



UNIVERSIDAD
NACIONAL
DE COLOMBIA

El agua, un reto para la salud pública La calidad del agua y las oportunidades para la vigilancia en Salud Ambiental

Adriana Janneth Espinosa Ramírez

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Medicina

Doctorado en Salud Pública

Bogotá, Colombia

2018

El agua, un reto para la salud pública

La calidad del agua y las oportunidades para la vigilancia en Salud Ambiental

Adriana Janneth Espinosa Ramírez

Tesis de grado presentada como requisito parcial para optar al título de:
Doctora en Salud Pública

Director:

PhD., Eduardo Mendes da Silva

Codirectora:

PhD., María Marcela Camacho Navarro

Línea de Investigación

Salud Ambiental

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Medicina Doctorado en Salud Pública

Bogotá, Colombia

2018

Solastalgia,

Definida como “...el malestar, desolación o nostalgia que siente el ser humano cuando es incapaz de obtener bienestar de su ambiente cuando ha sido sometido a un cambio negativo”

La relación biofilia–solastalgia llama a la generación de un equilibrio agenciado, en ausencia del cual se demuestra la brecha cultural entre el comportamiento humano y la capacidad de soporte de los ecosistemas, con afectación profunda del bien común ambiental. (Andrade, 2015).

*Agradezco a la vida por la generosidad
conmigo, por la salud,
Por mi bendito y recordado padre,
Por mi madre y la familia,
Por mis abuelos campesinos que forjaron
una familia honesta y trabajadora, en
especial por mi abuela que reconoció la
importancia de la educación,
Por las vivencias y los amigos,
Y otra vez por la terquedad...que sigue
guiando mis caminos...
Adriana*

Agradecimientos

A la Universidad Nacional de Colombia y en particular a los docentes del Doctorado en Salud Pública por la formación académica y personal. A los profesores Martha Lucía Álzate y Mario Hernández, por su consejo y colaboración constante.

A la profesora Marcela Camacho por cuestionarme y dar un empujón fuerte para cerrar este ciclo académico, y al profesor Eduardo Mendes da Silva por su apoyo conceptual y amistad.

A los compañeros del doctorado, por las experiencias vividas, el cambio de chip que me generaron y por mostrarme los caminos del empoderamiento como mujer en un mundo infinitamente desigual, gracias querida Gladys Ariza.

A mi familia nuclear, por ser el ejemplo de solidaridad, afecto y constancia y porque brindan alegría, paz y equilibrio a mi existencia. ¡Los adoro! A Juan Pablo Álvarez Silva por su amor, compañía y lealtad durante muchos momentos de mi vida y a su familia por la amistad de muchos años.

A los profesores María Consuelo Díaz-Báez y Héctor Manuel García Lozada por sus orientaciones en la parte inicial de la tesis, y por brindar la oportunidad de crecer profesionalmente a su lado en la Facultad de Ingeniería, U.N de Colombia. Al grupo GIBCA y a sus estudiantes de pregrado y maestría, gracias por sus enseñanzas.

A la UPTC, y en especial al grupo de investigación Unidad de Ecología en Sistemas Acuáticos UDESA, por renovar y actualizar mis capacidades académicas, y personales y por fomentar el espíritu investigativo en Boyacá

Resumen

La demanda creciente de agua más el aumento de su contaminación es el foco de esta tesis. Se señala la importancia de calidad, disponibilidad y acceso al agua para la vida, se presentan diferentes perspectivas teóricas donde se analiza la relación agua, salud y ambiente. La caracterización de efluentes industriales de la cuenca media del río Bogotá se muestra como ejemplo de contaminación puntual. A través de bio-ensayos se evidencia toxicidad, que no es detectada por el monitoreo convencional, y preocupa porque cuenca abajo el río es usado para riego y consumo humano. Ante el incremento de residuos potencialmente peligrosos cuyo destino final pueden ser cuerpos de agua, los bio-ensayos nuevamente señalan limitaciones de evaluaciones solo físicas y/o químicas. Se indica la necesidad de incluir biomodelos que indiquen afectaciones en las redes tróficas y valoren alteraciones de la calidad ambiental. El Lago de Tota fuente de agua para 1/3 de la población de Boyacá, es ejemplo de contaminación difusa por agroquímicos. El índice de riesgo de calidad de agua potable señala que ésta no es apta para consumo principalmente en la zona rural. Finalmente asociando actividades económicas y polutantes específicos se muestran debilidades en la vigilancia de ecosistemas acuáticos altamente presionados por abastecimiento y contaminación. Se alerta sobre el escaso monitoreo a ecosistemas acuáticos receptores, el sesgo sólo hacia protección de salud humana en las valoraciones, la exclusión de evaluaciones del impacto ecotoxicológico que a largo plazo ponen en peligro el agua para la vida en un país megabiodiverso.

Palabras clave: agua, ecotoxicología, salud ambiental, plaguicidas, respel, biomodelos.

Abstract

The growing demand for superficial freshwater and its increased pollution are the focus of this thesis. As a starting point the importance of quality, availability and access to water for life, as well as an analysis of different theoretical perspectives of the relationships between water, health and environment are presented. The characterization of industrial effluents of the middle basin of the Bogotá River is shown as an example of point source pollution. Toxicity is detected by bioassays, but not by conventional properties monitoring, and it is worrying since the river basin downstream is used for human consumption and irrigation. In addition, given the increase in domestic and industrial hazardous waste whose final destination may be different bodies of water, bio-assays again indicate the limitations of physical and/or chemical assessments. Moreover, the presented analysis shows the need to include bio-models that account for the effects on food webs to assess water quality. Subsequently, Tota Lake from which approximately 1/3 of the population of Boyacá, Colombia takes water, is presented as an example of diffuse pollution from agrochemicals. Based on national index measures the quality of drinking water is unfit for human consumption in the rural area of the sub-basin. Finally associating economic activities and specific pollutants, weaknesses are identified in highly pressured aquatic ecosystems monitoring in terms of water supply and pollution. This warns about the limited monitoring of aquatic ecosystems, the human health biases of these evaluations, the exclusion of systematic ecotoxicological impact assessments in the long term endangering the supply good quality water for life.

Keywords: water, ecotoxicology, environmental health, pesticides, hazardous wastes, biomodels.

Contenido

	Pág.
Resumen.....	V
Lista de figuras.....	IX
Lista de tablas.....	X
Lista de símbolos y abreviaturas.....	XII
Introducción.....	1
1. Capítulo: Marco teórico.....	4
1.1 Agua.....	4
1.2 Molécula y ciclo.....	4
1.3 Disponibilidad del Agua.....	5
1.4 Agua y salud humana.....	6
1.5 Agua y salud ambiental.....	11
1.6 Agua y Ecotoxicología.....	12
2. Capítulo: Estado de arte.....	15
3. Capítulo: Planteamiento del problema.....	40
3.1 Justificación.....	42
3.2 Objetivos.....	44
3.2.1 Objetivo general.....	45
3.2.2 Objetivos específicos.....	45
3.3 Metodología.....	45
4. Capítulo: Resultados.....	53
4.1 Impacto del manejo del río Bogotá.....	53
4.2 Toxicología de Residuos Peligrosos 2007-2011.....	81
4.3 Lago de Tota.....	91
5. Capítulo: Discusión.....	119
6. Conclusiones y recomendaciones.....	143
6.1 Conclusiones.....	143
6.2 Recomendaciones.....	145

A. Anexo: Principales municipios explotación de oro en Colombia 147

Bibliografía 149

Lista de Figuras

	Pág.
Figura 4-1. Sistema de agua que abastece Bogotá	57
Figura 4-2: Sistema de monitoreo calidad Hídrica de Bogotá 2010.....	61
Figura 4-3: Comparación de las cargas de metales pesados aportadas por descargas al río Bogotá, frente a lo medido en el río Bogotá- Estación cierre	63
Figura 4-4: Síntesis vertimientos evaluados toxicidad y descargados al río Bogotá periodo 1995-2005 GIBCA.	68
Figura 4-5: Toxicología vertimientos CAR 1995.....	70
Figura 4-6: Toxicología vertimientos industrias textiles.....	72
Figura 4-7: Toxicología vertimientos Industria Cosmética.....	74
Figura 4-8: Toxicología vertimientos Galvanotecnia.....	76
Figura 4-9: Toxicidad de Efluentes industriales Cuenca media río Bogotá 1995-2005...	78
Figura 4-10: Efectos subletales y letales en algas <i>S. capricornutum</i> e <i>H. attenuata</i>	88
Figura 4-11: Laboratorios que analizan residuos peligrosos COLOMBIA.....	90
Figura 4-12: Lago de Tota y sus principales afluentes.....	92
Figura 4-13: Caudal concesionado Corpoboyacá año 2012.....	96
Figura 4-14: Valores IRCA rural municipios de la sub-cuenca del lago de Tota.....	99
Figura 4-15: Predios con actividad de cultivo de cebolla Sub-cuenca del lago de Tota 2014.	107
Figura 5-1: Comparación de IRCA, Colombia período 2007-2013	124
Figura 5-2: Demanda potencial de plaguicidas, 2010-2014	128
Figura 5-3: Se estiman datos sólo de productos sólidos 2002- 2014	128
Figura 5-4: Porcentaje de uso de plaguicidas, Colombia 2012.	130
Figura 5-5: Red hídrica del país y explotación de oro.	135
Figura 5-6: Estimados de vertimientos de Hg, año 2012	138

Lista de tablas

	Pág.
Tabla 2-1: Carga de DBO y DQO en la Cuenca del Río Magdalena	16
Tabla 2-2: Micropolutantes presentes en aguas dulces.....	29
Tabla 2-3: Efectos de las sustancias químicas en aguas de consumo	35
Tabla 2-4: Efectos de microcontaminantes presentes en muestras de aguas residuales urbanas.....	37
Tabla 2-5: Temas de salud, contaminantes y agua potable en el período 2000 – 2014..	39
Tabla 4-1: Concentración de metales y cianuro en agua, 2004	62
Tabla 4-2: Concentración metales en sedimento de la red hídrica de Bogotá 2008-2009	64
Tabla 4-3: Características de los ensayos de toxicidad, batería multitrófica	69
Tabla 4-4: Ejercicio de Intercalibración con batería multitrófica	70
Tabla 4-5: Calificación Toxicológica de vertimientos industriales cuenca media del río Bogotá periodo 1995-2005.....	77
Tabla 4-6: Evaluación de sensibilidad a metales batería multitrófica	79
Tabla 4-7: Características para calificar residuos peligrosos	83
Tabla 4-8: Caracterización toxicológica de residuos complejos	85
Tabla 4-9: Toxicidad Residuos con <i>Selenastrum capricornutum</i> e <i>Hydra attenuata</i>	87
Tabla 4-10: Datos Morfométricos Lago de Tota.....	92

Tabla 4-11: Variables ambientales estimadas para el Lago de Tota	94
Tabla 4-12: Población municipal sub-cuenca del lago de Tota.....	97
Tabla 4-13: Valores de IRCA rural municipios de la sub-cuenca del lago de Tota	98
Tabla 4-14: Cambios en el uso del suelo sub-cuenca Lago de Tota 2001-2011	101
Tabla 4-15: Listado plaguicidas usados, Quebrada las Cintas Vereda Hato Laguna 2009	102
Tabla 4-16: Plaguicidas en sedimento, Quebrada las Cintas, 2009	105
Tabla 4-17: Fungicidas más usados en cuenca Lago de Tota, 2014.....	109
Tabla 4-18: Bioacumulación y movilidad en suelos Fungicidas más usados en cuenca Lago de Tota, 2014	110
Tabla 4-19: Plaguicidas sedimentos en afluentes del Lago de Tota, monitoreo 2016	112
Tabla 4-20: Información toxicológica de plaguicidas, Quebrada la Cintas (Lago de Tota)	115
Tabla 4-21: Plaguicidas aprobados para uso en cebolla larga ICA 2015 con usos 2009 y 2014	117
Tabla 5-1: Detección de metales en Colombia para el período 1990-2014	122
Tabla 5-2: Calidad del Agua Potable, Colombia año 2013	123
Tabla 5-3: Presencia de As en agua superficial y subterránea, Colombia	127
Tabla 5-4: Porcentaje de uso de plaguicidas por categoría toxicológica, Colombia 2012	130
Tabla 5-5: Micropolutantes en dos reservorios de agua superficial, Antioquia	131
Tabla 5-6: Datos oficiales de importación de Hg para el periodo 2001-2013.....	133
Tabla 5-7: Ríos colombianos que superan los niveles históricos de metales en sedimentos, periodo 2007-2013	137
Tabla 5-8: Detección de Hg diferentes matrices ambientales de Colombia.....	139

Lista de Símbolos y abreviaturas

Abreviaturas

Abreviatura	Término
CEPAL	Comisión Económica para América Latina y el Caribe
CGB	Contraloría General de Boyacá
CGR	Contraloría General de la República
CONPES	Consejo Nacional de Política Económica y Social
COP's	Compuestos Orgánicos Persistentes
DAMA	Departamento Técnico Administrativo de Medio Ambiente
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
DNP	Departamento Nacional de Planeación
DQO	Demanda Química de Oxígeno
IDEAM	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
IRCA	Índice de Riesgo de la Calidad del Agua
MADR	Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural
MADS	Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible
MAVDT	Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial
Mg	Megagramo equivale a tonelada
MSPS	Ministerio de Salud y Protección Social
OMS	Organización Mundial de la Salud
PIB	Producto Interno Bruto
PNUMA	Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente
RESPEL	Residuo Peligroso
SINA	Sistema Nacional Ambiental
SIVICAP	Sistema de Información de Vigilancia del Agua Potable
SST	Sólidos Suspendidos Totales
UPME	Unidad de Planeación Minero Energética
VEO	Vigilancia Epidemiológica de Organofosforados y Carbamatos

Introducción

El agua es una molécula esencial para la vida (Dieter, 2011). A nivel macroscópico y con el avance de la tecnología y el crecimiento de la población humana, la demanda de agua está aumentando intensamente. Se estima que las actividades antrópicas requieren hoy aproximadamente 50% de toda el agua dulce accesible del planeta y datos conservadores indican que esta cifra podría llegar a 70% en 2025 (Postel, 1998).

Como las limitaciones en cantidad, disponibilidad y calidad de agua dulce redundarían negativamente en salud y en las posibilidades de desarrollo de las sociedades humanas que dependen de ellos, la conservación de ecosistemas es una disciplina emergente que ha comenzado a recibir atención especial de la comunidad científica en los últimos años (Abell *et al.*, 2007; Linke *et al.*, 2008, 2011; Turak y Linke, 2011).

Las características distintivas de los ecosistemas de agua dulce plantean desafíos y dificultan la implementación de planes generalizables para su conservación dada las dinámicas espacio temporales particulares que se asocian a condicionantes hidroclimáticos y biofísicos locales. Los sistemas acuáticos están sometidos a muchas perturbaciones simultáneamente¹, lo que repercute sinérgicamente y afecta seriamente su biodiversidad y función (Turak y Linke, 2011). Esto debido a que los ecosistemas de agua dulce se encuentran entre los más diversos y amenazados del mundo (Strayer y Dudgeon, 2010), y están expuestos a presiones más altas que los terrestres o marinos adyacentes (Malmqvist y Rundle, 2002; Nel *et al.*, 2007). A nivel mundial, se acepta que la presión

¹ Contaminación, polución, alteración del flujo y multiplicación de especies introducidas en redes hidrológicas.

continúa sobre el agua promueve la entrada en exceso de nitrógeno (N) y fósforo (P)², que altera sus características físicas y químicas y resulta en colmatación, pérdida de la estructura ecológica, biodiversidad y disminución de cuerpos de agua disponibles para beneficio humano (UNWater, 2015a).

Colombia, cuenta con avances en políticas, normatividad, monitoreo y vigilancia del agua, sin embargo existen limitaciones y los riesgos potenciales de la presencia y movilización de polutantes³ en ecosistemas acuáticos, que son fuente de agua, despensa de alimento de la población, y nichos de biodiversidad del país, no se perciben adecuadamente. Señalar la necesidad de fortalecer la conservación de los ecosistemas acuáticos contra la contaminación química, para proteger la vida y la salud es inaplazable. Así, las medidas adoptadas para evitar la contaminación química del agua superficial y subterránea no sólo contribuyen a mantener la condición de los ecosistemas sino beneficia tanto a la producción de agua de calidad, como de alimentos seguros para consumo humano y animal.

La forma como se mide la contaminación química, los límites que se toleran y las decisiones que se toman al respecto de estos, depende de procesos de monitoreo y vigilancia. Estos usan herramientas que valoran propiedades físicas, químicas, microbiológicas del agua y el impacto en bio-modelos de algunos contaminantes. En Colombia el monitoreo y la vigilancia son restrictivos con respecto a aspectos que deberían evaluarse y cumplirse para garantizar agua de calidad respecto al uso y con especial énfasis en la salud humana.

En este trabajo ejemplos concretos de monitoreo y vigilancia son presentados señalando limitaciones. La cuenca del río Bogotá se presenta con énfasis en su zona media, y se analizan datos de monitoreo de contaminantes de vertimientos de diversos sectores industriales durante el periodo 1995-2005, se destacan variados metales, que dan cuenta

² Fenómeno denominado eutrofización que se entiende como los efectos biológicos del aumento de nutrientes vegetales (generalmente N y P, pero a veces de Si, K, Ca, Fe o Mn) en sistemas acuáticos (Calow, 1999).

³ Polutante que en este trabajo se considera un contaminante tóxico. Todos los polutantes son contaminantes pero no todos los contaminantes son polutantes debido a que no todos ejercen efectos tóxicos (Chapman, 2007).

de la insuficiencia de estas medidas para valorar calidad de agua. Se resalta el uso de pruebas toxicológicas multitróficas como herramienta de monitoreo de dichos efluentes y se muestra la aplicación de esta misma estrategia que se extiende a la caracterización de residuos sólidos de diferentes muestras de origen industrial, que si bien responden a la valoración ecotoxicológica propuesta por norma (Resolución 0062 de 2007), al ampliarse al uso de otros bio-modelos categorizaban en forma diferencial la toxicidad de estos residuos.

Adicionalmente, el Lago de Tota y su sub-cuenca se eligieron por las presiones sobre el agua de la actividad agrícola de gran escala, esorrentía difusa de plaguicidas, sin control ni monitoreo y usada para consumo humano por un tercio de la población boyacense. Se analizaron los valores de IRCA, el índice nacional de riesgo de la calidad de agua potable mostrando las deficiencias de ésta en particular en la zona rural para el periodo 2007-2014.

Finalmente, se compila el seguimiento presentado en documentos oficiales sobre usos de contaminantes químicos, *i.e* metales (mercurio Hg), metaloides (arsénico As), compuestos orgánicos (plaguicidas) y micropolutantes (medicamentos y cosméticos) en el país, para señalar que son vertidos al agua y al ambiente, que no se monitorean y vigilan satisfactoriamente y que pueden tener impacto potencial sobre la Salud Ambiental

1. Capítulo: Marco teórico

1.1 Agua

El agua es elemento vital, esencial e insustituible para la vida de toda especie viva, que junto con el aire y el sol, son indispensables e irremplazables en nuestro planeta. Su carácter imprescindible hace del agua un bien común, – una *res pública*, según los romanos –, de cuyo acceso no debería excluirse a nadie. Por tanto su disponibilidad, acceso y calidad deberían ser no sólo salvaguardados sino promovidos y su conservación responsabilidad colectiva. Así, el agua pertenece al ámbito de los derechos – y, por lo tanto, de los deberes humanos (Petrella, 2002).

El agua es un elemento indispensable que cruza todas las labores humanas y disponer y acceder a agua de buena calidad son necesarios para la vida y por conexión, para la salud (ONU, 2011).

1.2 Molécula y ciclo

La molécula de agua tiene características que le confieren propiedades especiales. Es pequeña y polar, y a pesar de no migrar en un campo eléctrico su polaridad la hace orientarse con respecto a él, propiedad denominada momento dipolo. Esta propiedad transferida no a una molécula sino a un conjunto de éstas se conoce como coeficiente dieléctrico que favorece a su vez que se encuentre en forma líquida cuando debería por su tamaño ser gaseosa. Esta molécula es también parte de reacciones del metabolismo, fuente de hidrógeno para reacciones de hidratación y enlace de hidrógeno para estabilizar macromoléculas biológicas y por su naturaleza polar solvente universal (Dieter, 2011). Por

estas propiedades se argumenta que el agua ha sido pilar en la aparición y permanencia de la vida en la Tierra.

El ciclo del agua se refiere al tránsito de esta molécula sobre, hacia y en el suelo y subsuelo. Durante éste, el agua pasa por sus diferentes estados ciclando entre la atmósfera, mares, ríos, suelo y subsuelo. Esta interpretación del ciclo del agua distribuida en un solo compartimiento es la más conocida. Sin embargo, ha sido recientemente cuestionada indicando que el agua estaría dividida, en donde la correspondiente a precipitación, quebradas y ríos serían un compartimiento, mientras que el agua del subsuelo y la acumulada en plantas pertenecería a otro (Evaristo *et al.*, 2015). Esta nueva interpretación del ciclo del agua implicaría reconceptualizar cómo se mueve el agua entre cada uno de estos compartimientos lo que determinaría un manejo diferente al que hoy se hace de este elemento vital.

1.3 Disponibilidad del Agua

El total de agua en el planeta Tierra sigue siendo el mismo desde cuando estaba habitada por poco menos de 3% de la población actual, hace 2.000 años. Su demanda creciente por ser indispensable para la vida, consumo, salud y actividades económicas, ha creado una enorme competencia por este elemento, que es escaso y limitado. Si bien el 70% de la superficie terrestre está cubierta por agua, la mayor parte de ésta no tiene las características (agua de mar) para su consumo y uso humano, y sólo 3% es aprovechable (agua dulce).

Este pequeño porcentaje está distribuido en su mayor parte en casquetes de hielo y glaciares limitando su disponibilidad. De hecho, se calcula que sólo 1% del agua dulce superficial es fácilmente utilizable por encontrarse en lagos, ríos y a poca profundidad en el suelo. Sólo esa cantidad de agua se renueva habitualmente. Así, de este elemento finito y poco disponible se depende para beber, generar alimentos, bienestar cotidiano, diluir y reciclar residuos (revisado por Agudelo, 2005), mitigar el impacto del cambio climático, garantizar sustentabilidad y mantener y promover salud (UNWater, 2014).

1.4 Agua y salud humana

Desde la antigüedad se reconoce la conexión entre agua y salud. Los griegos practicaban normas de higiene. Hipócrates recomendaba hervir el agua para inactivar "impurezas". Los romanos, antes que la salud pública se constituyera como rama de conocimiento, se ocuparon de diseñar acueductos y de conducir excretas lejos de sus ciudades para proteger su salud (revisado por Franco, 2011). Si bien la relación salud- calidad del agua se ha valorado recientemente, los primeros estudios sistemáticos de la transmisión de una enfermedad (cólera) por fuentes de agua contaminada se atribuyen al médico británico John Snow en 1854. Este concepto se reafirma con la teoría de los gérmenes postulada por Pasteur en el primer cuarto del siglo XIX, lo que contribuyó a explicar por qué la pobre calidad del agua se asocia con ciertas enfermedades (Afzal, 2006). Así a mediados del siglo XIX, la relación entre calidad del agua y transmisión de enfermedades es parte de los aportes del movimiento higienista en Reino Unido y otros países (Corvalán *et al.*, 1999). En la práctica, se le atribuye la reducción significativa de prevalencia e incidencia de enfermedades relacionadas con acceso a agua e higiene en Estados Unidos y Europa Central, donde los servicios de agua y saneamiento son casi universales. Sin embargo, en países en desarrollo, se siguen teniendo serias carencias, barreras y limitaciones y como resultado, millones de personas padecieron enfermedades prevenibles y murieron cada año (Montgomery y Elimelech, 2007). Por tanto, el acceso a agua potable y saneamiento, se siguen considerando las medidas más económicas y eficaces para mejorar la salud de la población y prevenir muertes asociadas con baja calidad de agua o pobre acceso, al asumir relación causal de agua de baja calidad con enfermedad.

Las medidas de saneamiento han hecho énfasis en la eliminación controlada de agua contaminada, su tratamiento y a mantener alta calidad de agua para consumo (Afzal, 2006). Desde la visión clásica de la salud pública se busca evitar, controlar o minimizar la presencia de contaminantes químicos y biológicos para prevenir enfermedades con poco énfasis en la promoción de la salud. Sin embargo, las exposiciones ambientales, subagudas y de largo plazo que son más difíciles de detectar y cuantificar pueden darse vía ingesta de agua o consumo de productos obtenidos en ecosistemas acuáticos

perturbados por polutantes. Así, los programas de vigilancia y monitoreo actuales se han dimensionado con base en modelos de atención de los procesos salud-enfermedad en donde se enfatizan relaciones causales unidireccionales, concentrados en el control de algunas características físicas, químicas y microbiológicas específicas del agua que se reconoce pueden afectar la salud humana.

Dentro de la economía neoclásica se considera que los bienes y servicios⁴ que los ecosistemas aportan, dentro de éstos el agua, a las sociedades humanas son cuantificables y pueden contabilizarse en relaciones costo-beneficio, y además que pueden estar regulados por el mercado. El término recurso hídrico construido de nociones de gestión y administración de la naturaleza, panificable y transable no será usado en este trabajo. Esta es una lógica utilitarista sobre la naturaleza en beneficio exclusivo del desarrollo económico de ciertas sociedades humanas, y la degradación ambiental sería una “falla del mercado” (Gómez-Baggethun y De Grott, 2007). Así, los servicios ecosistémicos se refieren a funciones que la naturaleza ofrece para el bienestar humano y se categorizan en aquellos de aprovisionamiento, regulación y mantenimiento y culturales (Potschin y Haines-Yang, 2011).

Aunque el funcionamiento e integridad de los ecosistemas son difíciles de valorar monetariamente, principalmente porque son cambiantes en escalas espacio-temporales acorde con dinámicas naturales y sociales que los pueden perturbar, la planificación, gestión y conservación de la biodiversidad está contemplada bajo la visión de cuantificar servicios ecosistémicos (Potschin y Haines-Yang, 2011). Algunos investigadores incluyen la conservación de la naturaleza para garantizarlos y así promover salud y bienestar de los humanos.

En esta lógica los daños sobre la naturaleza que impactan a la salud humana constituirían los denominados perjuicios ecosistémicos⁵ e incluyen riesgos naturales y donde se

⁴ Un bien se constituye como tal porque se puede intercambiar en el mercado, por ejemplo un árbol puede desglosarse en unidades de madera o unidades de aporte de oxígeno (servicio) (Gómez-Baggethun y De Grott, 2007).

⁵ Estos llamados perjuicios ecosistémicos (*ecosystem disservice* ED por sus siglas en inglés). Se consideran principalmente como un peligro para cumplir con la función beneficiosa del ecosistema y como peligros para el bienestar socioeconómico. Efectos nocivos de los ecosistemas que incluyen

evalúan impactos negativos de la contaminación del agua, suelo y/o aire, la presencia de plagas, el deterioro a la infraestructura, infecciones, alergias, ataques de animales, presencia de organismos venenosos y carnívoros entre otros (Sandifer *et al.*, 2015). Este término es nuevo y poco divulgado ya que no tiene la aplicabilidad de los servicios, pero derivarían por influencia antrópica (Döhrena y Haase, 2015). Se propone en este texto usar el término perjuicio ambiental para ilustrar la pérdida de servicios ecosistémicos por la movilización de sustancias tóxicas a ecosistemas acuáticos, en donde los que sufren procesos de urbanización tienen efectos negativos sobre salud y función ecológica, en lo que se conoce como el síndrome del río urbano (Grant *et al.*, 2012), por ejemplo el caso del Río Bogotá que se tratará en el capítulo 4.1.

Como algunos servicios ecosistémicos dependen del sistema acuático se han generado estrategias que buscan valorar el agua y garantizar su calidad por lo que se hace monitoreo y vigilancia. Para los propósitos de este trabajo monitoreo hace referencia a un sistema continuo de observación, medición y evaluación con propósitos definidos, enfocado en cuantificar diferentes características del agua. Se acepta indispensable para generar una línea base que facilite la detección de peligros (UNEP, 2008). El monitoreo de la calidad de agua es un asunto prioritario para salud humana. Por esto se determinan las condiciones de algunas fuentes y reportan evaluaciones que buscan incentivar la protección y manejo de aguas superficiales, y desarrollar estrategias que contribuyan con la gestión y conservación de los ecosistemas y la salud humana (PNUMA, 2005).

Vigilancia del agua, por otra parte se asume como la evaluación continua de la salubridad y aceptabilidad de los sistemas de abastecimiento de agua (OMS, 2008). Esta debería contribuir a la protección de la salud pública al fomentar calidad, cantidad, accesibilidad, cobertura, asequibilidad y continuidad de los sistemas de abastecimiento de agua. La calidad de agua está definida por tres criterios que tienen un enfoque de riesgo⁶. Para la

los riesgos naturales tales como olas de calor, inundaciones, sequías y tormentas. Se propone en este texto usar el término perjuicio ambiental (*ecosystem disservice*) para ilustrar la pérdida de servicios ecosistémicos también en sistemas acuáticos por la movilización de sustancias tóxicas y a la vez a la afectación de servicios ecosistémicos de depuración, provisión de agua para riego y para mantenimiento ecológico (Sandifer *et al.*, 2015).

⁶ Agua libre de organismos patogénicos, con bajos niveles de sustancias químicas perjudiciales definidos con umbrales y parámetros físicos aceptados dentro de ciertos intervalos y con compuestos radioactivos por debajo de umbrales definidos

vigilancia usualmente se seleccionan parámetros sugeridos por lineamientos propuestos por la OMS y agencias de control ambiental de realce. Sin embargo, estos acercamientos pueden tener matices diferentes; por ejemplo, desde el enfoque europeo se propicia la protección de fuentes de agua mientras en Estados Unidos el énfasis se da más hacia la protección de los sistemas de distribución de agua potable.

Desde la economía ecológica y ambiental el llamado capital natural⁷ no es concebido sólo como un simple *stock* o agregación de elementos (estructura ecológica)⁸ sino que incluye interacciones entre estos (función ecológica)⁹, porque si bien la naturaleza y en conexión el agua, pueden ser transformadas por actividades económicas también son sumidero de residuos, sin que necesariamente medie una actividad económica en este proceso. Así la función de la estructura ecológica, constituye un concepto de capital natural ampliado que engloba procesos e interacciones que determinarían su integridad ecológica (Gómez Baggethun y De Grott, 2007). Esta integridad ecológica beneficia el desarrollo de otras interacciones entre comunidades biológicas que permiten sostenibilidad¹⁰ de la biodiversidad. Sin embargo, este concepto queda incompleto porque la integridad ecológica se preservaría si el ecosistema es resiliente¹¹ y sustentable¹².

Rockstrom *et al.*, 2009 del Instituto para la Resiliencia y la Conservación en Estocolmo, han propuesto ampliar este enfoque para lograr la sustentabilidad global en la etapa actual

⁷ Capital natural. Esta noción es formalizada hasta principios de los 1990 en los campos de la economía ambiental y la economía ecológica por Costanza y Daly, (1992) que lo consideran como todo *stock* que genera un flujo de bienes y servicios útiles o renta natural a lo largo del tiempo.

⁸ Estructura ecológica es la estructura física y biótica de un ecosistema que al interactuar generan propiedades particulares de ese ecosistema algunas de las cuales son emergentes

⁹ Función ecológica. Estructura ecológica que al interactuar genera propiedades particulares de ese ecosistema algunas de las cuales son emergentes

¹⁰ Sostenibilidad que en este trabajo hace referencia al abuso de los recursos naturales primordialmente para el beneficio para la especie humana y empujada por el sistema económico neoclásico (Escobar, 2007).

¹¹ Resiliencia entendida como la capacidad de recuperación de un ecosistema luego de una perturbación que no necesariamente implica devolverse al estado inicial pero si a un estado ecológicamente funcional con capacidad de sustentar biodiversidad.

¹² Sustentabilidad que en este trabajo se entiende a partir del propuesto por Breihl que lo presenta como un concepto multidimensional que implica un conjunto de condiciones para que los socio-ecosistemas puedan fundamentar su preservación (Breilh, 2010), pero que se amplía incluyendo todos los seres vivos es decir salud ambiental con conservación y promoción de los socio-ecosistemas.

del Antropoceno¹³, cuyo impacto mayor se ha dado en los últimos 50 años por el rápido crecimiento de las poblaciones humanas y sus actividades productivas con alteraciones en la integridad de ecosistemas, factores que presionan los límites biofísicos establecidos para mantener la capacidad de autorregulación de la Tierra. La propuesta de estos autores estaría enmarcada en el concepto de sistema socioecológico¹⁴. Proponen los límites planetarios, que tienen en cuenta variables biofísicas, y muy cercanos a los registrados para el Holoceno¹⁵, como lindero de operación segura para la humanidad, donde hombre y entorno natural deberían mantenerse con el fin de minimizar los cambios ambientales catastróficos que se pronostican.

En esta lógica se tienen hoy evaluaciones y monitoreo permanentes sobre cambio climático, acidificación de océanos, pérdida de ozono estratosférico, aumento en flujos de nitrógeno (N) y fósforo (P), pérdida de biodiversidad, cambios en el uso y pérdida del suelo, uso y contaminación del agua dulce. Rockström *et al.*, 2009 afirman que la humanidad ya ha transgredido varios límites expresados en el cambio climático, aumento de la tasa de pérdida de biodiversidad e incremento de los flujos de N y P. Dado que los límites planetarios son interdependientes, transgredir uno impacta a los otros, lo que presupone que en el corto plazo se presionarían otros límites fundamentales en el equilibrio de la biosfera. Más aún, ante la carencia de intervalos de medición claros para la contaminación de aire o con sustancias tóxicas, es difícil valorar el estado actual de sustentabilidad (Rockström *et al.*, 2009).

Algunos contradictores de la apuesta teórica sobre resiliencia y límites planetarios seguros, señalan que en el caso de introducción de tóxicos en el ambiente no se debe esperar a superar un límite para tomar acciones, dado que los cambios inducidos por los polutantes serán irreversibles y comprometerán seriamente la biosfera (MacLeod *et al.*, 2014). Tal es el caso, de las advertencias sobre cambio climático y daño en la capa de ozono, y la

¹³ Época en la que los humanos y sus actividades son la principal fuerza conductora de presiones para el sistema terrestre (revisado por Rockström *et al.*, 2009).

¹⁴ Se entiende sistema socioecológico aquel entramado de relaciones de un grupo humano con su entorno natural

¹⁵ Periodo interglaciar actual, que comenzó hace aproximadamente 10000 años con relativa estabilidad ambiental que permitió el desarrollo de la agricultura y las sociedades (Rockstrom *et al.*, 2009).

conciencia limitada sobre la fragilidad del sistema climatológico y de los perjuicios que representa que la capa de ozono haya ampliado su tamaño.

1.5 Agua y salud ambiental

Salud ambiental (S_A)¹⁶ se ha entendido como la teoría y práctica de estimar y controlar factores ambientales que puedan potencialmente afectar la salud humana (Yassi *et al.*, 2002; Parkes *et al.*, 2003; CONPES, 2008), en el que es funcional medir la calidad del agua potable y tener un manejo seguro de las sustancias químicas. Una crítica a esta perspectiva de S_A es que no supera la concepción de riesgo, en donde se mantienen explicaciones causales unidireccionales agregables y por tanto sus aplicaciones se centran en el manejo de contaminantes y polutantes, en donde se determinan límites y se toman medidas de contención sólo al superarlos. En esta tesis se concibe Salud Ambiental (SA) como aquella capaz de conservar ecosistemas, mantener integridad ecológica y por tanto derivar agua de buena calidad para el ambiente incluyendo todos los seres vivos, con la conservación de ecosistemas y manutención de los servicios ecósistémicos.

Desde la perspectiva de S_A , la mayoría de normatividades ambientales parten de niveles “aceptables” de contaminación que una vez superados deben ser minimizados por medio de apuestas tecnológicas como los sistemas de tratamiento. Aquí se asumen los ecosistemas como sumideros capaces de absorber, transformar, degradar o atenuar los contaminantes y la fisiología de los organismos adaptable y las consecuencias deletéreas sobre ésta mínimas por debajo de los umbrales establecidos de toxicidad. No obstante, los resultados de manejo desde esta concepción de S_A , no han logrado evitar la contaminación ni los daños al medio ambiente, ya que subestima la escala, complejidad y diversidad de la contaminación química (Thornton, 2000), y su impacto real en los ecosistemas. La pregunta clave es entender no es si un residuo químico se encuentra en el ambiente, sino si el residuo está teniendo un efecto significativo sobre el medio ambiente (Wiersma *et al.*, 1980).

¹⁶ Salud ambiental en minúsculas (S_A) explicita acciones referidas a proteger la salud humana se debe diferenciar de la Salud Ambiental (SA), en mayúscula que promueve esta tesis, que es más incluyente, cubre la necesidad de mantener integridad ecológica y engloba a todos los seres vivos.

1.6 Agua y Ecotoxicología

La prevención de los impactos tóxicos en el medio ambiente es una tarea seria y difícil, debido a que los tomadores de decisiones deben conciliar con la preocupación pública por la salud humana la calidad del ambiente, los gremios económicos, la incertidumbre y la falta de evidencias científicas disponible sobre afectaciones ambientales. No obstante, por la complejidad de valorar todos los productos químicos tóxicos en todas las especies biológicas o genotipos dentro de cada ecosistema, las interacciones entre éstos y con otros factores que modifican el comportamiento de las sustancias químicas en el entorno, y no se puede predecir el impacto en las comunidades receptoras (Vindimian, 2013). Los bioensayos de laboratorio emplean organismos de referencia o nativos para detectar los efectos agudos o crónicos de las sustancias (Boluda *et al.*, 2002).

Existe creciente preocupaciones sobre los riesgos químicamente inducidos sobre la biodiversidad, que necesita además pruebas de campo de la interrupción de los servicios ecosistémicos, y señala la necesidad de establecer políticas públicas para evitar degradación ambiental (Tappaneeyakul, 2008). Sin embargo la reducción de la brecha entre la voluntad para prevenir alteraciones ecológicas y la falta de conocimiento requieren una fuerte agenda científica y política con financiación adecuada y visiones integradas que involucren múltiples factores o entiendan la complejidad de los ecosistemas, los vínculos entre peligros locales y cambios de índole global.

Para valorar el impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas acuáticos desde la década del 70 se cuenta con herramientas biológicas diversas, sin embargo poco han permeado las actividades de control y vigilancia de sustancias químicas en Colombia. Tappaneeyakul (2008) plantea algunas de las principales falencias a superar referido al caso de Tailandia y que es coincidente con lo que sucede en el país: Sugiere mejorar la comprensión del impacto ecotoxicológico en los ecosistemas por el uso de sustancias contaminantes en actividades agropecuarias cuya magnitud no es advertida, así como promover el uso de herramientas ecotoxicológicas tanto en el sector privado y las organizaciones gubernamentales de control y vigilancia, formar capacidad científica para llevar a cabo éstas de manera rutinaria

Además señala la necesidad de garantizar los recursos para la innovación, e implementación de este tipo de pruebas acordes con la naturaleza de los ecosistemas acuáticos tropicales, y sugiere las dificultades para integrar a las políticas de gestión del agua estas herramientas.

La postura del trabajo aquí presentado, se inspira en Escobar (2007) que cuestiona la idea del desarrollo sostenible como aquel que promueve la forma en que se entiende y se relaciona la sociedad occidental con el ambiente natural. La crisis del modelo de crecimiento y consumo es expresada en la crisis del agua y su contaminación, dada la forma de obtener crecimiento económico, lo cual genera perturbaciones en los ecosistemas y su integridad ecológica.

Más aún se asume el agua como derecho y bien colectivo indispensable para la SA. La concepción colectiva es esencial para mantener la integridad de los ecosistemas y se debe repensar no sólo para las sociedades humanas, sino como elemento integrador para la vida. Cuando el agua se representa como un recurso administrable y no como parte integral de la biosfera se cae en la lógica de servicios y perjuicios ecosistémicos en consonancia del sistema económico. La defensa del agua es posible si se contempla dentro del derecho a un ambiente sano. Esta tesis concuerda con Cairns (2008) que señala cómo la presencia de sustancias tóxicas no ha recibido la atención política y de gestión necesarias para garantizar su calidad. Como afirma Leff (2004) “estamos en una crisis del desconocimiento del conocimiento” la polución es una realidad de las acciones y decisiones humanas. En este trabajo el concepto de SA está anclado en una interpretación del ambiente en donde se incluye la conservación de los ecosistemas como garantía el agua para la vida y en donde se tendrían en cuenta determinaciones naturales y sociales estructurales pero se acepta el comportamiento complejo de la naturaleza que incluye eventos no determinísticos y por tanto imposibles de predecir. Se sugiere una reflexión sobre la necesidad de una apuesta por el manejo sustentable del ambiente y se reivindican las pruebas toxicológicas multitróficas, además de priorizar investigación en ecotoxicología (ver adelante) como herramientas para éste.

2. Capítulo: Estado de arte

En términos de disponibilidad la cantidad de agua por persona cayó 60%, de 16.800 m³/persona/año en 1950 a 6.800 m³/persona/año en 2000. Se calcula que hoy cada persona necesita, para consumo e higiene, 20-50 litros de agua por día, libres de contaminantes (OPS, 2009). Se estima además que de mantenerse la tendencia para el año 2025, la disponibilidad global de agua dulce podría descender a 15% más, es decir 5.100 m³ por persona/año. Entonces para el año 2030 en el mundo se necesitarán 4.400.000 m³ de agua, 27% más que el consumo actual, 3'200.000 m³. Así, la competencia por agua entre agricultura, industria y abastecimiento humano estarían limitando el desarrollo económico de muchos países en vías de desarrollo (Agudelo, 2005) esto sin incluir agua de calidad para la vida y la salud ambiental.

Un tercio (33 de 105) de las ciudades más grandes del mundo obtienen agua para potabilizar de áreas protegidas y de conservación (Mulongoy y Gidda 2008). Además muchos parques nacionales importantes y otras reservas naturales proveen protección a las fuentes de agua para pueblos y ciudades. En Colombia, el Parque Nacional Natural (PNN) Chingaza abastece 70% del agua de Bogotá, PNN Farallones de Cali abastece a Cali, y el Parque recreacional y Refugio de Fauna Alto de San Miguel a Medellín (Mulongoy y Gidda 2008).

Aunque Colombia es rica en agua, es necesario destacar que la distribución heterogénea, la de la población y de las actividades económicas en el país, hacen que la disponibilidad de agua sea menos favorable en donde hay limitación de ésta y mayor concentración de población. El 80% de los asentamientos urbanos se abastecen de fuentes muy pequeñas con baja capacidad de regulación como arroyos, quebradas o riachuelos, sin sistemas de

almacenamiento, lo que resulta en que el abastecimiento de agua de una parte considerable de la población sea altamente vulnerable. Más aún, los sectores agropecuario e industria juntos demandan 72% del total del agua (MAVDT, 2010).

El rendimiento hídrico¹⁷ promedio del país se estima en 56 l/s/km², por encima del promedio mundial (10 l/s/km²) y del latinoamericano (21 l/s/km²). Sin embargo, las cuencas de los ríos Cesar, Ranchería, Bogotá, Cali, Chicamocha, son menores y por debajo de 15 l/s/km² (IDEAM, 2015), lo cual indica baja disponibilidad y baja capacidad de recarga de los cuerpos de agua.

Desde el punto de vista químico, en la tabla 2-1 se incluyen los ríos que más carga de demanda biológica de oxígeno (DBO)¹⁸ y demanda química de oxígeno (DQO)¹⁹ aportan a la cuenca del río Magdalena-Cauca. Se señala al río Bogotá como el sistema acuático que recibe las cargas más altas de contaminación comparativamente con otros, este río se desplaza por el centro oriente del país, en la denominada región cundiboyacense, que se estima presentará déficit hídrico en el mediano plazo (IDEAM, 2015), lo que indica que sería más vulnerable a presiones por polución química. Estos datos sugieren que la gestión insuficiente sobre esta cuenca puede repercutir severamente en los usos futuros y avizora posibles conflictos en la salud pública de los pobladores aguas abajo.

Tabla 2-1: Carga de DBO y DQO en la Cuenca del Río Magdalena

Subzona hidrográfica	DBO (toneladas ²⁰ /año)	DQO (toneladas /año)
Río Bogotá	180781	402854
Río Porce	69894	133506
Río Lilí, Meléndez y Cañaveralejo	37669	72509
Río Lebrija	28025	57014
Río San Jorge La Mojana	14379	32525
Río Chinchiná	12569	22121
Río Chicamocha	10741	19786

Modificado de IDEAM, 2015

¹⁷ Rendimiento hídrico o cantidad de agua que fluye por unidad de área (IDEAM 2015).

¹⁸ Equivale a la materia orgánica biológicamente degradable

¹⁹ Equivale a la materia orgánica químicamente degradable.

²⁰ En el Sistema métrico internacional el término indicado es Megagramo. En el texto se mantendrá tonelada por ser una unidad más conocida y referenciada en diversos documentos revisados.

Agua y salud humana

En la actualidad se mantiene la percepción que la higiene, acceso a alimentos, agua potable y saneamiento ambiental son las acciones que más benefician la salud humana, en donde el agua es elemento central en estas estrategias. A lo largo de la historia, se acepta la dependencia de los humanos no solamente del agua, sino de un soporte ecológico íntegro, y los insumos para su supervivencia provendrían del llamado “capital natural”. Así se señala que es altamente improbable que este soporte ecológico pueda ser sustituido por tecnología (Cairns, 2002), y que los ecosistemas proveerían beneficios que incluyen aire, agua y comida (MEA, 2005). Más aún, se presume que inversiones en la generación de agua potable y en mejores condiciones de saneamiento contribuyen con mejor salud humana y productividad económica. Por tanto, se asume que el agua es fundamental para reducir la carga mundial de enfermedades y para mejorar la salud, el bienestar y la productividad de las poblaciones humanas (UNWater, 2014). Desde los beneficios intangibles algunos estudios recientes indican que cercanía a áreas naturales brinda bienestar mental y es protectora para muchas enfermedades especialmente aquellas de las vías respiratorias, inflamatorias, cardiovasculares o enfermedades mentales como la depresión (Sandifer *et al.*, 2015).

Se señala además, que la mortalidad y morbilidad relacionadas con diarrea, paludismo, esquistosomiasis, tracoma, helmintiasis intestinal, encefalitis japonesa y hepatitis A, están asociados con transmisión por agua (OMS, 2004), y se estima que sólo las enfermedades infecciosas relacionadas generarían hasta 3,2 millones de muertes cada año, 6% del total de muertes en el mundo. Sumado a esto se calcula que la carga de enfermedades causadas por falta de agua y por saneamiento e higiene inadecuados totaliza 1,7 millones de muertes y la pérdida de más de 54 millones de años de vida saludable. Prüss *et al.*, 2008 afirman que 10% de las enfermedades del mundo serían prevenidas si se garantiza acceso a agua potable y saneamiento, porque 80% de los casos de diarrea son atribuibles a agua insegura, inadecuado saneamiento o falta de higiene. Más aún, la misma OMS ha establecido la carga de enfermedades atribuibles al ambiente y propone intervenir de manera preventiva para evitar la exposición a peligros ambientales (Corvalán *et al.*, 1999; Prüss y Corvalán, 2006). Para Colombia las cifras del Viceministerio de Agua, registran

2.600 niños de 1 a 5 años fallecidos, muertes que se asocian con estas causas (Yañez y Acevedo, 2013).

En 2002 el Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales de la ONU aprobó en la observación general N° 15 el derecho al agua²¹, que está indisolublemente asociado al derecho a la salud. Posteriormente el 28 de julio de 2010, a través de la Resolución 64/292²², la Asamblea General de las Naciones Unidas reconoció explícitamente el derecho humano al agua y el derecho al saneamiento²³, reafirmando que agua potable y saneamiento son esenciales para la realización de todos los derechos humanos.

Sin embargo, este derecho al agua no comprende aquella necesaria para la agricultura o el pastoreo, o para el mantenimiento de los sistemas ecológicos. Dada la interdependencia y la indivisibilidad de todos los derechos humanos, puede decirse que se establecerá como prioridad al uso de agua para la agricultura y el pastoreo cuando ello sea necesario para prevenir el hambre (ONU, 2010). Esta posición resulta contradictoria con los usos reales del agua en el mundo, donde cerca de 70% se utiliza para actividad agrícola y la importancia para los ecosistemas no se puede desligar como derecho colectivo porque es un ecosistema sano es el que garantiza el beneficio del agua.

Desde la economía neoclásica el ambiente es desagregado en servicios ecosistémicos pero su funcionamiento e integridad son difíciles de valorar porque cambian en la escala espaciotemporal. Sin embargo, la planificación, gestión y conservación de la biodiversidad bajo esta visión contempla cuantificar algunos parámetros (Potschin y Haines-Yang, 2011). La intensificación del uso de bienes y servicios ambientales es una tendencia impulsada por el crecimiento poblacional que ocasiona demanda creciente por agua, comida, fibras, minerales y energía.

²¹ Derecho al agua: todos deben disponer de agua suficiente, salubre, aceptable, accesible y asequible para el uso personal y doméstico. este abarca sólo los usos personales y domésticos. Incluye el consumo, el lavado de ropa, la preparación de alimentos y la higiene personal y doméstica (ONU, 2011).

²² Reconoce que el derecho al agua potable y el saneamiento es un derecho humano esencial para el pleno disfrute de la vida y de todos los derechos humanos. Resolución 64/292 ONU.

²³ Derecho al saneamiento: toda persona deberá acceder a un servicio de saneamiento adecuado y seguro que proteja la salud pública y el medio ambiente. *ibidem*

Derivado de esto, se enfatiza la conservación de la naturaleza para garantizar servicios ecosistémicos y en conexión promover salud y bienestar del ser humano. Asumiendo los beneficios del disfrute y exposición a la naturaleza se impulsan muchas políticas de ordenamiento urbano que contemplan el diseño de áreas seminaturales que cumplan este objetivo. En los ambientes costeros se piensa que restaurar por ejemplo barreras naturales como corales y arrecifes pueden proteger de fenómenos como los huracanes (Sandifer *et al.*, 2015).

Para Colombia²⁴ la política de biodiversidad tiene la misma perspectiva desde la economía neoclásica y se definen los servicios ecosistémicos como los beneficios directos e indirectos que la humanidad recibe de la biodiversidad y que son el resultado de la interacción entre los diferentes componentes, estructuras y funciones que constituyen la biodiversidad (MADS, 2012a). Los bienes y servicios se categorizan así:

- Servicios de aprovisionamiento que son aquellos bienes que se obtienen de los ecosistemas como alimentos, fibras, maderas, leña, agua, suelo, recursos genéticos, pieles, mascotas, entre otros.
- Servicios de regulación y soporte resultantes de la regulación de procesos ecosistémicos, que incluyen el mantenimiento de la calidad del aire, la regulación del clima, el control de la erosión, el control de enfermedades y la purificación del agua (MEA, 2005). De otro lado, los de soporte son procesos ecológicos necesarios para el aprovisionamiento y existencia de los demás servicios ecosistémicos. Se evidencian a escalas de tiempo y espacio mucho más amplias que los demás, ya que incluyen procesos como producción primaria, formación del suelo, provisión de hábitat para especies, ciclaje de nutrientes, detoxificación de contaminantes, biorremediación, entre otros.
- Servicios culturales que son beneficios no materiales obtenidos de los ecosistemas, a través del enriquecimiento espiritual, belleza escénica, inspiración artística e

²⁴ Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE), Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS, 2012a).

intelectual, el desarrollo cognitivo, la reflexión, la recreación y las experiencias estéticas (MEA, 2005).

Desde otra perspectiva Rockström y su grupo (Rockström *et al.*, 2009) proponen nueve límites planetarios y priorizan siete por disponer de más datos globales, regionales y locales y reconocer mejor los umbrales²⁵. Estos contemplan:

- Evitar el cambio climático manteniendo concentración de CO₂ en la atmósfera <350 ppm.
- Evitar la acidificación de océanos. La media superficial del estado de saturación de agua de mar en relación con la aragonita ≤ 80% de los niveles pre-industriales.
- Ozono estratosférico < 5% de reducción en la concentración de O₃ desde el nivel pre-industrial de 290 unidades Dobson.
- Para el ciclo biogeoquímico de N limitar la fijación industrial y agrícola de N₂ a 35 teragramos (Tg) N año⁻¹ y que el ciclo del P con ingreso anual de éste a los océanos no exceda 10 veces.
- Usar agua dulce a < 4.000 km³ año⁻¹ de uso consuntivo de los recursos de escorrentía.
- Cambiar uso del suelo < 15% de la superficie terrestre libre.
- Disminuir la velocidad de la tasa de pérdida de la diversidad biológica (tasa anual <10 extinciones por millón de especies).

Por ejemplo, al racionalizar el uso del suelo se preservaría la conectividad espacial que es crucial en el mantenimiento de procesos ecológicos y sustentan biodiversidad. Linke *et al.*, 2011 indica que la conectividad longitudinal en sistemas acuáticos permite migraciones de la biota a través de redes fluviales y es importante para la dispersión, reproducción y la dinámica de la población de muchas especies de peces. Otra fauna puede moverse por vía aérea (*i.e.*, aves acuáticas e insectos acuáticos adultos) o por tierra (tortugas y algunos crustáceos) para acceder a zonas de agua dulce cercanas o distantes (*i.e.*, lagos y humedales), la proximidad de modo espacial de los hábitats acuáticos dentro y entre las cuencas de los ríos podría ser importante para mantener estas especies.

²⁵ Se definen como transiciones no lineales en el funcionamiento del sistema acoplado ambiente-humanidad (revisado por Rockström *et al.*, 2009).

Agua y salud ambiental

Los ecosistemas acuáticos de todo el mundo tienen algún grado de perturbación, y en particular los humedales, están degradados y por tanto los servicios que prestan están en reducción. Algunos análisis económicos establecen que entre 1997 y 2011 se perdieron entre 4,3 y 20,2 billones de dólares estadounidenses al año en servicios ecosistémicos, debido a cambios de uso del suelo (revisado en UNwater, 2015a). Estas cifras reflejan la valoración económica de aquellos bienes y servicios ecosistémicos medibles, pero existen otros como los culturales, espirituales y no tangibles que no se cuantifican y las pérdidas y repercusiones potenciales en la disminución de bienestar y la salud puede ser incalculable e irrecuperable. Los sistemas acuáticos que sufren urbanización tienen efectos negativos sobre la función ecológica conocida como el síndrome del río urbano (Grant *et al.*, 2012).

En Colombia la vigilancia de la calidad de agua potable, indica la medición de características físicas, químicas y microbiológicas que deben encontrarse en los límites establecidos por la normatividad vigente²⁶. En lo referente a presencia de sustancias de interés sanitario se incluyen límites para metales, trihalometanos²⁷, hidrocarburos aromáticos policíclicos, y plaguicidas. Además se propone el uso del índice de riesgo de calidad del agua potable (IRCA) y el índice de riesgo municipal por abastecimiento de agua para consumo humano (IRABA); en este documento solo se analizará el primero. La normatividad incluye además, que para establecer características físicas, químicas adicionales que son de interés en salud pública localmente se debe tener el mapa de riesgo, que deberá determinar la frecuencia y el número mínimo de muestras a analizar por cada frecuencia (MPS-MADVDT, 2007).

La resolución 2115 de 2007 del Ministerio de Protección Social Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial dispone la forma de calcular el IRCA²⁸. La escala de valoración va de cero, cuando todos los valores medidos son menores a los aceptables

²⁶ Decreto 1575 de 2007 (MPS-MADVDT, 2007)

²⁷ Se refiere a subproductos por la reacción del cloro con materia orgánica durante la desinfección. Los trihalometanos y los ácidos haloacéticos representan todos los subproductos halogenados (Weinberg *et al.*, 2006).

²⁸ IRCA índice de riesgo de la calidad del agua para consumo humano, para el cálculo se asignará el puntaje de riesgo contemplado según incumplimiento de la característica física, química y microbiológica, de los valores aceptables establecidos en la resolución 2115 de 2007 (MSP, 2007).

para cada una de las características contempladas, a 100 puntos, nivel más alto de riesgo cuando no cumple ninguno de ellos²⁹ (MSP, 2007). Si la evaluación del componente parasitológico detecta *Giardia* o *Criptosporidium* el valor de IRCA será de 100%, así como también se dará esta puntuación si existe presencia anormal de sustancias de interés sanitario que excede los valores dados en la norma. La calificación de 100% indica agua inviable sanitariamente (MPS-MADVT, 2007).

El IRCA no está construido sobre conceptualización ecológica alguna, ya que se asume que las fuentes de agua están en buen estado de conservación. La escala de calificación es la siguiente:

0 - 5%,	sin riesgo, es decir agua apta para consumo humano
5,1 - 14%	nivel bajo
*14,1 - 35%	nivel medio
*35,1- 80%	alto
*80,1 - 100%	el agua distribuida es inviable sanitariamente

Todas las calificaciones por encima de 14* son consideradas aguas no aptas para consumo humano (MSPS, 2014).

Contaminación del Agua

Los cambios en precipitaciones asociados con la alteración climática a macro escala, la intensificación en el uso del suelo y los escenarios hidrológicos asociados, predicen la ocurrencia cada vez más frecuente de eventos más severos como sequías e inundaciones que afectan la disponibilidad de agua (Davis *et al.*, 2015). Estos pronósticos implican ampliar el conocimiento en temas de calidad y abastecimiento de agua ya que se espera una fuerte crisis en los próximos años dada la condición actual de uso, contaminación y variación climática. Más aún, se estima que 90% de las aguas residuales de las ciudades de los países en desarrollo se vierte directamente sin tratar a sistemas acuáticos.

²⁹ La valoración del índice IRCA asigna las ponderaciones máximas para la característica de turbiedad con 15 puntos, cloro residual libre con 15 puntos, coliformes totales con 15 y *Escherichia coli* con 25 puntos (MSP, 2007), lo cual señala como puntos focales de atención la presencia de turbiedad después de potabilizar, el riesgo microbiológico y las posibilidades de recontaminación en la red de distribución como las más desfavorables para la calidad del agua potable.

Adicionalmente las emisiones de metano y óxido nitroso relacionadas con aguas residuales podrían aumentar 50% y 25% respectivamente lo que agrava el calentamiento global (UNEP, 2010). Se proyecta además que la calidad de las aguas superficiales se deteriorará aún más en las próximas décadas como consecuencia de flujos de nutrientes desde la agricultura y por descargas de agua residual industrial y doméstica.

En cuanto a las perturbaciones del agua, en 1950, la principal preocupación era la alteración química de los cuerpos de agua dulce y salada por la carga excesiva con nitratos y fosfatos (eutrofización), que se traduce en cambios de la estructura y función de comunidades de comunidades acuáticas como el fitoplancton y zooplancton (Su, 1999). A éste proceso se atribuye un tercio de la disminución de la biodiversidad en ríos, lagos y humedales en el mundo, con las pérdidas más grandes en China, Europa, Japón, Asia meridional y África meridional (Un Wáter, 2015b).

Como el crecimiento de la población humana en la primera década del siglo XXI se estima en 100 millones de personas /año y se asume descarga *per cápita* por año de 0,75 kg de fósforo (P), 4 kg de nitrógeno (N) y 30 kg de carbono (C) (Camargo, 2008) se puede dimensionar que este enriquecimiento de nutrientes es la mayor presión actual para el agua. N y P son contaminantes que pueden ser procesados por los cuerpos de agua y reciclados por las redes tróficas. Sin embargo, una carga excesiva limitaría la capacidad trófica del sistema llevando a aumento de sólidos y acumulación en el sedimento hasta la colmatación, haciendo que un cuerpo de agua se transforme en un ecosistema terrestre. Este deterioro paulatino disminuye las posibilidades de uso e incrementa los costos de tratamiento para potabilizar junto con las pérdidas de biodiversidad, de ecosistemas y potencial afectación a la salud humana por carencia o problemas de calidad del agua.

Este enriquecimiento de nutrientes impacta la economía de regiones completas así como su calidad de vida, salud y contexto social porque limita la disponibilidad de fuentes de agua, su calidad, la sustentabilidad de la biodiversidad que implica a su vez baja disponibilidad de fuentes proteicas, *i.e* peces. Más aún, la eutrofización aumenta el número de lagos en riesgo de proliferación de algas tóxicas que se calcula puede llegar por encima de 20% durante la primera mitad este siglo (UNwater, 2015b). Estas condiciones empobrecen y acentúan las inequidades en muchas regiones del mundo.

Dado que la estructura y funcionamiento de los ecosistemas del mundo cambió más rápidamente en la segunda mitad del siglo XX como resultado de las actividades humanas, comparado con cualquier otro momento de la historia. Una consecuencia es que la biodiversidad en la Tierra está siendo empobrecida a un ritmo acelerado (Corvalan *et al.*, 2005). La biodiversidad ha disminuido 30% desde 1970, siendo las zonas tropicales las más afectadas, donde se ha producido una disminución de 60% en menos de 40 años (revisado en UNwater 2015a). Aún no se reconocen los cambios en funciones ecosistémicas asociadas con agua, la polución química será un factor muy importante a introducir en los programas de protección de los sistemas acuáticos en el corto plazo.

Metales

Los componentes de la tierra están asociados a ciclos geoquímicos en y dentro del suelo, atmósfera, hidrósfera y biosfera. Estos ciclos son reserva de sustancias químicas. El intemperismo³⁰ y la erosión de rocas facilitan su movimiento a suelos, ríos, lagos, atmósfera y biota. Por este comportamiento es posible mapear y monitorear flujos locales, regionales o globales de estos compuestos geológicamente disponibles (McKone *et al.*, 1983). Dentro de estos elementos están los metales, que no pueden ser fraccionados por ningún proceso biológico, de ahí su persistencia y permanencia en el ambiente y el seguimiento desde el punto de vista de la gestión de polutantes casi siempre incluye su evaluación, el control de descargas de sectores que los utilizan y tratamientos dirigidos a removerlos dado lo inconveniente de liberarlos por su toxicidad potencial.

Muchos metales y metaloides son esenciales para la biota y juegan un papel fundamental en el metabolismo normal de los organismos como por ejemplo Ca, Co, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Se y Zn, de los cuales según la concentración en el ambiente pueden tener efecto toxicológico, Cu, Zn y Se. Existen además otros metales no esenciales como Cd, Hg, Pb y Sn, los cuales no tiene función bioquímica conocida y generan alta toxicidad a la mayoría de seres vivos (Díaz *et al.*, 2004). Para agua potable proveniente de fuentes subterráneas por ejemplo, se hace mayor énfasis en reconocer cuencas que geológicamente tengan

³⁰ Intemperismo: alteración de materiales rocosos expuestos a aire, humedad y al efecto de la materia orgánica; puede ser intemperismo mecánico o de desintegración, o químico o de descomposición, pero ambos procesos, por regla general interactúan (Duque, 2003).

elementos como As, F y Se para evitar exposiciones humanas por el consumo de agua con exceso de estos³¹.

La distribución en el ambiente de algunos metales está frecuentemente asociada con actividades productivas, resultando en altos niveles o presentándose en diversas especies químicas que pueden ser biodisponibles. Actividades extractivas como la minería moviliza compuestos químicos geogénicos como los metales y metaloides (Schwarzenbach *et al.*, 2006) y en la industria de recubrimientos metálicos por ejemplo, los utilizan y pueden representar riesgo para la integridad y funcionamiento del ecosistema debido a la toxicidad asociada, por lo que es necesario evaluar su ruta, destino final y potencial ecotóxico. Los criterios actuales de evaluación de calidad de agua para estos elementos se basan en concentraciones totales del metal, cuantificaciones que no son un buen indicador de su biodisponibilidad³² y toxicidad potencial.

Compuestos orgánicos

Después de la Segunda Guerra Mundial, el crecimiento agrícola e industrial, el desarrollo y la producción de sustancias químicas de síntesis o artificiales proporcionaron un auge económico a nivel mundial, que también resultó en un aumento de la contaminación del agua y la biota. La bióloga Rachel Carson, en el libro *Primavera Silenciosa* informó sobre el envenenamiento generalizado de ríos por productos químicos industriales como DDT³³ y por la escorrentía de campos agrícola y de aguas residuales (Afzal, 2006). Esta voz femenina fue la primera en alertar sobre la inconveniencia de los plaguicidas en el ambiente dada su alta persistencia y bioacumulación y que generaron disminuciones importantes en avifauna marina y en especies insigne como el águila calva (*Haliaeetus leucocephalus*) en Norteamérica. Esta disminución en las aves se atribuyó a los efectos de adelgazamiento de la cáscara de huevo por el p, p'-DDE³⁴ de mayor toxicidad (Bowerman

³¹ Algunas concentraciones geológicamente altas pueden superar los límites establecidos como permisibles por la OMS.

³² Biodisponibilidad: no todas las formas químicas son capaces de interactuar con las membranas biológicas, para la correcta evaluación del riesgo ecológicos es necesario conocer la concentración biodisponible la cual es fuertemente dependiente de características moleculares del compuesto químico, del ambiente y del organismo expuesto (Gourlay-France y Tusseau-Vuillemin, 2013).

³³ DDT: 1,1,1-tricloro-2,2-bi(p-clorfeniletano)

³⁴ DDE: 1,1-dicloro-2,2-bi(p-clorofeniletano)

et al., 1995), y un producto de la biodegradación del DDT principal compuesto orgánico persistente (COP³⁵). Como resultado de estos problemas ecológicos se prohibió este químico en EEUU y Canadá durante la década de los 70, observándose recuperación de la población de águila calva. Sin embargo, ésta no ha sido uniforme ya que anidan a lo largo de las costas de los Grandes Lagos y ríos abiertos y los peces que son su alimento principal están aún contaminados con DDE (Bowerman *et al.*, 1995).

A pesar de los perjuicios ecosistémicos reportados desde la introducción del DDT y sus metabolitos, Van den Berg, 2011 muestra que para los años 2005 a 2007 se produjeron en el mundo cerca de 4.700 toneladas de DDT por año y se consumieron en promedio 4.300 en países que lo aplican como agente para el control de vectores en la transmisión de malaria y leishmaniosis, por ser uno de los plaguicidas más económicos. Esta es una contradicción que hay actualmente en salud ambiental, debido a que los ecólogos reconocen el potencial de bioacumulación del DDT en las redes tróficas y sus afectaciones, y esta se debe balancear frente a las opciones de prevención de vectores por la vía de erradicación química. ¿Se evitan enfermedades de interés humano o se protege el ambiente de estos compuestos que son tóxicos, persistentes y bioacumulables? Como las alteraciones en las redes tróficas atentan contra la vida en sí, es necesario dar un debate ético sobre la dependencia al uso de sustancias químicas de reconocida nocividad y forzar la toma de decisiones en las cuales la protección y el derecho a un ambiente limpio se prioricen.

El *Chemical Abstracts Service* (CAS), que es una división de la Asociación Norteamericana de Química, se reconoce como la mayor base mundial de datos de sustancias químicas. Para 2015 registró la sustancia química número 100 millones. De este gran universo al menos 344.000 son de seguimiento prioritario por su toxicidad. Más aún, se espera que en los próximos 50 años se dé la síntesis de más de 650 millones de sustancias químicas nuevas en el planeta (CAS, 2015), de las cuales se asume un porcentaje importante con potencial tóxico.

³⁵ Compuestos orgánicos persistentes grupo de interés por ser persistentes, muy móviles, tóxicos y bioacumulables.

Las aguas residuales generadas en domicilios y fábricas se consideran también fuentes puntuales de contaminación. Se estima que cerca de 300 millones de toneladas de compuestos sintéticos son utilizados anualmente en productos industriales y de consumo y se descargan a los ecosistemas acuáticos. La segunda fuente de polución proviene de descargas difusas, procedentes de la agricultura, en donde se calcula el uso de 140 millones de toneladas de fertilizantes y varios millones de toneladas de plaguicidas aplicados cada año, y la entrada de 0,4 millones de toneladas de petróleo y de componentes de gasolina a través de derrames accidentales representa otra fuente importante de polución (Schwarzenbach *et al.*, 2006).

La producción bibliográfica en toxicología ambiental indica la presencia cada vez más frecuente de contaminantes químicos inorgánicos y orgánicos persistentes en agua, aire, suelo o sedimentos (Cope, 2004; Schwarzenbach *et al.*, 2006; Cabello, 2006; Hoyos *et al.*, 2008; Noyes *et al.*, 2009; Pinedo Hernández *et al.*, 2015). Dado el interés en proteger salud humana y evitar exposición por la dieta se hacen monitoreos en alimentos de alto consumo como frutas, peces, miel y leche (Hjorth *et al.*, 2011; Corcoran *et al.*, 2010; Alvarez *et al.*, 2012; Rodríguez *et al.*, 2014; MSPS, 2011). Estas evaluaciones se realizan porque se reconoce el amplio uso de químicos y la dependencia a la que ciertas sociedades humanas están sometidas en sus actividades productivas, sin cuestionar qué podrían ocasionar cuando son descargadas a los ecosistemas receptores. Este universo de compuestos químicos en uso frecuente hace que el seguimiento químico, las medidas de control y mitigación sean más complejas y difíciles de realizar.

Hoy no se cuenta con estudios a escala regional ni global, de los efectos adversos potenciales sobre la biodiversidad o alteraciones en las funciones ecosistémicas por tantos agentes químicos, aunque se hacen esfuerzos para minimizar el uso de aquellos con toxicidad, persistencia y bioacumulación reconocidas como Hg (PNUMA, 2005), As (Nordstrom, 2002), COP's (Fiedler *et al.*, 2013) y bifenilospoliclorado (PCBs) (Ross, 2004). Estos compuestos están bajo políticas globales de transporte, manejo adecuado o de desuso, reciclaje y disposición segura para evitar daños ecológicos o a la salud humana.

Schwarzenbach *et al.*, 2006 afirman que la cuantificación química e inventario de polutantes en las matrices ambientales tienen valor limitado, porque no permiten

establecer el comportamiento de un compuesto en el ambiente, ya que éste depende de propiedades específicas del elemento, del sistema ambiental donde se encuentre, condiciones de reactividad tales como adsorción a fases sólidas, partición entre fases sólida y acuosa, formación de complejos en solución, así como de transformaciones abióticas y biológicas y otras que no se pueden predecir.

El conocimiento de tóxicos que tienen efecto deletéreo reconocido se ha compilado en listados prioritarios e incluyen límites para humanos y animales de experimentación. Se reconocen por ejemplo los contaminantes prioritarios de la EPA (Murray *et al.*, 2010), que referencia 126 sustancias; otra con agentes de acuerdo a su potencial cancerígeno (IARC, 2015)³⁶, además de medidas de categorización de plaguicidas según su toxicidad aguda con el interés de proteger a las personas que los manipulan. Sin embargo, al ambiente ingresan químicos muy diversos que de llegar a los sistemas acuáticos desbordaría la capacidad de monitoreo de muchas localidades, lo que se constituye en una debilidad de los acercamientos netamente químicos. En el caso de agua potable, OMS incluye más de 100 químicos con valores guía como punto de referencia (WHO, 2008), que se actualizan permanentemente según los avances para su detección, pero restringidos a laboratorios con capacidad de innovación tecnológica de punta y altos procesos de control de calidad. Estas guías pueden ser adoptadas localmente dependiendo de prioridades nacionales contexto socioeconómico, cultural y ambiental.

Micropolutantes

Murray *et al.*, 2010 en su revisión sobre contaminantes emergentes o micropolutantes³⁷ en agua dulce evaluaron ocurrencia y toxicidad de 71 compuestos. Sus resultados indican la presencia de contaminantes de amplio uso³⁸ doméstico o industrial y aunque la mayoría se encontró en concentraciones bajas, su toxicidad potencial estaría dada porque son polares y pueden estar biodisponibles (Tabla 2-2). Por eso se sugiere que son de interés ecotoxicológico porque pueden bioacumularse, y ser persistentes (Kallenborn,

³⁶ Donde se consignan 978 sustancias, 116 probadas, 73 probables y 287 posibles carcinogénicos para humanos

³⁷ Micropolutantes es sinónimo de los denominados compuestos emergentes

³⁸ ibuprofeno, estriol, y plaguicidas (benomil, carbendazim, aldrin, endrin, etión, malation, bifentrina, y cipermetrina).

2006; Vorkamp y Rigét, 2014), o inducir cambios en el material genético (benzoapireno), o afectar respuestas hormonales como muchos plastificantes (bisfenol A) o fármacos como anticonceptivos (UNEP, 2013). Dado que se conoce poco sobre su comportamiento ambiental Murray *et al.*, 2010, mencionan la necesidad de priorizar la investigación de microcontaminantes debido la poca regulación y estudios en esta área.

Tabla 2-2: Micropolutantes presentes en aguas dulces

Grupo químico	Compuesto	Uso	Frecuencia de detección (%)
Antioxidantes	Ácido perfluorooctánico	Impermeabilizante	97,0
Perfluoratos	Ácido perfluorooctanosulfónico	Impermeabilizante	94,0
Fenoles	Nonilfenol	Surfactante, limpiador casero	50,0
	Bisfenol A	Resina epóxica, plastificantes, fungicidas	41,2
	Bisfenol F	Resina epóxica, plastificantes, fungicidas	77,0
Ftalatos	Bis (2 etilhexil) ftalatos	Plastificantes	99,0
	Dibutil ftalatos	Plastificantes	99,0
Triazoles	Benzotriazoles	Inhibidor de la corrosión	94,0
Cloroacetanilidas	Acetoclor	Herbicida	48,0
Triazinas	Cianazina	Herbicida	70,0
Antiepilépticos	Carbamazepina	Anticonvulsivo	95,0
Antihiperlipidémicos	Ácido Clofibrico	Regulador de lípidos	81,4
Antimicrobianos	Sulfametoxazola	Antibiótico	75,0
No esteroideos	Diclofenaco	Antiinflamatorio	83,0
Antiinflamatorios	Ibuprofeno	Antiinflamatorio	62,0
Otros	Cafeína	Estimulante	95,0

Modificado de Murray *et al.*, 2010.

En la Tabla (2-2) se incluyen algunos de los compuestos detectados con mayor frecuencia en agua dulce, que aunque no pueden generalizarse, son ejemplo de la variedad de sustancias nuevas que están en los sistemas acuáticos, sin que se tenga mucha claridad del potencial toxicológico a largo plazo que podrían generar. Su presencia dependerá de las actividades que se desarrollen en una cuenca, los hábitos de consumo de sus pobladores, condiciones hidroclimáticas, capacidad de dilución del ecosistema receptor y obviamente de la capacidad técnica para detectarlos y cuantificarlos.

El reto futuro en SA es definir y priorizar que otras sustancias, diferentes a Hg, As, COP's y algunos plaguicidas deben ser monitoreados, ya que se precisa ampliar la capacidad de seguimiento de éstas y otras sustancias químicas que pueden estar ingresando a las redes tróficas por exposición ambiental, así como mejorar las herramientas para evaluar las pérdidas en servicios ecosistémicos. Es indispensable reflexionar sobre la necesidad de hacer diagnósticos sobre bioacumulación y biomagnificación de los polutantes en fauna y flora en un país megadiverso, cuestionar el monitoreo *per se* sin tomar medidas de mitigación y conocer las limitaciones que tiene el control de uso y disposición de estos agentes, porque son factores de presión adicional a la salud pública, al aumentar perjuicios ecosistémicos crónicos.

Numerosas investigaciones han mostrado la necesidad de incluir monitoreo y evaluación de sustancias químicas en recursos de interés vital como agua, aire y alimentos (Schwarzenbach *et al.*, 2006, Cairn's, 2008; Cordy *et al.*, 2011; Sammarco *et al.*, 2013), para determinar la movilidad de esos contaminantes ambientales hacia seres vivos y establecer estrategias de manejo que prevengan intoxicación aguda, crónica o enfermedades neurodegenerativas como las asociadas con contaminación con metilmercurio (Trasande *et al.*, 2005) o cáncer por exposición a trihalometanos en el caso de agua potable (OMS, 2005, Weinberg *et al.*, 2006, Gopal *et al.*, 2007). Según Schwarzenbach *et al.*, 2006 el cambio y los retos a futuro en la ecotoxicología buscarán proteger los sistemas acuáticos de contaminación química para salvaguardar la vida acuática y entonces directamente proteger la salud humana.

Aunque tener la cuantificación química es valiosa porque proporciona información espacio-temporal de la polución, no puede determinarse el comportamiento de la sustancia en el ambiente (Schwarzenbach *et al.*, 2006), ni los efectos a escala orgánica, de comunidades o ecosistémica. En el ambiente los polutantes están presentes en varias formas químicas dependiendo de sus propiedades moleculares, y las características físicas y químicas del medio. Por tanto, la concentración total del contaminante no es predictor real de la exposición de los organismos y de las potenciales perturbaciones en el ecosistema (Palacio, 2008).

Monitoreo biológico del Agua

La evaluación de la ecotoxicidad se basa en reconocer la exposición, es decir, su entrada, biodisponibilidad, distribución y destino en un sistema biológico definido, y se mide según el efecto deletéreo que el compuesto puede generar en un organismo, población, comunidad o ecosistema (Schwarzenbach *et al.*, 2006). Entonces la ecotoxicidad solo se podrá evidenciar con base en experimentos de laboratorio o en pruebas de campo con seres vivos, aunque hoy existen métodos de modelación que pueden predecir el potencial tóxico de una sustancia según su estructura química como los QSAR³⁹, que aplican solo para ciertos compuestos orgánicos, que no reemplazan las pruebas empíricas y la evaluación de riesgo ecológico (Breitholtz *et al.*, 2006). Los acercamientos metodológicos con organismos vivos dan una idea de los efectos deletéreos que generan los polutantes y pueden proporcionar elementos de juicio para calificar además, la movilidad de sustancias entre compartimientos ambientales.

Como estrategia complementaria del monitoreo químico de la calidad del agua, se ha propuesto la utilización de ensayos biológicos que permitan establecer toxicidad de una muestra de agua, por ejemplo vertimientos industriales en un ecosistema receptor (ver Capítulo río Bogotá). No obstante, el efecto en un sólo organismo no da cuenta de efectos sobre una red trófica por lo que se deben usar varios representativos para poder inferir los niveles afectados. Para ello, se seleccionan organismos representativos de varios niveles tróficos configurando así una batería de ensayos multitrófica (Costan *et al.*, 1993). Las pruebas de toxicidad han sido las que mayores avances han brindado en el entendimiento de la medición de efectos tóxicos desde 1850, y se reconocen bien los efectos en organismos vivos de exposiciones agudas de algunos polutantes como metales⁴⁰ y compuestos orgánicos⁴¹ (Breitholtz *et al.*, 2006, Hoffman *et al.*, 2003).

Se proponen además, estrategias en las cuales se combine la determinación química y las respuestas biológicas integradas en índices, de forma que se tenga una herramienta

³⁹ Relaciones cuantitativas estructura-actividad (QSAR, por sus siglas en inglés) (Ownby y Newman, 2003).

⁴⁰ Hg, As, Se, Pb y Zn

⁴¹ Residuos de petróleo e hidrocarburos aromáticos policíclicos, plaguicidas (organoclorados y organofosforados), dioxinas y furanos

práctica para la descripción de peligros potenciales de un vertimiento, así como su jerarquización (Manusadzianas *et al.*, 2003; Costan *et al.*, 1993; Bertoletti, 1990). Contradictorios del uso de índices como Chapman, 2011, afirman que éstos pueden ser adecuados para divulgar toxicidad, porque convierten datos complejos en un número fácil de interpretar, pero no reflejan la realidad compleja de los ambientes, no explican la variabilidad inherente a las dinámicas de los sistemas acuáticos, y se desarrollan para regiones biogeográficas específicas lo cual podría invalidar su uso generalizado a nivel mundial.

Otra debilidad que se argumenta es que las pruebas de toxicidad pueden ser predictivas, pero son simplistas en comparación con el entorno ecosistémico y no determinan confiablemente efectos a las condiciones de campo. Por tal razón se proponen ensayos complementarios que valoren también comunidades biológicas residentes en el ecosistema (Maltby, 2013). Así, la aproximación química, de pruebas de toxicidad y ensayos de campo se complementan dentro de la denominada triada ecotoxicológica (Díaz y Dutka, 2005) que busca establecer daños a nivel organísmico, de comunidad y ecológico. No obstante, el reto es mayor metodológicamente e incluye incertidumbres por la complejidad propia de los sistemas naturales.

En este trabajo se analizarán resultados de pruebas toxicológicas aplicadas a muestras de vertimientos industriales en la cuenca del río Bogotá y de residuos peligrosos de varios orígenes en donde se contrasta su valor frente a mediciones de parámetros físicos, químicos convencionales, para evidenciar las debilidades de monitoreo de sustancias tóxicas que se descargan o pueden descargar potencialmente en cuerpos de agua receptores.

Tensiones Toxicología acuática y ecotoxicología

René Truhaut en 1969 acuñó el término ecotoxicología para referir a la rama de la toxicología concentrada en el estudio de los efectos tóxicos de contaminantes naturales y/o sintéticos en la estructura y función ecológica (Truhaut, 1977). En términos prácticos, la ecotoxicología debe integrar conceptos, técnicas y escalas espacio-temporales de la química ambiental, los sistemas ecológicos y la toxicología (Catallo, 1993). Newman

amplía este concepto centrando el propósito de la ecotoxicología en proteger integralmente los ecosistemas y no sólo sus componentes aislados (Hoffman, *et al.*, 2003). Entendida así, es una ciencia relativamente nueva pero de gran auge desde 1970 debido a los cambios en el uso de suelos y al aumento en el consumo y disposición inadecuada de un número mayor de sustancias en el ambiente.

La aplicación de técnicas bioanalíticas en el campo de la evaluación de la calidad del ambiente ha progresado desde el inicio de la utilización de pruebas de toxicidad, la inclusión hacia 1960 de modelos biológicos, *i.e* peces, como herramienta de detección de toxicidad para efluentes y sustancias químicas específicas, para llegar hacia 1970 a la época regulatoria con la creación de departamentos de medio ambiente en países desarrollados y la inclusión de bioensayos con fines reglamentarios. Desde 1980 los ensayos ecotoxicológicos se incorporaron en varios esquemas de evaluación de riesgos, con un aumento sin precedentes en el desarrollo y la demanda de ensayos. Así la toxicología acuática es un campo en rápida expansión para el diagnóstico de la calidad del ambiente y la protección de los sistemas ecológicos (Blaise, 1998).

En la actualidad la capacidad analítica y científica para observar y valorar los efectos que diversos contaminantes químicos generan en poblaciones de invertebrados y vertebrados ha sido ampliamente reconocida y multiplicada. La ecotoxicología se ha encargado de brindar herramientas que evidencian los efectos negativos (Sarma y Mandini, 2006, USEPA, 1991), y perjuicios que dichas sustancias causan sobre organismos vivos y se reconocen alteraciones desde el nivel molecular hasta el ecosistémico, pasando por el celular y, orgánico (Van Aggelen *et al.*, 2011; Eggen y Suter, 2007; Gerhardt, 2007; Truhaut, 1977).

La ecotoxicología es un área fundamentalmente interdisciplinar y por tal razón los trabajos conjuntos de toxicología, química y modelación computacional permiten establecer escenarios de exposición, transporte y destino de muchos contaminantes. La observación de efectos negativos a jerarquías biológicas mayores (por ejemplo comunidades) es más complejo y tiene mayores incertidumbres. Para reconocer transformaciones de funciones ecológicas y pérdida de bienes y servicios ecosistémicos es necesario tener amplio conocimiento de las dinámicas ecológicas de la región y de los mecanismos de atenuación

natural de los polutantes, sus transformaciones bióticas y abióticas y persistencia (Harrison *et al.*, 2003).

Desde la toxicología acuática la evolución y vigilancia de tóxicos en agua potable ha estado regulada por cambios en la percepción de los problemas, en donde se inició con el reconocimiento de la contaminación por agentes geogénicos de las cuencas y su remoción, prevención de la formación de subproductos de desinfección y de otros químicos usados durante el proceso, y finalmente la evaluación de contaminantes en las redes de distribución e intra-domiciliarias (Dieter, 2011). Esta perspectiva asume mayor control en todos los puntos de atención para proteger la salud humana, que contrasta con la propuesta de la SA donde se pretende mayor seguimiento a polutantes en agua cruda con miras a garantizar servicios ecosistémicos y sostenimiento de la biodiversidad.

Así, la protección de la salud pública en términos de la toxicología del agua potable tiene objetivos y metas que se basan en no superar ciertos parámetros físicos, químicos y microbiológicos definidos por unos valores máximos establecidos, se asume que el agua cruda está en óptima condición, y que los polutantes que se puedan presentar van a ser removidos durante la potabilización. Entonces los cuatro puntos de control ideal según Dieter, 2011 dentro de la vigilancia del agua potable serían:

- Calidad del agua cruda, en donde se espera que el agua antes de potabilización, cumpla estándares respecto a constituyentes geogénicos de la fuente y contaminantes ambientales de la cuenca.
- Calidad del agua potable que se logra después de procesos de potabilización, y se basa en evaluar constituyentes geogénicos que no se removieron durante el proceso de tratamiento, pero tolera trazas residuales de químicos inevitables y subproductos de desinfección u oxidantes después del tratamiento.
- Calidad del agua en el sistema de distribución, en donde se evalúa principalmente formación de subproductos de desinfección durante el transporte y distribución e ingreso de sustancias como productos de corrosión de la red y contaminantes.
- Calidad del agua potable intradomiciliaria que evalúa productos de corrosión y contaminantes de las instalaciones de la red doméstica

En Colombia según el esquema de vigilancia actual se tiene información consolidada referente sólo a la calidad del agua potable al interior de las instalaciones de las plantas de potabilización. Aquí se señala ésta como una debilidad dada la condición de polución química en las aguas que se presenta en el país.

Tabla 2-3: Efectos de las sustancias químicas en aguas de consumo

Sustancia química	Cáncer	Desarrollo / reproductivo	Neurológico	Otros
Aluminio			Alzheimer	
Arsénico	Piel	Aborto espontáneo	Periférico	Cardiovascular, inmunológico, dermatológico
Subproductos de Desinfección	Vejiga, colon, leucemia,	Aborto espontáneo Bajo peso al nacer, defectos nacimiento		
Flúor	Osteosarcoma			Fluorosis
Plomo			Bajo coeficiente intelectual, problemas de comportamiento	Riñón, hemoproteínas
Nitratos		Aborto espontáneo	Parkinson	
Radón	Pulmón			
Plaguicidas	Leucemia	Bajo peso al nacer, defectos del nacimiento		

Tomado de Calderón, 2000

En Colombia existen avances en la evaluación de agua cruda⁴², con el seguimiento de parámetros convencionales, monitoreo del agua en la red de distribución y las condiciones del agua intradomiciliaria, pero la información es puntual para algunas ciudades grandes. Se encuentran a nivel mundial reportes sobre los efectos de sustancias tóxicas en agua potable como las utilizadas en procesos de potabilización o subproductos de procesos de cloración (trihalometanos) y algunos metales de reconocida toxicidad (Tabla 2-3). Como los ecosistemas acuáticos superficiales tienen la capacidad de atenuar contaminación

⁴² Agua de los sistemas acuáticos que no ha sido sometida a ningún proceso fisicoquímico de tratamiento.

química bien sea porque se diluyen los contaminantes o transforman, sedimentan, adsorben o transportan, estas fuentes aguas abajo son utilizadas para potabilización, y representan objeto de interés y gestión de autoridades sanitarias y ambientales, dado el riesgo que representan para la población abastecida si no se remueven adecuadamente durante los procesos de potabilización.

Agua residual y su impacto sobre cuencas

La rápida urbanización y el vertimiento de aguas residuales doméstica e industriales a fuentes de agua superficiales causan contaminación generalizada de ecosistemas acuáticos que pueden usarse luego para riego (Miranda, Carranza y Fischer, 2008), o para suministro de agua potable. Hay preocupación creciente sobre los efectos adversos de la reutilización de aguas residuales, que si bien es una alternativa de uso eficiente del agua (Mateo-Sagasta *et al.*, 2013), implica peligro potencial cuenca abajo (Grant *et al.*, 2012; Muñoz *et al.*, 2011).

Por esto es necesario evaluar las aguas residuales luego de su paso por las ciudades y aquí el componente toxicológico es clave. Pal *et al.*, 2014 en su estudio sobre ocurrencia y destino de contaminantes en aguas residuales urbanas, señalan la necesidad de conocer las fuentes generadoras de estos polutantes, de determinar las eficiencias de remoción de éstos en los procesos de tratamiento, de monitorear y verificar la atenuación natural de estos compuestos así como su ocurrencia en sistemas acuáticos, para evitar daños ecológicos.

Los resultados sobre la evaluación de microcontaminantes para varias ciudades en el periodo 2006-2009⁴³, indican detección de compuestos muy variados⁴⁴. Se desconoce su destino en los sistemas acuáticos, que incluyen lagos, ríos, embalses, estuarios y aguas marinas (Pal *et al.*, 2014; Pal *et al.*, 2010). Otros estudios que evaluaron químicamente aguas provenientes de plantas de potabilización indican la presencia de materiales nocivos para la salud humana y para el ecosistema en general (Pal *et al.*, 2014; Grosse *et al.*, 2006, O'Brien y Jolley, 2003; Ng *et al.*, 2003). Más aún, se han documentado efectos nocivos

⁴³ Orange County, Shanghai, Singapur y Berlín

⁴⁴ hormonas, antibióticos, plastificantes, fármacos, retardantes de llama, colorantes, odorantes, surfactantes, medios de contraste, toxinas de algas

para la salud de la contaminación del agua por microcontaminantes y este es en la actualidad uno de los problemas más críticos en las fuentes para consumo humano (Claxton, 1997). Los efectos ecotoxicológicos en diversas especies por presencia de polutantes en el agua, valorados por ensayos de laboratorio o a nivel orgánico, se resumen en la Tabla 2-4.

En vista de estos resultados, la planificación a futuro del manejo del agua debe garantizar su protección y evitar el ingreso de sustancias tóxicas. Con el incremento en la temperatura se espera aumento de la toxicidad de algunos agentes, como por ejemplo la concentración de ozono troposférico, se espera además aumento de las tasas de degradación química de los mismos (Noyes *et al.*, 2009). El cambio climático que produce alteraciones en las redes tróficas, derretimiento de nieves y glaciares y ciclaje de carbono orgánico podría resultar en incremento en los niveles de COP's⁴⁵ en agua, suelo y biota. La fauna silvestre podría verse comprometida también, por las altas temperaturas que alteran la biotransformación de contaminantes a metabolitos más activos y por las alteraciones en las dinámicas de lípidos que podrían acumular compuestos liposolubles (Balbus *et al.*, 2013).

Tabla 2-4: Efectos de microcontaminantes presentes en muestras de aguas residuales urbanas

	Sustancia química	Humanos	Animales	Fauna acuática
Plastificante	Bisfenol A	Posible carcinógeno	Aneuploidía meiótica, desregulador endocrino	Efecto reproductivo y estrogénico
Compuestos perfluorados		Bajo conteo de esperma y enfermedades tiroideas	Reducción peso corporal y colesterol, mortalidad neonatal, carcinogénico para roedores.	
Antibióticos	Sulfametoxazole	Mezcla con otros doce fármacos puede potencialmente inhibir crecimiento de células embrionarias de riñón		Mutagénico, toxicidad aguda y crónica, efectos crónicos en microalgas

⁴⁵ Compuestos orgánicos persistentes, reconocidos por su toxicidad, bioacumulación y persistencia, como DDT y otros incluidos en la denominada docena sucia.

Tabla 2-4: (Continuación)

	Sustancia química	Humanos	Animales	Fauna acuática
Fármacos	Acetaminofén	Altera vía esteroideogénica, incrementa estrogénicidad de células adrenales	Cirrosis y necrosis de los hepatocitos a altas concentraciones en ppm	Afecta el desarrollo de organismos modelos como el pez cebra
Hormona	Estrona	En mujeres es un agente teratogénico, carcinógeno especial OSHA	Crecimiento anormal en peces macho, feminización	
Toxinas algales	Microcistinas	Cáncer de hígado, muerte por falla hepática, daño dérmico, problemas respiratorios	Desregula el citoesqueleto de los hepatocitos, daño al ADN, promueve tumores en ratas	Anemia, disfunción renal en carpas, acumulación en hígados de tortuga

Modificado de Pal *et al.*, 2014.

Las interacciones polutantes-cambio climático para especies al límite de la tolerancia fisiológica podría restringir su capacidad de aclimatación. En algunas regiones los patrones de precipitaciones pueden disminuir y en consecuencia aumentar la volatilización de COPs y plaguicida a la atmósfera. En el sector urbano la reducción de precipitaciones compromete el reciclaje de contaminantes del aire y su aumento se asocia con condiciones respiratorias. En otras regiones donde aumenten las lluvias se esperan incrementos de la escorrentía de plaguicidas. Los cambios en salinidad pueden además afectar organismos acuáticos y alterar biodisponibilidad y/o incrementar la toxicidad de algunos polutantes.

Tabla 2-5. Temas de salud, contaminantes y agua potable en el período 2000 – 2014.

Temática	Referencia
Parásitos cloro-resistentes	Basualdo, 2000
Detección de eventos de salud asociados con contaminantes en agua, cáncer de vejiga y próstata, revisión epidemiológica de enfermedades neurodegenerativas como enfermedad de Alzheimer, traumas cognitivos o demencia asociados con presencia de aluminio	Flaten, 2001
Legionella pneumophila, Escherichia coli O157, Vibrio cholerae O139, hepatitis E y Helicobacter pilory	Levin et al., 2002
Enterovirus, colifagos y nuevas técnicas moleculares para detección de patógenos en agua potable.	Levin et al., 2002
Presencia de sustancias nocivas específicas en agua potable como plomo	Fertmann, 2004
Protección de Sistema e infraestructura de suministro de agua contra terrorismo	Meinhardt, 2005
Presencia de microcontaminantes en sistemas acuáticos	Schwarzebach et al., 2006
Flúor o nitratos, trazas de elementos químicos utilizados durante la potabilización, subproductos de desinfección	Gopal et al., 2007
Accidentes cerebrovasculares o metahemoglobinemia, enfermedades gastrointestinales	Yoder et al., 2008
Desarrollo de índices de calidad del agua	Rickwood y Carr, 2009
Diversos aspectos de innovación analítica para la cuantificación de sustancias químicas relevantes para la salud de los consumidores	Spivey, 2009
Presencia de sustancias nocivas específicas en agua potable como arsénico	Medrano et al., 2010
Presencia de microorganismos nocivos: diversas especies de <i>Giardia</i> y <i>Cryptosporidium</i>	Gradus, 2002, Plutzer et al., 2010
Seguimiento de toxinas como: cianotoxinas: aflatoxina, a, microcistina LR, saxitoxina, cilindrospermopsina en agua potable	Merel et al., 2010
Subproductos de desinfección	Chowdhur y Hall, 2010
Opciones para monitoreo on-line el agua en los sistemas de distribución	Storey et al., 2010
Impacto de los microcontaminantes en recursos de agua dulce, revisión de la ocurrencia, fuentes, destino y efectos	Pal et al., 2010
Microcontaminantes de significancia en salud pública como compuestos indicadores de la calidad del agua en el ciclo urbano del agua	Pal et al., 2014

Fuente: Elaboración propia

3. Capítulo: Planteamiento del problema

La demanda creciente de agua dulce superficial por diferentes usos, el aumento de su contaminación y el impacto del monitoreo deficiente de polutantes en la Salud Ambiental, son el foco problemático de esta tesis.

Un tercio de la población mundial se ubica en países que vivencian preocupaciones, desde moderadas hasta grandes, asociadas con agua, y esa fracción crece en la medida que aumenta la demanda de la población y la demanda *per capita* por agua⁴⁶. Globalmente, la cantidad de agua disponible por persona cayó más de la mitad (OPS, 2009), y para el año 2025, la disponibilidad global de agua dulce podría descender a una tercera parte⁴⁷. Si esta tendencia se mantiene, para el año 2030 se necesitarán más m³ de agua dulce al año (Agudelo, 2005). Por tanto, se presume que las principales consecuencias de este desabastecimiento serán impactos negativos en la producción de alimentos, transmisión de enfermedades y limitación del desarrollo económico.

Sólo la presión del agua por este aumento de demanda es preocupante, si además se suma el efecto de su contaminación la situación es insostenible. Desde los años 1970, aumentó el ingreso de sustancias tóxicas⁴⁸ a los ecosistemas según la diversidad de actividades y uso de las cuencas. Las actividades de industrialización, producción y consumo, han alterado el equilibrio químico del agua y están afectando negativamente

⁴⁶ Más de 1 billón de personas enfrenta desabastecimiento de agua limpia y segura, mientras que 2,6 billones de personas no tienen acceso a saneamiento básico adecuado (OPS, 2009a).

⁴⁷ 5.100 m³ por persona/año (Agudelo, 2005).

⁴⁸ metales, plaguicidas, residuos de fármacos e hidrocarburos

poblaciones específicas de mamíferos, aves, reptiles, anfibios y peces en hábitats generales e incluso en zonas de conservación.

Como consecuencia de esta contaminación incrementada, se señala la necesidad de medir polución⁴⁹ de agua y alimentos, por lo que diversas sustancias y/o sus metabolitos son de interés toxicológico y se evalúan sus dinámicas tanto en agua como en sedimento de ríos y lagos. Además, se reconocen limitaciones en la remoción de contaminantes y en la protección de cuencas para por ejemplo garantizar agua potable de calidad.

Si bien ha crecido el interés en el seguimiento de algunos polutantes en la biota, para monitorear procesos de bioacumulación⁵⁰ o biomagnificación⁵¹ en redes tróficas como señal de alerta para valorar la integridad de sistemas acuáticos y contemplar procesos de restauración futuros, éstos no han tenido el peso requerido y se prefieren medidas físicas, químicas y microbiológicas que son aisladas del impacto real sobre un organismo o un ecosistema, y al servicio de cumplir una norma, son insuficientes para responder a la demanda de agua de calidad y al control de su contaminación. Más aún, estos esfuerzos serían insuficientes en la medida que el énfasis se hace hacia la protección de la población humana omitiendo el bienestar ecosistémico que se asume en este trabajo es indispensable para garantizar agua de buena calidad.

Pregunta de Investigación ¿Cómo afectan los vertimientos tóxicos la calidad del agua dulce superficial en la Cuenca del Río Bogotá y el Lago de Tota y qué implicaciones tendría en la Salud Ambiental periodo (1995-2014)?

⁴⁹ Polución el efecto inducido por un polutante que en este trabajo se considera un contaminante tóxico. Se define contaminación para este documento como la presencia de sustancias donde no deberían estar o en concentraciones por encima de límites de base (caso nutriente como N y P), que se diferencia de polución porque es un tipo de contaminación que puede resultar en efectos biológicos adversos a comunidades nativas o residentes. Todos los polutantes son contaminantes pero no todos los contaminantes son polutantes debido a que no todos ejercen efectos tóxicos (Chapman, 2007).

⁵⁰ Bioacumulación refiere el aumento progresivo de una sustancia -por lo general en un organismo o parte de un organismo- porque la tasa de ingesta a través de su superficie o en los alimentos es mayor que la salida pasiva o activa por procesos de eliminación (Calow, 1999).

⁵¹ Biomagnificación significa el proceso por el cual la concentración de un xenobiótico aumenta en los tejidos de un organismo cuando se moviliza por redes tróficas. Es el producto de bioacumulación y bioaumentación (Calow, 1999).

3.1 Justificación

América Latina es considerada como muy rica en agua debido a que posee sólo 15% del territorio mundial, sostiene 8,4% de la población global y recibe casi una tercera parte de todas las precipitaciones (Naciones Unidas, 2010). Sin embargo, las tendencias para la región señalan un incremento de 76% de la demanda de agua⁵² en el periodo 1990-2004, por la expansión de la agricultura, industria y minería y la demanda del abastecimiento humano. Este incremento de uso no estuvo acompañado de medidas para el tratamiento de aguas residuales lo que se tradujo en contaminación generalizada de numerosas fuentes superficiales, especialmente alrededor de las grandes ciudades (Naciones Unidas, 2010).

En Colombia gran parte de la actividad industrial y cerca de 70% de la población se concentran en la zona Andina. Las aguas residuales generadas se vierten en su mayoría a la cuenca Magdalena-Cauca, los dos ríos más importantes del país. Se estima que los costos asociados a la contaminación acuática ascienden a mil millones de pesos al año (MADVT, 2007). Más aún, el rezago del país frente al manejo de aguas residuales es enorme y se estima que sólo 3,1% de estas son tratadas (CGR, 2008). Apuestas más optimistas afirman que este valor rondaría sobre el 8% (LatinoSan, 2007) y la meta para 2019 es llegar al 36% según la información del Viceministerio del Agua en Colombia.

Estas tendencias sobre el bajo tratamiento de agua residual y su descarga a sistemas acuáticos se repiten a lo largo del mundo, y se confirma que son los cuerpos de agua los receptores y transformadores de las cargas contaminantes. Sin embargo, la autodepuración de los sistemas acuáticos es limitada en el tiempo y en el espacio, y esta capacidad de metabolización tiene costo sobre su estructura y función, con reducciones en el ciclaje de nutrientes y pérdidas o transformaciones en la identidad del sistema receptor (Welch y Jacoby, 2005). Lo anterior sin mencionar la pérdida de especies de interés para la dieta humana como los peces, lo que repercute severamente en seguridad alimentaria.

⁵² De 150 a 264,5 km³ de agua anuales (Naciones Unidas, 2010)

En Colombia se identifican impactos significativos de exposición de la población, a la contaminación del aire urbano, inadecuado acceso a agua potable y saneamiento, y contaminación del aire interior por el uso de combustibles sólidos. Se estima que el costo total en salud atribuible sólo a estos tres factores asciende a aproximadamente 10,2 trillones COP al año, o a cerca de 2% de PIB en 2010. En términos de mortalidad equivale a 7,600 muertes prematuras anuales que se atribuyen a estos factores ambientales (Golub *et al.*, 2014). Para el 2004 sólo por agua, saneamiento e higiene ascendían al 1,1% del PIB (OPS-OMS, 2009), para 2010 ha caído a menos de 0,7 % del PIB (Golub *et al.*, 2014), lo que se explicaría por las mejoras en saneamiento en este intervalo de tiempo.

El Ministerio de Salud en su informe 2013, incluye datos consolidados de vigilancia de la calidad del agua con el criterio del Índice de riesgo de calidad del agua (IRCA) para 1122 municipios. Allí se afirma que 71% de la población recibió agua potable sin o de bajo riesgo, y que en centros urbanos grandes y medianos se suministra agua de buena calidad (MSPS, 2014).

No obstante preocupa que 30% de la población reciba agua de mala calidad y que este dato sea mayor si se tiene en cuenta que no hay información de zonas donde habitan alrededor de 1 millón de personas, y se dan actividades de minería y producción de estupefacientes. Los avances en términos de calidad de agua para el país con base en el indicador IRCA entre 2007 y 2013 en términos generales señala un aumento de la proporción de población que recibe agua con los estándares mínimos exigidos por la normatividad colombiana luego de 6 años de implementada, aunque se siguen observando grandes diferencias entre la calidad del agua suministrada en la zona urbana y la que abastece la rural (MSPS, 2014).

Las acciones de monitoreo de agua no son suficientes y oportunas en todas las cuencas del país, dado que se priorizan aquellas donde se dispone de fortaleza analítica, presupuestal y que abarque el mayor número de habitantes a proteger, en este documento dos ejemplos contrastantes: uno es la cuenca alta del río Bogotá donde hay información y estudios, se han implementado tecnologías de tratamiento de agua residual doméstica e industrial, y hay control de vertimientos puntuales. A pesar de esto este río ha perdido su identidad ecológica y agua abajo es usado para potabilización por poblaciones pequeñas

sin seguimiento de las alteraciones en personas que consumen esta agua. El segundo es el lago de Tota ejemplo de contaminación difusa por agroquímicos, con actividades mixtas en su cuenca, historial de sobreuso de suelo para monocultivo y con bajo seguimiento de las afectaciones potenciales por polutantes en este macrosistema de interés ecológico y estratégico por ser fuente de abastecimiento para 350.000 habitantes del departamento de Boyacá. Desde la visión de Salud Ambiental que esta tesis propone se hace énfasis en la importancia de proteger la salud pública dentro de un contexto de preservar la calidad ecológica de los ecosistemas necesarios para la vida y resguardar la biodiversidad nacional de presiones químicas deletéreas ya reconocidas y documentadas en la literatura. En este manuscrito se señalan limitaciones de índole técnico científico en el país para hacer seguimiento de la evolución de la contaminación química de ecosistemas acuáticos. Se detectaron debilidades institucionales, falta de financiación del sector ambiental para monitorear y evaluar integralmente las cuencas, así como sostenimiento de un modelo de desarrollo basado en el extractivismo, todos factores que en el mediano plazo agravarían problemas de la salud pública asociados con agua.

El país y sus zonas más pobladas son considerados vulnerables por escasez de agua (IDEAM, 2015). Los escenarios de déficit hídrico, en donde se necesitará más agua y donde la descarga de sustancias tóxicas al ambiente aumentará, hará que agua de buena calidad sea la diferencia entre tener poblaciones humanas saludables o enfermas, y que proteger realmente los ecosistemas acuáticos sea prioritario antes que seguir degradándolos. Los costos sociales, económicos y ecológicos por el deterioro del agua por sustancias de interés sanitario⁵³ aún no se han cuantificado suficientemente y se hace necesario concientizar con respecto al impacto de la contaminación química del agua para promover la protección integral de los ecosistemas acuáticos.

3.2 Objetivos

Nota Aclaratoria: Dado que el proyecto a medida que se ejecutó y se accedió a información se modificó el enfoque interpretativo inicialmente planteado desde la gestión, lo que obligó

⁵³ Sustancia de interés sanitario equivale en este documento a polutante, sustancia tóxica o xenobiótico.

a replantear los objetivos de la siguiente manera y que responden a lo incluido en este documento.

3.2.1 Objetivo general

Estudiar el seguimiento de sustancias tóxicas en agua dulce superficial, en la cuenca media del río Bogotá y el Lago de Tota y sus implicaciones en Salud Ambiental⁵⁴ período 1995-2014.

3.2.2 Objetivos específicos

- Estudiar el impacto del uso de biomodelos acuáticos⁵⁵, en el monitoreo de efectos tóxicos potenciales en agua superficiales para la cuenca media del río Bogotá período 1995-2005.
- Evaluar la aplicación del componente ecotoxicológico⁵⁶, para la caracterización de residuos peligrosos período 2007-2011.
- Evidenciar el monitoreo y vigilancia de agua en lo relativo al seguimiento de contaminantes potencialmente tóxicos, caso Lago de Tota 2010-2014.

3.3 Metodología

Se aplicó la lógica de integración (revisado por Gutiérrez, 2008b) donde se da complementariedad de paradigmas y unidad epistemológica, en esta posición no sólo se reconoce el mérito de cada método en su respectivo ámbito, sino que, además, se

⁵⁴ En esta tesis se denotará Salud Ambiental con mayúsculas iniciales (SA) como aquella capaz de preservar ecosistemas, mantener integridad ecológica y por tanto derivar agua de buena calidad para el ambiente incluyendo todos los seres vivos

⁵⁵ Reanálisis datos de más de una década de trabajos de grupo de investigación GIBCA, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia.

⁵⁶ Pruebas ecotoxicológicas para residuos peligrosos según Resolución 0062 de 2007 (IDEAM, 2007).

considera posible y fructífera su combinación complementaria para el estudio de muchos fenómenos. Donde todo problema de investigación permite sea abordado mediante un diseño multimétodo que conduciría a resultados más válidos.

MODELOS DE ESTUDIO

▪ **Cuenca media del río Bogotá**

Se toma esta cuenca como modelo ya que tiene sistema de monitoreo de calidad de agua permanente con seguimiento anual de estimadores físicos y químicos acordes con la normatividad colombiana. De diversos documentos se seleccionaron datos de metales en ríos afluentes y sedimentos en sitios de monitoreo en el periodo 2004-2010 para ejemplificar los polutantes que frecuentemente se monitorean y que son de interés toxicológicos por su capacidad de ser persistentes y potencialmente bioacumulables. Estos datos se contrastan con seguimientos pioneros de calidad de vertimientos usando pruebas de toxicidad con biomodelos de referencia en el periodo 1995-2005 en sectores industriales seleccionados y categorizados según el Índice de efectos tóxicos potenciales (IETP⁵⁷, Costan *et al.*, 1993).

Se hace un mapa de ubicación de los sectores productivos que descargan aguas al alcantarillado de la ciudad de Bogotá y que finalmente van a descargarse a ríos afluentes o a la corriente principal para señalar cómo estas herramientas pueden priorizar sectores productivos por su carga contaminante. Se señalan en detalle las respuestas obtenidas con los biomodelos *Daphnia magna*, *Hydra attenuata* y *Selenastrum capricornutum*

$$^{57} IETP = \log_{10} \left[1 + n \left(\frac{\sum UT}{N} Q \right) \right]$$

Donde:

IETP	= Índice de Efectos Tóxicos Potenciales
UT	= Unidades Tóxicas para cada bioensayo
Q	= Caudal (m ³ /h)
n	= Número de ensayos que muestran punto final
N	= Número máximo de respuestas tóxicas obtenibles

La inclusión del número 1 en la fórmula asegura que el límite inferior del índice sea cero (0) cuando en las pruebas toxicológicas realizados no se detecte toxicidad.

(*batería multitrófica*), para el caso de la evaluación a efluentes sector textil, industria cosmética y galvanotecnia sectores que cuentan con sistemas de tratamiento.

Se presentan datos de intercalibración con la batería multitrófica señalada, sensibilidad a metales de los biomodelos implementados por el grupo de investigación GIBCA como herramientas de detección de toxicidad en agua para mostrar la experiencia en el país de la aplicación de estas herramientas contempladas en la normatividad ambiental colombiana desde 1984.

▪ Residuos peligrosos

Para este capítulo se presenta información del uso de pruebas de toxicidad en la caracterización de diversos residuos (n=31 muestras) mediante la aplicación de los biomodelos *Daphnia magna*, *Selenastrum capricornutum* contemplados en la norma colombiana resolución 0062 de 2007, y referidos como ensayos de *ecotoxicidad*⁵⁸ donde se evaluó la Fracción ajustada de agua⁵⁹ (Water adjusted Fraction, WAF por sus siglas en inglés) (IDEAM, 2007) los cuales son contrastados con las respuestas obtenidas en *Hydra attenuata*⁶⁰, biomodelo de alta sensibilidad y no contemplado en norma. Además se hace un análisis de la evolución de la capacidad analítica en el tema con base en la comparación de los laboratorios acreditados según IDEAM en el periodo 2010-2015.

La caracterización de residuos peligrosos⁶¹ del sector industrial⁶² tiene conexión con la tesis dado que la inadecuada disposición señala que pueden ser arrojados al alcantarillado y por ende a los sistemas acuáticos o son mezclados con residuos ordinarios, que van a

⁵⁸ Notar que en la normatividad se denominan ensayos de ecotoxicidad, pero no califican como tal porque se limitan a pruebas de laboratorio y no se podría a partir de éstos determinar efectos a nivel de comunidades o ecosistema. Ensayo de inmovilización a 48h en *D. magna*, Ensayo de inhibición a 72h en *S. capricornutum*

⁵⁹ Fracción Ajustada de Agua (Water Adjusted Fraction, WAF por sus siglas en inglés). Extracto acuoso de 2 ó 7 días; 7 días si la muestra contienen metales. Pasado el tiempo de extracción correspondiente se deja precipitar y se toma el sobrenadante (fracción ajustada de agua) y con éste se realizan los ensayos de toxicidad (IDEAM, 2007).

⁶⁰ Ensayo de Toxicidad Aguda (Trottier, *et al.*, 1997) Subletalidad/Letalidad (96h) Concentración efectiva/letal 50 CE/ (CL_{50-96h}).

⁶¹ Para Bogotá en 2007 se calculó producción de residuos peligrosos en 66.200 toneladas anuales (FOPAE-PIRS-UNAL, 2007 revisado por AMB, 2011)

⁶² Representado en 201.496 empresas inscritas en la Cámara de Comercio, distribuidas en todas las localidades (AMB, 2011)

parar al relleno sanitario Doña Juana (AMB, 2011), situación que causa un deterioro del ambiente por fenómenos de lixiviación y escurrentía.

▪ **Lago de Tota**

Se estableció con base en revisión documental el contexto ecológico del lago y se enfocó en mostrar presiones del agua en esta subcuenca con el fin de señalar la poca atención a la polución difusa en el país. Dado que esta fuente se usa para potabilizar se tomaron datos del Índice de Riesgo de la Calidad del Agua (IRCA) reportados por la autoridad sanitarias para los 8 municipios usuarios en el periodo 2007-2014 para los sectores rurales y urbanos. La información se contrasta con los datos de reportes de plaguicidas usados en 2009 y 2014 en el área y aquellos aprobados por el ICA para utilizar en 2015 para ejemplificar dependencia química de la actividad agrícola del sector y los riesgos potenciales a evolución del sistema acuático. Se hace la revisión bibliográfica de aquellos plaguicidas cuantificados en agua y sedimento determinando metabolitos y toxicidad para organismos acuáticos y terrestres no blanco. Igualmente se presentan datos preliminares de cuantificación de plaguicidas en sedimentos de afluentes del lago para febrero de 2016.

El capítulo de discusión se hace recorrido sobre información oficial para Colombia sobre problemas de desabastecimiento por fenómenos climáticos de macro escala, se recopilan trabajos de seguimientos a metales en periodo 1990-2014 en matrices agua, biota y sedimento. En el tema de agua potable se muestran datos comparativos de dinámicas del IRCA nacional para el 2007 y el 2013. Se seleccionan datos sobre las presiones del agua por arsénico, plaguicidas (período 2002-2014), mercurio (período 2001-2013) y micropolutantes para el país con la intención de mostrar panorama de uso de polutantes de interés y conocimiento acumulado.

En el caso de mercurio se re-construye mapa de sitios de explotación de oro sobre la red de ríos y se contrasta con volúmenes de uso de este elemento. Los capítulos de discusión, conclusiones y recomendaciones subrayan la importancia de trabajos de ecotoxicología para el país asociada a la reinterpretación de la salud ambiental (SA).

DELIMITACIONES

En este documento se reconoce la necesaria interconectividad de la calidad ecológica con la salud humana ya que mayores pérdidas en bienes y servicios ecosistémicos puede redundar negativamente y acentuar los problemas de inequidad en el país y de pérdida de patrimonio natural irrecuperable.

Se recopilaron datos secundarios referidos a las diversas presiones por polutantes reconocidos a escala mundial tanto en agua cruda, biota y agua potable y se hace el símil para Colombia con base en articulación de datos generados por fuentes diversas para construir un panorama de presiones del agua con posibles implicaciones en salud pública y reinterpretación a través de una síntesis de trabajos no compendiados para pruebas de toxicidad.

- **Construcción Tablas:** A partir de datos secundarios de las fuentes consultadas se seleccionan datos de metales en agua, sedimentos y biota. Se construyen tablas reinterpretativas con datos seleccionados, Se construye utilizando datos primarios con el propósito de evidenciar los polutantes hallados en diferentes puntos de la cuenca y se reintegran para mostrar espacialmente donde se hacen seguimiento y monitoreo y sus hallazgos. Se plantea un contexto comparativo distinto al de los autores originales.
- **Construcción de mapas:** A partir de mapas existentes se ubican los sectores productivos, para dar cuenta espacial de información acumulada que no se había presentado antes con base en las categorías de análisis seleccionadas.
- **Seguimiento químico o biológico:** Se entiende para este trabajo que seguimiento físico, químico o biológico de sustancias tóxicas hace referencia a cuantificación de polutantes reconocidos (metales como el Hg y metaloides como As, plaguicidas y residuos de fármacos en matrices de agua, sedimentos o biota), que se documenta a partir de la compilación de documentos previamente generados por otros autores.

FUENTES DOCUMENTALES

Fuentes primarias: Datos experimentales de evaluación de residuos peligrosos con biomodelos *Daphnia magna*, *Selenastrum capricornutum* e *Hydra attenuata* generados en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia período 2007-2011.

Fuentes secundarias:

- Consulta a bases de datos: Sciencedirect, Jstor, Blacwell Sinergy, SpringerLink, PubMed.
- Páginas web de entidades oficiales nacionales y de organismos internacionales temas salud, agua y/o ambiente (OMS, OPS, ONUWATER, CEPAL, MVADT, MPS, Viceministerio de Agua).
- Documentos técnicos y tesis se obtuvieron en la biblioteca Central de la Universidad Nacional de Colombia.
- Aquellas referidas en criterios de inclusión

CRITERIOS DE INCLUSIÓN DOCUMENTAL

- Se enfocó la búsqueda en información oficial de calidad del agua cruda y potable, informes de autoridades de control, monitoreo de vertimientos puntuales de investigaciones sobre polutantes para Colombia, y datos específicos de concentraciones de metales como mercurio, metaloides como arsénico, plaguicidas y reportes para micropolutantes en agua y sedimentos elegidos para río Bogotá y Lago de Tota.
- Se consultaron documentos de política del recurso hídrico, Salud ambiental, elaborados por la autoridad correspondiente (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Ministerio de Salud).
- Leyes, decretos y resoluciones que conforman la expresión jurídica de las políticas en torno a calidad del agua, biodiversidad, usos del agua y caracterización de residuos peligrosos.
- Estadísticas oficiales sobre calidad del agua, concentración de sustancias de interés sanitario y de salud para Colombia, río Bogotá o Sistema Lago de Tota, en páginas web de entes de control como la Defensoría del Pueblo y la Contraloría General de la República, Contraloría General de Boyacá, Contraloría de Bogotá D.C.

-
- Libros publicados en torno a calidad del recurso hídrico, informe calidad del agua, mapas de riesgo de fuentes académicas y autoridades de salud y de control.
 - Se consultaron informes oficiales, documentos Departamento Nacional de Planeación, Ministerio de Vivienda, Ambiente y Desarrollo Territorial (MVADT), Ministerio de Protección Social (MPS), Ministerio de Minas y Energía, Unidad de Planeación Minero Energética y Secretaría Departamental de Salud de Boyacá.

ORGANIZACIÓN MANUSCRITO

Esta tesis se aleja del enfoque de gestión de riesgo e incursiona en la complejidad, ya que el uso de sensores biológicos escapan del modelo biologicista convencional de la monocausalidad y donde diversos factores de incertidumbre nutren los hallazgos.

En el capítulo 1 se da un contexto internacional sobre la dimensión de las presiones sobre el agua, por contaminación y polución y de las crecientes demandas por este líquido, en un escenario de desabastecimiento y cambios ecológicos globales, para evidenciar los avances y reconocimiento de la presencia y movilidad de contaminantes en agua y los riesgos en salud humana y alteración de servicios ecosistémicos que se previenen.

En la sección 4.1 se presentan el estado del monitoreo de metales como ejemplo de gestión de cuenca media del río Bogotá, además se incluyen los hallazgos de los aportes de los bioensayos en la caracterización de vertimientos tóxicos. El período de estudio recoge diversas investigaciones en el período 1995- 2005, sobre gestión de vertimientos puntuales. Este capítulo muestra la solvencia de las pruebas biológicas complementarias en la evaluación de presencia de tóxicos en agua. Que se enlaza con sección 4.2, donde se incluyó un ejemplo de la situación reciente de la implementación de los ensayos de ecotoxicidad (período 2007-2011) para la caracterización de Residuos peligrosos RESPEL. Se incluye un enfoque cuantitativo centrado en la experimentación a nivel de laboratorio y se muestran la aplicación recomendada a nivel internacional y se contrasta con la necesidad de ampliar a nuevos biomodelos como ejemplo de la manera como la dimensión SA debe ampliarse para proteger la vida.

En la sección 4.3, se abordó el sistema Lago de Tota, se analizaron datos del Índice de Riesgo de Calidad del Agua (IRCA) para los municipios asentados en la cuenca del lago que buscó evidenciar las contradicciones de vigilar sólo la calidad del agua potable sin cuestionar los conflictos socioecológicos persistentes en esta zona netamente agrícola.

El capítulo 4 muestra los resultados, que tienen el propósito de evidenciar las potencialidades de la aplicación de pruebas toxicológicas multitróficas que complementarían la evaluación de la calidad del agua y de caracterización de RESPEL, en el marco de la propuesta de fortalecer y estructurar líneas de investigación en Salud Ambiental integradoras.

En el capítulo 5 se discuten los resultados del capítulo (4) a la luz de construir una visión del escenario nacional referido a que información oficial se tiene sobre el estado, disponibilidad y calidad del agua. Se analizó información oficial publicada por las entidades correspondientes del tema de monitoreo, vigilancia y control de la contaminación a nivel nacional y regional, rastreado específicamente presencia de sustancias de interés sanitario en el agua, biota y los sedimentos, para evidenciar las debilidades de la salud ambiental convencional que debe ir más allá de protección de la salud humana y mediante datos de monitoreo químico argumentar las limitaciones del seguimiento a sustancias químicas en el agua en la Colombia biodiversa.

Se cierra con los capítulos de discusión y conclusiones donde se hace un recorrido de los volúmenes de usos de polutantes en Colombia, eligiendo los de reconocida nocividad para humanos y para otros seres vivos, el grado de conocimiento y de información para estos con el fin de argumenta la necesidad de delimitar líneas de investigación en SA acorde con los retos de proteger uno de los países más megadiversos del planeta y que propone se apliquen métodos biológicos para monitoreo e integración en la calificación ecológica del agua.

4. Capítulo: Resultados

4.1 Impacto del manejo del río Bogotá

Período 1995-2005

En general el seguimiento del comportamiento de la composición química de los ríos es una tarea compleja ya que requiere conocer las dinámicas particulares del ciclo hidro-climatológico, cambios en el uso del suelo, los cambios poblacionales, la diversificación de actividades humanas, y las fluctuaciones diarias del caudal entre otros en eco-sistemas y donde se pueden dar procesos indeterminados imposibles de predecir.

Además dentro del seguimiento de la calidad de ríos y lagos la valoración de sedimentos y sus comunidades microbianas adjuntas⁶³ es importante. Esto porque son característicos de estas masas de agua y por tanto puede dar cuenta de su estado y evolución en cuanto a la acumulación de sustancias tóxicas. Estos sistemas proporcionan servicios ecosistémicos valiosos, como reciclaje de nutrientes⁶⁴ o auto-purificación⁶⁵, que se extienden más allá del ambiente acuático. Los contaminantes antropogénicos, ya sea los provenientes desde la era industrial, o como resultado de estilos de vida contemporáneos, pueden afectar negativamente los servicios ecosistémicos con consecuencias poco documentadas en ecología, economía y salud humana (Gerbesdorf *et al.*, 2011).

⁶³ Biofilms: son películas, continuidad espacial, de microorganismos. Estos biofilms tienen la capacidad de interactuar con los contaminantes, degradándolos o transformándolo a otro compuesto que puede tener mayor toxicidad

⁶⁴ El reciclaje de nutrientes implica la transformación de materia compleja en sus componentes básicos

⁶⁵ Autopurificación se entiende por la capacidad de los ecosistemas acuáticos de metabolizar los contaminantes que recibe

Dentro de las estrategias para monitorear las alteraciones por descargas de polutantes al ambiente se considera que los bio-ensayos, que en esta tesis se equiparan a las pruebas de toxicidad acuática⁶⁶, son necesarios para alertar sobre daños potenciales a ecosistemas receptores ya que son alerta temprana de afectaciones por contaminación del agua. Con estos datos se presume que al detectar niveles que afectan una población de organismos o de comunidades, se dará una actividad de gestión ambiental para evitar o minimizar los daños detectados y contribuir así a la protección del ambiente. Por tanto, se hacen pruebas para detección de toxicidad, genotoxicidad⁶⁷, biodegradabilidad⁶⁸, alteraciones en actividad endocrina al evaluar sustancias puras o mezclas de polutantes presentes en aguas dulces, marinas, superficiales, residuales y potables, sedimentos y suelos (Slabbert, 2000), con claro énfasis en la preservación sólo de salud humana y omitiendo la dependencia de ésta de la Salud Ambiental. Estos ensayos se pueden realizar tanto en campo como en laboratorio y tienen unos objetivos y unos impactos que son complementarios en la interpretación de la polución acuática y sus dinámicas cambiantes en espacio y tiempo.

El efecto adverso generado por diferentes polutantes puede variar desde daños a nivel genético, alteraciones fisiológicas, modificaciones del comportamiento, cambios en la reproducción, deformidades, hasta la muerte. Dado que la estimación de la toxicidad obtenida en un ensayo de laboratorio está ligada a la sensibilidad de las especies utilizadas y las condiciones particulares de la prueba, es obvio que ellas no constituyen una medición directa de los efectos en el ambiente. Sin embargo, desde esta perspectiva se acepta que es posible estimar el efecto nocivo potencial del tóxico, vertimiento o residuo en el ambiente.

Colombia ha incorporado legislación de gestión ambiental y presenta numerosas normatividades en materia de control de la contaminación, planes de ordenamiento ambiental, manejo integral de residuos sólidos y peligrosos e implementación de

⁶⁶ Las pruebas de toxicidad acuática aguda son pruebas a corto plazo diseñadas para medir los efectos de los agentes tóxicos en las especies acuáticas, durante una porción corta de su ciclo de vida; miden los efectos en la supervivencia en un periodo que varía de las 24 a las 96 horas después de nacido, registra los efectos adversos totales producidos por una sustancia tóxica cuando se administra en forma de dosis única. Hunter y Smeets, 1977 (revisado por Espinosa y Jarro, 1999).

⁶⁷ Genotoxicidad se refiere a efectos nocivos sobre el material genético.

⁶⁸ Biodegradabilidad hace referencia a que un compuesto complejo sea idealmente transformado hasta $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$

instrumentos económicos, como tributos o tasas ambientales tendientes a regular las emisiones de contaminantes provenientes de la actividad doméstica e industrial. Los compromisos institucionales en los últimos años se orientaron hacia ampliar el saneamiento ambiental, con el propósito de disminuir daños resultantes del manejo inadecuado de vertimientos y la disposición de residuos a los cuerpos de agua (Min Ambiente, 2014).

Así, se generó legislación sobre el uso de agua y residuos líquidos (vertimientos)⁶⁹ mediante la cual se establecieron límites permisibles para descargas de aguas residuales, basados en la remoción en porcentaje de carga de contaminantes, expresada a partir de la demanda biológica de oxígeno (DBO₅), los sólidos suspendidos totales (SST), grasas y aceites. Esta normatividad además contempló la posibilidad de desarrollar bio-ensayos⁷⁰, para la evaluación de sustancias de interés sanitario, y la delegó en las Entidades Manejadoras del Recurso (EMAR)⁷¹. El decreto definió toxicidad⁷² y citó un listado de 144 sustancias de interés sanitario que incluyó metales, metaloides, plaguicidas, hidrocarburos, halogenados, e incluso sustancias explosivas o radioactivas (MS, 1984).

Así mismo, estableció criterios de calidad admisibles⁷³ para la destinación del agua encaminada a preservación de flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas y en aguas marinas o estuarinas, dada por características químicas definidas por bio-ensayos a partir de establecer intervalos de concentración establecidos (CL₅₀₋₉₆)⁷⁴ (MS, 1984). Dado lo novedoso del tema en ese momento, algunas corporaciones autónomas (CAR)⁷⁵ buscaron

⁶⁹ Decreto 1594 de 1984, Ministerio de Salud (MS, 1984). Derogado en 2010.

⁷⁰ Denomínase bio-ensayo acuático al procedimiento por el cual las respuestas de organismos acuáticos se usan para detectar o medir la presencia o efectos de una o más sustancias, elementos, compuestos, desechos o factores ambientales solos o en combinación. Artículo 15, Decreto 1594 de 1984, Ministerio de Salud (MS, 1984). Derogado en 2010.

⁷¹ Artículo 46, Decreto 1594 de 1984, Ministerio de Salud. Derogado en 2010.

⁷² Toxicidad: propiedad que tiene una sustancia, elemento o compuesto, de causar daños en la salud humana o la muerte de un organismo vivo. Artículo 16, Decreto 1594 de 1984, Ministerio de Salud.

⁷³ Artículo 45, Decreto 1594 de 1984, Ministerio de Salud. Derogado en 2010.

⁷⁴ Denomínase CL₅₀₋₉₆ a la concentración de una sustancia, elemento o compuesto, solos o en combinación, que produce la muerte al cincuenta por ciento (50%) de los organismos sometidos a bioensayos en un período de noventa y seis (96) horas. Artículo 19, Decreto 1594 de 1984, Ministerio de Salud. Derogado en 2010.

⁷⁵ CAR denominadas EMAR, Decreto 1594 de 1984, Ministerio de Salud. Derogado en 2010.

implementar bio-ensayos para calificar la contaminación del agua⁷⁶. Sin embargo, no se apoyó suficientemente esta apuesta metodológica complementaria y de manejo de los organismos de prueba, y esta opción fue con el tiempo descartada dentro de las rutinas de evaluación de calidad de agua. Después de cerca de 30 años de establecida la norma para monitorear descargas a ecosistemas receptores y que proponían implementar bio-ensayos, ésta fue derogada en 2010, para actualizar el tema de los vertimientos industriales.

Posteriormente se incluyen bio-ensayos para evaluar toxicidad y se proponen como recurso para caracterizar residuos peligrosos (RESPEL), puesto que en 2007 se incluyó en la normatividad ambiental el tema del uso de las pruebas de ecotoxicidad en el país (IDEAM, 2007). Este ejemplo de aplicación se mostrará en el capítulo 4 toxicología de residuos peligrosos. Dentro de éstas se consideran pruebas de toxicidad de inmovilidad con *Daphnia*⁷⁷, inhibición del crecimiento en *Selenastrum capricornutum*⁷⁸, pruebas de quimioluminiscencia⁷⁹ y bioluminiscencia⁸⁰, y ocasionalmente alternando con ensayos en peces⁸¹, con especies de referencia⁸² y emulando los trabajos que se desarrollan en otras latitudes (SEPA, 2003), pero sin contemplar el uso de especies nativas que se espera por su co-evolución en el nicho del que provienen serían más sensibles a la entrada de contaminantes en ambientes tropicales (Da Silva y Soares,2010; Espinosa y Jarro, 1999).

⁷⁶ Corporación Autónoma del Valle del Cauca (CVC) y CAR Cundinamarca con apoyo de Universidad del Valle y Universidad Nacional de Colombia respectivamente.

⁷⁷ Inmovilidad con *Daphnia*. En esta prueba se expone este organismo, un microcrustáceo, por 48 horas a la muestra a estudiar y se valora su movilidad con respecto al control que no es expuesto. La medición es hecha por el observador.

⁷⁸ Inhibición de crecimiento *Selenastrum capricornutum*. En esta prueba 10000 microalgas son expuestas por 72 horas a la muestra de interés. Al cabo de este periodo se contabilizan el número de células y se calcula tasa de crecimiento con respecto al tiempo.

⁷⁹ Quimioluminiscencia que mide la alteración de esta propiedad de un microorganismo particular expuesto a la muestra de interés.

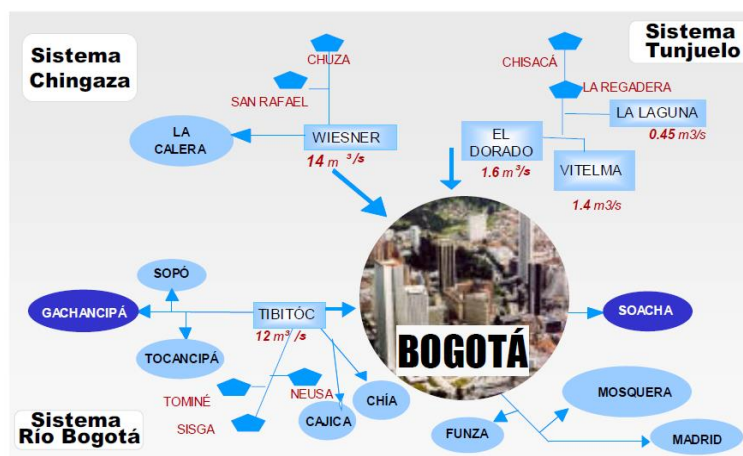
⁸⁰ Bioluminiscencia que mide la alteración de esta propiedad de un microorganismo particular expuesto a la muestra de interés

⁸¹ Ensayos en peces que se usarían si hay dudas sobre los efectos encontrados en otros ensayos mencionados.

⁸² Especies de referencia aquellas que son usadas en laboratorios a cargo de estos ensayos a nivel mundial.

La legislación vigente⁸³ establece las disposiciones relacionadas con usos del denominado recurso hídrico, su ordenamiento y vertimientos a agua, suelo y alcantarillado. Propone controlar vertimientos para 73 actividades productivas presentes en ocho sectores económicos del país. Es de destacar que en el decreto se mantienen definiciones como toxicidad, toxicidad aguda o crónica, bio-ensayo, protección de fauna y flora⁸⁴ sin mayor referencia posterior o descripción de su uso y/o interpretación y mantiene el mismo listado de sustancias de interés sanitario elaborado en 1984, sin la actualización mínima que se esperaría acorde con el desarrollo de la industria química de los últimos 30 años.

Figura 4-1. Sistema de agua que abastece Bogotá



Fuente: Tomado de EAAB, 2006.

Río Bogotá como modelo de cuenca con demanda severa

El nacimiento del río es en el páramo de Guacheneque en el municipio de Villapinzón (Cundinamarca), sitio declarado como reserva forestal. Tiene una longitud de 336 km, su cuenca está conformada por 42 municipios y el Distrito Capital (Bogotá D.C.), y se divide en tres sectores⁸⁵

⁸³ Decreto 3930 de 2010, a usos del agua y residuos líquidos (MAVDT, 2010).

⁸⁴ Uso para la preservación de flora y fauna. Se entiende por su utilización 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. Decreto 3930 de 2010. Artículo 11. (MAVDT, 2010).

⁸⁵ Acuerdo 43 de 2006, CAR.

- Cuenca Alta: entre el municipio de Villapinzón y la estación hidrometeorológica Puente La Virgen (145 km).
- Cuenca Media: entre la estación hidrometeorológica Puente La Virgen y las compuertas Alicachín, en inmediaciones del embalse del Muña. Esta a su vez se divide en cuenca media occidental y oriental, en la cual se localiza el Distrito Capital (68 km).
- Cuenca Baja: entre el embalse del Muña y la desembocadura del río Bogotá en el río Magdalena (123 km).

En el sector comprendido por las cuencas Alta y Media del río se diferencian dos sistemas construidos para responder a las necesidades de abastecimiento de agua en Bogotá (Figura.4-1):

- Un sistema natural conformado por los caudales naturales del río, sus afluentes y una serie de lagunas y humedales, localizados mayoritariamente en zonas de páramo, dando origen a los ríos y quebradas que conforman el sistema.
- Un sistema de regulación artificial compuesto por nueve embalses, que tiene una capacidad de almacenamiento de 1200 millones de m³ de agua aprovechable, y el distrito de riego La Ramada que abastece al sector occidental de la cuenca.

En su recorrido el río drena las aguas de 6.000 km², donde habitan alrededor de 8 millones de personas. En otras palabras 1 de cada 5 colombianos⁸⁶ hace uso de esta cuenca que sostiene además una cuarta parte (26%) de la actividad económica nacional (CONPES, 2004). Bogotá es la ciudad más grande de Colombia, su centro económico y una de las áreas metropolitanas de mayor importancia de Latinoamérica, con un ingreso *per cápita* promedio de US\$ 10,000, lo que la ubica en el quinto puesto en Sudamérica, con un producto interno bruto (PIB) de US\$ 86.000 millones (Banco Mundial, 2012).

⁸⁶ 19% de la población del país

Río Bogotá como modelo de servicios ecosistémicos insostenibles

La cuenca del río Bogotá tiene dos autoridades ambientales: CAR Cundinamarca y Secretaría Distrital de Ambiente. Está altamente intervenida ya que allí se desarrollan diversas actividades productivas. El agua se usa para abastecimiento humano, riego, actividades industriales y recepción de agua residual doméstica, agrícola e industrial. Sumado a esto el aumento de población en la Sabana de Bogotá ha generado mayor demanda de agua que actualmente se abastece desde tres sistemas⁸⁷ (Figura 4-1; EAAB, 2006).

La provisión de agua limpia, su depuración y regulación son considerados desde la economía clásica bienes y servicios ecosistémicos y relacionarían a los habitantes de una ciudad con la biodiversidad del ambiente desde donde se benefician. Datos para Bogotá, en el 2004 sobre el valor económico del servicio ecosistémico generado por la conservación el PNN Chingaza, significó un ahorro anual en el costo de potabilización de US\$18,2 millones (Ruiz, 2007 revisado por MADS-PNUMA, 2014). Sin embargo, la alteración reiterada y el desfase en las actividades de restauración y conservación de su estructura ecológica principal cuestiona el uso sustentable del territorio por esta mega ciudad (Mesa *et al.*, 2010).

Más aún, los problemas ecológicos que hacen que la relación de la ciudad con el agua sea insostenible son variados como el trasvase de agua de la cuenca del río Guatiquía⁸⁸ y la restricción de usos por disminución de la oferta hídrica⁸⁹ en desmedro de comunidades de la cuenca de este río⁹⁰ (IDEAM, 2015), incluso desde la lógica de servicios ecosistémicos y desde el punto de vista ambiental. Esto porque se acepta que la pérdida de volumen en una subzona genera alteración de procesos y dinámicas del agua superficial asociadas a la capacidad de dilución y depuración de los sistemas hídricos, que al ser removido de un río para alimentar otro compromete sus funciones y la provisión de agua río abajo.

⁸⁷ Planta Tibitoc (Norte), planta Wiesner y Sistema Tunjuelo (Sur), cada uno abastecido del río Bogotá y de los páramos de Chingaza y Sumapaz respectivamente

⁸⁸ Hoya hidrográfica del río Orinoco, proyecto Chingaza que aporta 16,44 m³/s

⁸⁹ Ejemplo de lo que pasa en el caso río Bogotá que altera los flujos hidrológicos de las subcuencas tanto receptora como donadora -

⁹⁰ Río Guatiquía que pertenece al departamento del Meta, este transvase reduce la posibilidad de uso de las aguas de su territorio

Cuenta alta

Se reconoce que el agua del río Bogotá se utiliza para consumo humano en la planta de Tibitoc, ubicada a 40 km antes de llegar a Bogotá en el municipio de Tocancipá. Esta planta es convencional⁹¹ y tiene una capacidad instalada de 12 m³/s. Oferta agua para el occidente y norte de la ciudad de Bogotá, surte las redes matrices de distribución de las zonas occidental⁹², norte, cerros de Suba y Suba (EAAB, 2006) y abastece varios municipios de Cundinamarca⁹³ con un caudal promedio de 4,5 m³/s, equivalente al 25% del total.

En Villapinzón, una de las actividades económicas es la curtiembre artesanal, siendo esta industria una primera fuente de contaminación del río. Por lo mismo, ha concentrado la atención de las autoridades ambientales y el control ejercido ha resultado en reducción significativa del consumo de agua y descarga de contaminantes hacia el río, a través de sustituciones tecnológicas⁹⁴ (IDEA-CAR, 2009). En esta parte de la cuenca (Alta), hay alrededor de 25 plantas de tratamiento en los municipios asentados en este tramo con capacidad de remover 60% de materia orgánica (CONPES, 2004). Esto implicaría 40% de materia orgánica no retirada y depositada al río.

Cuenca media

En este tramo de la cuenca se descargan sustancias contaminantes provenientes de la actividad doméstica e industrial de más de 5000 industrias ubicadas en Bogotá y 2000 del perímetro urbano aportando aguas residuales y una carga de desechos sólidos de 1500 toneladas/día que le llegan al río a través de sus afluentes Salitre, Fucha, Tunjuelo y Arzobispo (DAMA-IDEAM 2002). Uno de los mayores problemas ambientales es el agua residual no tratada que llega al río a medida que este fluye a través de esta parte de la cuenca. Se estima que el caudal medio en el río antes de entrar en la ciudad es de 12 m³/s, y Bogotá descargaría 22 m³/s de aguas residuales adicionales, de las que sólo una quinta

⁹¹ Dedicada sólo a coagulación y floculación para disminuir sólidos, y desinfección del agua recibida.

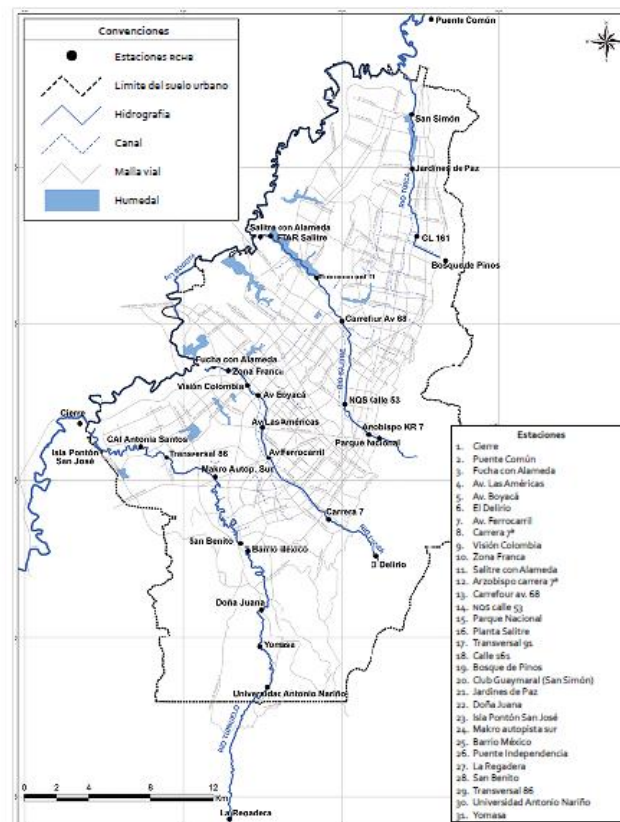
⁹² Engativá, Fontibón y Tintal Central

⁹³ Gachancipá, Tocancipá, Cajicá, Chía, Funza, Madrid, Mosquera, Soacha, y Sopó

⁹⁴ Sustituciones tecnológicas que en este caso particular buscaron minimizar la contaminación cambiando algunos químicos y aplicando técnicas de producción más limpia (IDEA-CAR, 2009).

parte (20%, equivalente a 4 m³/s) recibe tratamiento primario en la planta de tratamiento de aguas residuales Salitre (EAAB, 2006).

Figura 4-2: Sistema de monitoreo calidad Hídrica de Bogotá 2010



Fuente: Tomado de Rodríguez et al., 2010

Por más de 40 años se han costeado estrategias y hecho inversiones para descontaminar el río. A pesar de esto el río Bogotá maneja niveles de contaminación intolerables de oxígeno disuelto, DBO₅, SST y coliformes fecales. No obstante, algunos municipios⁹⁵ aguas abajo se abastecen de esta fuente para potabilizar y lo usan como cuerpo receptor de aguas residuales (EAAB, 2006).

⁹⁵ Municipios ubicados en las provincias de Almeida, Sabana Centro, Sabana Occidente, Soacha, Tequendama y Alto Magdalena

La red de calidad del agua de Bogotá, D.C. contaba con 33 estaciones de monitoreo, 26 móviles y 7 fijas en 2002 (Figura 4-2), que cubría diferentes puntos de los principales afluentes del río Bogotá⁹⁶, desde donde se medían variables de interés físico, químico, microbiológico, hidráulico y algunas sustancias de interés sanitario como metales y algunos compuestos orgánicos (DAMA-IDEAM, 2004; Rodríguez, 2010).

Además se adelantan campañas frecuentes para conocer el estado de las corrientes de agua de la jurisdicción del Distrito Capital y proponer opciones de recuperación a largo plazo del río Bogotá. Para conocer la evolución de la operación de la red se sugiere consultar DAMA-IDEAM, 2004; Rodríguez, 2010; Rodríguez *et al.*, 2011 y Rodríguez *et al.*, 2012. En este aparte se tomarán datos de las sustancias de interés sanitario generadas por esta red que serán objeto de análisis y que señalan el seguimiento químico a estos polutantes, sin mejoras sustanciales en la calidad del agua por las medidas convencionales de tratamiento.

Tabla 4-1: Concentración de metales y cianuro en agua, 2004

Sustancia (mg/l)	Río Torca	Río Juan Amarillo	Planta Salitre	Parque La Florida	Río Fucha	Descarga Navarra	Río Tunjuelito	Planta Gibraltar
Zn	0,08	0,06	0,08	0,2	0,29	0,76	0,18	0,13
Cr	≤0,09	≤0,09	≤0,09	≤0,09	0,10	0,09	≤0,09	≤0,09
Pb	0,02	≤0,01	0,02	0,01	0,02	0,03	0,01	0,01
Ni	≤0,18	≤0,18	≤0,18	≤0,18	0,21	1,28	≤0,18	≤0,18
Cianuro	0,25	0,66	0,25	0,48	0,14	4,63	0,12	1,26

Modificado de DAMA-IDEAM 2004.

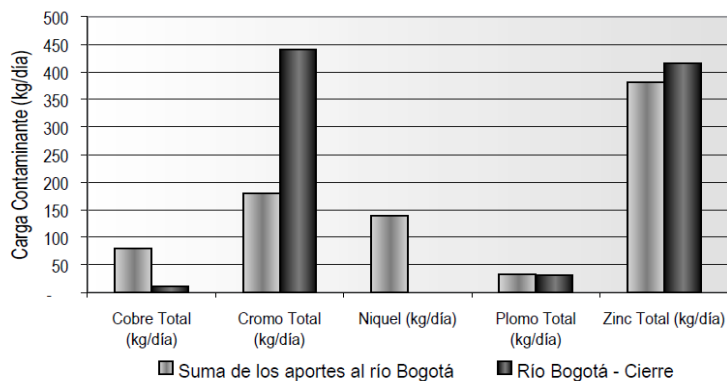
En el trabajo de DAMA-IDEAM, 2004 se incluyen mediciones de los metales Cu, Cr, Cd, Ni, Zn, Pb, Hg, así como de fenol y cianuro (CN⁻) en agua de los afluentes y en el río Bogotá (Tabla 4-1). Los datos seleccionados en la Tabla (4-1) señalan que las dinámicas de estos

⁹⁶ Ríos Torca, Juan Amarillo, Fucha y Tunjuelito

elementos fueron fluctuantes en ese periodo. Al comparar los afluentes, el río Fucha era el más deteriorado y sus principales aportes eran de Zn y Ni (Tabla 4-1), que son indicativos de descarga industrial. No obstante, los demás transportaban desde la cabecera al punto de encuentro con el río Bogotá cargas contaminantes de importancia. En términos generales las cargas de Cu y Ni sedimentaban hacia la última estación de muestreo (Planta Gibraltar) con concentraciones menores (Figura 4-3).

Sin embargo, el aumento del nivel de Cr sugería procesos de resuspensión probablemente a partir de sedimentos, aunque las concentraciones de Pb y Zn se mantenían igual. Esto indicaría que la condición química del río, a pesar del grado de alteración que presentaba, conservaría capacidad para inmovilizar algunos de estos contaminantes como Cu o Ni. No obstante, la permanencia de Cr, Zn y Pb en la columna de agua (Figura 4-3), supondría perjuicios potenciales aguas abajo, en especial si se destinaba, por ejemplo para riego o consumo pecuario. Peor aún, la ausencia de análisis sobre otros metales y sustancias de interés sanitario evaluadas es preocupante dada la diversidad de actividades que se desarrollan en la cuenca y descargan a esa fuente utilizada para riego y potabilización aguas abajo.

Figura 4-3: Comparación de las cargas de metales pesados aportadas por descargas al río Bogotá, frente a lo medido en el río Bogotá- Estación cierre



Fuente: Tomado de DAMA-IDEAM, 2004.

Estos resultados indicaban la necesidad de fortalecer el control de la contaminación industrial en la ciudad, aunque comparativamente con otras ciudades Bogotá cuenta con un programa de seguimiento a descargas industriales en el territorio de su jurisdicción y

continúa ejerciendo control sobre usuarios que arrojan aguas residuales sobre la red de alcantarillados, esta capacidad es desbordada por la magnitud de actividades que allí se desarrollan.

Con el monitoreo de 2008-2009, la red amplió sus puntos de muestreo a 37 e incluyó la evaluación de otras sustancias de interés sanitario como As, Ba, Hg, bifenilos policlorados (PCB) e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP), hidrocarburos totales (HT), benceno, tolueno, etilbenceno y xileno (BTEX), plaguicida organoclorados y organofosforados (Rodríguez, 2010). Se incluyeron también mediciones de concentraciones de metales en sedimento, otros indicadores microbiológicos y seguimiento limnológico⁹⁷ como herramientas de apoyo en la evaluación de calidad del agua, y en concordancia con lineamientos de seguimiento ambiental, donde se muestra un avance en incluir el componente biológico en estos monitoreos. Sin embargo, se eliminaron estaciones de monitoreo sobre el río, y se concentró la atención sólo en los afluentes.

Rodríguez, 2010 reporta niveles de Hg altos en todos los afluentes, siendo mayor la concentración de este metal en el norte de la ciudad. Al comparar los datos de otros elementos en todos los puntos de la cuenta estudiados con los niveles tolerados por la normatividades estadounidense o francesa, esta última más restrictiva para proteger fauna y flora, los datos reportados superan los límites. Así, ya para el periodo 2008-2009 los niveles detectados en metales son más que preocupantes.

Tabla 4-2: Concentración metales en sedimento de la red hídrica de Bogotá 2008-2009

Variable	Río Torca	Río Salitre	Río Fucha	Río Tunjuelito
OPR (mV)		-174 a -178	-111 a -193	-125 a -189,9
Puntos muestreados	5	3	3	4
As mg.kg ⁻¹	1,79 (1,01-3,7)	0,91-2,48	2,50 (0,94-2,50)	0,82 (0,82-1,1)

⁹⁷ seguimiento limnológico en donde se valoran comunidades de macroinvertebrados como predictores de calidad de agua (Rodríguez, 2010).

Tabla 4-2: (Continuación)

Variable	Río Torca	Río Salitre	Río Fucha	Río Tunjuelito
Cd mg.kg ⁻¹	2,29 (1,25- 14,6)	3,05 (1,38- 3,05)	3,87 (2,22- 3,87)	1,37 (1,15- 2,49)
Zn mg.kg ⁻¹	76,8 (71,9- 221)	427,1(99,92- 427,1)	573,5 (94,28- 573,5)	126,6 (11,62- 126,6)
Cr mg.kg ⁻¹	13,6 (6,10- 77,2)	30,2 (8,58- 30,2)	65,5 (8,58- 65,5)	43,31 (8,37- 43,31)
Hg mg.kg ⁻¹	40,5 (21- 75,1)	55,9 (20,5- 55,9)	57,2 (21,20- 57,2)	18,4 (18,4- 24,96)
Pb mg.kg ⁻¹	33,1 (15,4- 61,6)	78,37 (8,34- 78,36)	77,40 (1,38-3,05)	14,45 (6,61- 24,96)
Norma francesa	No efecto	EM	EM	EM
Norma EPA 905/R- 00/007, 2000		Ca, Zn > Alameda	Cd, Zn >	
Observación	Parte alta del río As = 3,7 Cd = 14,6 Zn = 211 Cr = 77,2 Hg = 75,1	Más alto en punto de encuentro río Bogotá. Ningún punto de monitoreo cumple con las referencias guía	Más alto en punto de encuentro río Bogotá. Ningún punto de monitoreo cumple con las referencias guía	

OPR: Potencial rédox

El valor presentado corresponde al medido en el último punto de muestreo antes de entrar al río Bogotá

Entre corchetes el intervalo de concentraciones encontradas en la cuenca

No efecto: Concentraciones por debajo del límite de peligrosidad por lo que se presume ausencia de efectos severos o tóxicos para As, Zn, Cr o Pb.

EM: Excede todos los metales.

En **negrilla** los valores más altos reportados en este trabajo para el monitoreo de ese periodo

Para esta tesis los datos reportados por Rodríguez, 2010, fueron organizados y re-analizados (Tabla 4-2). Como se considera que los sedimentos acumulan memoria de la historia de contaminación de una cuenca, los valores de ORP positivos en sedimento indican lodos de edades muy altas y por ende de mucho tiempo de retención en el río. Las concentraciones detectadas para metales de los afluentes en el punto de llegada al río Bogotá se presentan junto con el intervalo de valores mínimo y máximo encontrados a lo largo de estos (Tabla 4-2). En el caso de Hg, los valores reportados para el río Torca (Rodríguez, 2010; Tabla 4-2), son considerablemente superiores a la norma francesa, alcanzando concentraciones cerca de 37 veces por encima de aquella que se acepta causa efectos severos (2 mg.kg⁻¹, Rodríguez, 2010).

Para el monitoreo de la calidad del recurso hídrico de Bogotá (2011-2012), no se reportan cifras exactas sino agregados en gráficas lo que dificulta el análisis. Si bien se hicieron mediciones de Hg no es posible contrastar con otras de otros periodos. Los datos de

metales en sedimento siguen mostrando alto consumo de estos en la zona dada su vocación industrial, habla de persistencia porque no son biodegradables y remoción limitada. Llama la atención que los valores para sedimentos de 2008 – 2009, están muy por encima del percentil 50 para el histórico de metales en los años 2007 - 2013 reportados para el país por el IDEAM en 2015, en donde se muestran datos de Hg: 0,22 mg.kg⁻¹, Cd: 2,87 mg.kg⁻¹, Cr: 12,25 mg.kg⁻¹ y Pb: 12,3 mg.kg⁻¹ (IDEAM, 2015). Estos monitoreos y registros de concentraciones crecientes de estos polutantes señalan la necesidad de que los trabajos en ecotoxicología sean prioritarios para la zona y puede cuestionar el que varias poblaciones en la cuenca baja del río se abastecen de agua del Río, sin embargo en el caso de uso para agua potable al hacer revisión del IRCA⁹⁸ para estas poblaciones, está dentro de los criterios aceptados.

Río Bogotá, cuenca media, el valor de las pruebas de toxicidad

Dados la importancia de la cuenca del río Bogotá para el país y su compleja problemática ambiental, el Grupo de investigación en Bioensayos y Control de la Contaminación Acuática⁹⁹ (GIBCA), estudió ésta y su área de influencia. En esta tesis se buscó sintetizar de manera integral, la información recolectada desde 1995 a 2011, en esta línea de investigación pensada para la protección de ecosistemas acuáticos y propuesta como complemento de la evaluación física y química convencionales de la calidad del agua. Si bien el enfoque desde dónde se hicieron preguntas y diseños experimentales estuvo relacionado con priorizar acciones de monitoreo por la autoridad ambiental y evaluar procesos de tratamiento para cumplir con la normatividad vigente con un enfoque desde la economía neoclásica, se mostrará cómo es necesario mantener y ampliar prácticas de monitoreo biológico para una apuesta por la Salud Ambiental.

En general, el análisis físico y químico de cada una de las sustancias potencialmente tóxicas presentes en el agua, requiere una infraestructura analítica compleja, sofisticada y costosa. A partir de éstos se pueden hacer asociaciones pero no determinar relaciones

⁹⁸ IRCA: índice de riesgo de calidad de agua

⁹⁹ Universidad Nacional de Colombia

contaminante-efecto, ni evaluar efectos sinérgicos o antagónicos, o la acumulación de compuestos químicos, por lo que los bio-ensayos se constituyen en una herramienta sensible a la hora de valorar estos y otras afectaciones.

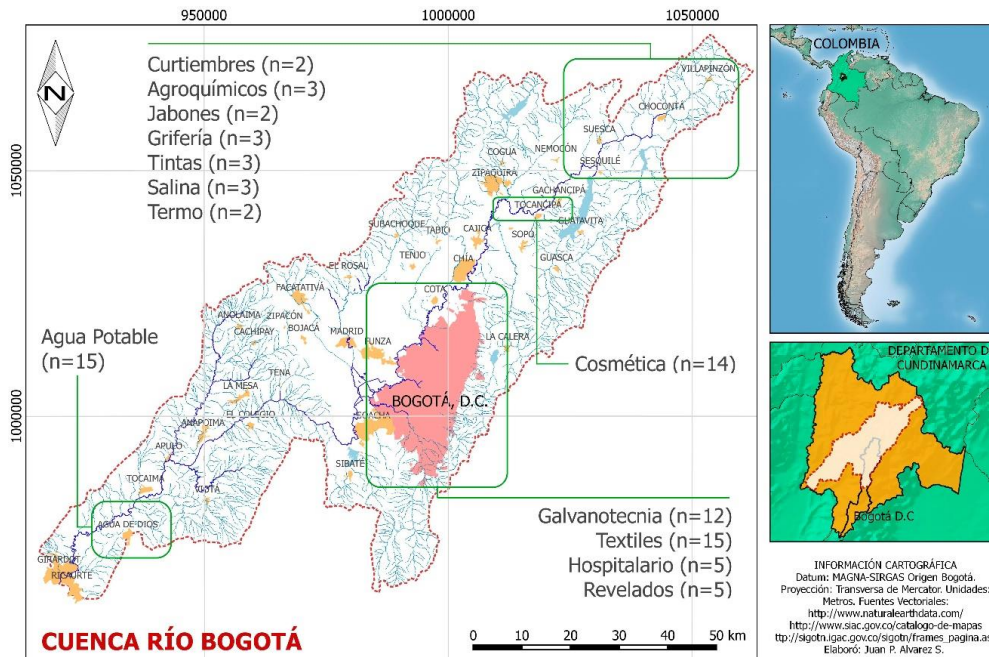
Es necesario resaltar la poca información disponible para Colombia respecto a trabajos de toxicología y química ambiental comparada con la producción de países como Brasil, México o Argentina según la evaluación realizada por Carriquiriborde y Dias- Bairy en 2012. Sin embargo este trabajo recopila datos de varios trabajos cuyo objetivo fue aplicar pruebas de toxicidad como herramienta complementaria para la evaluación de vertimientos industriales, aunque el grupo también procesó residuos con peligro potencial y agua potable¹⁰⁰ (Ronco *et al.*, 2000; Ronco *et al.*, 2002; Garzón, 2002; Fajardo, 2001). El desarrollo de los estudios sobre la cuenca del Río Bogotá se dio en tres fases diferenciadas en el tiempo en donde se implementaron las pruebas de toxicidad (Fase 1; Díaz Báez, 1996), validaron nuevos biomodelos para evaluar agua potable y sustancias puras (Fase 2; Tabla 4-3; Díaz *et al.*, 2000; Forget *et al.*, 2000; Ronco *et al.*, 2000), y aplicaron sistemáticamente para caracterizar toxicológicamente vertimientos de diversos sectores industriales (Cortés, 2005; Espinosa, 2005 ; Velasco, 2005; Ramírez, 2005; Silva, 2003; Fonseca, 2002 ; Castillo *et al.*, 2000b,) y residuos peligrosos (Fase 3)¹⁰¹.

En la Figura 4-4 se señalan los sectores industriales evaluados con estos ensayos lo que da una idea de la diversidad de actividades productivas de la cuenca y la experiencia acumulada en el uso de ensayos de toxicidad con la finalidad de detección de contaminación trabajos pioneros en salud ambiental en el país, así mismo evidencia las debilidades de las empresas y de los sistemas de tratamiento en la remoción de la contaminación, paradigmas que se supone deben evitar la descarga de sustancias con interés sanitario en los sistemas acuáticos.

¹⁰⁰ En el marco del proyecto de investigación internacional denominado Watertox I y II.

¹⁰¹ Los trabajos originales de donde se tomaron los datos, priorizaron actividades de control ambiental, reconversión de procesos industriales o evaluar eficiencia de sistemas de tratamiento, a partir de la determinación de la sensibilidad de los organismos de prueba y verificación de análisis químicos rutinarios de control ambiental que no son objeto de estudio de esta tesis. Los trabajos no se desarrollaron sobre muestras de agua del río, sino sobre muestras con sustancias puras, mezclas y vertimientos.

Figura 4-4: Síntesis vertimientos evaluados toxicidad y descargados al río Bogotá periodo 1995-2005 GIBCA.



Fuente: Elaboración propia

En la evaluación de calidad ambiental se sugieren utilizar baterías de ensayos multitróficas¹⁰² (Pablos *et al.*, 2009; Castillo *et al.*, 2000^a; Castillo *et al.*, 2000^b; Díaz Báez y Pérez, 2000; Ronco *et al.*, 2000), porque permiten aproximarse al grado de toxicidad y comparar el peligro potencial de efluentes cuando los efectos se presentan en diferentes niveles tróficos¹⁰³ (Guerra, 2001; Costan *et al.*, 1993; Bertolletti, 1990). La Tabla 4-3, muestra los ensayos aplicados en la Fase 1¹⁰⁴ para establecer qué eslabones eran más afectados por los polutantes evaluados. A partir del punto final¹⁰⁵, que da cuenta del efecto

¹⁰² Con especies de referencia y nativas porque las primeras podrían no reflejar equivalentemente alteraciones de tipo ecológico en ecosistemas acuáticos colombianos, pero permiten comparaciones por uso amplio, son relativamente fáciles de desarrollar en condiciones de laboratorio y cuentan con protocolos de ensayo claramente establecidos lo que facilita la interpretación de los datos obtenidos a partir de ellas (Ågerstrand *et al.*, 2011).

¹⁰³ productores, desintegradores, consumidores.

¹⁰⁴ donde se incluyeron microalgas, un consumidor primario (Cladóceros) y un consumidor secundario (Coelenterata)

¹⁰⁵ Punto final que refiere a la respuesta biológica valorada en un biomodelo particular en las pruebas de toxicidad son CL₅₀/CE₅₀/CI₅₀, ver Tabla 6-3.

inducido por el contaminante, se calcularon unidades tóxicas (UT)¹⁰⁶ y se transformaron a escala logarítmica para el análisis y la comparación (Figura 4-5 a 4-8).

Tabla 4-3: Características de los ensayos de toxicidad, batería multitrófica

Organismo	Tipo de prueba	Punto final (%)
Bacteria <i>Bacillus cereus</i>	Aguda (Díaz y Roldán, 1996)	Concentración inhibitoria 50 (CI _{50-24h})
Planta <i>Lactuca sativa</i>	Crónica (Dutka, 1989)	Concentración efectiva 50 (CE _{50-120h})
Coelenterado <i>Hydra attenuata</i>	Aguda (Trottier, et al., 1997)	Subletalidad/Letalidad (96h) Concentración efectiva/letal 50 CE/(CL _{50-96h})
Microcrustáceo <i>Daphnia magna</i>	Aguda (McInnis, 1989)	Inmovilidad o muerte (48h) Concentración letal 50 (CL _{50-48h})
Microalga <i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> o <i>Selenastrum capricornutum</i>	Crónica (Blaise, et al., 2000)	Inhibición biomasa celular (72h) Concentración Inhibitoria 50 (CI _{50-72h})

En la Figura 4-5 se muestran los datos de UT derivados de los estudios entre 1994-1995¹⁰⁷ (Díaz, 1996), en los biomodelos *Bacillus cereus*, *Daphnia magna* y *Selenastrum capricornutum*, expuestos a sustancias orgánicas e inorgánicas y se comparan con muestras de vertimientos industriales a la cuenca Alta del río Bogotá. Cifras de UT por encima de 0,1 se consideran tóxicas y > 1 altamente tóxicas (Díaz y Dutka, 2005).

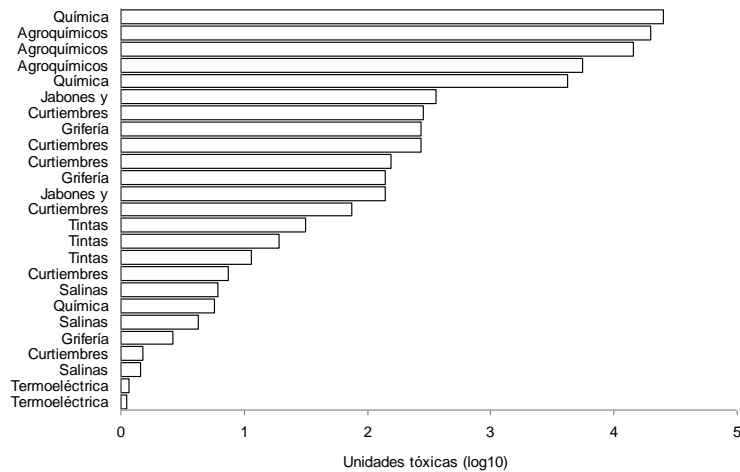
Así, los datos analizados sugieren toxicidad sobre los organismos de prueba para todas las muestras de vertimientos. Nótese que se da una tendencia, en donde las industrias agroquímica y química desecharían los polutantes de mayor impacto para los biomodelos estudiados (Figura 4-5). Esta fase culminó con la puesta en marcha del laboratorio de bio-

¹⁰⁶ Unidad tóxica, inversa de la dilución del efluente que causa la respuesta aguda al finalizar el periodo de exposición de la especie, que se establece con los valores de concentración letal₅₀ y concentración efectiva₅₀ arrojados para cada bioensayo, Se divide 100/CL₅₀ ó 100/CE₅₀ (Díaz y Dutka, 2005).

¹⁰⁷ Resultados logrados en el marco del proyecto CAR-UN cuyo propósito fue implementar en el laboratorio de agua de la CAR, ensayos de toxicidad como herramienta para monitoreo de efluentes de la cuenca Alta del río Bogotá.

ensayos para que la CAR Cundinamarca continuara la evaluación toxicológica de efluentes de interés en la jurisdicción a su cargo que posteriormente discontinuó el uso de estos.

Figura 4-5: Toxicología vertimientos CAR 1995



Fuente: Analizado a partir de CAR - UN 1995.

En el Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional de Colombia se ejecutó la Fase 2 que se extendió de 1997 a 2011. Esta incluyó pruebas de toxicidad estableciendo ensayos de intercalibración para validarlas entre laboratorios y hacerlas comparativas como parte de una colaboración en el marco del proyecto Watertox¹⁰⁸.

Tabla 4-4: Ejercicio de Intercalibración con batería multitrófica

Muestra	<i>H. attenuata</i> (%v/v)		<i>D. magna</i> (%v/v)	<i>S. capricornutum</i> (%v/v)	<i>L. sativa</i> (%v/v)
	CL _{50-96h}	EC _{50-96h}	CL _{50-48h}	CL _{50-72h}	CL _{50-120h}
1. Agua destilada	NT	NT	NT	NT	NT
2. Hg ⁺²	0,51	0,41	0,12	0,33	55,9
3. Agua destilada	NT	NT	NT	NT	NT
4. 4 NQO	7,70	5,30	41,10	2,80	43,9
5. Agua destilada (10X)	>100%	>100%	>100%	NT	NC
6. 4 NQO	8,34	3,28	42,90	0,67	64,6

¹⁰⁸ En la Fase 2 se ejecutaron varios proyectos de investigación enfocados en la validación de ensayos biológicos para la caracterización toxicológica de aguas naturales, residuales y tratadas, debido al interés en investigar en el área y a la participación en el grupo WATERTOX que deseaba implementar ensayos de bajo costo para detectar polutantes en muestras de agua en países en vías de desarrollo y financiado por el *International Development Research Centre* (IDRC) de Canadá (Forget *et al.*, 2000) y donde participaron investigadores de Argentina, Chile, Costa Rica, México, India, Ucrania, Canadá y Colombia.

NT: No tóxica; NC: No concentrada

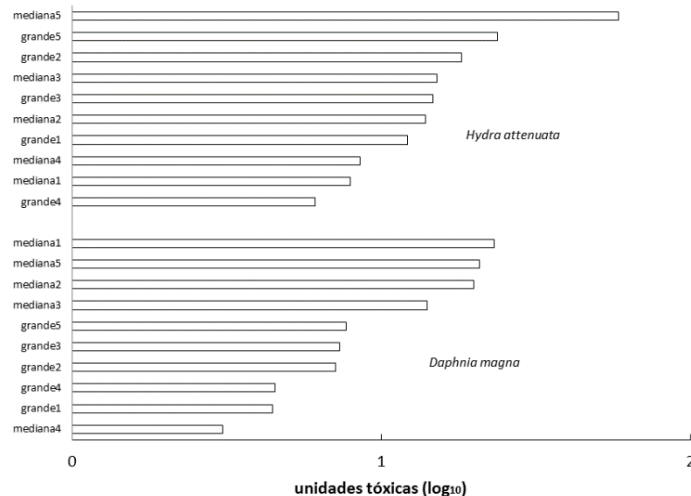
4NQO:4-nitroquinoline 1-oxide (cáncerígeno)

Tomado de Díaz y Pérez, 2000.

Dentro de ensayos de intercalibración, tres de seis muestras procesadas a ciegas presentaron efecto tóxico (Tabla 4-4). Las muestras 4 y 6 mostraron buena reproducibilidad, siendo *Hydra attenuata* y *Selenastrum capricornutum* los modelos más sensibles (Díaz y Pérez, 2000). Para aumentar la probabilidad de detectar contaminantes las muestras fueron concentradas¹⁰⁹ aunque se observó que el solvente utilizado en la muestra puede introducir sesgos y llevar a concluir efectos positivos falsos, como se observa para la muestra 5 que fue procesada para extracción desde el cartucho de concentración en presencia de un solvente que debió haber sido removido completamente, y cuyas trazas indujeron una respuesta tóxica en *Daphnia magna* e *H. attenuata* que no se puede atribuir a los contaminantes (Tabla 4-4).

En términos generales los análisis hechos con base en los resultados obtenidos en esta fase (Forget *et al.*, 2000; Díaz *et al.*, 2002; Ronco *et al.*, 2002; Díaz y Espinosa, 2006), señalan que los ensayos de intercalibración en donde se incluyeron *D. magna*, *S. capricornutum*, *H. attenuata* y *Lactuca sativa* son sensibles para la detección de contaminación tóxica, reproducibles, fácilmente adaptables a laboratorios de países en vías de desarrollo y pueden ser herramienta para valorar calidad de agua por parte de autoridades ambientales o sanitarias. Igualmente indican que *H. attenuata* es el organismo de prueba más sensible a contaminantes inorgánicos. Este ejercicio muestra el uso potencial de las herramientas biológicas en escenarios de SA susceptibles de ser evaluadas integralmente sin los sesgos que la información netamente química puede aportar.

¹⁰⁹ Ensayo de concentración que busca concentrar contaminantes en matrices particulares para maximizar opción de detección

Figura 4-6: Toxicología vertimientos industrias textiles

Fuente: Analizado a partir de Fonseca, 2002.

Durante la Fase 3, los trabajos se enfocaron en la evaluación de la calidad toxicológica de efluentes industriales de sectores productivos que descargaban a la red de alcantarillado y potencialmente a sus afluentes y/o al río Bogotá. Para el análisis aquí presentado se escogieron trabajos siguiendo ciertos criterios (ver adelante), que incluyeron muestras del sector textil (Fonseca, 2002), industria cosmética (Silva, 2003), efluentes de industrias de galvanotecnia (Ramírez, 2005), aunque existen datos para galvanotecnia (Velasco, 2005; Espinosa, 2005) y efluente hospitalario (Cortés, 2005; Espinosa, 2005) no incluidos.

El sector textil se incluye por la diferenciación de escala industrial¹¹⁰. El sector de industria cosmética califica en este análisis porque sus sistemas de tratamiento de residuos eran los de mayor eficiencia. Revelado y galvanotecnia sesgan hacia uso de compuestos metálicos que son de interés en esta tesis porque al no biodegradarse serían más fáciles de detectar y monitorear químicamente. Estos sectores industriales descargaban diversas sustancias de interés sanitario y se requería evaluar los sistemas de tratamiento desde la composición física y química del agua, e incluir pruebas de toxicidad para valorar calidad y alertar de

¹¹⁰ pequeña, mediana y grande, cuyas producciones son diferenciales en términos de producto y se asume que también en términos del caudal de residuos vertidos

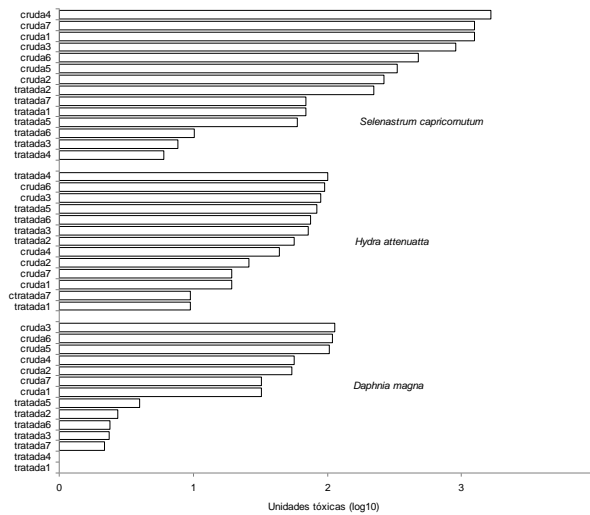
manera temprana sobre las posibles afectaciones a cuerpos de agua receptores o evidenciar potencial afectación a la salud pública.

En los vertimientos de empresas textiles el 53% de las muestras evaluadas superaban los límites de pH y 40% los de temperatura, con respecto al nivel aceptado por la norma vigente en ese momento¹¹¹ (Fonseca, 2002). El análisis del contenido de metales de interés sanitario, mostró valores para Cd, Cr, Ni, Ag y Pb por debajo del límite de detección del método empleado (Fonseca, 2002), sugiriendo baja representación de éstos. En 7% de los efluentes los valores del cociente DQO/DBO¹¹², fueron mayores de 2,0 (Fonseca, 2002), indicativo de baja biodegradabilidad. Sumado a esto en 43% de las muestras evaluadas, que correspondían a empresas medianas, se detectaron niveles de grasas y aceites por encima de la norma (Fonseca, 2002). Al valorar pruebas tóxicas de letalidad en *H. attenuata* y *D. magna* con estas muestras, Fonseca determinó que el primer bio-modelo era más sensible (Figura 4-6). Este autor encontró además que los parámetros físicos y químicos no son suficientes para valorar la calidad de agua, porque estos estuvieron dentro de los niveles aceptados por la norma, pero los efectos en los bio-modelos indicaron baja calidad. El impacto sobre los organismos usados se podría explicar por el hecho que la industria textil involucra procesos húmedos y gran variedad de productos químicos complejos¹¹³ biodisponibles y de baja biodegradabilidad.

¹¹¹ Resolución 1074 de 1997 del Departamento Administrativo del Medio Ambiente (DAMA)

¹¹² DQO: demanda química de oxígeno. El cociente DQO/DBO expresa la materia orgánica biodegradable

¹¹³ Colorantes, agentes penetrantes, retardantes de llama, blanqueadores, enzimas, tensoactivos, penetrantes, estabilizadores de pH, antiespumantes (Fonseca, 2002).

Figura 4-7: Toxicología vertimientos Industria Cosmética

Fuente: Analizado a partir de Silva, 2003.

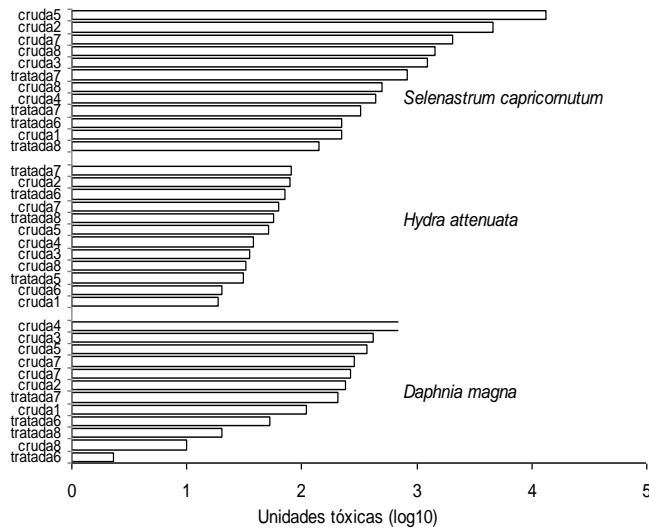
En el caso de la industria cosmética las mediciones de parámetros físicos y químicos nuevamente estuvieron dentro de niveles aceptables por la norma de vertimientos (Silva, 2003). El monitoreo de metales (Zn, Cr, Cu, Zn, Pb, Hg) para las muestras de agua tratada, indican reducción prácticamente completa de estos elementos por el tratamiento implementado. Es de notar que Ni y Pb presentan concentraciones bastante inferiores. En todos los casos las aguas tratadas cumplieron con las restricciones al vertimiento fijadas, considerando que las descargas se hacen a una red de alcantarillado municipal y la autoridad ambiental concluyendo que el agua residual tratada no imponía riesgo en la cuenca.

Para contrastar los resultados se hizo caracterización toxicológica con bio-ensayos multitróficos ampliados a otras especies (productor primario), antes y después de tratamiento del agua residual para descontaminar, en la planta instalada por la empresa (Silva, 2003). No obstante, los bio-ensayos señalan toxicidad, indicando compuestos biodisponibles en los efluentes (Silva, 2003). *S. capricornutum* fue el organismo más sensible, comparado con *H. attenuata* y *D. magna*. Se resalta que este último organismo de ensayo no detectó toxicidad en varias muestras tratadas, como es uno de los modelos más frecuentemente usados se inferiría calidad de agua adecuada y se concluiría que el tratamiento cumplió su propósito. Estos resultados resaltan la importancia de la inclusión de baterías multitróficas en las evaluaciones. Al desglosar los efectos encontrados para los

modelos de *D. magna* y *S. capricornutum*, estos sugieren que el agua residual cruda es más tóxica que el agua residual tratada (Figura 4-7), y que el tratamiento logra remover polutantes, lo que es esperable. Sin embargo, los datos arrojados por el modelo de *H. attenuata* sugieren que el tratamiento del agua induce efectos no deseados, porque las muestras 2-6 crudas eran menos tóxicas antes de ser tratadas. Como en esta industria se manejan metales, los efectos encontrados se podrían atribuir a la presencia de Cu y Zn, este último ampliamente reconocido dentro de las materias primas empleadas bajo la forma de óxido de Zn, utilizado como colorante de productos blancos en la fabricación de cremas, desodorantes y talcos (Silva, 2003).

Para los análisis derivados del sector de galvanotecnia, los vertimientos contienen fundamentalmente metales (Cu, Ni, Zn) y sustancias ácidas y alcalinas. Este sector industrial es altamente importante ya que ~50% de esta actividad se desarrolla en el Distrito Capital, lo cual lo hacía un sector de seguimiento prioritario por las autoridades ambientales (Ramírez, 2005). Se reitera con los resultados a *S. capricornutum* como el organismo más sensible a los contaminantes presentes en las muestras crudas y tratadas. *D. magna*, mostró la misma tendencia la toxicidad encontrada implica concentraciones de metales altas. En este caso *H. attenuata* no mostró la sensibilidad reportada en los otros sectores evaluados y confirman la necesidad de tener baterías multitróficas para evaluar vertimientos mixtos y no trabajar sólo con una especie de prueba que es lo que usualmente se aplica en los laboratorios (Ramírez, 2005).

Uno de los problemas asociados con el control y monitoreo de aguas residuales industriales, es su variabilidad en cantidad, composición química y toxicidad como se señala previamente. Así, se debería contar con herramientas que permitan comparar los efluentes no sólo por la carga aportada en términos de DBO o DQO, sino por su toxicidad, para valorar realmente la dimensión tóxica de las descargas contaminantes que ingresan y se movilizan en la cuenca. Es necesario desde la SA divulgar estos resultados que dentro de la lógica convencional de gestión de vertimientos puntuales desde el punto de vista químico resultaría insuficiente para la protección de los organismos propios de los ecosistemas receptores y mostrar debilidades en la gestión del agua que pueden usar los humanos.

Figura 4-8: Toxicología vertimientos Galvanotecnia

Fuente: Analizado a partir de Ramírez, 2005.

Por tanto, se consideró la aplicación del Índice de Efectos Tóxicos Potenciales (IETP, PEEP Potencial Ecotoxic Potencial Probe, Costan *et al.*, 1993), como herramienta de calificación ecotoxicológica de los vertimientos porque integra las pruebas de toxicidad para clasificar por toxicidad¹¹⁴. En la Tabla 4-5 se resume la calificación de los vertimientos evaluados con pruebas toxicológicas en un periodo de 10 años (Díaz y Espinosa, 2003; Díaz y Espinosa, 2003b; Díaz y Espinosa, 2004).

$$^{114} \quad IETP = \log_{10} \left[1 + n \left(\frac{\sum UT}{N} Q \right) \right]$$

Donde:

- IETP = Índice de Efectos Tóxicos Potenciales
- UT = Unidades Tóxicas para cada bioensayo
- Q = Caudal (m³/h)
- n = Número de ensayos que muestran punto final
- N = Número máximo de respuestas tóxicas obtenibles

La inclusión del número 1 en la fórmula asegura que el límite inferior del índice sea cero (0) cuando en las pruebas toxicológicas realizados no se detecte toxicidad.

Tabla 4-5: Calificación Toxicológica de vertimientos industriales cuenca media del río Bogotá periodo 1995-2005.

#	Industria	UT	IETP	Toxicidad	#	Industria	UT	IETP	Toxicidad
1	Curtiembre	352	0,91	-	29	Textil grande	32	4,23	+++
2	Curtiembre	443	0,99	-	30	Cosmética	343	4,27	+++
3	Tintas	12	1,72	-	31	Textil grande	25	4,27	+++
4	Tintas	31	1,99	-	32	Galvanoplastia	1471	4,30	+++
5	Tintas	19	2,54	+	33	Agroquímicos	5556	4,41	+++
6	Grifería	3	2,67	+	34	Galvanoplastia	2389	4,51	+++
7	Textil mediana	29	2,67	+	35	Cosmética	579	4,56	+++
8	Textil mediana	34	2,83	+	36	Grifería	141	4,56	+++
9	Termoeléctrica	1	2,85	+	37	Agroquímicos	20000	4,58	+++
10	Textil mediana	11	3,17	++	38	Cosmética	680	4,66	+++
11	Textil grande	22	3,40	++	39	Galvanoplastia	4044	4,74	+++
12	Galvanoplastia	217	3,47	++	40	Salinas	1	4,74	+++
13	Textil grande	11	3,57	++	41	Cosmética	1112	4,82	+++
14	Galvanoplastia	346	3,67	++	42	Galvanoplastia	4863	4,82	+++
15	Galvanoplastia	351	3,68	++	43	Agroquímicos	14286	4,83	+++
16	Galvanoplastia	1702	3,68	++	44	Textil mediana	31	4,87	+++
17	Galvanoplastia	356	3,68	++	45	Grifería	270	4,88	+++
18	Cosmética	82	3,69	++	46	Cosmética	1301	4,91	+++
19	Cosmética	79	3,69	++	47	Jabones y detergentes	357	4,97	+++
20	Cosmética	81	3,70	++	48	Jabones y detergentes	139	4,97	+++
21	Cosmética	87	3,81	++	49	Cosmética	1301	4,99	+++
22	Termoeléctrica	1	3,83	++	50	Cosmética	1767	5,02	++++
23	Cosmética	107	3,84	++	51	Salinas	4	5,07	++++
24	Textil mediana	80	3,97	++	52	Textil grande	16	5,16	++++
25	Cosmética	147	3,99	++	53	Salinas	6	5,21	++++
26	Galvanoplastia	783	4,02	+++	54	Galvanoplastia	13755	5,27	++++
27	Galvanoplastia	1123	4,18	+++	55	Química	29172	5,80	++++
28	Cosmética	281	4,22	+++					

UT: Unidad tóxica IETP: Índice de Efectos Tóxicos Potenciales, Costan *et al.*, 1993.

Nivel de Toxicidad, Bertolotti, 1990. - Despreciable ($\leq 1,99$) + Reducida ($\leq 2,99$)

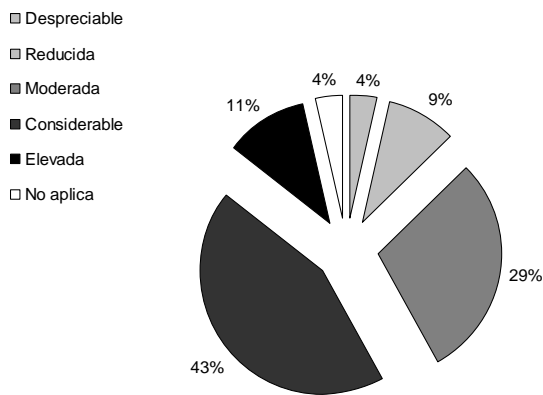
++ Moderada ($\leq 3,99$) +++ Considerable ($\leq 4,99$) ++++ Elevada (≥ 5).

Modificado de Díaz y Espinosa, 2003.

El análisis de toxicidad relativa elaborado a partir 55 muestras procesadas con pruebas toxicológicas en 11 sectores productivos que descargaban sus efluentes al alcantarillado distrital el cual desemboca finalmente en el río Bogotá se resumen en la Figura 4-9 (columna toxicidad Tabla 4-5). Aquí se muestra la frecuencia en porcentaje de muestras discriminadas por toxicidad estimada por IETP (Costan *et al.*, 1993). Los datos agregados indican que 83% de las muestras de aguas residuales del sector industrial son tóxicas y eran descargadas en la cuenca media del río Bogotá. Más adelante, algunas poblaciones de la cuenca baja potabilizan agua para consumo humano desde esta fuente y la usan para riego de hortalizas y consumo animal (Díaz y Espinosa, 2003; Díaz y Espinosa, 2003b; Díaz y Espinosa, 2004).

Si bien, se acepta que las aguas superficiales que reciben efluentes tienen la capacidad de diluir contaminantes y que allí podrían ser transformados, sedimentados, transportados, absorbidos y/o adsorbidos, los daños ecológicos no son reconocidos, ni son integralmente monitoreados. Si estas fuentes, aguas abajo son utilizadas para potabilización, deberían ser objeto de interés y gestión de las autoridades sanitarias y ambientales, dado el riesgo que representan para la población abastecida. Es indispensable fortalecer líneas de investigación epidemiológica en pobladores de cuencas bajas para evidenciar de manera temprana posibles afectaciones a salud humana, información que no está disponible actualmente.

Figura 4-9: Toxicidad de Efluentes industriales Cuenca media río Bogotá 1995-2005.



Fuente: Tomado de Díaz y Espinosa, 2003.

Paralelamente al trabajo con vertimientos y más adelante en las investigaciones de GIBCA, con los biomodelos ya citados y otros, se expusieron directamente a metales (Reyes, 1997, Espinosa y Jarro, 1999, Arboleda, 2003, Díaz y Espinosa, 2006) y mezclas equitóxicas de estos (Segura, 2007) para valorar su sensibilidad a estos polutantes. Con *Panagrellus redivivus* (Segura, 2007) y *Caenorhabditis elegans* (Huérfano, 2009), se implementaron los ensayos con nemátodos, para dentro de la batería multitrófica, además tener biomodelos aptos para evaluar toxicidad en sedimentos. Se implementaron ensayos también para detección de toxicidad crónica en el organismo modelo *Ceriodaphnia dubia* (Nieto, 2009). El grupo de investigación además, aclimató y cultivó *Lemna minuta*, una

macrófita acuática nativa (Ramírez, 2011) con el mismo objetivo de ampliar el uso de biomodelos para detectar toxicidad en matrices ambientales.

Si bien el análisis no es tan detallado se muestra la respuesta a algunos metales de interés toxicológico. Estos avances en toxicología acuática señalan que las principales limitaciones en este acercamiento metodológico se encuentran referidos a la poca evidencia de toxicidad crónica y de evaluación en sedimentos, haciendo necesaria su implementación en el corto plazo para proteger realmente la Salud Ambiental.

La sensibilidad a los metales explorados fue Ni>Cu>Zn>Cr *S. capricornutum*, Cu>Cr>Zn>Ni *D. magna* y Cu>Cro>Ni>Zn *H. attenuata* (Tabla 4-6). Estas secuencias, que fueron diferentes en estos organismos, refuerzan la necesidad de usar baterías multitróficas en la evaluación de toxicidad. Nótese la alta sensibilidad de los modelos animales a Cu, la baja tolerancia a todos los metales de la microalga y la menor toxicidad de Ni y Zn en *D. magna*. Se deduce que los modelos biológicos seleccionados son sensibles a los metales valorados en particular *H. attenuata* y *S. capricornutum*, y que el metal de mayor toxicidad es Cu (Díaz y Espinosa, 2006).

Tabla 4-6: Evaluación de sensibilidad a metales batería multitrófica

METAL	<i>S. capricornutum</i> CL _{50-72h}	<i>D. magna</i> CL _{50-48h}	<i>H. attenuata</i> CL _{50-96h}	<i>P. redivivus</i> CL _{50-96h}	<i>C. elegans</i> CL _{50-96h}	<i>C. dubia</i> CL _{50-48h}
Cu CuSO ₄ *7H ₂ O	0,043 (0,039 – 0,047)	0,030 (0,026-0,035)	0,015 (0,014-0,016)	0,7 (0,6-0,9)	1,3 (0,9-1,7)	NE
Cr K ₂ Cr ₂ O ₇	0,17 (0,12-0,27)	0,19 (0,173-0,22)	0,12 (0,11-0,14)	NE	NE	0,23 (0,18-0,28)
Ni NiCl ₂	0,018 (0,01-0,04)	6,30 (5,75-6,88)	0,21 (0,20-0,23)	NE	NE	NE
Tomado de	Díaz y Espinosa, 2006	Díaz y Espinosa, 2006	Segura, 2006	Huérfano, 2005	Huérfano, 2005	Nieto, 2005

El valor presentado corresponde a CL₅₀.tiempo de exposición en horas

Entre corchetes el intervalo de confianza del valor presentado

NE: no evaluada

La Secretaría Distrital de Ambiente, desarrolló desde 1994 el programa de seguimiento de los efluentes industriales de Bogotá, que tiene por objeto controlar y reducir la contaminación hídrica generada por el sector industrial. Esta autoridad ha desarrollado once fases de monitoreo de los vertimientos (1992-2013), en los efluentes principales del sector industrial y de descargas a los ríos Juan Amarillo, Fucha y Tunjuelito, y quebradas menores (DAMA-ANALQUIM, 2014; DAMA-IDEAM, 2002,)¹¹⁵ en la cuenca del río Bogotá. Es estos informes se aprecia la mirada de la autoridad ambiental en la cual el monitoreo químico y de ciertas variables físicas, químicas es aceptada, sin embargo solo en algunos casos de sectores productivos se muestra el seguimiento a metales pesados, es necesario resaltar que estos datos oficiales registran las cargas contaminantes permanentes que se dan en la cuenca sin poner en entre dicho los posibles conflictos de uso de las aguas del río.

Trabajos respecto a afectaciones en el río Bogotá son presentados por Díaz *et al.*, 2010 que señalan que la magnitud y naturaleza de la contaminación del río y sus afluentes se ha documentado ampliamente, y en ellos se reportan concentraciones significativas de metales como Hg, Pb, Cd, Cr, metaloides como As, y de otros contaminantes que en muchos casos superan los niveles máximos permisibles (AMB-SDA-EAAB, 2008). Igualmente, los resultados microbiológicos indican sistemáticamente que el agua del río constituye un riesgo sanitario para las poblaciones que utilizan esta fuente, lo cual se refleja en los perfiles epidemiológicos de los municipios y localidades expuestas, donde se observa una alta morbilidad por enfermedad diarreica aguda y poliparasitismo (PUJ y EAAB, 2004). Aunque en este último estudio, también se realizaron ensayos toxicológicos, los resultados no permitieron establecer si existía o no toxicidad en el río.

El trabajo de Díaz *et al.*, 2010 indicó elevada toxicidad detectada en los diferentes sitios del río como en sus efluentes, señala la presencia de sustancias nocivas potencialmente peligrosas tanto para este ecosistema como para los usuarios del mismo que podrían constituir un riesgo a mediano y largo plazo y se observó una variación temporal de la

¹¹⁵ Se recomienda consultar los resultados obtenidos en la XI Fase de Monitoreo de efluentes y agluentes en Bogotá para conocer avances y vacíos de información que se tienen sobre la cuenca media del río Bogotá (DAMA-ANALQUIM, 2014).

toxicidad, la cual podría estar relacionada con el tipo de contaminantes, su bio-disponibilidad, el caudal y periodo hidroclimático evaluado.

En esta sección se analizaron datos que indican como las pruebas biológicas fueron más sensibles a la hora de detectar toxicidad en vertimientos de diferentes sectores industriales de la cuenca media del río Bogotá, las limitaciones que tienen los sistemas de tratamiento y la falsa percepción de seguridad que presentan los seguimientos químicos en la calidad del agua. Se señaló la importancia de combinar las pruebas de toxicidad con las mediciones de parámetros físicos, químicos y microbiológicos convencionales para valorar integralmente calidad de agua y la potencialidad de establecer líneas de biomonitoreo que pueden incluir además bioindicadores en condiciones de campo, es decir formular una triada ecotoxicológica¹¹⁶ que contribuya en la detección temprana de afectaciones ecológicas y posibles conflictos de usos del agua para riego o consumo humano. Esta línea de investigación debe ser considerada en programas y acciones de Salud Ambiental que busque proteger bienes y servicios ecosistémicos esenciales para que las comunidades humanas.

4.2 Toxicología de Residuos Peligrosos 2007-2011

En la sección anterior se mostró el valor de las pruebas toxicológicas para determinar efectos deletéreos de vertimientos industriales en la cuenca media del río Bogotá. En este se mostrará su aplicación en la evaluación de residuos industriales y su caracterización como residuo peligroso. Es importante mencionar que el destino final de algunos de éstos puede comprometer cuerpos de agua y por lo tanto el monitoreo con pruebas de laboratorio tanto químicas como biológicas determina su peligrosidad y apoya a la toma de decisiones sobre su disposición final.

El Convenio de Basilea adoptado en 1989 es un tratado global que regula el movimiento transfronterizo de desechos peligrosos y estipula obligaciones a los países firmantes para

¹¹⁶ Apuesta metodológica en la cual se monitorean variables físicas, químicos, indicadores biológicos en campo y datos de toxicidad en laboratorio con especies de alta sensibilidad a polutantes (Díaz y Dutka, 2005).

asegurar el manejo ambientalmente responsable de estos residuos y surge como respuesta de la comunidad internacional a los problemas causados por la producción mundial anual de 400 millones de toneladas de desechos peligrosos para el hombre y el ambiente (Ott, 2008). Se reconoce que la forma más efectiva de minimizar los daños producidos por estos desechos es reducir al máximo su cantidad, reciclarlos, tratarlos y/o evitar su disposición inadecuada por los peligros potenciales que conllevan (Ott, 2008).

Para efectos de clarificar cuando un residuo¹¹⁷ se considera peligroso se tienen protocolos químicos y biológicos específicos para definir su toxicidad. Si un residuo presenta alguna o varias de las características señaladas en la Tabla 4-7, se considera peligroso lo que implica una disposición especial. En la columna de la derecha se incluyen sólo características tenidas en cuenta en Colombia; allí se observa que están normatizados ensayos sólo para evaluar seis características de peligrosidad comparada con lo establecido en la normatividad internacional referida, es decir solo la mitad de lo propuesto por estas autoridades.

Definición Tóxico y Ecotóxico

Se distinguen compuestos tóxicos, de ecotóxicos. Los primeros se definen como sustancias y preparados que si penetran por inhalación, ingestión o vía cutánea, implican riesgo grave agudo o crónico para la salud llegando incluso a la muerte. Los segundos como sustancias y preparados que presentan o pueden presentar inmediata o retardadamente, riesgo para una o más matrices del ambiente (SEPA, 2003).

¹¹⁷ Aplica a residuos mixtos que no se contemplan en los anexos del Convenio de Basilea y por lo tanto deben someterse a evaluación

Tabla 4-7:Características para calificar residuos peligrosos

Código	Convenio de Basilea 1989	Hazardous Properties. Hazardous Waste Directive, 2002 Annex III, (SEPA, 2003)	Resolución 0062 de 2007, Análisis de laboratorio para la caracterización de RESPEL Colombia (IDEAM, 2007)
H1	Explosivos	H1 Explosivos	Aplica, 6 métodos de ensayo
H2		Oxidante	
H3	Líquidos inflamables	H3A Altamente Inflamable H3B Inflamable	Aplica, 4 métodos de ensayo
H4.1	Sólidos Inflamables	H4 Irritante	
H4.2	Sustancias o desechos susceptibles de combustión espontánea		Reactividad Aplica, 6 métodos de ensayo
H4.3	Sustancias o desechos que en contacto con el agua emite gases inflamables		
		H5 Perjudicial	
H5.1	Oxidantes		
H6.1	Tóxicos agudos	H6 Tóxico	Aplica, 2 métodos de ensayo
H6.2	Sustancias infecciosas		
		H7 Carcinogénico	
H8	Corrosivos	H8 Corrosivo	Aplica, 4 métodos de ensayo
H10	Liberación de gases tóxicos en contacto con el agua	H10 Tóxico para la reproducción	
H11	Sustancias tóxicas con efectos retardados o crónicos	H11 Mutagénico	
H12	Ecotóxicos	H12 Liberación de gases tóxicos en contacto con el agua	
H13	Sustancias que pueden por algún medio, después de su eliminación da origen a otra sustancia que posee alguna de las características arriba expuestas		
H14		Ecotóxicos	Aplica, 4 métodos de ensayo
Número de Características	13	13	6

Para la caracterización toxicológica de residuos complejos considerados presuntos residuos peligrosos (RESPEL¹¹⁸), se contempla la aplicación de pruebas toxicológicas¹¹⁹ (IDEAM, 2007), usando ensayos de inmovilidad con *D. magna*, inhibición del crecimiento en *S. capricornutum*, pruebas de quimio y bioluminiscencia y ensayos con peces, todos con especies de referencia emulando los trabajos que se desarrollan en otras latitudes (SEPA, 2003).

En este aparte se muestran los datos obtenidos de pruebas de toxicidad realizadas en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Nacional de Colombia con los biomodelos *D. magna*, *S. capricornutum* e *Hydra attenuata*, en donde se procesaron 31 muestras, provenientes de diferentes procesos productivos para determinar su peligrosidad y definir el tipo de disposición que se les debía dar. Las muestras fueron subdivididas en varias categorías así:

Lodos (n = 17, L1 - L17)

Productos finales (n = 10, P1 - P10)

Suelos (n = 4, S1 - S4)

Se señala que la evaluación se concentró en lodos generados en plantas de tratamiento de sectores específicos que incluyeron gasolineras y estaciones de servicio, galvanotécnica y papel. Los suelos provenían de campos contaminados con hidrocarburos y que se encontraban en proceso de biorremediación. Para la evaluación se hizo extracción acuosa (WAF¹²⁰), tal como lo refiere IDEAM, 2007.

Los ensayos con *S. capricornutum* resultaron los más sensibles a las fracciones de tóxicos biodisponibles preferencialmente en extractos de lodos (L2, L3, L4, L5, L9; Tabla 4-8). Las

¹¹⁸ RESPEL: residuo peligroso acorde con la normatividad colombiana, Resolución 062 de 2007, (IDEAM, 2007)

¹¹⁹ Notar que en la normatividad se denominan ensayos de ecotoxicidad, pero no califican como tal porque se limitan a pruebas de laboratorio y no se podría a partir de éstos determinar efectos a nivel de comunidad o en las jerarquías biológicas superiores.

¹²⁰ Fracción Ajustada de Agua (*Water Adjusted Fraction*, WAF por sus siglas en inglés). Extracto acuoso de 2 ó 7 días; 7 días si la muestra contienen metales. Pasado el tiempo de extracción correspondiente se deja precipitar y se toma el sobrenadante (fracción ajustada de agua) y con éste se realizan los ensayos de toxicidad (IDEAM, 2007).

respuestas positivas se concentraron en lodos provenientes del proceso de cobrizado, estaciones de gasolina y plantas de tratamiento de aguas residuales industriales, lo cual indica que el proceso de extracción con agua fue suficiente para obtener fracciones de contaminantes biodisponibles para las microalgas. Con base en estos resultados esos residuos se catalogan residuo peligroso y requieren manejo y disposición especial.

El ensayo de inmovilidad con *D. magna* es el más utilizado a nivel mundial para evaluar toxicidad y se aplica ampliamente en estudios de evaluación de riesgo y peligrosidad en ambiente acuáticos (Pablos *et al.*, 2009). Sin embargo, con los extractos evaluados se obtuvo baja respuesta, encontrándose mortalidad cercana a 50% sólo para el extracto del lodo de hidrocarburos L6 (Tabla 4-8). Al comparar estos hallazgos con lo obtenido en microalgas se podría sugerir que las fracciones biodisponibles de los extractos tienen como organismos blancos a los productores primarios y no a los consumidores primarios representados por *D. magna*. Estas diferencias pueden además explicarse por las condiciones físicas y químicas del medio de extracción que podrían modificar la toxicidad y/o enmascararla (Espinosa y Jarro, 1999; Pérez, 1997), tal y como ha sido sugerido en evaluaciones con sustancias puras donde se encontró baja sensibilidad a Ni y Zn, asociada probablemente con factores como la dureza del medio para *D. magna*, que disminuiría toxicidad de Ni (Segura, 2007; Pérez, 1997).

Tabla 4-8:Caracterización toxicológica de residuos complejos

Residuo	Contaminante probable y/o fuente generadora	1 (%)	2 (%)	3 (%)
L1	Lodo hidrocarburos lodo estación servicio	0	47	13
L2	Lodo hidrocarburos lodo estación servicio	0	63	18
L3	Lodo residuo de cobrizado, metales	0	93	79
L4	Lodo mezcla y floculación	11	59	<u>30</u>
L5	Lodo cobrizado	<u>25</u>	97	100
L6	Lodo hidrocarburos	47	9	0

Tabla 4-8: (Continuación)

L7	Lodo lavado vehículos lodo floculación-coagulación, lodo rejilla	9	15	0
L8	Lodo lavado vehículos (floculación-coagulación, lecho de secado)	0	<u>22</u>	0
L9	Lodo cárcamo	0	82	48
L10	Lodo empresa reciclaje de vidrio, etiquetas	0	6	2
L11	Lodo planta de cartón celulosa	0	13	0
P1	Producto final brea tratada	0	18	7
P2	Producto final residuos pintura	3	18	<u>38</u>
P3	Producto final aluminato de sodio	0	<u>25</u>	9
P4	Producto final celular carcasa y componente eléctrico, (-) baterías	0	<u>20</u>	4
P5	Producto final celular carcasa y componente eléctrico, (-) baterías	0	<u>26</u>	19
P6	Producto final celular carcasa y componente eléctrico, (-) baterías	0	12	4
P7	Producto final icopor, agente expansor pentano	0	3	4
S1	Suelo Hidrocarburos	0	<u>30</u>	<u>20</u>
S2	Suelo Hidrocarburos	10	17	11
S3	Suelo Hidrocarburos	10	<u>32</u>	5

1. Ensayo de inmovilización a 48h en el modelo *D. magna*

2. Ensayo de inhibición de biomasa a 72h en el modelo *S. capricornutum*

3. Ensayo de inhibición tasa de crecimiento a 72h en el modelo *S. capricornutum*

En negrilla resultados positivos acorde con Resolución 0062 de 2007 (IDEAM, 2007)

Datos subrayados están dentro de límites aceptables pero muestra efecto fisiológico

Es importante aclarar que la norma colombiana no exige el uso de *D. magna* dentro de las evaluaciones de toxicidad sino que deja abierto el uso de otras especies de este género, incluyendo nativas que podrían ser más sensibles y que resalta la importancia de fortalecer investigación en la biología básica de cladóceros colombianos o tropicales para esta aplicación en programas de salud ambiental. Así, Espinosa y Jarro, 1999 determinaron que *Daphnia obtusa* es más sensible a Cr comparado con *D. magna*, asociado con las diferencias de dureza en los medios de ensayo utilizados para estos cladóceros. Pérez,

1997 mostró que *D. magna* puede mantenerse en durezas cercanas a los 80 mg/l para evitar la complejización de los metales con los iones carbonato del medio.

En la Tabla 4-9 y la Figura 4-10 se muestran los resultados obtenidos con extractos acuosos (WAF), aplicados paralelamente a otro biomodelo (*Hydra attenuata*) no incluido dentro de la normativa nacional, pero que por su amplia sensibilidad (Cortés, 2005; Espinosa, 2005; Velasco, 2005; Ramírez, 2005; Silva, 2003; Díaz y Pérez, 2000) se considera candidato a ser utilizado en evaluación de residuos peligrosos.

Tabla 4-9: Toxicidad Residuos con *Selenastrum capricornutum* e *Hydra attenuata*

Residuo	Probable contaminante y/o fuente generadora	Subletalidad <i>H. attenuata</i> 96h (%)	Letalidad <i>H. attenuata</i> 96h (%)	Inhibición de biomasa 72h (%)	Inhibición tasa de crecimiento 72h (%)
L12	Lodo Tratamiento de cueros Pelambre	100	100	53	16
L13	Lodo Tanque Recolección lodos PTAR	100	100	91	58
L14	Lodo Curtido Pretratamiento	12	0	54	17
L15	lodo tratado curtiembre	<u>22</u>	100	77	<u>34</u>
L16	Lodo entrada Sistema de Tratamiento de lavado de vehículos	0	0	78	<u>46</u>
L17	Lodo Presedimentador	0	0	67	<u>28</u>
S4	Suelo - lodo Laguna de pondaje	100	0	<u>22</u>	61
P8 *	Envase de insecticida	100	12	9	1
P9*	Envase de insecticida	0	0	0	0
P10*	Envase de insecticida	77	0	0	0

En negrilla resultados positivos acorde con Resolución 0062 de 2007

Datos subrayados están dentro de límites aceptables pero presentan efecto fisiológico

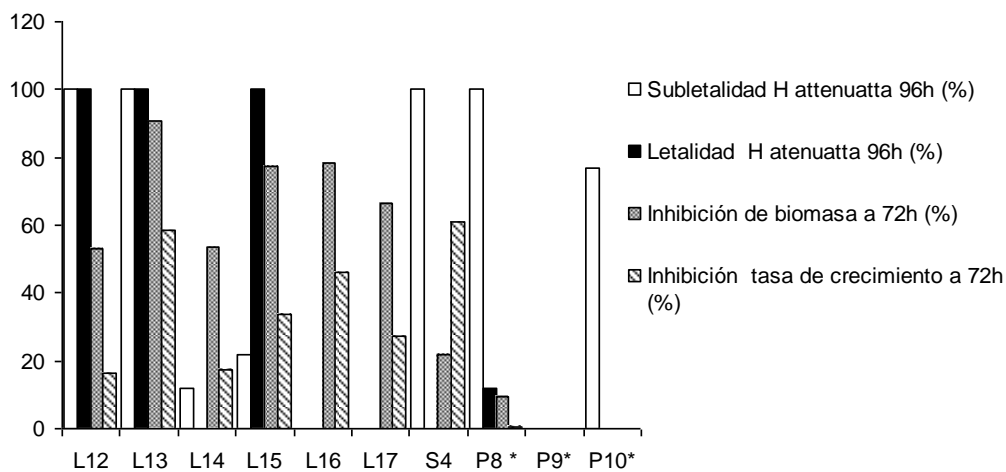
(*) Muestras en las cuales no fue aplicado ensayo de *D. magna*.

Los ensayos con *H. attenuata* resultaron en cambios morfológicos en este celenterado en un tiempo de 96 horas. Con las observaciones de este biomodelo se pudieron calcular simultáneamente efectos subletales y letales, lo que lo constituye en muy atractivo en evaluaciones toxicológicas. Así mismo, se presentaron respuestas subletales para 50% de las muestras (Tabla 4-9, Figura 4-10), lo que contrasta con lo obtenido para *D. magna* (no mostrado), donde en todos los casos los resultados fueron negativos. Los indicadores de biomasa y crecimiento en el biomodelo de la microalga *S. capricornutum* indican que más

de 50% de las muestras analizadas son tóxicas, apoyando su sensibilidad reconocida en estas pruebas (Díaz y Espinosa, 2006, Cortés, 2005; Espinosa, 2005; Ramírez, 2005; Velasco, 2005).

Nuevamente la aplicación de baterías multitróficas es más sensible a la hora de calificar residuos tóxicos; nótese que las respuestas subletales contribuyen a la toma de decisiones en situaciones en donde otras variables tóxicas no sean tan contundentes en microalgas como en las muestras L12, S4, P8 y P10.

Figura 4-10: Efectos subletales y letales en algas *S. capricornutum* e *H. attenuata*.



(*) Muestras en las cuales no fue aplicado ensayo de *D. magna*.

Los resultados presentados son parte del esfuerzo de implementación de ensayos de toxicidad en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de Colombia, apostando por estas herramientas para el monitoreo de sustancias químicas y residuos en el ambiente. Se reitera la importancia de estas pruebas toxicológicas que se deben complementar con la medición de parámetros físicos, químicos para determinar si a partir de residuos potencialmente peligrosos se dan fracciones biodisponibles. Los resultados presentados sugieren que las baterías multitróficas incluyendo modelos de diferentes niveles tróficos que hacen una valoración integral de la toxicidad y señalan cual sería el eslabón más afectado por una posible descarga de estos residuos. Además concuerdan

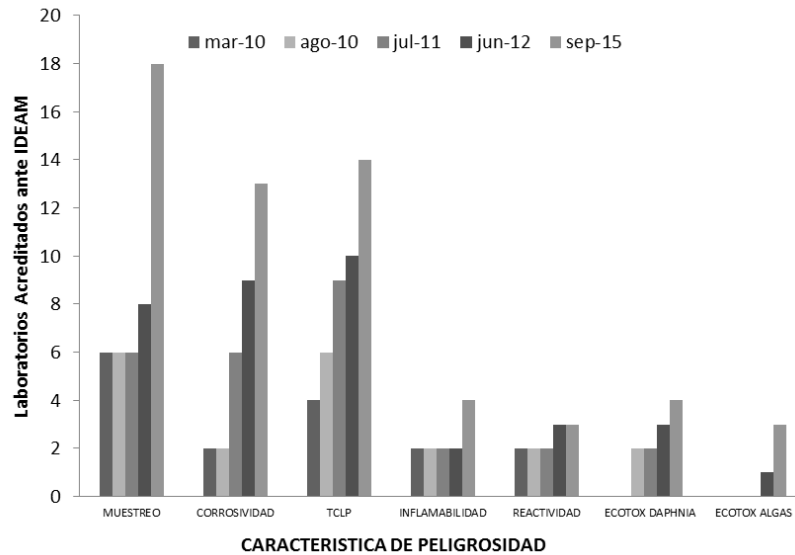
con trabajo previos que muestran la robustez de estos ensayos para realizar evaluación toxicológica no sólo del agua (ver sección 4.1), sino también otras matrices como sedimentos y residuos complejos. Actualmente la normatividad de residuos peligrosos es la única herramienta legal en Colombia que mantiene la aplicación de ensayos de toxicidad para control y gestión de RESPEL y solo incluye afectaciones para organismos acuáticos, se desconoce ampliamente posibles afectaciones a organismos terrestres lo cual es una falencia en la normatividad que deja sin monitoreo posibles efectos a nivel de suelos y sedimentos contaminados.

En el último lustro la capacidad nacional (Figura 4-11), en términos de laboratorios acreditados, para llevar a cabo pruebas que permitan calificar residuos ha aumentado (IDEAM, 2010 - 2015). Se observa que el énfasis de experticia se concentra en muestreo, para darle trazabilidad a los residuos, como se mencionó la toxicidad de un residuo también usa la caracterización química tipo TCLP¹²¹ (Figura 4-11) para metales de interés sanitario como Hg, Cd, Se, As, Ag, Pb, Zn y numerosos compuestos orgánicos, éste junto con corrosividad son ensayos químicos que son fácilmente desarrollados. Sin embargo solo 5 laboratorios¹²² ofrecen los ensayos biológicos que como lo indican los resultados son altamente sensibles a extractos acuosos y a polutantes biodisponibles, en sentido estricto ninguno hace análisis ecotoxicológico. Llama la atención el liderazgo de la academia desde la universidad pública y la restricción a Bogotá y el Valle del Cauca de estos. Podría decirse que esto refleja el interés histórico de estas instituciones y las autoridades ambientales que en los años 80 iniciaron el montaje de bioensayos para responder a las demandas de la normatividad colombiana.

Es necesario resaltar la necesidad de fortalecer la implementación del monitoreo biológico por ejemplo con especies nativas y con microalgas debido a su gran sensibilidad a los polutantes y así tener herramientas de vigilancia complementarias a las tradicionalmente utilizadas que puedan contribuir a monitorear la integridad ecológica de ecosistemas o ambientes receptores.

¹²¹ TCLP Toxicity Characteristic Leaching Procedure. Resolución 0062 de 2007 (IDEAM, 2007).

¹²² Corporación Autónoma del Valle del Cauca, Universidad del Valle, Universidad Nacional de Colombia y dos laboratorios privados, ubicados en Bogotá.

Figura 4-11: Laboratorios que analizan residuos peligrosos COLOMBIA

Fuente: Elaborada a partir de datos IDEAM 2010-2015 listado laboratorios acreditados RESPEL.

En particular los países en desarrollo, carecen de directrices nacionales de calidad del agua para la protección de la vida acuática y los ecosistemas acuáticos, lo cual parece estar relacionado o bien a la falta de datos ecotoxicológicos nacionales basadas en la biota nativa o estos países siguen las directrices, criterios o estándares internacionales para proteger sus ecosistemas acuáticos (Nugegoda y Kibria, 2013)

Ahora bien, la mayoría de las especies usadas en pruebas de toxicidad, como las relacionadas anteriormente, pertenecen a regiones templadas y se ha asumido que son adecuadas para evaluar la contaminación en zonas tropicales. Sin embargo, como lo señalan Baird *et al.*, 1995 (revisado por Da Silva y Soares, 2010) la respuesta a numerosos tipos de contaminantes de especies tropicales podría diferir de organismos estándar, sobre todo teniendo en cuenta que las condiciones ambientales no coinciden con las de otras latitudes. En los ecosistemas tropicales, las variables biológicas juegan un papel importante en la biodisponibilidad. Por ejemplo, debido a las temperaturas más altas las tasas de descomposición, reciclaje de materia orgánica, y removilización de nutrientes se presentan a un ritmo más acelerado y durante todo el año, lo que afecta la biodisponibilidad y por lo tanto la toxicidad potencial de los contaminantes químicos. Por esto, muchos ecotoxicólogos latinoamericanos sugieren utilizar especies nativas para este tipo de

aproximaciones dado que son representantes de la fauna local y están adaptados a estos ecosistemas (Da Silva y Soares, 2010).

Se argumenta que si bien las pruebas toxicológicas contribuyen para derivar las concentraciones químicas de los máximos aceptables, no es así en cuanto a la comprensión ecológica se refiere (Da Silva y Soares, 2010). Por esto se recomiendan las pruebas ecotoxicológicas que se asumen son mejores a la hora de valorar complejidad biológica. La falta de comprensión sobre las afectaciones ecológicas es un vacío que se debe cubrir en el corto plazo, si se desea proteger adecuadamente la Salud Ambiental. La singularidad de la ecotoxicología tropical representa un enorme reto, porque la inmensa mayoría de los puntos calientes de biodiversidad amenazados se encuentran en esta región.

4.3 Lago de Tota

Un análisis para la Salud Ambiental pública

En Colombia hay más de 2,5 millones de hectáreas de humedales que cumplen un papel importante en recarga y descarga de acuíferos, control de inundaciones, retención de nutrientes y sedimentos y filtración de contaminantes. Son también estabilizadores de costas y participan en la regulación de microclimas, producen biomasa, mantienen fauna y flora, facilitan el transporte acuático, y la prestación de recreación y atracciones turísticas. Así mismo son elemento vital para bosques, vida silvestre, agricultura, pesca y otros recursos biológicos.

Estos beneficios ambientales han disminuido con el tiempo como resultado de años de mala gestión de los humedales, que se han visto afectados por problemas como el drenaje y la contaminación por residuos procedentes de descargas domésticas, agricultura e industria, y que han contribuido a alterar ecosistemas importantes como el Lago de Tota (Sánchez, 2007).

Lago de Tota contexto ecológico

Tota es el segundo lago más grande de Latinoamérica después del Titicaca (Tabla 4-10). Se localiza en la cordillera oriental colombiana (Figura 4-10), centro-oriente del departamento de Boyacá ($5^{\circ}28'13''$, $5^{\circ}39'14''$ N, $72^{\circ}51'38''$, $73^{\circ}0'00''$ O) (Cordero *et al.*, 2005). Su capacidad de almacenamiento tope es de 1.650 Mm^3 , con el nivel de aguas máximas en la cota de 3.015 msnm (IDEAM, 2014).

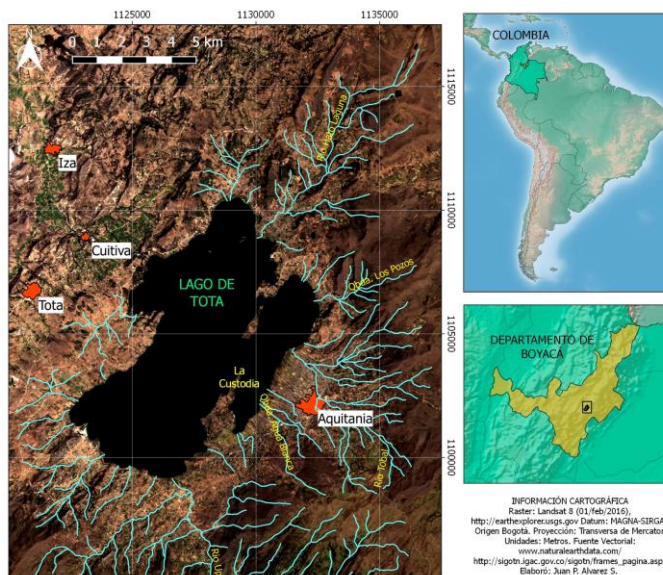
Su origen es tectónico-glacial. El lago es polimíctico cálido, bien oxigenado, con pH neutro, baja conductividad, y categorizado como oligo – mesotrófico. Da origen del río Upía, un afluente del río Orinoco (Cardozo *et al.*, 2014). Las estaciones lluviosas se presentan en abril y noviembre, con una seca de diciembre a marzo (Hernández *et al.*, 2013).

Tabla 4-10:Datos Morfométricos Lago de Tota

Area de la cuenca	201 km ²
Area del lago	60 km ²
Longitud máxima	12 km
Ancho máximo	6,5 km
Perímetro	47 km
Profundidad media (Lago Chico)	30 m
Profundidad máxima	62 m
Tiempo de renovación	29,8 años
Tasa de sedimentación	2,27 millones de m ³ /año

Tomado de Cardozo *et al.*, 2014

Figura 4-12: Lago de Tota y sus principales afluentes



El lago de Tota es uno de los ecosistemas acuáticos de alta montaña más importantes en la cordillera oriental colombiana, y estratégico para la región por su capacidad de almacenamiento de agua (Corpoboyacá, 1998) y desde la economía clásica por los bienes y servicios ecosistémicos que brinda. Visto desde la economía ecológica cumple funciones fundamentales como regulación de los regímenes hidrológicos, hábitat de fauna y flora característica, especialmente aves, que confieren gran valor local, regional y nacional. Así Tota, se considera estratégico para la protección de fauna, en particular para la conservación de aves (AICA¹²³), que requeriría el espejo de agua del lago y la zona periférica cercana a los municipios de Aquitania, Cuítiva y Tota (Corpoboyacá, 2011).

Este lago comparte características físicas y elementos bióticos con ecosistemas acuáticos encontrados en el altiplano cundiboyacense. Es uno de los centros de endemismo de fauna andina, representada por vertebrados exclusivos de esta región. En 2009 se identificaron seis especies de peces, 10 de herpetos, 83 de aves y 23 de mamíferos. No obstante, el avance de la frontera agrícola y pecuaria es una de las principales amenazas a esta fauna silvestre (Moncaleano y Calvachi, 2009). El 80% del paisaje de la sub-cuenca ha sido transformado. La vegetación nativa original de la región incluía tipos representativos de páramo húmedo y bosque alto andino y vegetación acuática (CONPES, 2014).

Las investigaciones realizadas en el lago de Tota se han centrado en la caracterización física y química convencional del agua para seguimiento en la sub-cuenca, con énfasis en los flujos de nutrientes como N y P (Cordero *et al.*, 2005; Abella y Martínez, 2012), además de variables limnológicas (Hernández *et al.*, 2013; Noriega *et al.*, 2010), fauna silvestre (Moncaleano y Calvachi, 2009) y de comunidades biológicas que allí se presentan, como macroinvertebrados, macrófitas y plancton (Cardozo y Pita, 2004; Gonzalez, *et al.*, 2008), más evaluaciones paleolimnológicas (Cardozo *et al.*, 2014).

¹²³AICA Área de importancia para la conservación de aves, o IBA *Important Bird Area*.

Tabla 4-11: Variables ambientales estimadas para el Lago de Tota

Variable	Valor
Precipitación mensual (mm)	17,00
UV ($\mu\text{W}/\text{cm}^2 \cdot \text{nm}$)	10,50
Brillo solar (hora sol/día)	5,25
Profundidad máxima (m)	36,63
Distancia Secchi (m)	6,74
Distancia eufótica/Profundidad máxima (m)	18,18
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	15,89
Saturación oxígeno (%)	56,70
Oxígeno Disuelto ($\text{mg}/\text{l O}_2$)	5,57
pH (unidades de pH)	7,70
Conductividad eléctrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	99,51
Nitrato ($\mu\text{M}/\text{l NO}_3$)	0,35
Nitrito ($\mu\text{M}/\text{l NO}_2$)	0,06
Amonio ($\mu\text{M}/\text{l NH}_4^+$)	1,51
Fosfatos ($\mu\text{M}/\text{l PO}_4$)	0,27
SiO_2 ($\mu\text{M}/\text{l SiO}_2$)	19,64
Clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{l}$)	0,83

Valores presentados de media aritmética, n=59

Tomado de Hernández *et al.*, 2013

Hernández *et al.*, 2015 presentan a Tota como un lago andino influenciado por aportes de cenizas volcánicas y debido a su ubicación en zonas de alta pendiente, influenciado también por procesos erosivos y sustratos rocosos que aportan P (Tabla 4-11). La disponibilidad de este elemento se asocia con proliferación de plancton (Cordero *et al.*, 2005). La presencia de P y además de amonio se relaciona con descarga de afluentes ricos en materia orgánica proveniente de cultivos y aguas residuales.

Se ha considerado que la morfometría y el volumen de agua del lago mitigarían éstas alteraciones antrópicas, y que si se dan procesos de eutrofización éstos son temporales, y relacionados con el amplio período de estratificación térmica y mayor contenido de oxígeno en las capas superficiales que permitirían asimilación rápida de nitratos y ortofosfatos por comunidades de fitoplancton y amonificación por bajo oxígeno estaría a cargo de bacterias en capas más profundas (Hernández *et al.*, 2015). No obstante, el impacto de polutantes que están entrando en el lago no se conoce suficientemente, para asumir que Tota sería capaz de mitigar estos cambios y al mismo tiempo ser aprovechable para potabilizar agua, ya que en los últimos años la extracción de agua del lago creció 33% teniendo en cuenta

los 1.600 l/s destinados para nueve acueductos, una acería y las actividades agrícola, pecuaria y cultivo de truchas. Se espera que sea más presionado debido a que se estima que esta demanda de agua crecerá 81% para 2030 (CONPES, 2014).

Lago de Tota, presiones del agua en esta sub-cuenca

Calificaciones hidrológicas hechas sobre la sub-cuenca del lago de Tota la muestran como generadora de sedimentos de nivel medio, con variabilidad de oferta hídrica muy alta, con presiones antrópicas por demanda y variabilidad también muy altos. Más aún, en condiciones hidrológicas promedio, se incluye dentro de las subzonas potencialmente más presionadas por contaminación en Colombia (categoría alta; IDEAM, 2015).

Ricaurte, 2005 resume la problemática ambiental del lago y la asociada a contaminación del agua por escorrentía de compuestos orgánicos y/o químicos usados en cultivos, aguas residuales generadas dentro de la sub-cuenca que son evacuadas en quebradas o ríos que desembocan al lago, invasión de riberas por siembra de cebolla de rama que reduce el espejo de agua y compromete el área de conservación, disposición inadecuada de residuos sólidos de algunos municipios¹²⁴, e invasión de elodea¹²⁵ que ocupa más de 1200 hectáreas y se reproduce rápidamente por el alto ingreso de nutrientes. Sumado a esto la contaminación de afluentes¹²⁶ de la sub-cuenca puede generar procesos de eutrofización del lago¹²⁷.

Al observar el uso de caudales concesionados en la región la mayor proporción se da para riego y en segundo lugar para consumo humano (Figura 4-13). En los últimos 40 años, los municipios de Aquitania, Cuítiva y Tota han experimentado expansión de los monocultivos de cebolla larga (*Allium fistulosum*) que han convertido a la región en la proveedora de 60% de toda la que consume el país, con ingresos anuales de \$300.000 millones de pesos. La actividad agrícola previa estuvo representada por papa (600 Ha en áreas de ladera y

¹²⁴ Cuítiva, Aquitania, Tota y la parte rural de Sogamoso

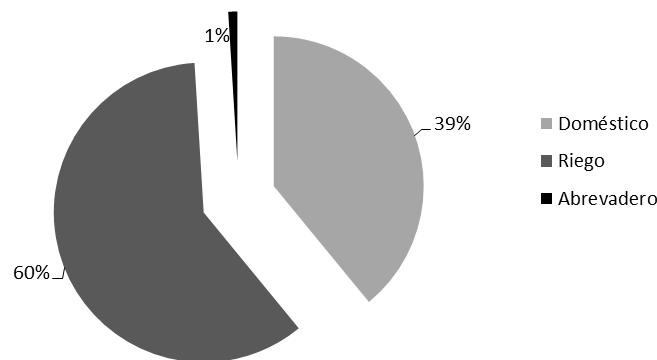
¹²⁵ Quizás uno de los problemas más graves que afronta actualmente el lago

¹²⁶ Los afluentes con mayor deterioro son La puerta en Tota, el Desaguadero, quebrada La Playa, quebrada El Mugre, río Tobal, los Pozos y Hatolaguna en Aquitania, y Llano Alarcón en Cuítiva (CONPES, 2014).

¹²⁷ La relación N: P para el lago se ha estimado en 64,48 (IDEAM, 2015) lo que señala una fuerte limitación de fósforo.

quebradas), arveja 90 Ha en Tota y Cuítiva, así como trigo 75 Ha, cebada 38 Ha, zanahoria 10 Ha en Tota y haba con 22 Ha en este mismo municipio. Esta información sobre los cultivos en la zona desde el punto de vista toxicológico es importante porque sugiere la variedad de agroquímicos históricamente usados en la sub-cuenca y que no se restringue sólo a aquellos que se analizarán para el caso del cultivo de cebolla.

Figura 4-13: Caudal concesionado Corpoboyacá año 2012



Fuente: Modificado de CONPES, 2014.

El énfasis del uso de agua para riego de la zona (Figura 4-13), señala la alta presión sobre el suelo dado por la actividad agropecuaria que favorece fenómenos de escorrentía difusa de plaguicidas al lago, a la luz de la concepción clásica del ciclo del agua, como lo sugieren los ensayos de movilidad de oxadixyl¹²⁸ en muestras de suelo de la región y que podría infiltrar aguas subterráneas (Martínez *et al.*, 2015). Estos datos señalan la necesidad de examinar en detalle el uso de agroquímicos y su impacto potencial en la potabilización de agua y/o conservación de fauna y flora y el estado ecológico de la región.

El agua del lago es fundamental también en la producción de acero y cemento (IDEAM, 2015). Otra actividad económica de interés desarrollada en el lago está reflejada en la producción de trucha en cantidades de 403 toneladas en jaulones y 206 en estanques, con una participación de ~8% comparado con la otra producción piscícola de Boyacá centrada

¹²⁸ Plaguicida usado en cultivo de cebolla y con movilidad reconocida a condiciones de laboratorio

en tilapia. Para trucha los datos promedio de los productores indican densidades finales de siembra de 35 kg/m³, en jaulas de 64 m³ promedio, con un peso promedio final de 500 g. La trucha permanece 250 días en el lago antes de su sacrificio y los cultivos presentan mortalidades de 14% (Merino *et al.*, 2013).

Tabla 4-12: Población municipal sub-cuenca del lago de Tota

MUNICIPIO	POBLACIÓN URBANA	POBLACIÓN RURAL	TOTAL
Aquitania	4.835	15.619	20.454
Cúitiva	186	1.688	1.874
Tota	598	5.375	5.973
Firavitoba	1.912	4.772	6.684
Total	7.286	27.682	34.968

Tomado de Secretaría de Salud de Boyacá, 2012

De la población humana asentada en la sub-cuenca (Tabla 4-12), el municipio de Aquitania alberga la mayor cantidad, con predominio rural. El lago sostiene además la demanda de agua potable para cerca de 300.000 personas de éste, de los municipios de la sub-cuenca y Nobsa, Iza, Tibasosa, y Sogamoso (IDEAM, 2015). La planta de tratamiento el Chacón toma agua del lago y abastece 85% de los 125.000 habitantes de esta ciudad (Moreno *et al.*, 2011); este es otro caso de transvase de agua de la cuenca del río Meta hacia la cuenca del río Chicamocha con las consecuencias de pérdida de caudal para la parte baja de la primera.

Lago de Tota, como servicio ecosistémico de aprovisionamiento de agua

Como se mencionó previamente la norma colombiana incluye el uso de un índice para valorar calidad de agua potable. Por tanto, los datos de IRCA¹²⁹ fueron organizados y analizados para determinar su calidad. Los valores se desglosaron entre urbano (Tabla 4-13), y rural (Tabla 4-13; Figura 4-14) para los municipios de la sub-cuenca de Tota en el periodo 2007-2014 (Tabla 4-13; Figura 4-14; Secretaría de Salud de Boyacá, 2012, 2013, 2014). Nótese que estas cifras surgen de muestras tomadas de sistemas de

¹²⁹ Índice de riesgo de calidad del agua potable IRCA

aprovisionamiento de agua diferentes. El sistema urbano cuenta con acueducto o sistema de distribución, planta de potabilización y usualmente se restringe al área de la ciudad. En contraste el sistema rural tiene menor infraestructura y se extienden a áreas mayores. La autoridad sanitaria está a cargo de los dos.

El análisis indica que los IRCA urbanos si bien en general son aceptables no es así para los municipios de Tota y Firavitoba. En contraste, todo el sector rural está siendo abastecido con agua no apta para consumo humano¹³⁰, la peor la del municipio de Tota.

Tabla 4-13: Valores de IRCA rural municipios de la sub-cuenca del lago de Tota

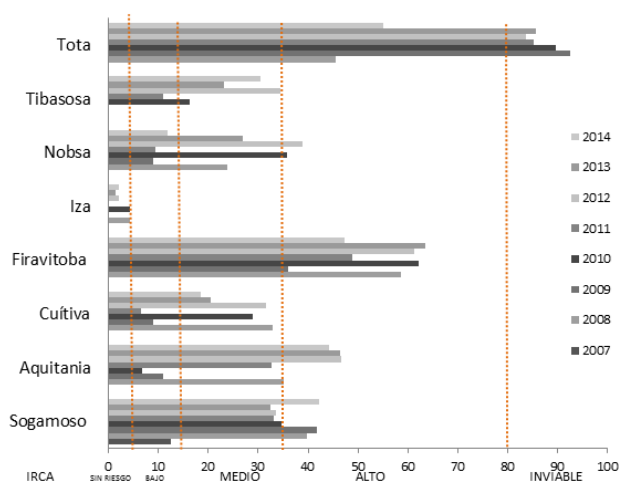
Municipio	IRCA Urbano 2014	IRCA Rural						
		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Sogamoso	-	+++	+++	++	++	++	++	+++
Aquitania	+	+++	+	+	++	+++	+++	+++
Cúitiva	+	++	+	++	+	++	++	++
Firavitoba	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Iza	-	-	-	-	-	-	-	-
Nobsa	+	++	+	+++	+	+++	++	+
Tibasosa	+	-	++	++	+	++	++	++
Tota	++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Fuente		SIVICAP	SIVICAP	SIVICAP	SIVICAP	SEC SALUD DEPARTAMENTAL	SEC SALUD DEPARTAMENTAL	SEC SALUD DEPARTAMENTAL

- Sin riesgo 0-5 + Bajo 5,1-13 ++ Medio 14,1-35

+++ Alto 35-80 ++++ Inviabile sanitariamente > 80

¹³⁰ Parámetros referidos en la norma colombiana resolución 2115 de 2007 de MS-MAVDT,2007

Figura 4-14: Valores IRCA rural municipios de la sub-cuenca del lago de Tota.



0 - 5%, sin riesgo, es decir agua apta para consumo humano

5,1 - 14% nivel bajo

*14,1 - 35% nivel medio

*35,1 - 80% alto

*80,1 - 100% el agua distribuida es inviable sanitariamente

Todas las calificaciones por encima de 14* son consideradas aguas no aptas para consumo humano (MSPS, 2014).

Fuente: Modificado de Secretaría Salud de Boyacá, 2012, 2013, 2014.

Con base en datos de la Contraloría General de Boyacá en este departamento sólo 18% de los acueductos rurales son vigilados¹³¹ (CGB, 2013). Esto observado territorialmente, es un reflejo de la condición de los sectores rurales de todo el país con cobertura de abastecimiento de agua cruda de 56,3% y de agua tratada de 11,8%, para Boyacá las cifras son de 48,9% y 8,7 % respectivamente (Gobernación de Boyacá, 2012).

Para el municipio de Firavitoba la Contraloría General de Boyacá reporta un IRCA 51,4 (agua de riesgo alto), e indica una inversión en agua potable de \$3.571.973.000, 00. (CGB, 2013). Al desglosar las cifras (Tabla 4-13 y Figura 4-14) por año se observa mejoría aparente de la calidad de agua, pero esta no supera el nivel que califica como riesgo alto. Se sugiere que calificaciones media y alta para este índice se asocian con riesgos microbiológicos y fallas en procesos de desinfección, equivalente a lo determinado en otros municipios del país donde se ha apreciado turbiedad alta, ausencia de niveles de cloro residual y presencia de *Escherichia coli* (MPS-MAVDT, 2007; Guzmán *et al.*, 2015). El IRCA es una medida para un tiempo y muestra particulares de la calidad final del agua

¹³¹ 288 de 1603 acueductos rurales

potable en la planta de tratamiento, pero no da cuenta de modificaciones en la red de distribución o intradomiciliariamente (Dieter, 2011), lo que generaría una percepción falsa de seguridad sobre la calidad del agua.

El estado de conservación de las microcuencas del departamento no se conoce en profundidad, y es en las zonas rurales donde más uso de plaguicidas se presenta. La contraloría afirma que se debe fortalecer la capacidad de identificación del riesgo asociado a actividades que generan impacto directo o indirecto en la calidad del agua de consumo humano (agricultura, minería, pesca, entre otros), con el fin de establecer las características de interés sanitario asociadas al deterioro del agua en cada zona, mantener la vigilancia de estas características y reducir la vulnerabilidad por exposición en las comunidades implicadas (CGB, 2013).

Según el Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, durante 2007 se cosecharon en Colombia 6.900 hectáreas y se generó una producción de 184.000 toneladas de cebolla larga. Boyacá, y especialmente Aquitania muestran una participación en el total nacional tanto en producción como en área sembrada de 60,39% y 40,20% respectivamente. Este monocultivo tiene como principal fuente de agua para riego el lago de Tota y sus afluentes principales (Abella y Martínez, 2012). Datos de la Encuesta Nacional Agropecuaria señala que en Aquitania se producen en promedio 36 a 40 Toneladas de cebolla por hectárea sembrada (DANE-ENA, 2011).

Es necesario resaltar que en los últimos 10 años (2001 - 2011) se duplicó el área cultivada en la sub-cuenca (Tabla 4-14) lo que señala presiones muy fuertes por el suelo y el agua, ampliación de la frontera agrícola, más uso excesivo de fertilizantes y plaguicidas en la zona. Estos agentes perturbadores aumentan niveles de nitrógeno y fósforo y de plaguicidas que pueden movilizarse hacia el lago y afectar puntual o integralmente la capacidad de resiliencia del sistema acuático. La respuesta del sistema a estos cambios químicos ha generado cinturones de macrófitas (*Elodea*) que ya cubren el 21% del espejo de agua del lago (CORPOBOYACA, 2005) y que cumplen funciones de filtro natural pero que disminuyen posibilidades de transporte acuático en actividades de ecoturismo que se desarrolla en el área y fomentan la colmatación de ciertas zonas como lo registrado para el sector de Hato Laguna.

Las tensiones de orden ambiental sobre Aquitania que tienen como sustento la manera como se está produciendo cebolla de rama en ese territorio, deberían llamar la atención de productores, población y autoridades (Chaparro y Peñalosa, 2012). En la zona se aplican cerca de 430 Toneladas de plaguicidas y aproximadamente 65.000 Toneladas de gallinaza usada como enmienda orgánica (Abella y Martínez, 2012) para el cultivo. Es necesario desde el interés por la Salud Ambiental propiciar espacios de reflexión y exigencia de seguimiento sobre amenazas poco documentadas en esa cuenca, y cuestionar cuales podrían ser los perjuicios ecosistémicos que se pueden dar a corto o largo plazo en este lago y qué actividades de prevención, descontaminación y mitigación se están adelantando por los actores de la cuenca.

Tabla 4-14: Cambios en el uso del suelo sub-cuenca Lago de Tota 2001-2011

Año	Área cultivada (hectáreas)	Rendimiento (toneladas)	Fuente
2001	1333		Dane, 2001
2007	2425	94000	Pinzón, 2009
2011	2507	98020	Chaparro y Peñalosa, 2012

En 2009, se hizo uno de los primeros registros sobre el uso de agroquímicos en la zona dado el problema fitosanitario de pudrición de la raíz en la cebolla, los agricultores de la zona de influencia de la Quebrada las Cintas informan el uso de cerca de 20 plaguicidas diferentes (Tabla 4-15, Mojica y Guerrero, 2013), principalmente fungicidas, con una frecuencia de fumigación cada 8-15 días (Martínez *et al.*, 2015), según la afectación de los cultivos. El cultivo de cebolla tarda 4 meses, lo que implica mínimo 8 fumigaciones dependiendo de la severidad de la enfermedad.

Tabla 4-15:Listado plaguicidas usados, Quebrada las Cintas Vereda Hato Laguna 2009

Nº	Principio activo/categoría toxicológica ¹	CA /año, (kg/ha)	Grupo	Bioacumulación Coeficiente partición octanol agua Log K _{ow}	INTERPRETACION Bioacumulación
1	λ cihalotrina II Insecticida	0,9	piretroide, clorado, fluorado	6,90	ALTA
2	Deltametrina II Insecticida	9,3	piretroide, bromado	4,60	MEDIA ALTA
3	Difenoconazol III Fungicida	5,4	conazol, clorado	4,20	MEDIA ALTA
4	Propiconazo II Fungicida	10,9	conazol, clorado	3,72	MEDIA ALTA
5	Tebuconazol II Fungicida	21,7	azol, clorado	3,70	MEDIA ALTA
6	Ciproconazo III Fungicida	0,4	conazol, clorado	3,09	MEDIA
7	Folpet No peligro agudo (OMS) Fungicida	1,4	ftalimida, clorada	3,02	MEDIA
8	m-Paratión IA Insecticida	0,7	organofosforado	3	MEDIA
9	Clorotalonilo III Fungicida	3,0	benzotrilo, clorado	2,94	MEDIA BAJA
10	Malatión III Insecticida	3,2	organofosforado	2,75	MEDIA BAJA
11	Dimetomorf III Fungicida	18,9	morfolina, clorado	2,68	MEDIA BAJA
12	Azoxistrobina III Fungicida	3,9	metoxiacrilatos, estrobilurina	2,50	MEDIA BAJA
13	Profenofos II Insecticida	3,3	organofosforado, clorado, bromado	1,70	MEDIA BAJA
14	Metalaxil III Fungicida	1,9	acilalanina, anilida	1,65	MEDIA BAJA
15	Dimetoato II Insecticida	3,6	organofosforado	0,70	BAJA
16	Cimoxanil III Fungicida	18,3	cianoacetamide oxime	0,67	BAJA
17	Oxadecil III Fungicida	1,9	anilida; oxazalidina	0,65	BAJA
18	Metamidofos IB Insecticida	2,6	organofosforado	-0,79	BAJA
19	Monocrotofos IB Insecticida	11,3	organofosforado	-0,22	BAJA

CA: cantidad aplicada. En negrilla plaguicidas positivos en agua y sedimentos, tomado y modificado de (Mojica y Guerrero, 2013). 1Categoría toxicológica, Clase IA extremadamente peligroso, IB altamente peligroso, II moderadamente peligroso III Ligeramente peligroso con base en dosis letal cincuenta en ratas por exposición oral y dérmica (OMS, 2009)

Modificado de Mojica y Guerrero, 2013.

Los datos de seguimiento y monitoreo de plaguicidas para el lago, obtenidos a través de encuestas a pobladores de la vereda Hato Laguna, señalaron los productos aplicados al cultivo, la cantidad usada por hectárea y la frecuencia de uso (Tabla 4-15). De estos productos, se han cuantificado en agua y sedimentos de la Quebrada las Cintas (afluentes del lago de Tota) los plaguicidas malation, tebuconazole, difenoconazol y clorotalonilo (Mojica y Guerrero, 2013).

Los plaguicidas utilizados en producción agrícola son la fuente más importante de contaminación difusa hacia las aguas subterráneas, y su descarga en su superficie podría ser un factor que contribuye a la disminución de recursos vivos y al deterioro de ecosistemas (Martínez *et al.*, 2015). Además, se reconoce que existen factores que controlan el destino de un pesticida, incluidos propiedades químicas y ambientales del agente (por ejemplo, velocidad de degradación, adsorción a carbono orgánico y solubilidad en agua), factores climáticos (temperatura y precipitación), características del suelo, topografía y las dinámicas en las prácticas agrícolas (Rasmussen *et al.*, 2015). Es igualmente conocido el papel de la microbiota acompañante en los procesos de biodegradación de biocidas condicionados por tipo de suelo, humedad, aunque en zonas tropicales de alta montaña los procesos de biodegradación podrían estar disminuidos por bajas temperaturas (Arbeli y Fuentes, 2010).

Para la zona en mención la mayoría de compuestos (Tabla 4-15) son fungicidas categoría toxicológica III (Mojica y Guerrero, 2013), es decir compuestos de baja toxicidad aguda para humanos. Sin embargo, los ingredientes activos malation, tebuconazole, difenoconazol y clorotalonilo, son puntos focales de atención desde el punto de vista toxicológico dado que son de uso frecuente y han sido señalados como plaguicidas con potencial afectación al sistema endocrino (Mnif *et al.*, 2015; McKinlay *et al.*, 2008), los denominados desreguladores endocrinos. El tebuconazole es usado en mayor cantidad por hectárea de terreno, con 21kg lo que es muy alto al comparar con los promedios de uso de plaguicidas nacional reportados (16kg/h; IDEAM, 2015). Por su alta capacidad de adsorción al suelo puede moverse por erosión a los sedimentos de la cuenca. Es necesario recordar que algunos fungicidas pueden tener algún grado de movilidad en los suelos, sin embargo poca información se tiene en la cuenca. Trabajos a condiciones de laboratorio

como el de Mosquera, 2009 reportó movilidad positiva en suelos inceptisoles e histosoles propios de la región confirmando la movilidad hacia el lago.

Las prácticas agrícolas no sostenibles incorporan fertilizantes y plaguicidas al suelo y al agua, y cifras de 1995 indicaban que la aplicación de plaguicidas en Colombia era dos a tres veces mayor que las cantidades recomendadas por el fabricante y reportadas para otras regiones (Sánchez, 2007), lo que sugería que en áreas agrícolas los problemas de contaminación por escorrentía y percolación agrícola eran considerables.

Estos contaminantes pueden tener consecuencias acumulativas y persistentes en todos los seres vivos, que plantean riesgos para aquellos humanos que consumen el agua directamente o a través de los productos agrícolas regados con ella, además las consecuencias ecológicas sobre redes tróficas en este importante humedal también se desconocen.

Estos datos sugieren que en las áreas muestreadas los suelos de la sub-cuenca de Tota están contaminados, que algunos polutantes de los utilizados pueden ser cuantificados y tienen la capacidad de movilizarse hacia el vaso de agua, y señala que los plaguicidas hallados indican que su estabilidad química es alta. Sin embargo, no está documentada su biodisponibilidad o alteraciones potenciales sobre la biodiversidad de la región.

En la quebrada las Cintas, se ha evidenciado presencia de plaguicidas como malatión que se encontró en 16,7% de las muestras, difenoconazol en 14,2%, tebuconazol en 4,8% y clorotalonilo en 4,8%. Las cuantificaciones fueron mayores en agosto con malatión en 69,9 ng/l, difenoconazole 80-114,9 ng/l, tebuconazole 179,3 ng/l y clorotalonilo <16,05 ng/l (Mojica y Guerrero, 2013). Igualmente en muestras de sólidos sedimentables se encontró malatión y clorotalonilo (Tabla 4-16; Mojica y Guerrero, 2013).

El potencial de movilidad de los plaguicidas encontrados de la corriente Las Cintas hacia aguas superficiales se determinó por medio del índice *Pesticide Impact Rating Index* (PIRI¹³²), encontrándose que tebuconazol, clorotalonilo y malatión presentan riesgo muy

¹³² El índice considera características ambientales de la región de estudio tales como tipo de suelo, su contenido de materia orgánica, pendiente del terreno, temperatura e información pluviométrica (Mojica y Guerrero, 2013).

alto de movilidad, y difenoconazol alto. Esto indica que dependiendo de las condiciones ambientales y las frecuencias de aplicación en la zona de estudio, se presenta una alta probabilidad de encontrar estos compuestos en aguas superficiales (Mojica y Guerrero, 2013). Estos datos sugieren probabilidad alta de movilidad de plaguicidas hacia las aguas del lago de Tota que podrían estar acumulándose en sus sedimentos.

Tabla 4-16:Plaguicidas en sedimento, Quebrada las Cintas, 2009

Muestreo	Malation mg/kg	Clorotalonilo mg/kg
3	4,38	1,29
4	1,90	ND
5	ND	0,27
7	3,65	0,40

ND= no determinado

Tomado de Mojica y Guerrero, 2013

Se presenta un resumen de la potencial toxicidad de los plaguicidas encontrados en un afluente del lago de Tota (Tablas 4-17, 4-18). Hay datos del potencial carcinogénico en humanos y bioacumulación (valores de K_{ow}). El log K_{ow} es una propiedad fisicoquímica, relacionada con la afinidad lipídica de compuestos orgánicos en este caso plaguicidas; así, valores altos indican alta afinidad por la fracción lipídica, fácil transporte a través de membranas biológicas y por lo tanto alto potencial de bioacumulación. Algunos plaguicidas como los organoclorados tienen valores altos de log K_{ow} y por lo tanto se acumulan en la biota (Narváez *et al.*, 2012) (en negrita Tabla 4-15), De los 19 plaguicidas registrados en uso en ese momento (2009) 42% eran bioacumulables.

Para el fungicida tebuconazol en Tota se han documentado concentraciones de ~ 179,3 ng/l en agua, valor bajo comparado con algunos reportados por ejemplo en cultivos de arroz en España (0,1 - 2,7 µg/l; Sánchez, 2008). Este dato sorprende ya que la cantidad que se aplica en la región era la más alta, 21kg/ha (Tabla 4-15), 36% superior al promedio nacional para cualquier ingrediente activo (IDEAM, 2015), y por encima de los datos de

uso de agrotóxicos reportados a 2009 para Chile 15 kg/ha, Bolivia 7,1 kg/ha, Uruguay 6,7 kg/ha y Perú 2,4 kg/ha (Malakof and Stokstad, 2013).

Para malatión, uno de los plaguicidas tipo insecticida más tóxicos, se reportaron concentraciones de ~ 70 ng/l en agua (Mojica y Guerrero, 2013), valor bajo comparado con tebuconazole, y acorde con lo aplicado en la cuenca: 4 kg/ha (Tabla 4-15). Sin embargo, en 2009 fue el pesticida que se encontró con mayor frecuencia (17% muestras analizadas), y es un agente capaz de alterar neurotransmisión y placa neuromuscular por inhibición de acetilcolinesterasa (AChE). Su metabolito oxón, malaoxón, es un organofosforado más potente que el compuesto parental. La transmisión de impulsos nerviosos y la regulación de este proceso por acetilcolina es fundamental en vertebrados, todos organismos no blanco. El malaoxón tiene potencia inhibitoria sobre AChE 33 veces superior al malatión, pero mamíferos y aves tienen mayor actividad de desintoxicación y excretan malatión más fácilmente lo que explica la relativamente baja toxicidad para estos (Gervais *et al.* 2009).

En revisión bibliográfica preliminar se plantea la necesidad de priorizar la evaluación de plaguicidas en aguas y sedimentos del lago para determinar si se están presentando fenómenos de escorrentía, bioacumulación y revisar cómo podrían estar afectando la calidad ecológica del mismo. Preocupa igualmente que al menos tebuconazole y malatión han sido señalados con potencial de disrupción endocrina (USEPA, 2015; Mnif *et al.*, 2015; Mckinlay *et al.*, 2008). Estos compuestos son sustancias exógenas capaces de alterar el equilibrio hormonal y desarrollo embrionario, y provocar efectos adversos sobre la salud de un organismo o su descendencia (Fernandez y Olea, 2014). Los disruptores endocrinos actúan a dosis muy bajas y utilizan mecanismos de acción variables. Como resultado de lo anterior, se producen trastornos de tipo reproductivo, en el desarrollo de órganos y tejidos, así como alteraciones en los procesos metabólicos (UNEP, 2013). Los hallazgos por monitoreo químico suponen alteraciones potenciales sobre la funcionalidad ecológica del lago y cuestiona su uso como fuente de agua para potabilizar ya que algunos contaminantes tipo plaguicidas pueden actuar como desreguladores endocrinos en mamíferos (Mckinlay *et al.*, 2008; Pickering y Sumpter, 2003).

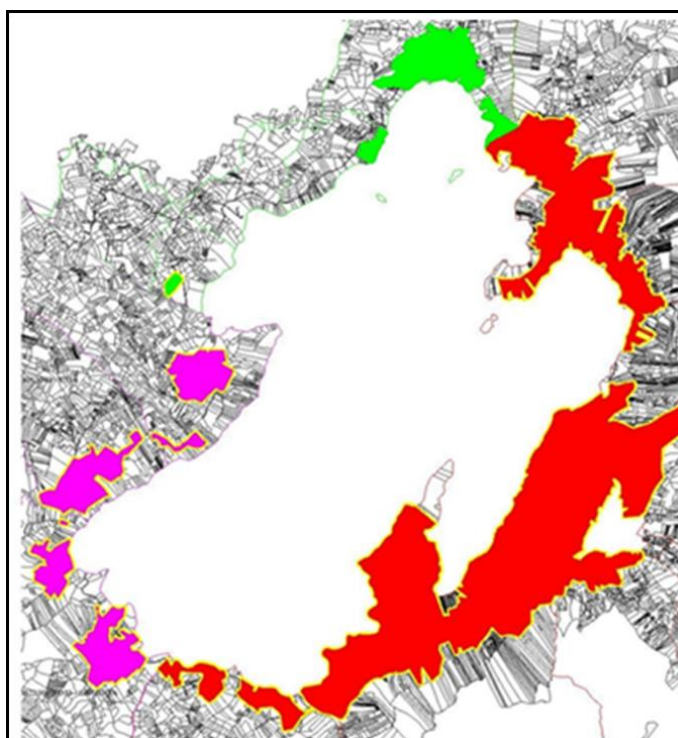
A pesar del largo historial de actividad agrícola en la sub-cuenca y uso de plaguicidas, la detección química en agua y sedimentos declarada por Mojica y Guerrero en 2013, no

existe seguimiento a este tipo de contaminantes por parte de las autoridades sanitarias ni ambientales. Es posible que se considera que el alto poder de dilución del cuerpo de agua asimile estos polutantes y que aún no se presentan evidencias negativas referidas a la disminución de la calidad ecológica de este sistema acuático usado como fuente de potabilización para cerca de 300.000 habitantes de 8 municipios. Tampoco hay información sobre la evolución de la calidad toxicológica de esta importante fuente hídrica en Boyacá, ni de sus afluentes.

En el mapa de riesgo de la calidad del agua para la zona (Secretaría de Salud de Boyacá, 2012), no se incluyen datos sobre plaguicidas en esta sub-cuenca ni seguimiento a la periodicidad de medición de características físicas y químicas del agua.

Plaguicidas usados en la región actualización 2014

Figura 4-15: Predios con actividad de cultivo de cebolla Sub-cuenca del lago de Tota 2014.



Fuente: Tomado de Ramírez y Torres, 2014

La Figura 4-15 indica los predios dedicados a la actividad de monocultivo de cebolla en los alrededores del espejo del agua que asciende a 7760 datos para 2014 (Pérez *et al.*, 2016; Ramírez y Torres, 2014). Esta información de campo contrasta con la normatividad nacional referida en el decreto 3930¹³³ de 2010, en el artículo 40, sobre control de contaminación por agroquímicos, donde se explicita que se prohíbe: la aplicación manual de agroquímicos dentro de una franja de tres (3) metros, medida desde las orillas de todo cuerpo de agua. Según encuestas en 475 predios en la región para 2014, se reporta que en el cultivo se utilizan 77 fungicidas, 21 insecticidas, 10 herbicidas, 56 fertilizantes foliares, 5 fertilizantes químicos, 5 hormonas y 9 coadyuvantes, además de confirmar que usan 80 toneladas de gallinaza por hectárea por año. La práctica de uso común es utilizar cocteles de agroquímicos donde mezclan uno o varios ingredientes activos para reducir las jornadas de trabajo y dependiendo del clima utilizan una o dos aplicaciones de ingredientes por separado (Pérez *et al.*, 2016; Ramírez y Torres, 2014).

Al revisar la toxicología se muestra que en el caso de los fungicidas usado con mayor frecuencia (Tabla 4-17 y 4-18) estos tienen categoría toxicológica III o IV compatible con las apuestas de buenas prácticas agrícolas¹³⁴ y protección humana, sin embargo es necesario resaltar que los usos particulares que se dan en la región señalan uso de mezclas que pueden modificar completamente el comportamiento toxicológico teórico de estos compuestos y preocupa que no haya un seguimiento a las posibles alteraciones en la calidad del agua usada para abastecimiento humano y no se monitoreen posibles afectaciones en organismos no blanco en una región de la importancia de conservación de biodiversidad.

¹³³ Decreto 3930 de 2010, a usos del agua y residuos líquidos (MAVDT, 2010)

¹³⁴ Buenas prácticas agrícolas que incluyen manejo integrado de plagas, uso racional de agroquímicos, uso de elementos de bioseguridad para evitar intoxicaciones laborales y asegurar inocuidad alimentaria (Torrado, sf)

Tabla 4-17:Fungicidas más usados en cuenca Lago de Tota, 2014

Nombre comercial	Ingrediente activo #1	Ingrediente activo #2	Dosis	Toxicidad (EPA)
ANTRACOL 70 WP	Propineb	-	1,5 - 2,5 kg/ha	IV
FITORAZ WP76	Propineb	Cimoxanil	0,5 - 1,0 L/ha	III
TRIVIA WP	Propineb	Fluopicolide	40 - 60 g/20 L	III
FORUM 500 WP	Dimethomorph	-	0,36 - 0,40 kg/ha	III
DITHANE M 45 WP	Mancozeb	Etilenbisditiocarbamato	550 - 750 g/200 L	III
RHODAX 70 WP	Fosetyl	Mancozeb	2,0 - 2,5 kg/ha	III
RIDOMIL GOLD MZ 68 WP	Mancozeb	Metalaxyl	2,5 kg/ha	IV
IMPETU MZ 690 WP	Mancozeb	Dimetomorf	2,0 kg/ha	IV
MANZATE 200 WP	Mancozeb	-	2,0 - 4,0 kg/ha	III
SCORE 250 EC	Difenoconazol	-	500 - 600 cm ³ /ha	II
NATIVO SC	Tebuconazole	Trifloxystrobin	0,4 - 0,5 L/ha	III
DACONIL 720 SC	Clorotalonilo	-	350 mL/200 L	II
FOLICUR 250 EW	Tebuconazole	-	0,8 L/ha	IV
AGUILA WG	Metiram	-	400 - 750 g/200 L	III

Tomado de Ramírez y Torres, 2014

Se reconoce en este listado que los fungicidas que usan en mayor proporción contienen dos ingredientes activos (Tabla 4-17), lo que complejiza la posibilidad de establecer posibles riesgos hacia humanos u organismos no blanco en el lago desde una revisión bibliográfica, sin embargo algunas variables fisicoquímicas referidas a la capacidad de bioacumulación (Tabla 4-15, Tabla 4-18) presenta alto riesgo, como es el caso de tebuconazol ya reportado por Mojica y Guerrero en 2009, así mismo estos fungicidas varían en movilidad en el suelo desde inmóviles hasta altamente móviles lo que debe preocupar en la zona donde se utilizan tan rutinariamente ya que pueden escurrir hacia el lago o infiltrar aguas subterráneas.

Tabla 4-18: Bioacumulación y movilidad en suelos Fungicidas más usados en cuenca Lago de Tota, 2014

	INGREDIENTE ACTIVO Categoría Toxicológica (OMS)	Toxicidad ORGANISMOS NO BLANCO 1	BIOACUMULACIÓN Coeficiente partición octanol agua Log K _{ow} ?/ INTERPRETACION	MOVILIDAD EN SUELO	GRUPO
1	Tebuconazole III Ligeramente peligroso	Peces: alta, CL _{50-96h} trucha arco iris 4,4 mg/L; Crustáceos: alta, CE _{50-48h} dáfidos 2,79 mg/L; Algas: alta, CE _{50-72h} <i>Scenedesmus subspicatus</i> 1,96 mg/L, <i>Selenastrum capricornutum</i> 3,80 mg/L;	3,7 MEDIA ALTA	Moderada a baja movilidad	Azol, organoclorado
2	Dimetomorf III Ligeramente peligroso	Toxicidad alta, trucha arco iris, crustáceos: toxicidad mediana. Posible disrupción endocrina	2,68 MEDIA BAJA	Inmóvil	morfolina, organoclorado
3	Metalaxyl III Ligeramente peligroso	Toxicidad ligera, CL _{50-96h} trucha arco iris >100 mg/L; crustáceos: mediana, CE _{50-48h} dáfidos >28 mg/L	1,64 MEDIA BAJA	Alta a moderada	Fenilamidas, acilalanina
4	Mancozeb III ligeramente peligroso	Toxicidad extrema a alta, CL _{50-96h} trucha arco iris 0,073-1,0 mg/l; crustáceos: extrema a alta, CE _{50-48h} dáfidos 0,073-3,8 mg/L.	1,33 MEDIA BAJA	Ligera a moderada	Ditiocarbamato
5	Cimoxanil II Altamente peligroso	Toxicidad mediana, CL _{50-96h} trucha arco iris 61 mg/L; ez sol de branquias azules 29 mg/L; crustáceos: mediana, CE _{50-48h} dáfidos 27 mg/L.	0,67 BAJA	Muy alta a moderada	Cianoacetamida
6	Propineb IV Sin riesgo aguda	Toxicidad extrema, CL _{50-96h} trucha arco iris 0,4 mg/L; crustáceos: alta, CE _{50-48h} dáfidos 4,7 mg/L;	0,26 BAJA		Ditiocarbamato
7	Fosetyl III Ligeramente peligroso	Toxicidad ligera, CL _{50-96h} trucha arco iris 122 mg/L; crustáceos: ligera, CE _{50-48h} dáfidos >100 mg/L	-2.1 BAJA	Alta a moderada	Organofosforado
Fuente	Mojica y Guerrero, 2013	Universidad Nacional de Heredia y Lewis <i>et al.</i> ,2016	Universidad Nacional de Heredia y Lewis <i>et al.</i> ,2016	Universidad Nacional de Heredia y Lewis <i>et al.</i> ,2016	

¹CL_{50-96h} Concentración letal cincuenta a 96 horas, CE_{50-72h} concentración efectiva cincuenta a 72 horas, CL_{50-48h} Concentración letal cincuenta a 48 horas. Los valores más bajos de estos indicadores señalan mayor toxicidad para el organismo evaluado.

Los datos en cursiva indican plaguicidas usados al menos hace cinco años en la zona. Datos en negrilla señalan aquellos que se pueden movilizar del suelo al agua superficial o subterránea.

En el monitoreo químico de plaguicidas en sedimentos (Tabla 4-19) para el 2016 con muestras provenientes de sitios priorizados en algunos afluentes al lago, Espinosa y Barrera, 2016, señala la presencia de DDT y congéneres, aldrín y dieldrín, todos reconocidos COPs¹³⁵, es decir compuestos con potencialidad de bioacumulación en redes tróficas acuáticas y terrestres (Garrison *et al.*, 2014), disruptores endocrinos (Rabitto *et al.*, 2011) y prohibidos en el país desde 1986. Igualmente se vuelve a registrar Clorotalonilo (Tabla 4-19, Tabla 4-20) en concentraciones bajas comparado con el monitoreo de Mojica y Guerrero en 2009, si bien se ha reconocido que los residuos de clorotalonil en suelo persistieron y se detectaron 85 días después de la aplicación y el principal metabolito encontrado en el suelo, el 4-hidroxi-clorotalonil, representó aproximadamente 65% de los residuos detectados (Chaves *et al.*, 2007), los datos de estos compuestos en agua y sedimentos determinados en el Humedal Lago de Tota por Mojica y Guerrero, 2013 indicarían periodos de permanencia mucho más prolongados.

Además aparecen plaguicidas de los usados recientemente lo que señala su persistencia y estabilidad bajo las condiciones ambientales de los suelos de la cuenca (Tabla 4-20). Los sedimentos son la memoria del historial de uso de plaguicidas en la cuenca, y allí pueden liberarlos, o transformarlos hacia otras formas denominadas “metabolitos no relevantes” desde el punto de vista del conocimiento de la toxicología de los ingredientes activos pero de interés en agua potable ya que pueden incluso ser más tóxicas y comprometer las fuentes usadas para potabilización por su capacidad hidrofílica y persistencia. Estas sustancias que pueden ingresar al ciclo del agua y pueden comprometer el agua potable a largo plazo (Dieter, 2010), además de generar efectos adversos para otros seres vivos razón fundamental para monitorear con mayor regularidad.

En los análisis piloto de sedimentos de tributarios del humedal lago de Tota (Tabla 4-19) se encontraron insecticidas cuyo uso está prohibido. En Colombia, aldrin y DDT representaron 34,5 y 24,8% respectivamente del total de ingredientes activos utilizados en producción de plaguicidas en el país en los años setenta (MAVDT, 2007). Más aún, entre 1970 y 2004 se importaron 2.314 Mg de aldrin, 1.773 de endrin y 9.221 de DDT, volúmenes que hacia 1985 disminuyeron por las medidas de prohibición (MAVDT, 2007). Se usaban

¹³⁵ Compuestos Orgánicos persistentes de naturaleza lipofílica y por ende bioacumulables y tóxicos

como insecticidas para plagas de arroz, algodón, cebada, papa y en ganadería (Herrera y Polanco, 1995), aunque no se referencia uso para cebolla larga, debido a sus características fisicoquímicas, los COP pueden transportarse grandes distancias resultando en su distribución global (Klečka *et al.*, 1999).

Tabla 4-19:Plaguicidas sedimentos en afluentes del Lago de Tota, monitoreo 2016

Punto	Resultados	Concentración (mg/kg)	Observación
Quebrada Aguas Blancas (Los Quiches)	DDT y congéneres	0,012	PROHIBIDO Primer registro Desregulador USEPA,2015 Endocrino
Quebrada Los Pozos	Ditiocarbamatos: maneb, mancozeb, metiram, propineb, thiram y ziram	0,17	RECIENTE Uso Encuesta 2009 Uso Encuesta 2014 Primer registro Metabolito como Etilentiourea
	Aldrin y Dieldrin	0,014	PROHIBIDO Primer registro Carcinogénico y Neutoróxico
	Clorotalonilo	0,017	RECIENTE Uso Encuesta 2009 detectado en 2009 Uso encuesta 2013 Desregulador (USEPA,2015, 51) Endocrino
	DDT y congéneres	0,082	PROHIBIDO Primer registro cuenca Desregulador Endocrino
Río Hato Laguna	Ditiocarbamatos maneb, mancozeb, metiram, propineb, thiram y ziram	0,12	RECIENTE Uso Encuesta 2009 Uso Encuesta 2014 Primer registro cuenca Metabolito como Etilentiourea

Tomado de Espinosa y Barrera, 2016.

La zona del humedal lago de Tota tiene tradición agrícola. Antes de la expansión del monocultivo de cebolla larga, se producía también papa (600 ha en áreas de ladera), arveja 90 ha en Tota y Cuítiva, así como trigo 75 ha, cebada 38 ha, zanahoria 10 ha y haba 22 ha en Tota (CONPES, 2014). Esta producción agrícola supone presión por el uso de plaguicidas en la subcuenca, explicaría los hallazgos en sedimentos e implicaría que se acumularon antes del monocultivo de cebolla larga y/o han sido depositados desde otras regiones. Además de los insecticidas descritos previamente, se detectaron en sedimento

fungicidas (Tabla 4 -19) de la familia de ditiocarbamatos. Maneb, mancozeb, metiram. Esta familia tiene como su metabolito la etilentiourea (ETU), que junto con los compuestos parentales son carcinógenos potenciales (grupo B2), en ratones y ratas indujeron tumores hepáticos e hipofisiarios además de efectos tiroideos. Propineb produjo cáncer de tiroides en animales de laboratorio según resultados del Programa Nacional de Toxicología (NTP) (USEPA, 2000). Los metabolitos ETU y PTU, así como los respectivos fungicidas parentales se asocian con hiperplasia tiroidea, disminución de niveles séricos de tiroxina y aumento de los niveles de THS¹³⁶. Estos efectos se atribuyen a la inhibición de la enzima peroxidasa tiroidea (CDC, 2016). La presencia de estos compuestos contrasta con afirmaciones que sostienen que la vida media de estos plaguicidas es corta (Narvaez *et al.*, 2012), y podría postularse que las condiciones ambientales de los suelos del humedal y/o la frecuencia de uso favorecen aspersion reciente al momento del muestreo propiciando su presencia por lo que deberían monitorearse en agricultores y fauna silvestre de la zona.

Espinosa y Barrera, 2016 también realizaron ensayos de toxicidad con *Hydra attenuata* y detectó efectos subletales en el 100% de los elutriados¹³⁷, y en 33% de las muestras de agua, indicando que este organismo de prueba es más sensible que *D. magna* estándar en ensayos de toxicidad acuática que no reportó ningún efecto. Sin embargo, este cladócero en ensayos preliminares de toxicidad crónica muestra mortalidad a largo plazo y eliminación de la reproducción en ensayos de 21 días (Espinosa y Barrera, 2016). Estos primeros datos de toxicidad señalan la necesidad de ampliar el monitoreo de efectos ecológicos en el lago y cuestionar su uso como fuente de potabilización ya que son persistentes y potencialmente bioacumulables en redes tróficas, que incluyen humanos. Se deben ampliar los ensayos de toxicidad a organismos propios de los sedimentos para confirmar la biodisponibilidad de aquellos acumulados en los sedimentos y empezar a monitorear bioacumulación en avifauna y peces en la región (Gerber *et al.*, 2016), a manera de alerta temprana sobre la presencia de agentes tipo COP.

Alerta por nuevos plaguicidas potencialmente usados en la región

¹³⁶ Hormona estimulante de la tiroides

¹³⁷ Elutriados hace referencia a extractos acuosos obtenidos a partir de muestras de sedimento (Pica y Trujillo, 2008)

Según el listado de productos químicos agropecuarios generados por el ICA en mayo de 2015 (ICA, 2015) se extrae la información referente a plaguicidas recomendados para usar en cebolla larga. Dado que Aquitania constituye 40% de la producción nacional es altamente probable que éstas sustancias empiecen a ser usadas en la cuenca en el mediano plazo. Aquí se observa que 71% de los agroquímicos son fungicidas, 23% insecticidas y 4% herbicidas. De los 21 productos listados 50% pertenece a la categoría toxicológica II. A nivel toxicológico es reconocido que el comportamiento de un contaminante va a ser diferente si tiene un solo ingrediente activo. La evaluación de mezclas impone mayor incertidumbre sobre su comportamiento en el ambiente receptor. Se anota que 38% de los potencialmente utilizados en el cultivo de cebolla larga contienen solamente un ingrediente activo y los nuevos productos que equivalen a 62% contienen dos ingredientes activos (Tabla 4-21).

Así se espera alertar sobre los cambios en los productos químicos autorizados para el cultivo de cebolla en Colombia, donde se mantienen algunos de los previamente reportados por los campesinos del sector de las Cintas en el año 2009 (Mojica y Guerrero, 2013) y se incluyen mezclas de algunos contaminantes que si se usan en la región podrían alterar en mayor grado la condición del lago en el mediano plazo.

Se debe reconocer la historicidad de uso de los plaguicidas en la cuenca como elemento orientador de las repercusiones potenciales de estos polutantes en el agua y en el sistema acuático receptor. La suma de elementos de presión señalados en este capítulo sobre el sistema acuático incrementa la vulnerabilidad de este humedal. Su actual estado es producto de la relación negativa entre la población humana y la naturaleza, donde prima el abuso del sistema ecológico, lo que a largo plazo incrementa la incertidumbre sobre pérdida de funciones ecológicas claves para la región (Franco *et al.*, 2013).

Es necesario cuestionar si una fuente abastecedora que podría estar recibiendo polutantes como plaguicidas con reconocidas consecuencias sobre el sistema endocrino, efectos negativos en biota acuática y en humanos, además de contaminantes como excesos de N y P producto de cultivos y con un historial de sobreuso de suelo puede seguir con esas dinámicas de uso o hacer un acuerdo entre los actores de la zona para elegir tener acciones de preservación ecosistémica y protección de la Salud Ambiental.

Tabla 4-20: Información toxicológica de plaguicidas, Quebrada la Cintas (Lago de Tota)

Principio activo/ grupo	Comportamiento en matrices ambientales	Metabolitos	Organismos no blanco	Toxicidad metabolitos
Clorotalonilo Organoclorado	Bajo potencial de lixiviación. Estable en agua Estable a fotólisis Muy persistente a hidrólisis	4-hidroxi-2,5,6-tricloro-isoftalonitrilo persistente, medianamente móvil en suelo y puede lixiviar ácido 3-carbamil-2,4,5-triclorobenzoico Persistente y medianamente móvil.	- Peces. Extrema, CL _{50-96h} Trucha arco iris 0,047 mg/L; - Crustáceos. Extrema, CE _{50-48h} Dáfnidos 0,070 mg/L - Algas. Extrema a alta, CE _{50-72h} <i>Navícula pelliculosa</i> 0,0051 mg/L, <i>Raphidocelis subcapitata</i> 0,21 mg/L; NOEC para algas (150h) <0,1 µg/L.	Medianamente tóxicos de forma aguda para mamíferos, y aves. Para lombrices de tierra de manera aguda y crónica
Difenoconazol Conazol, Organoclorado	Lenta degradación agua y suelo Inmovilidad y bajo potencial de lixiviación del suelo.	1-[2-[2-cloro-4-(4-cloro-fenoxi)-fenil]-2-1H-[1, 2,4] triazol-il]-etanol y el 1, 2,4-triazol El primero es persistente en el suelo, estable a la fotólisis y muy persistente a la hidrólisis en el agua. También es estable en la interfase agua sedimento, tiene bajo potencial de lixiviación y es ligeramente móvil en el suelo. 1, 2,4-triazol es altamente soluble, no persistente, medianamente móvil en el suelo y tiene un potencial moderado de lixiviación. En sistemas acuáticos es estable a la luz, resistente a la hidrólisis y muy persistente en la interfase agua sedimento.	Peces: moderado CL ₅₀ trucha arco iris 1,06 mg/l Crustáceos: moderada, CE _{50-48h} dáfnidos 0,77 mg/L; algas: moderada, CE _{50-72h} <i>Scenedesmus subpicatum</i> 0,032 mg/L	Toxicidad de extrema a aguda para mamíferos, crustáceos, algas y aves; y mediana para peces, crustáceos y lombrices de tierra. Ligeramente tóxico para insectos.

Tabla 4-20: (Continuación)

Principio activo/ grupo	Comportamiento en matrices ambientales	Metabolitos	Organismos no blanco	Toxicidad metabolitos
Malation Organofosforado	Susceptible a la fotólisis y a hidrólisis y no es persistente, con un 81 a un 94% de degradación en varios suelos no estériles en un plazo de diez días. la volatilización no contribuye significativamente a la disipación al ambiente.	Malaoxon, es un organofosforado más potente que el compuesto parental	Peces: extrema, CL_{50-96h} trucha arco iris 0,121 + 0,0734 mg/L (n=42); Crustáceos: extrema, CE_{50-48h} dáfidos 0,001 mg/L; Algas: mediana, CE_{50-72h} <i>Raphidocelis subcapitata</i> 13 mg/L	
Tebuconazol Azol, Organoclorado	Acumulación en el suelo por su alta persistencia	1, 2,4-triazol es altamente soluble, no persistente, medianamente móvil en el suelo y tiene un potencial moderado de lixiviación al agua subterránea. En sistemas acuáticos es estable a la luz y muy resistente a la hidrólisis y muy persistente en la interfase agua sedimento.	Peces: alta, Cl_{50-96h} trucha arco iris 4,4 mg/L; Crustáceos: alta, CE_{50-48h} dáfidos 2,79 mg/L; Algas: alta, CE_{50-72h} <i>Scenedesmus subspicatus</i> 1,96 mg/L, <i>Selenastrum capricornutum</i> 3,80 mg/L; NOEC para algas <0,1 mg/L A largo plazo y en concentraciones bajas provoca efectos negativos en las larvas de peces.	El metabolito 1,2,4-triazol es medianamente tóxico para mamíferos, aves, peces, crustáceos y lombrices y de toxicidad baja para algas

Construido a partir de (consulta Base de datos pesticidas 2015, Universidad Nacional de Heredia Costa Rica, Lewis *et al.*, 2016).

Tabla 4-21: Plaguicidas aprobados para uso en cebolla larga ICA 2015 con usos 2009 y 2014

Plaguicidas	Principio activo	Categoría Toxicológica	Uso específico	Uso 2009	Uso 2013
Avoid 1,8% EC	Abamectina	II	Insecticida		X
Sangotan WP	Oxadixil + mancozeb	III	Fungicida		X
Saat rap 250 EC	Tebuconazol	II	Fungicida	X	X
Powerex 250 EC	Propiconazol	II	Fungicida		X
Pronto WP	Folpet + Cymoxanil	III	Fungicida	X	
Manconex 80 WP	Mancozeb	III	Fungicida	X	X
Impact ® 125 SC	Flutriafol SC	II	Fungicida		
Nativo SC	Trifloxystrobin + Tebuconazol	III	Fungicida	X	
Sphinx 500 SC	Dimethomorph	II	Fungicida		
Soprano 125 SC	Epoxiconazol	II	Fungicida		
Movento OD	Spirotetramat	III	Insecticida		
Quorum 480 WG	Dimethomorph + Clorotalonilo	III	Fungicida	X	
Nilo 300SC	Imidacloprid bifentrina	II	Insecticida		
Azimet®320 SC	Azoxystrobin Tebuconazol	II	Fungicida	X	
Propivac 250 EC	Propiconazol	II	Fungicida	X	
Folpan®80 WP	Folpet	III	Fungicida		
Galigan® 240 EC	Oxyfluorfen	III	Herbicida		
Connect Duo	Imidacloprid + Beta Cyfluthrin	II	Insecticida		
Strong Top® SC	Azoxistrobin Cifenoconazol	III	Fungicida	X	
Mink 300 EC	Tebuconazol Triadimenol	III	Fungicida	X	
Preza	Cyantraniliprole	III	Insecticida		
Fuente	ICA,2015	ICA,2015	ICA,2015	Mojica y Guerrero, 2014	Ramírez y Torres, 2014

En la Tabla 4 -21 se resumen los plaguicidas aprobados para uso en 2015 y se contrastan con aquellos reportados de uso frecuente en encuesta de 2009 y 2014 lo que muestra el uso continuado por lo menos es los últimos seis años por ejemplo de tebuconazole y clorotalonilo reportados como disruptores endocrinos y cuantificados en agua o sedimentos se señalan en negrilla aquellos ya detectados químicamente en agua o sedimentos.

5. Capítulo: Discusión

¿Crisis de Agua en Colombia por desabastecimiento o contaminación?

En forma reiterada diversas autoridades de control han señalado las debilidades en la gestión y prevención de la contaminación del agua en Colombia (CRA, 1997; CGB, 2012; CGR, 2013; Contraloría de Bogotá, 2014). Lejos de mejorar, ésta se ha agravado en el país donde ríos y otros cuerpos de agua siguen siendo los grandes receptores de contaminantes derivados de actividades productivas. Como se había mencionado el territorio nacional es heterogéneo en términos hidrológicos y las cinco áreas hidrográficas del país albergan diferencias sensibles que repercuten en la vulnerabilidad tanto del sistema natural como de la estructura socioeconómica.

La disminución de calidad y disponibilidad del agua en algunas regiones es una situación que se hace más evidente en cuencas de importancia como las de los ríos Magdalena y Cauca, que sostienen alrededor de 70% de la población y donde se desarrollan las principales actividades productivas. Las proyecciones realizadas por el IDEAM, 2015 indican que en un año seco, la población con índice de escasez de agua alto será 23%, medio a alto 7% y medio 17%, lo que supone que cerca de 25 millones de habitantes pueden sufrir desabastecimiento de agua en el corto plazo (CGR, 2008). Es decir, cerca de la mitad de la población podría tener problemas de desabastecimiento que hoy ya se perciben con la influencia del fenómeno del Niño 2016, catalogado como el segundo más fuerte de la historia. Más aún, se predice déficit de lluvias para abril y mayo cercano a 40%, y aumento de temperaturas entre 2°C y 5°C, sobre los promedios históricos (IDEAM, 2016), lo que aumenta la probabilidad de incendios de la cobertura vegetal. En resumen sólo por fenómenos climáticos están comprometiendo seriamente la disponibilidad de agua para la

población en Colombia, esto sin tener en cuenta el impacto deletéreo de la contaminación y polución, fenómenos que se visibilizan y documentan en esta tesis.

Presiones sobre el Agua

Los sistemas acuáticos son los receptores primarios de diversos agentes potencialmente nocivos. El costo económico de la degradación ambiental en Colombia alcanza niveles significativos y se calcula en ~3,7% del PIB (Foro Nacional Ambiental, 2008); se ha reducido la participación del Sistema Nacional Ambiental - SINA en el total del Presupuesto General de la Nación, que pasó de representar 0,52% en 1996 a sólo 0,14% en 2006, indicando que no ha sido prioritario el tema ambiental en los últimos gobiernos. Consistente con esto, el presupuesto nacional ambiental bajó de 0,11% en 1996 al 0,04% en 2006, es decir, hubo una tendencia inversa de estos recursos frente al incremento de las perturbaciones ambientales derivadas del crecimiento económico y de la población (Foro Nacional Ambiental, 2008). Esta desfinanciación del sector ambiental disminuye por ejemplo las inversiones necesarias para los programas de vigilancia y monitoreo de sustancias de interés sanitario lo que acarrearía serios desequilibrios en la Salud Ambiental.

Además, la frecuencia de eventos climatológicos y de contaminación que afectan la continuidad y calidad de los servicios de acueducto y alcantarillado ha aumentado, lo que se traduce en costos de producción de agua potable mayores (SISP¹³⁸, 2008). Exceptuando algunas grandes ciudades del país, los sistemas de acueducto y alcantarillado son vulnerables a riesgos de desabastecimiento, puesto que su diseño, operación y mantenimiento no han sido adaptados para enfrentar eventos generados por exceso o déficit de oferta hídrica, cambio climático o contaminación (SISP, 2008).

Cifras de la ola invernal en 2010-2011 (Cepal, 2012) para el sector agua potable presentó daños por 337.979 millones de pesos, dos tercios de ellos en zonas urbanas (64,5% de las afectaciones del sector). La baja cobertura del servicio en el área rural incide en su baja participación. Los sistemas de agua potable registran mayores averías en la conducción (32,8% de las afectaciones), las captaciones (26,5%) y sistema de acueducto⁴⁹ (22,3%).

¹³⁸ Superintendencia de Servicios Públicos

Por departamentos, Caldas presenta la mayor proporción del valor de los daños (26,5%), le siguen Atlántico (14,7%), Tolima (10,4%), Casanare (6,5%), Norte de Santander (6,3%), Santander (6,2%), Bolívar (4,6%) y Risaralda (4,1%). Los daños al sistema de saneamiento básico comprenden afectaciones a plantas de tratamiento y estaciones de bombeo de aguas residuales, redes de alcantarillado y sistemas de saneamiento en el área rural (canal de conducción de aguas lluvias, redes de alcantarillado y pozos de inspección). El valor total del daño es de 187.203 millones de pesos. Santander es el departamento con mayores afectaciones (48,9%), seguido por Cesar (16,2%) y Tolima (15,6%). El 77% corresponde a la reparación de redes de alcantarillado (Cepal, 2012).

Se ha documentado que la presencia y biodisponibilidad de algunos polutantes se asocia con alteraciones en poblaciones y comunidades biológicas y en funciones que pueden cambiar los servicios ecosistémicos, además de representar un peligro potencial para la salud humana especialmente cuando se dan fenómenos de biomagnificación como es el caso de metilmercurio (Muñoz y Rodríguez, 2013; Alvarez *et al.*, 2012; Marrugo *et al.*, 2010; Marrugo *et al.*, 2007; Olivero-Verbel *et al.*, 2002).

Las descargas de polutantes en Colombia son muchas y muy variadas y asociadas con residuos domésticos (fármacos, hormonas, antibióticos entre otros), procesos industriales, usos agropecuarios, cultivos ilícitos y su procesamiento, explotación y uso de hidrocarburos (Hernández *et al.*, 2015; IDEAM, 2015; Miranda y Restrepo, 2005). Los trabajos referentes a evaluación de polutantes se han enfocado principalmente en detectar concentraciones de metales en diferentes matrices ambientales (Tabla 5-1).

Se tienen mayores registros del norte del país, en zonas de ciénagas que reciben aportes de los ríos San Jorge y Magdalena y que son considerados sitios de alta riqueza en biodiversidad, principalmente de peces. En la ciénaga Grande de Santa Marta se han determinado metales en sedimento, en columna de agua, mangle, peces y macrófitas (Campos, 1990; Gallo, 1994; Hernández, 2001; Troncoso, 2003). Estos compuestos podrían estar movilizándose por estos ecosistemas acuáticos y se resalta el riesgo potencial para los humanos y para la fauna silvestre por consumo de peces contaminados o agua.

Tabla 5-1: Detección de metales en Colombia para el período 1990-2014

Referencia	Matriz	Ubicación
Campos, 1990	BIOTA Bivalvos <i>Crassostrea rhizophorae</i> e <i>Isognomon alatus</i> y peces <i>Gathorops spixii</i> y <i>Ariopsis bonillai</i> (Cd, Zn, Cu)	Ciénaga Grande Santa Martha
Gallo, 1994	BIOTA manglar	Ciénaga Grande Santa Martha Bahía Chenguen
González, 1994	SUELO y hortalizas (Cd, As)	Río Bogotá
Montenegro, 2000	BIOTA Arroz (Cd- As)	Planicie Río Bogotá
Hernández, 2001	BIOTA <i>Mugil incilis</i> (lisa), <i>Eugerres plumeri</i> (mojarra rayada) (Cd, Cu, Zn, As)	Ciénaga Grande Santa Martha
Mancera <i>et al.</i> , 2006	BIOTA Peces (Hg, Cd, Ni, Cu, Zn, Pb)	Revisión peces Colombia
Miranda, <i>et al.</i> , 2008	SUELO y hortalizas (Cd, Pb)	Río Bogotá
Rodríguez <i>et al.</i> , 2009	BIOTA <i>Eremophilus mutisii</i> (Pez capitán) (Pb, Cr , Cd)	Río Bogotá
Rueda <i>et al.</i> , 2011	SUELO	
Alvarez <i>et al.</i> , 2012	BIOTA Músculo hígado peces	Ciénagas Río Magdalena
Franco <i>et al.</i> , 2012	BIOTA <i>Mugil incilis</i> (lisa)	Litoral costero Costa Atlántica
De Miguel <i>et al.</i> , 2014	BIOTA y AIRE (humanos y peces)	12 departamentos meta-análisis

La del Agua potable

La vigilancia de la calidad del agua en Colombia está a cargo de las secretarías de salud que alimentan el Sistema de información para la vigilancia del agua potable (SIVICAP), a partir de la valoración de las características evaluadas con el IRCA. Algunas entidades de control hacen anualmente el informe de calidad de agua potable para el país. En este sentido, la información evidencia deficiencias por número de muestras, ya que se analizaron la mitad de las exigidas por ley, y notificación¹³⁹, que es obligatoria, porque se encontró información de 85%¹⁴⁰ de municipios, se encuentra que 117 no enviaron información en ningún periodo, en particular en los departamentos de Chocó y Tolima (Defensoría, 2007, 2009). Las deficiencias más frecuentemente reportadas fueron en cloro residual, color, pH, turbiedad y parámetros microbiológicos (Defensoría, 2009).

¹³⁹ Para el año 2007 cubrió cerca de 20000 muestras, mientras que para 2013 llegó a casi 50000, lo cual señala avances en este campo. Sin embargo, solamente Arauca, Caldas y el Distrito Capital de Bogotá reportaron vigilancia durante los 12 meses (MSPS, 2014).

¹⁴⁰ Municipios que notificaron en 2007: 902, en 2008: 983 y en 2009 sólo 913 (Defensoría, 2009)

Para Tolima no se encuentran registros en este periodo. Se resalta que esta es una zona de reconocida tradición agrícola por la producción arroceras y consume la mayor proporción de agroquímicos. Bustos, 2012 investigó el destino ambiental de plaguicidas para la región tolimense y registra presencia en muestras de agua de atrazina y su metabolito desetil atrazina, moléculas que alcanzan los cuerpos de agua superficiales (WHO, 1990), junto con los fungicidas carboxín, carbendazim y epoxiconazol, así como del antioxidante BHT¹⁴¹, el cual se usa como aditivo de plásticos y alimentos, y de su producto de degradación, BHT-CHO¹⁴² (Bustos, 2012). En la evaluación de suelos de la misma zona determina presencia de los fungicidas carbendazim, azoxystrobin, epoxiconazol y nitrofenol, este último derivado del paratión (Bustos, 2012). La presencia frecuente de plaguicidas o sus metabolitos en aguas del distrito de riego de UsoSaldaña y en el río Magdalena alerta sobre la calidad de agua de la región.

Tabla 5-2: Calidad del Agua Potable, Colombia año 2013

Municipios	Población	Porcentaje (%)	Categoría IRCA
265	19'433.967	41,2	Sin riesgo
205	13'799.198	29,3	Riesgo bajo
256	6'390.188	13,6	Riesgo medio
303	5'896.911	12,5	Riesgo alto
27	669.593	1,4	Inviabile sanitariamente
66	930.913	2,0	NO reportaron Guainía, Vaupés, Chocó y Guaviare
1122	47'120.770	100,0	

Modificado de MSPS, 2014.

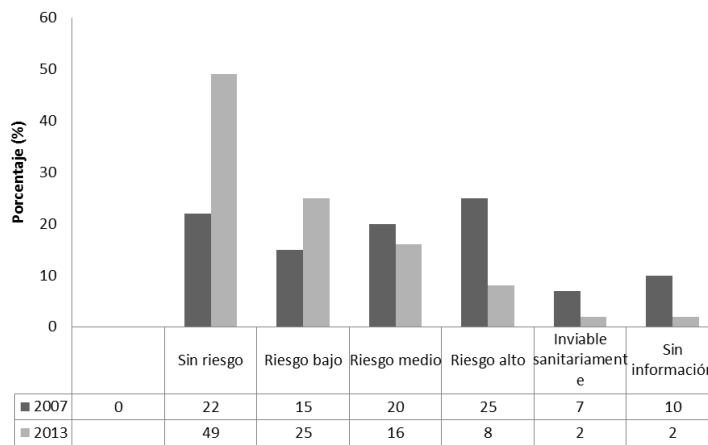
Comparativamente, el Ministerio de Salud en su informe sobre calidad del agua del 2013, que incluyen datos consolidados de vigilancia con el criterio del IRCA para los 1122 municipios del país manifiesta que 71% de la población recibió agua potable sin o de bajo riesgo (Tabla 5 -2), confirma nuevamente que en centros urbanos grandes y medianos del país se suministra agua de buena calidad basado cumplimiento de la norma que se asumen inocuas para la salud (MSPS, 2014).

¹⁴¹3,5-di-tert- butil-4-hidroxi-tolueno

¹⁴²3,5-di-tert-butil-4-hidroxi-benzaldehido

Sin embargo, preocupa que 30% de la población reciba agua de mala calidad y que podría ser mayor si se tiene en cuenta que no hay información de zonas donde habitan alrededor de 1 millón de personas (Tabla 5-2), y se dan actividades de minería, extracción de hidrocarburos y procesamiento de estupefacientes. Los avances en términos de calidad de agua para el país con base en el indicador IRCA entre 2007 y 2013 son presentados (Figura 5-1). Se aprecia que en términos generales hay aumento de la proporción de población que recibe agua con los estándares mínimos exigidos por la normatividad colombiana luego de 6 años de implementada. Si bien la medición del IRCA ha contribuido en mejoras, reducir la valoración de la calidad del agua sólo a las características requeridas para calcular este índice¹⁴³ es más que preocupante. Se siguen observando grandes diferencias entre la calidad del agua suministrada en la zona urbana y la que abastece la rural (MSPS, 2014).

Figura 5-1: Comparación de IRCA, Colombia período 2007-2013



Fuente: Modificado de MSPS, 2014.

Mientras las cabeceras municipales han tenido mejoría hacia niveles de riesgo bajo o sin riesgo, en áreas rurales éste es alto, y el acceso a agua potable y saneamiento básico es diferencial (Profamilia, 2010). Sólo 17 y 22% de viviendas rurales tienen acueducto y

¹⁴³ Color aparente, turbiedad, pH, cloro residual libre, olor y sabor: 22,5% del IRCA; niveles de aluminio, alcalinidad total, dureza total, sulfatos, calcio, cloruros, magnesio, fosfatos, manganeso, molibdeno, zinc, hierro total, nitratos, nitritos, fluoruros y carbono orgánico total), 37,5% del IRCA; características microbiológicas (coliformes totales y *E. coli*) 40% del IRCA (Resolución 2115 de 2007 MPS-MADV, 2007).

alcantarillado respectivamente, frente a 91 y 92%, en zona urbana. Notar que 25% de la población colombiana vive en el campo y no cuenta con saneamiento básico, y habita zonas donde hay uso de plaguicidas, medicamentos veterinarios, explotación minera, entre otros. Estas sustancias pueden entrar al ambiente y percolar a los ecosistemas acuáticos. El concepto injusticia ambiental es coherente con esta situación porque los sectores poblacionales más vulnerables están más expuestos a ambientes altamente degradados (MADS, 2012). Desde la lógica de riesgo cumplir con niveles de potabilidad y disposición de residuos serían la forma de minimizar impactos en salud, pero las presiones en el área rural por acceso a agua y alimento de buena calidad, alcantarillado, y otros son determinaciones estructurales que impactan en salud ambiental.

La evaluación más reciente sobre el grado de implementación de las acciones en vigilancia elaborado por el grupo de Salud Ambiental del Instituto Nacional de Salud en 2014 indica que sólo 10,6% del territorio tiene completamente implementado el sistema de vigilancia del agua para consumo (VCACH), mientras 64,1% lo califican como parcialmente implementado (20 departamentos y 5 ciudades). Señalan además que las poblaciones con menor categoría tienen más dificultades para implementar el sistema, indicando las desigualdades en la vigilancia al agua de consumo para algunos colombianos. Igualmente muestran la ausencia de acciones de universalidad, intersectorialidad, educación y participación social en el sistema de VCACH, evidencian las debilidades de la vigilancia.

Ésta debe actuar en una perspectiva de promoción de la salud y prevención de la enfermedad, superando enfoques de fiscalización del recurso hídrico, para convertirse en una verdadera herramienta promoción de la salud ambiental (INS, 2014).

Uno de los pocos trabajos sobre calidad de agua intradomiciliaria lo presenta Silva *et al.*, 2015 para el sector de Bogotá y Soacha, que evidenció deterioro de la calidad del agua domiciliaria debido a la presencia de sustancias orgánicas en tanques y sobre todo en las redes, presumiblemente por biopelículas o por polímeros orgánicos, así como niveles de aluminio cercanos al máximo aceptable como remanentes de los coagulantes utilizados durante el tratamiento.

La del arsénico (As)

De los asuntos de salud global relacionados con contaminantes geogénicos, el caso del arsénico representa el de mayor intervención por parte de autoridades sanitarias (Jones-Hughes *et al.*, 2011; Nordstrom; 2002, Smith *et al.*, 2002) La presencia de As es uno de los principales retos para asegurar agua potable segura debido a que se ha reportado en acuíferos de 70 países donde 150 millones de personas están en alto riesgo, de ahí que los procesos de optimización de la remoción sea un reto para la ingeniería sanitaria (Abejón y Garea, 2015). Se ha estimado que entre 60 y 100 millones de personas tan solo en India y BanglaDesh están en alto riesgo como resultado de consumir agua subterránea con elevados contenidos de este elemento (Ng *et al.*, 2003). Puede ser fácilmente ingerido si no se trata adecuadamente el agua potable o trasladado del suelo a alimentos de consumo frecuente como el arroz que tiene una alta capacidad de biacumulación de este (Rintala *et al.*, 2014). Esta problemática se replica en México, Argentina, Perú y Chile, donde la magnitud del problema es del mismo orden (Bundschuh *et al.*, 2010). En estos países afecta principalmente población rural y urbana pobre (Abejón y Garea, 2015), constituyéndose en un determinante social.

La estimación de su presencia en aguas colombianas es escasa, González y Vargas, 1997, (revisado por Alonso *et al.*, 2014) reportaron niveles altos de As y otros metales en aguas freáticas de sitios con actividad agrícola de horticultura intensiva en municipios de la Sábana de Bogotá (Tabla 5-3), sugiriendo medidas de control para evitar mayores daños en el suelo de la región. Sarmiento *et al.*, 1999 (revisado por Alonso *et al.*, 2014) en su trabajo en Sibaté (Embalse del Muña), detectaron As en agua usada por habitantes cercanos al embalse Así mismo se encontró en fuentes superficiales en Zipaquirá, Chocontá y el Valle de Ubaté. Estas valoraciones pertenecen a la cuenca del río Bogotá en su mayoría y se señalan en negrita en la Tabla 5-3, probablemente asociadas con descargas de sector industrial.

Tabla 5-3: Presencia de As en agua superficial y subterránea, Colombia

Departamento	Municipio	Intervalo [ug/L]	Muestras (n)
Cundinamarca	Madrid, Cota, Chía, Cajicá, Zipaquirá, Mosquera, Funza, Soacha	14-255	16
	Zipaquirá, Chocontá y Valle de Ubaté	0,03-2,73	95
	Sibaté	32-52	16
Santander	Bucaramanga	3-4	2
	Barrancabermeja, Suratá y Málaga	< 0,03-3,54	56
	California	< 13	1

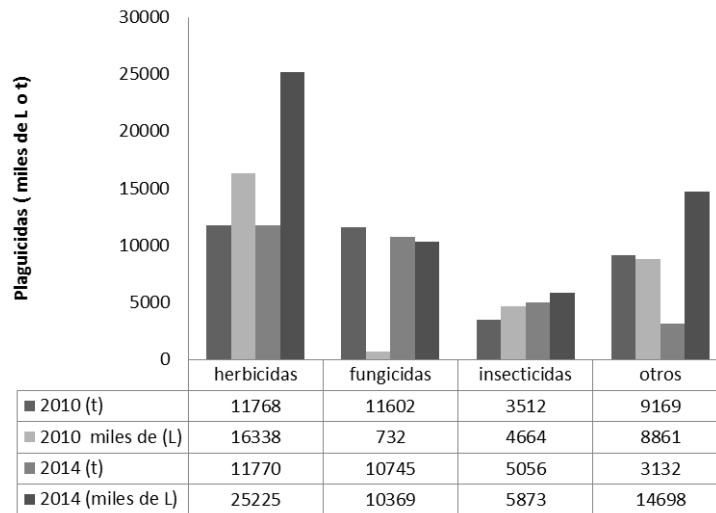
Modificado de Alonso *et al.*, 2014.

En Colombia, la arsenopirita está geológicamente disponible en departamentos con actividad minera como Nariño, Cundinamarca, Valle del Cauca, Antioquia, Bolívar, Caldas sin existir evaluaciones publicadas de niveles de arsénico en rocas, suelo, sedimentos o agua. Preocupa que altos niveles se han encontrado en el Río Marmato en la zona de Caldas, zona aurífera muy reconocida, junto con otros metales como Cu, Cd, Zn y Pb (Tabla 5-7), o en la bahía de Barbacoas al sur de la ciudad de Cartagena que podría ser por vertimientos desde buques, o arrastre de contaminación del puerto de descarga de petróleo en Coveñas, o por arrastre de la contra corriente del Darién que afecta toda la costa Atlántica o por influencia de aguas de la minería de Cerromatoso (mina de ferroníquel más grande del mundo) que ingresan a la bahía (Bundschuh *et al*, 2012).

As es uno de los primeros cancerígenos reconocidos para humanos y animales (Ng *et al.*, 2003). Se asocia con cáncer del tracto urinario (Smith *et al.*, 2002). Se han documentado efectos deletéreos de este metaloide en invertebrados y también peces (Schultz y Joutti, 2007; Eisler, 1988).

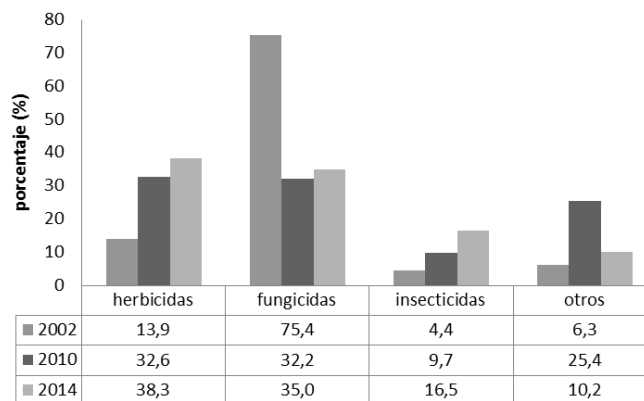
La de los plaguicidas

Figura 5-2: Demanda potencial de plaguicidas, 2010-2014



Fuente: Modificado de Estudio Nacional de Agua (IDEAM, 2015).

Figura 5-3: Se estiman datos sólo de productos sólidos 2002- 2014



Fuente: Modificado de OPS, 2007a e IDEAM, 2015.

Para el periodo 1990-1996 el consumo anual de plaguicidas en Colombia fue inferior a 20.000 toneladas. Éste, aumentó más del doble¹⁴⁴ entre 1998 y 2010, alcanzando un

¹⁴⁴ 48.000 toneladas

máximo de 151.686 en 2000, para regresar entre 2008-2010 a 50.000 toneladas (SIIC, 2013¹⁴⁵). La venta de plaguicidas en 2002 para Colombia fue ~21.000 toneladas (OPS, 2007a) y en 2009 había aumentado 76% (ICA, 2009). Los cálculos indicaban consumo promedio de estos químicos de 16,7 kg por hectárea en Colombia, 3,3 veces menos que Costa Rica (revisado por IDEAM, 2015). Nótese que las disparidades de información son importantes. Así mismo, se ofertaban más de 1.000 plaguicidas preparados o mezclados en aproximadamente 40.000 productos (Auditoría General de la República, 2004 revisado por IDEAM, 2015).

Cifras de la demanda potencial de plaguicidas¹⁴⁶, 2010-2014, calculadas a partir de datos del ICA son presentadas (Figura 5-2; IDEAM, 2015), y contrastadas con las reportadas por OPS para 2002 (Figura 5-3; OPS, 2007a), luego de normalizarlas en porcentaje para hacerlas comparables. Nótese el crecimiento en uso de herbicidas e insecticidas en el periodo, la reducción aparente de fungicidas contrasta con lo presentado para el Lago de Tota (Tabla 4-15, Tabla 4-17, Tabla 4-18). Más aún, se argumenta que las dinámicas de TLC¹⁴⁷ con Estados Unidos flexibilizan el ingreso de agroquímicos al país (León Sicard, 2007).

Los niveles de toxicidad de los plaguicidas usados en el país¹⁴⁸, revelan que 72% están en las categorías de moderada a extremadamente peligrosa (Tabla 5-4), lo que implicaría riesgo ocupacional potencial que podría extenderse a suelo, aire, agua y alimentos (IDEAM, 2015). Los efectos deletéreos potenciales sobre biodiversidad o funciones ecosistémicas como polinización o alteraciones en cuencas usadas para abastecimiento de agua (Zhang *et al.*, 2007), están poco documentados para el país.

¹⁴⁵ Superintendencia de Industria y Comercio, en el análisis sobre el régimen de libertad vigilada vigente entre enero de 2006 y mediados de 2013 sobre plaguicidas revela cifras del Banco Mundial

¹⁴⁶ herbicidas, fungicidas, insecticidas y otros

¹⁴⁷ Tratado de Libre Comercio

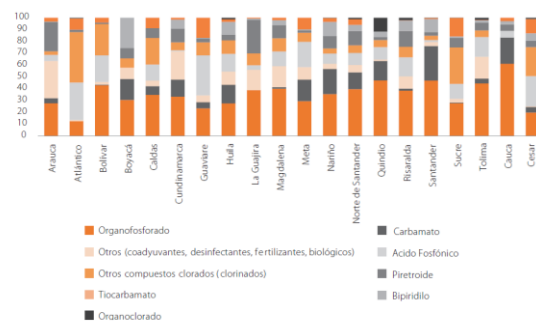
¹⁴⁸ con base en la información del programa Vigilancia Epidemiológica de Organofosforados y Carbamatos (VEO) de Salud Ambiental del Instituto Nacional de Salud (INS) (IDEAM, 2015)

Tabla 5-4: Porcentaje de uso de plaguicidas por categoría toxicológica, Colombia 2012

Sigla	Categoría toxicológica	Porcentaje (%)
Ia	Extremadamente peligroso	1,80
Ib	Altamente peligroso	23,3
II	Moderadamente peligroso	47,6
III	Ligeramente peligroso	13,9
U	Improbable que presente riesgo agudo en uso normal	11,3

Modificado de Estudio Nacional del Agua 2014 (IDEAM, 2015).

Al analizar el patrón de uso de los plaguicidas (Figura 5-4), la aplicación de insecticidas corresponde a 62,2% (IDEAM, 2015). Este grupo de químicos incluye algunos con toxicidad probada como organofosforados y carbamatos. Los primeros representan proporcionalmente el mayor uso (>25%) en 18 de los 20 departamentos analizados, indicando que son un problema de relevancia nacional¹⁴⁹. Los plaguicidas hacen parte del modelo de agricultura de revolución verde, basada en mecanización y optimización de producción con fertilizantes y plaguicidas. No obstante, se ha documentado pérdida de suelo, contaminación de agua, resistencia a “plagas” (Ramírez y Lacasaña, 2001) y otros efectos deletéreos incluyendo intoxicaciones y enfermedades en humanos (Rojas, 2010; Varona *et al.*, 2009). Se presume que alimentos cultivados bajo este esquema están contaminados por residuos (MSPS, 2013; MSPS, 2011; Katz y Winter, 2009; Márquez, 2008; Castro *et al.*, 2004) y además generan contaminación ambiental.

Figura 5-4: Porcentaje de uso de plaguicidas, Colombia 2012.

Fuente: Tomado de Estudio Nacional de Agua (IDEAM, 2015).

¹⁴⁹ Con base en información del programa VEO

La de los micropolutantes

La presencia de productos farmacéuticos o sus residuos, en ambientes acuáticos es asunto de interés entre los denominados micropolutantes o contaminantes emergentes. Estos pueden ser liberados a través del alcantarillado o por disposición de desechos sólidos y son parcialmente removidos por tratamiento biológico convencional. Como resultado, pueden ser detectados en efluentes de plantas de tratamiento de aguas y en masas de agua receptoras, lo que plantea riesgos para la salud que no se tienen aún cuantificados (Corvalan *et al.*, 2005).

Tabla 5-5: Micropolutantes en dos reservorios de agua superficial, Antioquia

Compuesto	Concentración reservorio 1 (ng/l)	Porcentaje muestras positivas (%) n=22	Concentración reservorio 2 (ng/l)	Porcentaje positivas (%) n=29
Benzofenona	2-4	60	4-26	82
Benzofenona 1	4	5	-	-
Benzofenona 2		0	-	-
Benzofenona 3	2-184	95	3-225	58
Benzofenona 4	5	5	-	-
Metilparabeno	27-537	100	17-204	93
Etilparabeno	4-41	68	3-7	100
Butilparabeno	13-55	7	-	-
Propilparabeno	13-57	100	11-160	93

Reservorios ubicados al este y norte del departamento de Antioquia

Modificado de Gracia- Lor *et al.*, 2012.

Productos de cuidado personal como filtros UV, fragancias, repelentes de insectos, excipientes usados en cosméticos, parabenos, suplementos alimenticios, champú, crema de dientes, antisépticos y fármacos se han asociado con ciertos tipos de cáncer, daño reproductivo en humanos y otros animales y resistencia a antibióticos (Pal *et al.*, 2010). En el caso de los filtros UV algunos incluyen benzofenonas, compuestos caracterizados por la presencia de anillos aromáticos, altamente lipofílicos y acumulables en tejido graso. Los estudios sugieren que son persistentes en el ambiente y causan efectos nocivos dado que permanentemente se usan y descargan a cuerpos de agua reportándose en lagos, ríos y reservorios (Gracia Lor *et al.*, 2012; Cabello, 2006).

Aunque los microcontaminantes están aún sin regulación en la vigilancia del agua, es importante tenerlos en cuenta principalmente en cuencas usadas como fuente para agua potable. Por tales razones es indispensable hacer monitoreo de estas sustancias dado que es un tema muy nuevo para el país y viene siendo liderado por el grupo de GDCON¹⁵⁰ de la Universidad de Antioquia. Se resumen hallazgos positivos de 17 productos de uso personal y fármacos para 2011 en dos reservorios antioqueños usados como fuente de potabilización (Tabla 5-5).

Existen otras fuentes de contaminantes a partir de procesos productivos, fabricación de plaguicidas, fármacos, procesamiento de derivados del petróleo, que sintetizan, usan y descargan xenobióticos al ambiente que pueden ser transformados, biodegradados o acumulados, y cuando están biodisponibles tienen efectos tóxicos sobre los componentes bióticos (Schwarzenbach *et al.*, 2006). Estas sustancias químicas presentes en vertimientos que ingresan a corrientes receptoras que son usadas como fuentes para potabilizar, son sin duda problemas al planear el manejo y uso del agua.

La del mercurio (Hg)

A partir de muestras de sedimentos de varios afluentes del río Bogotá se determinaron concentraciones de diferentes metales en donde los niveles de Hg fueron particularmente altos para todos (Tabla 4-3). Así mismo, vertimientos industriales que se analizaron para este metal indicaron que no era detectado luego del tratamiento de aguas residuales (Silva, 2003), pero varios de las pruebas toxicológicas aplicadas mostraron toxicidad de estas muestras incluso luego del tratamiento (Figura 4-6 a 4-8).

El mercurio (Hg) es uno de los contaminantes prioritarios a nivel global debido a que por su alta volatilidad viaja por aire largas distancias y eventualmente se deposita en agua o suelos. Existe en tres formas¹⁵¹ con biodisponibilidad y toxicidad diferentes (Trasande *et al.*, 2005). Una vez en sistemas acuáticos es susceptible de convertirse en metilmercurio

¹⁵⁰ GDCON Grupo de Investigación en Diagnóstico y Control de la Contaminación, Universidad de Antioquia.

¹⁵¹ metálico, en sales inorgánicas o en compuestos orgánicos

(Me-Hg), el cual puede ser directamente bioacumulado por organismos acuáticos y/o biomagnificado a través de redes tróficas. La biometilación corrientemente se entiende como un proceso netamente bacteriano, en el cual formas inorgánicas de Hg son transformadas a Me-Hg, fenómeno que se presenta en sedimentos anóxicos (Español, 2012). Los denominados sitios *hotspots* para la biometilación son cuerpos de agua somera cubiertos de vegetación como humedales, lagos, ciénegas o mangles (Cosio, *et al.*, 2014). Se mencionan las macrófitas, la microbiota de la zona rizosférica y del perifiton en la biotransformación a Me-Hg en humedales señalando que hay otras rutas para este proceso y se asume que en ecosistemas tropicales estaría favorecido por mayores temperaturas constantes en estas latitudes (Guimaraes *et al.*, 2002; Cosio, *et al.*, 2014).

Tabla 5-6: Datos oficiales de importación de Hg para el periodo 2001-2013

Año	Cantidad (toneladas)	Uso	Referencia
2001	57,00	Minería oro	Cordy <i>et al.</i> , 2011
2003	111,08		Min Minas - UPME, 2014
2004	23,17		
2005	72,60		
2006	61,50		PNUMA- MADS 2012
	61,50		Min Minas - UPME, 2014
2007	71,40		PNUMA- MADS 2012
	77,90		Min Minas - UPME, 2014
	130,39	Minería oro	Cordy <i>et al.</i> , 2011
2008	79,00		PNUMA- MADS 2012
	85,50		Min Minas - UPME, 2014
	179,00	Minería oro	(IDEAM) ENA, 2010
2009	130,40		PNUMA- MADS 2012
	350,00	Todas las actividades	MAVDT, 2009 UdeA
	150,40		Min Minas - UPME, 2014
2010	53,90		PNUMA- MADS 2012
	110,90		Min Minas - UPME, 2014
2011	106,60		
2012	102,20		
2013	104,00		

Más aún Me-Hg puede bioacumularse y biomagnificarse a lo largo de redes tróficas y se esperan mayores concentraciones en peces predadores que podrían constituirse en

alimento humano o para fauna silvestre (Pinedo-Hernández *et al.*, 2015, Cristol *et al.*, 2008). La intoxicación en humanos se conoce como enfermedad de Minamata¹⁵².

Colombia es el tercer consumidor mundial de Hg (MADS, 2012). Se presenta como meta para el 2025 estar libre de importación de éste, debido a que el país se adhirió en 2013 al convenio de Minamata¹⁵³ y se comprometió en reducir consumo y hacer manejo responsable de este polutante (UNEP, 2013). Así, se han hecho esfuerzos para minimizar su uso y promover su reutilización (Min Minas-UPME, 2014¹⁵⁴). No obstante, el análisis de la cantidad de Hg importado en el periodo 2001-2013, sugiere aumento que se ha mantenido relativamente estable en el último lustro¹⁵⁵ (Tabla 5 -6). Nótese que los datos, varían dependiendo de la fuente consultada. Las cifras reportadas provienen de fuentes institucionales del sector ambiental, y referidas por importación legal (Tabla 5 -6). Sin embargo, éstas pueden estar subestimadas porque no contabilizan Hg que puede ingresar ilegalmente al país proveniente de Perú y Ecuador (Min Minas-UPME, 2014). La mayor parte de este metal se destina a minería artesanal, una actividad con bajos niveles de tecnificación (Pinedo-Hernández *et al.*, 2015). Esta y otras actividades que utilizan y consumen Hg, acorde con cifras de 2009 (MAVDT, 2009 UdeA), son:

- Producción primaria de metales, 194,97 toneladas/año
- Producción de químicos, 97,60 toneladas /año
- Disposición de residuos y tratamiento de aguas residuales, 57,81 toneladas /año
- Uso y disposición de productos con contenido de Hg (termómetros, interruptores eléctricos, fuentes de luz, pilas), 1 tonelada/año

¹⁵² Cursa con daños neurológicos como ataxia, tremor, parestesias, parálisis cerebral, disminución de visual y auditiva, y alteraciones cardiovasculares, entre otros. Estas manifestaciones pueden aparecer en niños de madres que han estado expuestas a metilmercurio, particularmente durante la última etapa de la gestación, implicando capacidad teratogénica, (Español, 2012)

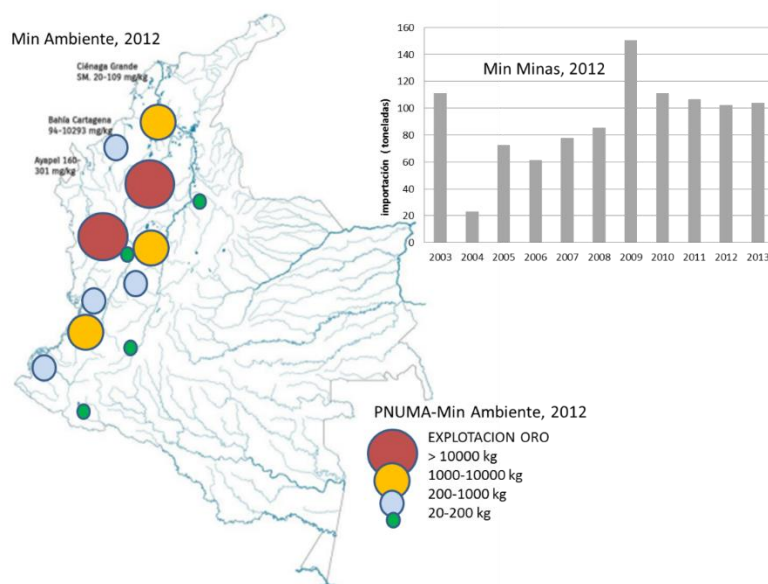
¹⁵³ Convenio jurídicamente vinculante para control de emisiones y liberación de Hg (UNEP, 2013).

¹⁵⁴ en minería artesanal, consultorios odontológicos, reconversión tecnológica, el plan post-consumo de lámparas y bombilla o el manejo de residuos para minimizar su descarga ambiental (Min Minas-UPME, 2014).

¹⁵⁵ 118,84 toneladas: promedio de importaciones legales de los últimos cinco años (Min Minas-UPME 2014).

La estimación de carga de este elemento para 2012 señala que 179¹⁵⁶ municipios en 15 departamentos vertieron 205 toneladas a suelo y agua, de las cuales 27,5% corresponden al uso para beneficio de plata y 72,5% de oro (IDEAM, 2015). La mayor producción de estos metales preciosos se dio en Antioquia, Chocó, Bolívar, Caldas, y el mayor uso de Hg por beneficio de oro se encontró en Bolívar (304 toneladas) (MADS, 2012). Este metal se moviliza en aguas y sedimentos de la zona de explotación, o transporta por vía acuática, o dispersa a partir del disponible en aire hacia otros lugares y por precipitación húmeda llega a ecosistemas acuáticos alejados. Además, su comportamiento depende de condiciones locales como la presencia de materia orgánica o cantidad y disponibilidad de sulfuros a los que se puede ligar (Pinedo-Hernández *et al.*, 2015), condiciones de temperatura y otros factores bióticos como la presencia de macrófitas, perifiton y abióticos que pueden transformarlo hacia formas bioacumulables (Cosio, *et al.*, 2014; Guimaraes *et al.*, 2002).

Figura 5-5: Red hídrica del país y explotación de oro.



Los círculos ubican los departamentos con explotación de oro; se señala en escala de colores los Kg de explotación por minería artesanal, según la escala referida. Contrasta las toneladas de Hg que se han importado en el periodo 2003-2013.

¹⁵⁶ Anexo A municipios con mayor explotación de oro.

En la Figura 5-5 se analizan en conjunto datos oficiales de importación de Hg en los últimos 10 años (Min Minas, 2012), Kg de oro explotados (PNUMA-MADS, 2012), que se grafican sobre el mapa del diagnóstico de salud ambiental (MADS, 2012), que muestra la red hidrográfica e indica las concentraciones halladas de este metal en sedimentos en algunos cuerpos de agua del norte del país. Las esferas de colores dan una idea del volumen explotado localmente que varía de 20 a 10000 kg/año. La actividad minera está centrada principalmente en Antioquia y Chocó (círculos rojos). Nótese como esta actividad se concentra sobre las dos cuencas más importantes del país. Las subzonas con mayor afectación asociadas al beneficio de oro son las correspondientes a vertimientos directos al Magdalena (Brazo Morales), bajo Nechí, Sucio, directos al Bajo Nechí, ríos Taraza, Man, Quito, Cajón, Tamaná y otros directos al San Juan (IDEAM, 2015).

Los vertimientos de Hg al ambiente por minería se concentran en la región occidental y norte del país (IDEAM, 2015), donde se encuentran ecosistemas de enorme biodiversidad como Chocó y los cuerpos cenagosos y lagunares del Caribe colombiano como la zona de la Mojana, numerosas ciénagas de los ríos San Jorge, Cauca y Magdalena, zonas *hotspot* del planeta y de riqueza biológica aún en evaluación. Esta información gráfica es valiosa porque ubica los sitios de intervención ambiental prioritaria en trabajos de salud ambiental.

Datos de la red del IDEAM indican niveles altos de Hg y otros metales en sedimentos de varios ríos colombianos¹⁵⁷ (Tabla 5-6), y la medida en 2013 supera el percentil 85 con respecto al conjunto de datos históricos periodo 2007 – 2013. Los mayores contenidos de Hg corresponden a zonas de explotación aurífera, como Marmato que es uno de los sitios con actividad minera de más larga data, nótese que presenta también cifras altas para Cd y Pb (Tabla 5-6; IDEAM, 2015). Estos valores en sedimentos, sin embargo están por debajo de los reportados por Marrugo *et al*, 2012 para la ciénaga de Ayapel (0,16 y 0,30 mg/kg). Se resalta que sedimentos de las cuencas alta y baja del río Bogotá tienen acumulados de los metales Cr, Cu y Pb que pueden atribuirse la actividad industrial de la zona (Capítulo 3). También se detectaron valores atípicos para Hg (Rodríguez, 2010), en todos los puntos

¹⁵⁷ Análisis de metales en sedimentos de ríos monitoreados por el IDEAM (2015), muestras de sedimentos n=169 Cd, n=180 Cr y Pb, n=104 Hg)

muestreados para la red de monitoreo de Bogotá (Tabla 4-2), que se explican por la presencia de una planta de cloro álcali en la cuenta alta del río.

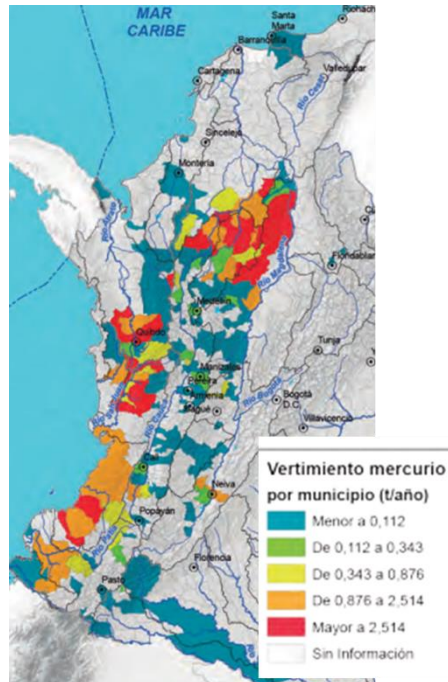
Tabla 5-7: Ríos colombianos que superan los niveles históricos de metales en sedimentos, periodo 2007-2013

Mercurio *Hg >= 0,22 mg/kg	Cadmio *Cd >= 2,87 mg/kg	Cromo *Cr >= 12,25mg/kg	Plomo *Pb >= 12,3 mg/kg.
Río Marmato en municipio de Marmato (Caldas)	Río Marmato en Marmato	Río Bogotá en Villapinzón y Tocancipá	Río Marmato en Marmato
Río Nechí en Nechí	Río Negro en el municipio de Puerto Salgar	Río Bugalagrande en Bugalagrande	Río Bogotá en el Colegio y Tocaima
Río Magdalena en Calamar	El río Bogotá en Tocaima	Río Tuluá en Tuluá	En el río Cauca en Cali, la Pintada, Popayán, Achi y Pinillos
Río Guachal en Palmira	El río Carare en Puerto Araujo	Río Cali en Cali	Río Nechi en Nechí, en Man Cauca
Río Coello en Coello		Río Cauca en la Virginia, Marcella, la Victoria, Cali, Morales y Buenos Aires	San Andrés en San Andrés (Antioquia)
En el río Cauca en los municipios de Cali, Popayán y Morales.		Río Tonusco en Santa Fe de Antioquia, río Man en Cauca	ríos Pasto en Pasto, Suaza en Garzón
		El San Jorge en Ayapel	río Amazonas en Leticia

(*) Supera percentil 85

Modificado de IDEAM 2015.

Si se cruza la información de explotación de oro (Figura 5-5), estimaciones de vertimientos de Hg (Figura 5-6), y cantidades importadas, al menos en la última década (Tabla 5-7), nuevamente el patrón indica que las dos cuencas más importantes del país reciben descargas no cuantificadas de Hg y de otros polutantes. Buena parte de esas aguas son utilizadas para consumo humano o las poblaciones ribereñas se alimentan de peces de esos ecosistemas. Dada la alta transformación y movilidad de este elemento en ecosistemas acuáticos, sus procesos de bioacumulación y biomagnificación, los esquemas de vigilancia de agua potable, inocuidad alimentaria y salud ambiental deberían estar alerta. No obstante, para implicar la movilidad de Hg en la cadena trófica es necesario medir su concentración en seres vivos.

Figura 5-6: Estimados de vertimientos de Hg, año 2012

Fuente: Tomado del Estudio Nacional del agua (IDEAM, 2015).

Valoraciones epidemiológicas de contaminación ambiental y exposición humana indican hasta 2011, 450 casos de intoxicación por Hg en el país (Muñoz y Domínguez, 2013). En su mayor proporción, corresponden a exposición a compuestos elementales o inorgánicos; el mayor porcentaje de intoxicaciones son de tipo ocupacional, mineros o canteros, siendo la vía de exposición más frecuente la respiratoria. Los departamentos más afectados fueron Antioquia, Bogotá, Bolívar y Risaralda. Desde la salud pública convencional hay avances en relacionar el uso, y exposición ocupacional a este metal en algunas zonas auríferas (MADS, 2012).

Para las afectaciones a la biota silvestre solo se tienen datos puntuales y no se cuenta con datos consolidados de seguimiento a largo plazo a pesar que se estima que 40% del Hg usado pasa a agua y suelo y 60 % a la atmósfera (IDEAM, 2015). A pesar de esto, se encuentran reportes de la presencia de este elemento en ecosistemas acuáticos colombianos (Tabla 5-8), algunos de gran riqueza en biodiversidad como los cuerpos

cenagosos de la parte norte del país y receptora de las descargas de zonas mineras (Pinedo *et al.*, 2015; Marrugo *et al.*, 2010), en peces de los ríos Magdalena y Nechí y el embalse la Miel (Alvarez *et al.*, 2012).

Tabla 5-8: Detección de Hg diferentes matrices ambientales de Colombia

Referencia	Matriz	Ubicación
Olivero- Verbel <i>et al.</i> , 1998	Peces	
Olivero -Verbel <i>et al.</i> , 2002	Cabello, macrófitas, peces-ambiente	Caimito San Jorge
Marrugo <i>et al.</i> , 2007	Peces	Ciénaga Ayapel Córdoba
Olivero-Verbel <i>et al.</i> , 2008	Ostras	Costa Atlántica
Olivero-Verbel <i>et al.</i> , 2009	Peces	Bahía de Cartagena
Marrugo <i>et al.</i> , 2010	Ciénagas	Ciénaga Ayapel, Región de la Mojana
Alvarez <i>et al.</i> , 2012	Metales músculo, hígado, peces	Ciénagas Río Magdalena
Muñoz y Rodríguez, 2013	Intoxicación Hg	Nacional
Pinedo-Hernández <i>et al.</i> , 2015	Especiación Hg sedimentos	La Mojana Sur de Bolívar

Los estudios en general concluyen lo ya conocido para bioacumulación de Hg con la ventaja de tener información con peces nativos de ríos, humedales y ciénagas que son fuente proteica humana y de fauna silvestre. Se puede interpretar esta información como un avance en ecotoxicología de este elemento, aún incipiente y necesaria de fortalecer en el corto plazo.

El instituto Von Humboldt en su informe sobre Biodiversidad 2015 (IAVH, 2016) señala que la extinción de peces de agua dulce está dada por fuertes amenazas como sobreexplotación pesquera, contaminación por vertimientos y minería, deforestación, desecación de humedales, fragmentación del hábitat como consecuencia de la construcción de represas e invasiones biológicas. En suma, la tasa de producción de conocimiento sobre peces de agua dulce del país y su conservación es muy baja frente a la tasa de degradación de los ecosistemas.

Diagnóstico de las presiones por Hg sobre los ecosistemas acuáticos en el país

- Las condiciones físicas y químicas de los ambientes acuáticos muestreados permitirían bioacumulación y biomagnificación de este elemento.
- Las interacciones entre sedimento, agua y macrófitas favorece que el metal depositado quede biodisponible y se dé biomagnificación entre especies animales.
- Se registran mayores concentraciones de Hg en peces con hábitos carnívoros
- Los peces más grandes y de hábitos carnívoros bioacumulan más Hg
- Hay concentraciones >de Hg en peces capturados de zonas con influencia minera
- Se aprecia aumento en la concentración de Hg en las cuencas monitoreadas
- Datos para ciénagas y cuerpos lagunares del norte del país con influencia del río Magdalena, San Jorge, Nechí y embalse la Miel, alertan sobre la necesidad de hacer más estudios sobre riesgos en salud ya que los contenidos de Hg en peces evaluados superaron las normas de seguridad sugerida por OMS
- Las especies monitoreadas han sido: *Caquetaia kraussii* (carnívoro) , *Curimata mivartii* (no carnívoro), *Cyphocharax magdalenae* (béntico omnívoro), *Prochilodus magdalenae* (béntico omnívoro), *Triportheus magdalenae* (bentónico), *Sorubim cuspicaudus* (piscívoro), *Pseudoplatystoma magdaleniatum* (piscívoro), *Pimelodus spp* (bentónico), *Leporinus muyscorum* (bentónico)
- Dadas las condiciones sociales y la demanda de proteína es factible la incorporación de Hg a través de la dieta lo que aumenta los riesgos asociados en poblaciones humanas.

El análisis propuesto sugiere monitoreo deficiente de Hg y preocupa que tantos municipios descarguen y/o emitan este elemento. Las estrategias de control de contaminantes relacionadas con seguimiento de vertimientos difícilmente aplicarían en los escenarios descritos, donde la explotación aurífera que se hace en buena parte es ilegal. No obstante, resulta paradójico que en ninguno de los documentos revisados sobre calidad de agua potable se mencione Hg, y su seguimiento para 109 muestras (IDEAM, 2015) es insuficiente para monitorear casi un tercio del territorio que está afectado por el uso de toneladas anuales de este persistente metal. A nivel ecológico, este metal puede conducir a alteraciones y la presión por su presencia en ecosistemas acuáticos impone estados de resiliencia negativa.

En esta discusión y en los capítulos anteriores se hace un perfil del estado de contaminación acuática que puede tener el país fomentada por las actividades altamente contaminantes asociadas al modelo económico neoliberal que favorece el daño ambiental, el uso de sistemas acuáticos como receptores de descargas variadas, el incumplimiento de las normatividades ambientales referido a vertimientos y junto con la débil capacidad de gestión conduce a escenarios de daño ecológicos irreversibles como los sugeridos en el caso de río Bogotá, los incipientes elaborados para el Lago de Tota, y algunos documentados por el uso de mercurio en las ciénagas del norte del país y de agroquímicos en sectores agrícolas.

Es necesario aclarar que en este documento no se tuvieron en cuenta afectaciones a aguas marinas o estuarinas producto de la actividad de explotación de hidrocarburos, minería de carbón y floricultura renglones de importancia económica en el país, ni tampoco las afectaciones dadas por los derrames intencionales y no intencionales de hidrocarburos o por los planes de fumigación aérea para disminución de cultivos ilícitos aplicada por más de una década. Se presentaron ejemplos puntuales donde se rescata los aportes de la ecotoxicología para la preservación de la megabiodiversidad tropical y por conexidad la salud humana en nuestro país.

Las amenazas sobre las descargas de los polutantes aquí compilados señala la necesidad urgente de promover acciones en salud pública orientados a que se socialicen estos hallazgos a los ciudadanos y se promueva la movilización social respecto a la seguridad del agua y de protección del patrimonio ecológico del país. Es tarea de la salud ambiental renovada promover la participación activa de la sociedad civil en la gobernanza del agua, posición en construcción en materia ambiental en el país.

Sobre el río Sambingo, Cauca, Colombia, e I primer Río que desaparece por completo en Colombia

“En las imágenes de sequía del afluente se observa claramente que no sólo el Niño es el responsable. A lo largo de su árido cauce se observan enormes grietas de volcán que no son otra cosa que las zanjas producto de la explotación minera ilegal”.

“Se observó la desaparición de varias especies que se extinguieron debido a esta actividad depredadora alrededor del entable minero. Así mismo, desde el aire se puede apreciar el daño causado a 360 hectáreas de bosque nativo...”¹⁵⁸

¹⁵⁸ Revista Semana, enero 30 de 2016. Tomado de: www.semana.com/nacion/articulo/fenomeno-de-el-nino-se-seca-el-primer-rio-en-colombia/458485

6. Conclusiones y recomendaciones

6.1 Conclusiones

Este documento aporta en la comprensión de las dinámicas negativas de polución ambiental del agua para el país, que puede verse más deficitaria en escenarios de baja disponibilidad producto de la variabilidad climática. Se señala las raíces de la polución, donde a pesar de la presentación de políticas de protección y manejo del agua, se interpreta que los sistemas acuáticos son la despensa del agua y los receptores posterior de descargas de diversa índole sin calcular las pérdidas en identidad de los sistemas acuáticos y las repercusiones para la salud de los humanos que son beneficiarios de este patrimonio natural y sus subproductos alimenticios. Durante las últimas décadas se ha dado un incremento de los conflictos ambientales en Colombia, muchos de los cuales tienen como elemento transversal de afectación de servicios y bienes ecosistémicos, principalmente agua y alimento.

Se hace una radiografía del desconocimiento sobre las alteraciones ecológicas que se presentan en los sistemas acuáticos y en conexidad la salud humana por la descarga permanente de toneladas de reconocidos tóxicos. Se explicita que la visión institucionalizada de la calidad del agua se centra en el monitoreo de descargas puntuales en las grandes ciudades y se tiene poco o ningún control sobre descargas difusas como las evidenciadas en el uso de mercurio y plaguicidas en zona netamente rurales o de baja densidad poblacional. La vigilancia de la calidad del agua potable se centra en población urbana y deja con menor seguimiento a la población rural, lo cual refleja condiciones de inequidad.

La salud ambiental “institucionalizada” en Colombia busca reducir la complejidad de interrelaciones físicas, químicas y bióticas que se dan en una cuenca en un número que valora la calidad del agua potable (IRCA). Aunque es un mecanismo pragmático, es insuficiente para reconocer alteraciones de la función ecológica de los ecosistemas acuáticos a mediano o largo plazo. La implementación de la vigilancia según conclusiones del grupo de Salud Ambiental del INS en 2014 indica que tan sólo el 10,6% del territorio tiene completamente y el 64,5% parcialmente implementado el sistema de vigilancia del agua para consumo, lo que señala las limitaciones institucionales fuertes que se tienen respecto a la inocuidad del agua que toman los colombianos, y si a esto se le suma la débil gestión ambiental territorial al menos la referida a monitoreo de fuentes puntuales y difusas de polución aquí descrita, la pregunta obvia es qué alteraciones en la salud no documentados pueden presentarse en la población humana consumidora de agua y productos hidrobiológicos?.Igualmente la apuesta por conservar la megadiversidad del país contrasta con los modos de producción y consumo de polutantes, aquí reseñados y preocupa el escaso seguimiento a las cuencas abastecedoras de agua potable como se ejemplificó en el río Bogotá y el lago de Tota.

Este trabajo partió de la pregunta ¿Cómo afecta los vertimientos tóxicos la calidad del agua dulce superficial en la cuenca del río Bogotá y el lago de Tota y qué implicaciones tendría en la Salud Ambiental? Basándose en resultados de pruebas toxicológicas se re-analiza el aporte del grupo de investigación GIBCA para la evaluación de calidad de aguas residuales y residuos peligrosos. Al confrontar la lógica que orientó este trabajo y la normatividad colombiana, se abrió espacio para una reflexión que supere la concepción de cuidado del agua al servicio humano y se amplió al del cuidado del agua para la vida incluyente de los ecosistemas acuáticos y coherentes con Salud Ambiental.

Se resalta, el aporte de las pruebas de toxicidad en la valoración integral de la calidad del agua y la necesidad de aplicar baterías de ensayo multitróficas dadas su versatilidad y sensibilidad a polutantes. Además de la necesidad de establecer estrategias de investigación en ecotoxicología con especies nativas dado el desconocimiento en el área y que podría diagnosticar afectaciones ecológicas a gran escala y protegería la salud humana como estrategia de la renovada Salud Ambiental.

La discusión aporta nuevos datos sobre las grandes diferencias entre la calidad del agua suministrada en la zona urbana y la que abastece la rural en Colombia. Se presentan datos actualizados sobre el caso del arsénico, que es uno de los primeros cancerígenos reconocidos para humanos y animales. También de mercurio, y ofrece cifras de la demanda potencial de plaguicidas, marcando el crecimiento en uso en los últimos años en especial para el lago de Tota. Los niveles de toxicidad de los plaguicidas usados en el país, revelan que 78% están en las categorías de moderada a extremadamente peligrosa, lo que implicaría riesgo ocupacional potencial que podría extenderse a suelo, aire, agua y alimentos.

Es necesario visibilizar las experiencias pioneras en la introducción de herramientas biológicas para hacer seguimiento de efectos tóxicos potenciales en agua y en posibles residuos peligrosos para hacer un manejo técnico científico aprobado. Sin embargo las limitaciones en lo referido a lo técnico va transado por limitaciones de enfoque sobre lo que es la salud ambiental, las decisiones deben ser transversales y con el centro de protección de la biodiversidad como elemento protector de la salud humana.

6.2 Recomendaciones

Dado el complejo escenario ambiental presentado para algunas áreas del país, la tesis avanza en la propuesta de fomentar la valoración integral de la calidad del agua con diagnósticos espacio-temporales sostenidos y con planes de mitigación definidos en el cual el monitoreo químico, biológico y ecotoxicológico propuesto sea herramienta de apoyo.

Se sugiere iniciar acciones seguimiento a las actividades de control de la polución acuática en el país, principalmente en relación a limitación de uso de agentes como los plaguicidas y a medidas locales para disminución de uso con estrategias complementarias como las de agroecología que no han sido suficientemente exploradas en el país

Se propone a la sub cuenca de Lago de Tota como territorio piloto para hacer recambio de prácticas de uso de agroquímicos y de proponer como sitio a diagnosticar en el corto plazo sobre afectaciones por plaguicidas, con el uso conjunto de pruebas de toxicidad incluidas dentro de normatividad específica desde los años 80 (decreto 1594 de 1984 y mantenida

en Decreto 3930 de 2010) y que no ha tenido la regularidad de aplicación por parte de las autoridades ambientales.

Dentro de las estrategias de divulgación de esta tesis se tiene planificado participar la información referida al lago de Tota a las autoridades de la Secretaría Departamental de Salud Boyacá, como soporte para actualizar al mapa de riesgos establecido para el lago, al Consejo Departamental de Plaguicidas, para su análisis y seguimiento, e igualmente buscar la forma que el Consejo Territorial de Salud para Boyacá puede fortalecerse de mano de la academia.

El área de la Salud Ambiental es un campo amplio y compatible con la interdisciplinariedad, de ahí que se requiera mayor capacidad de participación de diversas profesiones en la construcción de apuestas compatibles con la protección de la biodiversidad del país, elemento esencial para el sostenimiento de las poblaciones humanas activas en la recuperación y protección del patrimonio natural ejemplificado en el agua. El reto futuro en SA es definir y priorizar un diagnóstico sobre destino y movilidad de Hg, As, COP's, plaguicidas y otros polutantes, ya que se precisa ampliar la capacidad de seguimiento de éstas y otras sustancias químicas que pueden estar ingresando a las redes tróficas por exposición ambiental, así como conocer, proponer y mejorar las herramientas para evaluar las pérdidas en servicios y bienes ecosistémicos.

A. Anexo: Principales municipios explotación de oro en Colombia

Departamento	Uso de Hg (toneladas) Explotación oro/plata (%)	Municipio
Antioquia	170 42/53	Zaragoza, El Bagre, Nechí, Caucasia, Tarazá, Cáceres y Anorí, Vegachí, Segovia, Remedios, San Roque, Amalfí, Cañas Gordas, Frontino y Buriticá
Chocó	195 37/24	Condoto, Istmina, Unión Panamericana, Tadó, Nóvita, El Cantón de San Pablo, Sití
Bolívar	304 6/	Montecrito, Santa Rosa del Sur, San Martín de Loba, Morales, San Pablo, Barranco de Loba, Simití
Cauca		Timbiquí, López de Micay, Guapi, Santa Rosa, Bolívar, Almaguer, San Sebastián, La Vega, Paez, La Sierra, Silvia, Jambaló, Inza, Suarez, Morales, El Tambo, Balboa, Argelia Rosas, Popayán, Piendamó, Buenos Aires, Santander de Quilichao, El Bordo, El Patía Piamonte
Caldas	3/13	Marmato, Riosucio, Manizales, Supía, Irra, La Dorada, La Victoria, Filadelfia, Samaná
Valle del Cauca		Buenaventura, Dagua, Darién, Jamundí, Bolívar, Santiago de Cali, El Davio, Argelia Genebra, Guacarí, Buga, Tuluá
Tolima		Libano, Fala, Santa Isabel, Fresno Villa Hermosa, Murillo, Chaparral, Planada, Cajamarca, Casablanca, Ibagué, Río Blanco, Roncesvalles, Ataco, Coyaima, Armero, Coello, Lérída, Ortega, San Luis, Mariquita y Valle del San Juan
Nariño		Barbacoas, Roberto Payán, Magui Payán, El Charco, Tumaco y Santa Barbará de Iscuandé, Mallama, Santa Cruz de Guachavéz, Samaniego, La Llanada, Los Andes, Policarpa Cumbitara, Leiva y La Cruz
Córdoba		San José de San Juan, Ayapel, Puerto Libertador, Montelibano

(Continuación Anexo)

Departamento	Uso de Hg (toneladas) Explotación oro/plata (%)	Municipio
Santander		California, Vetas
Risaralda		Quinchía, Mistrató
Putumayo		Puerto Leguizamo, Sibundoy, Mocoa
Huila		La Plata, Iquira, Tesalia, Neiva, Yaguará, Palermo, Rivera, Campo Alegre, Neiva, Villa Vieja

En negrilla aquellos departamentos que exceden los valores anuales reportados de importación de mercurio al año (Tabla

Modificado de PNUMA-MADS, 2012

Bibliografía

ABEJÓN, R. y GAREA, A. A bibliometric analysis of research on arsenic in drinking water during the 1992–2012 period: An outlook to treatment alternatives for arsenic removal. En: Journal of Water Process Engineering, Abril, 2015, vol. 6, p. 105–119.

ABELL, Robin; ALLAN, David y LEHNER, Bernhard. Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. En: Biological Conservation. January, 2007, vol. 134, p.48–63.

ABELLA, Johana y MARTÍNEZ, María. Contribución de un afluente tributario en la eutrofización del Lago de Tota (Boyacá, Colombia). En: Revista Colombiana de Química. Julio-Diciembre, 2012, vol. 41, no.2, p. 243-261.

AFZAL, Brenda. Drinking Water and Women's Health. En: Journal of Midwifery & Women's Health. January/February 2006, vol.51, no. 1, p.12-18.

ÅGERSTRAND, Marlene; BREITHOLTZ, Magnus y RUDÉN, Cristina. Comparison of four different methods for reliability evaluation of Eco toxicity data: a case study of non-standard test data used in environmental risk assessments of pharmaceutical substances. En: Environmental Sciences Europe .May, 2011, vol. 23, p.17.

AGUDELO, Ruth Marina. El agua, recurso estratégico del siglo XXI. En: Revista Facultad Nacional de Salud Pública. 2005. vol. 23, no. 1, p. 91-102.

ALCALDÍA MAYOR DE BOGOTÁ, D.C (AMB), Política Distrital de Salud Ambiental 2011-2023. (Abril de 2011). Bogotá, Colombia. p.201.

ALCALDÍA MAYOR DE BOGOTÁ, D.C (AMB), Secretaría Distrital del Ambiente (SDA), y Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB). (2008). Calidad del Sistema Hídrico de Bogotá. Bogotá, Colombia.

ALONSO, David, *et al.* Environmental occurrence of arsenic in Colombia: A review. En: Environmental Pollution. March, 2014. vol.186, p. 272-281.

ALVAREZ, Santiago, *et al.* Mercury concentrations in muscle and liver tissue of fish from marshes along the Magdalena River, Colombia. En: Bull Environ Contam Toxicology. August, 2012, vol. 89, p. 836–840.

ANDRADE, German. Valoración eco-sistémica de la naturaleza. Hacia una ética emergente en los sistemas socio ecológicos adaptativos. En: Revista Colombiana de Bioética. Universidad El Bosque Bogotá, Colombia. Enero-Junio, 2013, vol. 8, no. 1, p. 166-174.

ARBELI, Ziv and FUENTES, Cilia, L. Microbial degradation of pesticides in tropical soils. Chapter 12. En: Soil Biology and Agriculture in the Tropics. Patrice Dion Editor. Springer. Feb 2010.

ARBOLEDA, Giovanna. Determinación del efecto del cromo hexavalente sobre el crecimiento de *Selenastrum capricornutum*. Trabajo de Grado Biología. Bogotá. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. 2003.

BALBUS, John *et al.* Global Climate Change Implications of Global Climate Change for the assessment and management of human health risks of chemicals in the natural environment. En: Environmental Toxicology and Chemistry, 2013. vol. 32, no. 1, p. 62–78.

BANCO MUNDIAL. 2012. Gestión integral de aguas urbanas. Estudio de Caso Bogotá. Blue water Green Cities. Water Partnership Program (WPP). <http://water.worldbank.org/water/wpp>.

BERTOLETTI, E. Estimativa da carga tóxica de efluentes industriales. En: Revista CETESB de Tecnología y Ambiente, 1999, vol. 4, no. 1, p. 54-61.

BLAISE, Christian, FORGET, Gales y TROTTIER, S. Toxicity screening of aqueous samples using a cost-effective 72-hour exposure *Selenastrum capricornutum* Assay. En: Environmental Toxicology, 2000, vol. 15, no.4, p. 352-359.

BLAISE, Christian. Microbiotesting: an expanding field in aquatic toxicology. En: Ecotoxicology Environ Safe. May-Jun, 1998, vol.40, no. (1-2), p. 115-119.

BOGOTÁ. DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO DEL AMBIENTE (DAMA-ANALQUIM). 2014. Programa de Monitoreo de Afluentes y afluentes en Bogotá. Fase XI. Monitoreo de efluentes de sectores productivos, vertimientos directos a fuentes hídricas superficiales, afluentes del sistema hídrico de la ciudad y pozos de aprovechamiento hídrico subterráneo. 202 p.

BOGOTÁ. DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO DEL AMBIENTE (DAMA-IDEAM). 2002. VI fase de seguimiento efluentes industriales y corrientes superficiales de Bogotá. 91 p.

BOGOTÁ. DEPARTAMENTO ADMINISTRATIVO DEL AMBIENTE (DAMA-IDEAM). Calidad del Recurso Hídrico de Bogotá D.C. 2004. Imprenta Nacional de Colombia, Bogotá, D.C., noviembre de 2004. 91 p.

BOGOTÁ. PROFAMILIA. Encuesta Nacional de Demografía y Salud. Bogotá, Colombia.2010

BOGOTÁ.CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL. Evaluación ambiental y plan de gestión ambiental. Volumen II. Adecuación Hidráulica y Recuperación Ambiental río Bogotá – EA Volumen 1. Estrategia regional Versión Final. Fondo para las Inversiones Ambientales en la cuenca del Río Bogotá FIAB. República de Colombia. 245 p.

BOWERMAN, William *et al.*, A review of factors affecting productivity of bald eagles in the Great Lakes region: implications for recovery. En: Environmental Health Perspectives, May, 1995. vol. 103, no. 4, p. 51-59.

BREILH, Jaime. Las tres 'S' de la determinación de la vida 10 tesis hacia una visión crítica de la determinación social de la vida y la salud. En: NOGUERIA, ROBERTO. Determinação Social da Saúde e Reforma Sanitaria. Coleção Pensar em Saúde; Rio de Janeiro: Cebes, 2010. p.88-125.

BREITHOLTZ, Magnus *et al.*, Review Ten challenges for improved ecotoxicological testing in environmental risk assessment. En: Ecotoxicology and Environmental Safety, 2006, Vol 63, p. 324–335.

BUNDSCHUH, Jochen. *et al.* Emerging mitigation needs and sustainable options for solving the arsenic problems of rural and isolated urban areas in Latin America A critical analysis. En. Water Research. November, 2010, vol. 44, no. 19, p. 5828-5845.

BUSTOS, Marta Cristina. Destino ambiental del glifosato en una zona arroceras del Tolima, Colombia. Tesis Doctorado Ciencias Agropecuarias. Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de Colombia. 2012.

CABELLO, Felipe. Minireview heavy use of prophylactic antibiotics in aquaculture: a growing problem for human and animal health and for the environment. En: Environmental Microbiology. July, 2006. vol. 8, no. 7, p. 1137–1144.

CAIRNS Jr, John. Ecotoxicology and sustainable use of the planet. En: Toxicology and Industrial Health. 2002, vol 18, p. 162-170

CAIRNS, John. Ecotoxicology risk assessment for a changing world. En: Science and Society. 2008, vol, 6, no.2, p.113-122.

CALDERÓN, Rebecca. The Epidemiology of chemical contaminants in drinking water. En: Food and Chemical Toxicology. April, 2000, vol. 38, p. S13-S20.

CALOW, Peter. Blackwell's concise encyclopedia of ecology. Edited by Peter Callow. Blackwell Science Ltd. 1999, 165 p.

CAMARGO, Miller. Nitrogen Transformation Pathways and Removal Mechanisms in Domestic Wastewater Treatment by Maturation Ponds. Thesis *PhD* the University of Leeds. School of Civil Engineering. September, 2008. p. 157.

CAMPOS, Nestor Hernando. La contaminación por metales pesados en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Caribe Colombiano. Caldasia, 1990, vol. 16, no 77, p. 231-244.

CARDOZO, Angélica. *et al.* Holocene paleolimnological reconstruction of a high altitude Colombian tropical lake. En: Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology. December, 2014, vol. 415, p.122-136.

CARDOZO, Angélica. y PITA, Sandra. Estudio de la estructura cualitativa y cuantitativa de la comunidad Fito planctónica del lago de Tota. Sector Lago Chico (Aquitania-Boyacá). Tesis de pregrado: Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja, Colombia. 2004.

CARRIQUIRIBORDE, Pedro y DIAS BAINY, Alfonso Celso. Environmental toxicology and chemistry in Latin America. En: Environmental Toxicology and Chemistry, 2012. 31, No. 5, p. 931–934. SETAC PRESS.

CAS, 2015. Chemical Abstracts Service. Regulated Chemicals. Disponible www.cas.org/content/regulated-chemicals

CASTILLO, Luisa Eugenia; PINNOCK, Margaret y MARTÍNEZ, Eduardo. Evaluation of a battery of toxicity tests for use in the assessment of water quality in a Costa Rican laboratory. En: Environmental Toxicology. August, 2000a, vol.15, no.4, p.312-321.

CASTILLO, Luisa Eugenia; VILA, Irma y NEILD, Ella. Eco toxicity assessment of metals and wastewaters using multitrophic assays. En: Environmental Toxicology. December, 2000b, vol.15, no.5, p.370-375.

CASTRO, Paola *et al.* Residuos de plaguicidas organoclorados en muestras de tomate. En: Revista de Ingeniería. Facultad de ingeniería Universidad de los Andes. Noviembre 2004. no.20.

CATALLO, James. Annual Review Ecotoxicology and wetland ecosystems: current understanding and future. En: Environmental Toxicology and Chemistry, June, 1993, vol. 12, p. 2209-2224.

CENTER FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. Biomonitoring Summary Ethylene thiourea. December 2016. Disponible: https://www.cdc.gov/biomonitoring/ETUPTU_BiomonitoringSummary.html

CEPAL Comisión Económica para América Latina y el Caribe. 2012. Valoración de daños y pérdidas. Ola invernal en Colombia, 2010-2011 Bogotá: Misión BID - Cepal. p.240.

CHAVES, Alicia., SHEA, Damian, COPE, W. GREGOR. Environmental fate of chlorothalonil in a Costa Rican banana plantation. En: Chemosphere. Volume 69, Issue 7, October 2007, Pages 1166-1174

CHAPARRO, Diana Marcela y PEÑALOSA, Mónica. Un Camino al desarrollo territorial: la especialización en la producción de cebolla de Rama "*Allium fistulosum*" en el municipio de Aquitania – Boyacá. 2012. En: Cuadernos Latinoamericanos de Administración » vol. VIII, no. 14, p.69-81.

CHAPARRO, Luis. *et al.* Emisiones al ambiente en Colombia. En: El medio ambiente en Colombia. 1998, p.14.

CHAPMAN, Peter. Determining When Contamination is Pollution—Weight of Evidence Determinations for Sediments and Effluents. En: Environment International. May, 2007, vol.33, no 4, p. 492–501.

CHAPMAN, Peter. Ecotoxicology and pollution. Key issues. En: Marine Pollution Bulletin. April–December, 1995, vol. 31, no. 4–12, p. 167–177.

CHAPMAN, Peter. Indices: attractive delusions. En: Integrated Environmental Assessment and Management. July, 2011, vol 7, No 3, p. 313.

CLAXTON, Larry. 1997. “The Development, Validation and Analysis of Salmonella Mutagenicity Test Methods for Environmental Situations”. En Microscale testing in Aquatic toxicology Advances, Techniques and Practice. Edited by Peter G. Wells, Kenneth Lee and Christian Blaise. CRC Press.

COLOMBIA. CONSEJO NACIONAL DE POLÍTICA ECONÓMICA Y SOCIAL. CONPES. Estrategia para el manejo ambiental del Río Bogotá. República de Colombia. Departamento Nacional de Planeación, Documento No. 3320. Bogotá, diciembre, 2004. p 45.

COLOMBIA. CONSEJO NACIONAL DE POLÍTICA ECONÓMICA Y SOCIAL. CONPES. Lineamientos y estrategias de desarrollo sostenible para los sectores de agua, ambientes y desarrollo territorial. República de Colombia Departamento Nacional de Planeación, Documento No. 3343. Bogotá, marzo, 2005. p. 26.

COLOMBIA. CONSEJO NACIONAL DE POLÍTICA ECONÓMICA Y SOCIAL. CONPES. Lineamientos para la formulación de la política integral de salud ambiental con énfasis en los componentes de calidad de aire, calidad de agua y seguridad química. Departamento Nacional de Planeación. Documento No. 3350. Bogotá, noviembre, 2008. p 53.

COLOMBIA. CONSEJO NACIONAL DE POLÍTICA ECONÓMICA Y SOCIAL. CONPES. Manejo ambiental integral de la cuenca hidrográfica del Lago de Tota. República de Colombia. Departamento Nacional de Planeación. Documento No 3801. Bogotá, Enero 2014.62 p.

COLOMBIA. DEFENSORÍA DEL PUEBLO. Clasificación Municipal de la Provisión de agua en Colombia. Noviembre de 2009.

COLOMBIA. DEFENSORÍA DEL PUEBLO. Tercer Diagnóstico sobre Calidad de Agua para Consumo Humano. Informe defensoría. Octubre 7 de 2007.

COLOMBIA. DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN (DNP), 2011. Boyacá Visión de Desarrollo Territorial Departamental Boyacá Visión 2019: territorio de libertad y prosperidad bicentenario.

COLOMBIA. DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN. Agenda interna para la productividad y la competitividad. Documento regional, Boyacá. Bogotá: Junio, 2007. 55 p.

COLOMBIA. GOBERNACIÓN DE BOYACÁ. Indicadores básicos en Salud Boyacá 2011. 162 p.

COLOMBIA. INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM) Resolución No. 0062 de 2007: Por la cual se adoptan los protocolos de muestreo y análisis de laboratorio para la caracterización fisicoquímica de los residuos o desechos peligrosos en el país, Colombia.

COLOMBIA. INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM) (2010), Listado de Laboratorios Acreditados 9 de marzo de 2010.

COLOMBIA. INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM) (2011), Listado de Laboratorios Acreditados 11 de marzo de 2011.

COLOMBIA. INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM) (2012), Listado de Laboratorios Acreditados 9 de junio de 2012.

COLOMBIA. INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM), Estudio Nacional del Agua 2014. 2015. Bogotá, D. C., 496 páginas.

COLOMBIA. INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. El Niño continúa en su fase de mayor intensidad. Informe de prensa, Bogotá D.C. 13 de enero de 2016. Grupo de Comunicaciones IDEAM. 2016.

COLOMBIA. INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN EN RECURSOS BIOLÓGICOS ALEXANDER VON HUMBOLDT. Impacto de los Libros Rojos (2002-2012) en la conservación de los peces de agua dulce de Colombia. Sánchez-Duarte, Paula y Lasso, Carlos, Ficha 201. En: Biodiversidad 2015. Estados y tendencias de la biodiversidad continental en Colombia. Gómez, M.F., Moreno, L.A., Andrade, G.I. y Rueda, C. (Eds.). 2016. p 21.

COLOMBIA. INSTITUTO NACIONAL DE SALUD. Vigilancia de la calidad del agua para consumo Humano. Evaluación de la implementación de las acciones en Colombia. Documento técnico 2. Serie agua y Salud Ambiental. Bogotá, D.C., Colombia. 2014. 27 p.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE, PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL DESARROLLO.(MADS-PNUMA) Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Colombia ante el Convenio de Diversidad Biológica. Bogotá, D.C., 2014 Colombia. 101 p

COLOMBIA. MINISTERIO DE SALUD Y PROTECCIÓN SOCIAL. (MSPS). Documento del estado actual del sistema de inocuidad de alimentos. Subdirección de Salud Nutricional, Alimentos y Bebidas. (2013)

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL.MAVDT. 2009. Cuantificación de Liberaciones antropogénicas de mercurio en Colombia. Cálculos y cuantificaciones para el año 2009 Versión 1.0. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Universidad de Antioquia Grupo Diagnóstico y Control de la Contaminación – GDCON. 82 p.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (2012a). Política Nacional para la Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos (PNGIBSE), p.135.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE (MADS). Diagnóstico Nacional de Salud Ambiental 2012. Subdirección de Salud Ambiental. Bogotá, D.C., diciembre 10 de 2014.193 p.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE. Resolución 0631 de 2015. Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. (Marzo 17 de 2015). p. 62.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE. Resolución 1207 de 2014. Por la cual se adoptan disposiciones relacionadas con el uso de aguas residuales tratadas. (Julio 25 de 2014). p. 14.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL, 2007. Consolidación del inventario de Contaminantes orgánicos persistentes COP. Subdirección de Desarrollo Sostenible. GEF, Banco Mundial y PNUD Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo. Mayo de 2017. 33 pg.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL (MAVDT) (2005) Decreto 4741: Por el cual se reglamenta parcialmente la prevención y

manejo de los residuos o desechos peligrosos generados en el marco de la gestión integral, Colombia.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. (MAVDT) Política Ambiental para la gestión de residuos o desechos peligrosos. Dirección de Desarrollo Sectorial Sostenible. Diciembre de 2005.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. Decreto 3930 (25, Octubre, 2010). Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9ª de 1979, así como el Cap. II del Título VI -Parte III- Libro II del Decreto-ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos y se dictan otras disposiciones. Diario Oficial. Bogotá D.C., 2010, 29 p.

COLOMBIA. MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. Política Nacional para la gestión Integral del Recurso Hídrico. Viceministerio de Ambiente. Dirección de Ecosistemas. Grupo de Recurso Hídrico. 2010.

COLOMBIA. MINISTERIO DE LA PROTECCIÓN SOCIAL. MINISTERIO DE AMBIENTE, VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. (MPS-MAVDT) Resolución 2115. (22, junio, 2007) Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano. Bogotá: el Ministerio, 2007. 23 p.

COLOMBIA. MINISTERIO DE MINAS Y ENERGÍA UNIDAD DE PLANEACIÓN MINERO ENERGÉTICA. 2014. Estudio de la cadena del mercurio en Colombia con énfasis en la actividad minera de oro tomo 1 contrato interadministrativo GGC no 191 de 2014 Ministerio de Minas y Energía - Unidad de Planeación Minero Energético y Universidad de Córdoba. 287 p.

COLOMBIA. MINISTERIO DE SALUD Y PROTECCIÓN SOCIAL (MSPS). 2014. Informe nacional de la calidad del agua para consumo humano año 2013 con base en el IRCA. Subdirección de Salud Ambiental. Bogotá, D.C. diciembre 10 de 2014. 193 p.

COLOMBIA. MINISTERIO DE SALUD Y PROTECCIÓN SOCIAL. Unidad de Evaluación de Riesgos para la Inocuidad de los Alimentos UERIA Instituto Nacional de Salud INS. 2011. Identificación de riesgos químicos asociados al consumo de leche cruda bovina en Colombia. Bogotá D.C.

COLOMBIA. MINISTERIO DE SALUD. Decreto 1594 de 1984. Usos del agua y residuos líquidos. Diario Oficial No. 36.700, del de junio de 1984 por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9 de 1979, así como el Cap. II del Título VI -Parte III- Libro

II y el Título III de la Parte III -Libro I- del Decreto - Ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos.

COLOMBIA. PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA (PUJ) y Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB). (2004). Informe final del proyecto "Monitoreo y Diagnóstico de la Calidad del Agua del Río Bogotá analizando aspectos biológicos y su impacto en la salud de las comunidades". Bogotá, Colombia.

COLOMBIA. VICEMINISTERIO DE AGUA. 2015. Sector agua y saneamiento básico. Metas gobierno Santos. Disponible <http://www.minvivienda.gov.co/viceministerios/viceministerio-de-agua/programas/saneamiento-y-manejo-de-vertimientos>

COLOMBIA.CONTRALORÍA GENERAL DE LA REPÚBLICA. (CGR) Actuación Especial Evaluación de la Gestión del Lago de Tota. 2013. p.162.

COLOMBIA.CONTRALORÍA GENERAL DE LA REPÚBLICA. (CGR). Estado de los Recursos Naturales y el Ambiente 2007-2008.

COMISIÓN REGULADORA DE AGUA (CRA) - DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN FINANCIERA DE DESARROLLO TERRITORIAL- MINISTERIO DE DESARROLLO ECONÓMICO MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE-SUPERINTENDENCIA DE SERVICIOS PÚBLICOS. Análisis del sector de agua potable y saneamiento en Colombia. Plan Regional de Inversiones en Ambiente y Salud. Serie Análisis No. 11 agosto, 1997. 270 p.

CONSTANZA, Robert. y DALY, Herman E. Natural capital and sustainable development. En: Conserv Biol 1992, vol. 6, p. 37-46.

CONTRALORÍA DE BOGOTÁ D.C. Evaluación del Programa de Saneamiento del Río Bogotá 2008-2013, Plan Anual de Estudios PAE 2014. Dirección de Estudios de Economía y Política Pública. Bogotá, D.C. Diciembre, 2014, p.34.

CONTRALORÍA GENERAL DE BOYACÁ. (CGB) Informe del estado de los recursos naturales y el ambiente en el departamento de Boyacá 2011-2012. "Control fiscal técnico y participativo para Boyacá" elaborado por la dirección operativa de control fiscal de obras civiles y valoración de costos ambientales. p.126.

COPE, Gregory. Chapter 4 Exposure classes, toxicants in air, water, soil, domestic and occupational settings. En: A Textbook of Modern Toxicology, Third Edition, edited by Ernest Hodgson, 2004. p. 33-48.

CORCORAN, J.; WINTER, MJ. y TYLER, C. Review Article Pharmaceuticals in the aquatic environment: A critical review of the evidence for health effects in fish. En: Critical Reviews in Toxicology. April, 2010, vol. 40, no. 4, p. 287–304.

CORDERO, Rubén; RUIZ, Efraín y VARGAS, Edgar. Determinación espacio-temporal de la concentración de fósforo en el Lago de Tota. En: Revista Colombiana de Química. 2005, vol. 34, No. 2, p. 211-218.

CORDY, Paul. *et al.* Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest *per capita* mercury pollution. En: Science of the Total Environment. December, 2011, vol 410-411, p.154–160.

CORPOBOYACÁ. Estudio para la identificación, delimitación, diagnóstico y priorización de ecosistemas estratégicos en jurisdicción de Corpoboyacá. Informe Final, Planificación Ambiental y Cuencas Hidrográficas, Tunja, Colombia; 1998.

CORPOBOYACÁ. Resolución 2727 de 13 septiembre de 2011. Por medio de la cual se establecen las determinantes ambientales para la formulación, revisión o modificación de los planes de ordenamiento territorial municipal en la jurisdicción de CORPOBOYACA y se toman otras determinaciones. 50 p.

CORPOBOYACÁ. Sistemas Productivos, POMCA. Plan de Ordenamiento y Manejo de la Cuenca del Lago de Tota. Pontificia Universidad Javeriana. 2005.

CORTÉS, Andrea. Caracterización fisicoquímica y evaluación de la calidad toxicológica mediante bioensayos de un vertimiento hospitalario. Tesis Maestría Ingeniería Ambiental: Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Ingeniería Civil. Bogotá. 2005.

CORVALÁN, Carlos; HALES, Simon y McMICHAEL, Anthony. Ecosystems and human well-being. Health synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment. World Health Organization, France, 2005. 64 p.

CORVALÁN, Carlos; KJELLSTROM, Tord y SMITH, Kirk. Health, environment and sustainable development: identifying links and indicators to promote action. En: Epidemiology. September, 1999, vol 10, no.5, p. 656-660.

COSIO, Claudia *et al.* Effects of macrophytes on the fate of mercury in aquatic systems. En: Environmental Toxicology and Chemistry. 2014, vol. 33, no. 6, p. 1225–1237.

COSTA RICA. INSTITUTO REGIONAL DE ESTUDIOS DE SUSTANCIAS TÓXICAS (IRET). Información Toxicología base de datos plaguicidas. Universidad Nacional Heredia de Costa Rica 2015.

COSTAN G., *et al.* Potential ecotoxic effects probe (PEEP), A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. En: Environmental Toxicology and Water Quality. May, 1993, vol.8, p.115-140.

CRISTOL, Daniel A. *et al.* The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. En: Science. Abril.2008. vol. 320, p. 335.

CUNDINAMARCA. INSTITUTO DE ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEA-CAR). Capacitación y acompañamiento técnico en producción más limpia al subsector curtiembre en Villa Pinzón y Chocontá (Cundinamarca), Universidad Nacional de Colombia Corporación Autónoma Regional. 2009, 52 p.

DA SILVA, Eduardo Méndez y SOARES, Amadeus. Is there a distinct tropical ecotoxicology? En: Integrated Environmental Assessment and Management. April, 2010, vol 6, no.2, p. 308-317.

DANE-ENA. Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas Encuesta Nacional Agropecuaria 2011. Información Estadísticas de Área cosechada, producción y rendimiento del cultivo de cebolla de rama, según departamento para 22 departamentos. 2011 Cuadro 31.

DAVIS, Jenny, *et al.* When trends intersect: the challenge of protecting freshwater ecosystems under multiple land use and hydrological intensification scenarios. En: Science of the total environment. November, 2015, vol. 534, p. 65–78.

DE MIGUEL, Eduardo *et al.*, Probabilistic meta-analysis of risk from the exposure to Hg in artisanal gold mining communities in Colombia. En: Chemosphere. 2014. No.108. p. 183–189.

DERIBE, Ermias *et al.*, Biomagnification of DDT and its metabolites in four fish species of a tropical lake. En: Ecotoxicology and Environmental Safety. 2013. vol. 95. p. 10–18

DÍAZ BÁEZ, María Consuelo y ESPINOSA RAMÍREZ, Adriana Janneth. Estimación del IETP para diferentes efluentes industriales Cuenca Alta del Río Bogotá (Colombia). En: Memorias 5° Congreso Ibérico y 2° Iberoamericano de Contaminación y Toxicología Ambiental. Problemas Ambientales en un Contexto Iberoamericano. SICTA Sociedad Iberoamericana de Toxicología y Contaminación Ambiental. Porto-Portugal CICTA 2003. 22-24 de septiembre del 2003.

DÍAZ BÁEZ, María Consuelo y ESPINOSA RAMÍREZ, Adriana Janneth. Estimación del IETP para diferentes efluentes industriales en la Cuenca Alta del Río Bogotá (Colombia).

En: VI Congreso SETAC Latinoamérica Salud Ambiental y Humana: una visión holística. 2003b. Buenos Aires, Argentina.

DÍAZ BÁEZ, María Consuelo y ESPINOSA RAMIREZ, Adriana Janneth. Aplicación de una batería de bioensayos para evaluar la toxicidad de tres efluentes industriales. En: Memorias del 1er Congreso de la Asociación Mesoamericana de Eco toxicología y Química Ambiental, A.C. Jiutepec, Morelos, México. Marzo 22-26, 2004.

DÍAZ BÁEZ, María Consuelo y ESPINOSA RAMÍREZ, Adriana Janneth. Informe Final Ejecutivo del Proyecto de Investigación: Evaluación del efecto tóxico del cobre, cromo, níquel y zinc individual y combinada sobre organismos acuáticos de diferentes niveles tróficos Código DIB: 808213. Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola. Sección de Ambiental Facultad de ingeniería Universidad Nacional de Colombia.2006.

DÍAZ BÁEZ, María Consuelo y PÉREZ, Jimmy. Intralaboratory experience with a battery of bioassays: Colombia experience. En: Environmental Toxicology and Water Quality. 2000, vol. 15, no. 4, p. 297-303.

DÍAZ BÁEZ, María Consuelo, ESPINOSA RAMIREZ, Adriana Janneth; Velásquez Carlos y Camacho Luis. Evaluación experimental de la demanda béntica y de la toxicidad en el Río Bogotá. En: Memorias XXVI Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Punta del Este URUGUAY. Noviembre de 2010.

DIAZ BAEZ, María Consuelo, *et al.* Overview of results from the watertox intercalibration and environmental testing phase II. Program: Part 2, Ecotoxicological evaluation of drinking water supplies. En: Environmental Toxicology. 2002, vol.17, fasc.3, p. 241-249

DÍAZ BÁEZ, María Consuelo. Estudio de evaluación de toxicidad relativa de sustancias tóxicas en vertimientos y cuerpos receptores: Proyecto CAR - BID: 298/1994. Santa Fe de Bogotá, D.C: CAR, 1996. Universidad Nacional de Colombia. Instituto de Biotecnología. Corporación Autónoma Regional de Cundinamarca. 180 p.

DÍAZ BÁEZ, María Consuelo; *et al.* Overview of results of the watertox intercalibration and environmental testing Phase II Program: Part 2, Ecotoxicological evaluation of drinking water supplies. En: Environmental Toxicology and Water Quality. 2002, vol.17, no. 3, p. 241-249.

DÍAZ, María Consuelo y DUTKA, Bernard. 2005. Frameworks for the application of toxicity data. Environmental toxicity testing Edited by Clive Thompson, Kiridt Wadhia, AndreasP. Loibner. CRC Press.

DIAZ-BAEZ María Consuelo y ROLDAN, Fabio. Evaluation of the agar plate method for rapid toxicity assessment with some heavy metals and environmental samples. En: Environ Toxicol Water Qual. 1996; vol. 11:259–263

DIETER, Hermann. 2010. The relevance of "non-relevant metabolites" from plant protection products (PPPs) for drinking water: the German view. En: Regulatory Toxicology and Pharmacology. 2010. no.56. p.121-125.

DIETER, Hermann. 2011. Drinking Water toxicology in its regulatory framework. P. 378-411. En: Treatise on Water Science. vol. 3, p. 377–416 Oxford: Academic Press. Elsevier

DÖHRENA, Peer Von. & HAASE, Dagmar. 2015. Review Ecosystem disservices research: A review of the state of the art with a focus on cities. En: Ecological Indicators. 2015. vol. 52 p. 490–497.

DUQUE, Gonzalo., 2017 Manual de geología para ingenieros. Universidad Nacional de Colombia, Manizales. <http://www.bdigital.unal.edu.co/1572/396/manualgeo.pdf>

DUTKA, Bernard. Short-Term Root Elongation Toxicity Bioassay. En: Methods for toxicological analysis of waters, wastewaters and sediments. National Water Research Institute (NWRI). Environment Canada. 1989

EGGEN, Rik I y SUTER, Marc. Analytical chemistry and ecotoxicology-tasks, needs and trends. En: Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A. March, 2007, vol 70, no. 9, p. 724–726.

EISLER, Ronald. Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service .Patuxent Wildlife Research Center. Biological Report 85(1.12) Contaminant Hazard Reviews. January 1988. Report No. 12

EMPRESA DE ACUEDUCTO Y ALCANTARILLADO DE BOGOTÁ (EAAB). Plan Maestro de Acueducto y Alcantarillado. Documento técnico de Soporte. Bogotá, agosto, 2006. 301 p.

ENVIRONMENT CANADA. Biological test method: Reference method for determining lethality of effluents to *Daphnia magna*. 2nd Edition. Method development and Applications Section. Ottawa, Ontario, Report: EPS 1/RM/41. December, 2000.

ESCOBAR, Arturo. La invención del Tercer Mundo. Construcción y deconstrucción del desarrollo. Traducción de Diana Ochoa. Caracas, Venezuela. Fundación Editorial el perro y la rana. 2007, 424 p.

ESPAÑOL, Santiago. 2012. Contaminación con mercurio por la actividad minera. En: Biomédica Revista del Instituto Nacional de Salud. Colombia - Septiembre, 2012. vol. 32, no. 3, p.3

ESPINOSA RAMIREZ, Adriana Janneth y JARRO, Edna Carolina. Determinación del rango de sensibilidad al cromo hexavalente en dos especies de cladóceros bajo condiciones de alimentación controlada. Trabajo de grado Biología. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. 1999. Bogotá.

ESPINOSA RAMIREZ, Adriana Janneth y Barrera, July Andrea. Evaluación toxicológica en aguas y sedimentos en la cuenca del Lago de Tota con *Hydra attenuata* y *Daphnia magna*. En: Memorias Primer Congreso de Toxicología Ambiental. Universidad de los Llanos. Villavicencio.2016.

ESPINOSA RAMIREZ, Adriana Janneth. Evaluación de la actividad mutagénica de efluentes industriales mediante la Prueba de Ames Modificada (*Salmonella typhimurium* cepas TA98 y TA100). Tesis Maestría Microbiología, Posgrado interfacultades en Microbiología Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Bogotá. 2005

EVARISTO, Jaivive; JASECHKO, Scott y MCDONNELL, Jeffrey. Global separation of plant transpiration from groundwater and streamflow. En: Nature, September 2015, vol.525, p. 91–94.

FAJARDO, Ana María. Evaluación de la calidad toxicológica y microbiológica de un abastecimiento de aguas subterráneas utilizado para consumo humano. Tesis Magister Ingeniería Ambiental: Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Ingeniería Civil. Bogotá. 2001

FERNÁNDEZ, Mariana Fátima y OLEA, Nicolás. Disruptores endocrinos, ¿suficiente evidencia para actuar? En: Gaceta Sanitaria. Marzo- abril, 2014. vol.28, no.2, p. 93–95.

FIEDLER Heidelore, *et al.* The need for capacity building and first results for the Stockholm Convention Global Monitoring Plan. En: Trends in Analytical Chemistry, 2013, vol. 46, p. 72-84.

FONSECA, Armando. Aplicación de una batería de bioensayos para determinar la carga tóxica de efluentes industriales textiles. Tesis Maestría Ingeniería Ambiental: Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Ingeniería Civil, Bogotá. 2002

FORGET, G, *et al.* Preliminary data of a single-blind, multicountry trial of six bioassays for water toxicity monitoring. En: Environmental Toxicology. July, 2000, vol.15, no.6, p. 362-369.

Foro Nacional Ambiental. 2008. Mesa De Expertos Quince Años del Sistema Nacional Ambiental (Sina), Evaluación y Perspectivas Síntesis de Conclusiones y Recomendaciones. En: Foro Nacional Ambiental Documento de Políticas Públicas No.28).

FRANCO BARRIOS, Alejandro J. y LEÓN LUNA, Iván M. Bioacumulación de metales traza en *Mugil incilis* (Hancock, 1830); una herramienta útil para el biomonitoreo de la contaminación metálica en el litoral costero del departamento del Atlántico-Colombia. En: Costas. Julio, 2012. vol. 1. no.1.

FRANCO, Álvaro. Tendencias y teorías en salud pública. En:Revista Facultad Nacional Salud Pública Universidad de Antioquia. Julio-diciembre 2006, vol. 24, no. 2, p. 119-130.

FRANCO, Lorena; DELGADO, Juliana y ANDRADE, Germán. Factores de la vulnerabilidad de los humedales alto andinos de Colombia al cambio climático global. En: Cuadernos de Geografía. Revista Colombiana de Geografía, julio-diciembre 2013, vol. 22, no. 2, p. 69-85.

FRANCO, Saúl. 2011. Los verbos esenciales de la salud pública. En: Edmundo Granda Ugalde. La salud y la vida. Varios autores. Pág. 211-233. Organización Panamericana de la Salud. pág. 142 pág. GRANDA, Edmundo. La Salud y la vida. Quito, 2011.vol.3, p. 274.

GALLO, M. Contaminación por metales pesados en áreas de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta y la Bahía de Chengue, Caribe Colombiano. Tesis Magister en Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 1994.

GARCIA, Luis E. Water quality issues in Latin America. En: Water quality management in the Americas. P.1-15.

GARRISON Wayne. Occurrences and fate of DDT principal isomers/metabolites, DDA, and o, p'-DDD enantiomers in fish, sediment and water at a DDT-impacted superfund site. En: Environmental Pollution. 2014. vol. 194 p. 224-234.

GARZÓN MARTINEZ, Claudia. Evaluación de la calidad toxicológica y microbiológica de la fuente de abastecimiento del municipio de Agua de Dios (Cundinamarca). Tesis Magister Ingeniería Ambiental: Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Ingeniería Civil. Bogotá. 2002

GERBER, Ruan, *et al.*, Bioaccumulation and human health risk assessment of DDT and other organochlorine pesticides in an apex aquatic predator from a premier conservation area. En: Science of the Total Environment. 2016. vol. 550. p. 522-533

GERBERSDORF, Sabine. *et al.* Anthropogenic pollutants affect ecosystem services of freshwater sediments: the need for a “triad plus x” approach. En: Journal Soils Sediments. April 2011. DOI 10.1007/s11368-011-0373-0

GERHARDT, Almut. Aquatic behavioral ecotoxicology-prospects and limitations. En: Human and Ecological Risk Assessment. May, 2007, vol.13, no. 3, p. 481–491.

GOLUB, Elena *et al.* Environmental Health Costs in Colombia, The Changes from 2002 to 2010. June 2014. 50 p.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E. Y DE GROOT, R. Revisiones. Capital natural y funciones de los ecosistemas: explorando las bases ecológicas de la economía. En: Ecosistemas septiembre 2007, vol.16, no.3. p 1-14.

GONZÁLEZ ANGARITA, Adriana del Pilar *et al.* Cambios en la estructura de la población de *Boeckella gracilis* (Crustacea, centropagidae) en el plancton del lago de Tota, Boyacá - Colombia. En: Acta Biológica Colombiana. Octubre, 2008, v. 13, no. 2, p. 61-72.

GONZÁLEZ, S. Contaminación por cadmio y arsénico en suelos y hortalizas en un sector de la cuenca del río Bogotá. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Agronomía. Bogotá.1994.

GOPAL, Krishna, *et al.* Review Chlorination byproducts, their toxic dynamics and removal from drinking water. En: Journal of Hazardous Materials. 2007, vol.140, p. 1–6

GOURLAY-FRANCE, C. y TUSSEAU-VUILLEMIN, M. H. Bioavailability of contaminants. En: Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology .J.-F. Ferard, C. Blaise (eds.). 2013. p.181-189. Springer Reference.1222.

GRACIA-LOR, Emma, *et al.* Multi-class determination of personal care products and pharmaceuticals in environmental and wastewater samples by ultra-high performance liquid-chromatography-tandem mass spectrometry. En: Talanta. September, 2012. vol. 99, p.1011–1023.

GRANT, Stanley *et al.* Taking the “Waste” Out of “Wastewater for Human Water Security and Ecosystem Sustainability. En: Science. August, 2012, vol 337, p. 681-686.

GROSSE, Yann *et al.* Carcinogenicity of nitrate, nitrite, and cyanobacterial peptide toxins. En: Lancet Oncol. August, 2006, vol 7, no.8, p.627-628.

GUERRA, Roberta. Ecotoxicological and chemical evaluation of phenolic compounds in industrial effluents. En: Chemosphere. 2001. No. 44. P.1737-1747.

GUIMARAES, Mauro, *et al.*, Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and water – comparative studies with stable and radio-mercury additions. En: Anal Bioanal Chem. 2002. vol. 374, p.:983–989.

GUTIERREZ, José. 2008^a. Cap.1 Rompiendo fronteras disciplinares: señas de identidad y códigos epistemológicos de la investigación ambiental. En: Investigación socio ambiental. Paradigmas aplicados en salud ambiental y educación ambiental. Arturo Curiel Ballesteros Coordinador. Universidad de Guadalajara. Universidad de Guadalajara. Instituto de Medio Ambiente y Comunidades Humanas. Cuerpo Académico de Salud Ambiental y Desarrollo Sustentable. Comisión de Educación y Comunicación. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

GUTIÉRREZ, José. 2008^b. Cap. 5. La investigación ambiental: dilemas y retos contemporáneos desde la complejidad y la articulación de paradigmas En: Investigación socio ambiental. Paradigmas aplicados en salud ambiental y educación ambiental. Arturo Curiel Ballesteros Coordinador. Universidad de Guadalajara. Universidad de Guadalajara. Instituto de Medio Ambiente y Comunidades Humanas. Cuerpo Académico de Salud Ambiental y Desarrollo Sustentable. Comisión de Educación y Comunicación. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza. p. 97-158.

GUZMÁN, Blanca Lizette; NAVA, Gerardo y DÍAZ BEVILACQUA, Paula. Calidad del agua para consumo humano y su asociación con la morbimortalidad en Colombia, 2008-2012. En: Biomédica. Revista del Instituto Nacional de Salud. 2015; vol.35 (Supl.2).p.177-190.

HARRISON, Roy M.; HARRAD, Stuard. y LEAD, Jamie. Chapter 31 Global disposition of contaminants. En: Handbook of ecotoxicology 2nd edition. Edited by David J. Hoffman, Barnett A. Rattner, G. Allen Burton, Jr., John Cairns, Jr. Lewis Publishers.2003.

HERNÁNDEZ, Esnedy. *et al.* Evaluación comparativa de algunas características limnológicas de seis ambientes lenticos de Colombia. En: Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia. Diciembre, 2013, vol. 6, no. 9, p. 216-228.

HERNANDEZ, Félix *et al.*, LC-QTOF MS screening of more than 1,000 licit and illicit drugs and their metabolites in wastewater and surface waters from the area of Bogotá, Colombia. En: Analytical and Bioanalytical Chemistry. May, .2015 DOI 10.1007/s00216-015-8796-x

HERNÁNDEZ, R. Variaciones estacionales de los metales pesados Cd, Cu, Zn y As en la lisa (*Mugil incilis*) y en la mojarra rayada (*Eugerres plumeri*) en la Ciénaga Grande de Santa Marta. Caribe Colombiano. 2001. Tesis de pregrado Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

HJORTH, Karen *et al.* Pesticide residues in fruits and vegetables from South America a Nordic Project. En: Food Control. November, 2011, vol. 22, p.1701-1706.

HOFFMAN, David.J. *et al.* Chapter 1 Introduction. En: Handbook of ecotoxicology 2nd edition. Edited by David J. Hoffman, Barnett A. Rattner, G. Allen Burton, Jr., John Cairns, and Jr. Lewis Publishers. 2003.

HOYOS, A. *et al.* Total suspended particulate (TSP), polychlorinated dibenzodioxin (PCDD) and polychlorinated dibenzofuran (PCDF) emissions from medical waste incinerators in Antioquia, Colombia. En: Chemosphere, 2008, vol. 73, p.S137–S142.

HUÉRFANO, Mayelli. Comparación de la Sensibilidad de *Caenorhabditis elegans* y *Panagrellus redivivus* a cobre, zinc y cadmio. Tesis de Maestría en Microbiología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.2009

IARC, 2015. Compilado compuestos carcinogénicos en las monografías 1 a 112. Julio de 2015.

INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO (ICA). 2009

INSTITUTO COLOMBIANO AGROPECUARIO (ICA). 2015. Listado de Registros nacionales de plaguicidas químicos de uso agrícola. Mayo 5 de 2015.

JONES-HUGHES, Tracey *et al.*, Are interventions to reduce the impact of arsenic contamination of groundwater on human health in developing countries effective? A systematic review protocol. En: Environmental Evidence. 2011, vol. 1, no. 1, p. 1-7.

KALLENBORN, Robert. Total suspended particulate (TSP), polychlorinated dibenzodioxin (PCDD) and polychlorinated dibenzofuran (PCDF) emissions from medical waste incinerators in Antioquia, Colombia. En: Ecotoxicology and Environmental Safety, 2006. no.63, p.100–107.

KATZ, Josh.M. and WINTER, Carl.K. Comparison of pesticide exposure from consumption of domestic and imported fruits and vegetables. En: Food and Chemical Toxicology. 2009, no. 47, p. 335–338.

KLEČKA, Gary M *et al.*, Evaluation of persistence and long-range transport of organic chemicals in the environment: summary of a SETAC Pellston Workshop. Summary of the SETAC Pellston Workshop on Persistence and Long-Range Transport of Organic Chemicals in the Environment; 13-19 July 1998; Fairmont Hot Springs, British Columbia, Canada. Pensacola FL: Society of Environmental Toxicology and Chemistry.

LARSEN Bjorn. Cost of environmental damage: A socio-economic and environmental health risk assessment, Colombia. Final report. Cairo: Ministry of Environment, Housing and Land Development Republic of Colombia; 2004.

LATINOSAN. Saneamiento para el desarrollo ¿Cómo estamos en 21 países de América Latina y el Caribe? Latinosan 2007, Conferencia Latinoamericana de Saneamiento. Compiladores Programa de Agua y Saneamiento para América Latina y el Caribe (WSP-LAC). 2007.

LEFF, Enrique. Educación Ambiental: Perspectivas desde el Conocimiento, la Ciencia, la Ética, la Cultura, la Sociedad y la Sustentabilidad. En: Revista Ideas Ambientales. Pensamiento Ambiental: perspectiva en Latinoamérica. Edición Número 1. Universidad Nacional de Colombia. 2004. Sede Manizales.

LEÓN SICARD, Tomás. Medio ambiente, tecnología y modelos de agricultura en Colombia Hombre y Arcilla. Ideas 8. Instituto de Estudios Ambientales IDEA. Universidad Nacional de Colombia. Ecoe Ediciones Ltda.2007. p. 310.

LEWIS, Kathleen A. *et al.*, An international database for pesticide risk assessments and management. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. 2016. 22(4), 1050–1064. En: doi: 10.1080/10807039.2015.1133242.

LINKE, Simon; NORRIS, R.H. y PRESSEY, Robert L. Irreplaceability of river networks: towards catchment-based conservation planning. En: Journal of Applied Ecology, 2008, vol. 45, p. 1486–1495.

LINKE, Simon; TURAK, Eren. y NEL, Jeane. Freshwater conservation planning: the case for systematic approaches. En: Freshwater Biology. 2011, vol.56, p.6-20.

MACLEOD, Matthew. *et al* .Identifying chemicals that are planetary boundary threats. En: Environ. Sci. Technol. 2014, vol. 48, p. 11057–11063

MALMQVIST, Björn; y RUNDLE, Simon. Threats to the running water ecosystems of the world. En: Environmental Conservation. 2002, vol. 29, no. 2, p. 134–153.

MALTBY, Lorraine. Ecosystem services and the protection, restoration, and management of ecosystems exposed to chemical stressors. En: Environmental Toxicology and Chemistry. May, 2013, vol. 32, no. 5, p.974-983.

MANCERA RODRIGUEZ, Néstor y ALVAREZ LEÓN, R. Estado del conocimiento de las concentraciones de mercurio y otros metales pesados en peces dulceacuícolas de Colombia. En: Acta Biológica Colombiana. 2006, vol., no.11, p. 3-23.

MANUSADZIANAS, Levonas *et al.* Ecotoxicological study of Lithuanian and Estuanian wastewaters: Selection of the bio tests, and correspondence between toxicity and chemical bases-indices. En: Aquatic Toxicology. 2003, vol. 63, p. 27-41.

MÁRQUEZ, Dildo. Residuos químicos en alimentos de origen animal: problemas y desafíos para la inocuidad alimentaria en Colombia. En: Revista Corpoica – Ciencia y Tecnología Agropecuaria. 2008, vol. 9, no.1, p.124-135.

MARRUGO, José.; LANS, Edineldo y BENÍTEZ, Luis. 2007. Hallazgo de mercurio en peces de la ciénaga de Ayapel, Córdoba, Colombia. En: Revista Medicina Veterinaria Zootecnia Córdoba. 2007. vol. 12, no.1, p. 878-886.

MARRUGO-NEGRETE, José., *et al.* Spatial and seasonal mercury distribution in the Ayapel Marsh, Mojana region, Colombia. International En: Journal of Environmental Health Research. December, 2010, vol. 20, no. 6, p.451–459.

MARTÍNEZ, María José., ALDANA, Marta Isabel., GUERRERO Jairo Arturo. Modelación matemática del transporte de oxadixyl en suelos de cultivo de cebolla. *Rev. Ambient. Água.* April-June, 2015, vol. 10, no.2 Taubaté.

MATEO-SAGASTA, Javier *et al.* 2013. Proceedings of the UN-Water project on the Safe Use of Wastewater in Agriculture. Editors: Jens Liebe, Reza Ardakanian. UN-Water Decade Programme on Capacity Development (UNW-DPC). Proceedings Series No. 11. p.82.

MCINNIS, Richard. *Daphnia magna* 48h Static Bioassay Method for acute Toxicity in Environmental Samples. In: Methods for Toxicological Analysis of Waters, Wastewaters and Sediments. National Water Research Institute (NWRI). Environment Canada.1989

MCKINLAY, Rebecca. *et al.* Endocrine disrupting pesticides: Implications for risk assessment. En: Environment International. 2008, vol 34, p.168–183.

MCKONE, Thomas.; KASTENBERG, William y OKRENT, David. The Use of Landscape Chemical Cycles for Indexing the Health Risks of Toxic Elements and Radionuclides. En: Risk Analysis, 1983, vol. 3. no.3.

MEREL, Sylvain; CLÉMENT, Michel y THOMAS, Olivier. Review state of the art on cyanotoxins in water and their behavior towards chlorine. En: Toxicon. Octubre, 2010, vol. 55, p. 677–691.

MERINO, María Claudia.; BONILLA, Sandra Patricia y BAGES, Fernando. Diagnóstico del estado de la Acuicultura en Colombia. Plan Nacional de Desarrollo de la Acuicultura Sostenible en Colombia AUNAP – FAO. Autoridad Nacional de Pesca y Acuicultura –

AUNAP, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación – FAO. Bogotá, Mayo de 2013.

MESA, Claudia *et al.* Chingaza, más que agua para Bogotá. Necesidad de una política pública de turismo de naturaleza para el oriente de Bogotá. Foro Nacional Ambiental Documentos de políticas públicas no. 35. Mayo, 2010. P. 1-12.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends. World Resources Institute, Island Press, Washington, DC. 2005.

MIRANDA, Darío y RESTREPO, Ricardo. Los derrames de petróleo en ecosistemas tropicales - impactos, consecuencias y prevención. La experiencia de Colombia. En: International Oil Spill Conference 2005. p. 571-575.

MIRANDA, Diego, Caranza, Carlos y Gererdh Fischer. Calidad del agua de riego en la Sabana de Bogotá. 2008, Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Agronomía. p.253.

MIRANDA, Diego, *et al.*, Acumulación de metales pesados en suelo y plantas de cuatro cultivos hortícolas, regados con agua del Río Bogotá. En: Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas, 2008, vol. 2, no 2, p. 180-191.

MNIF, Wissem *et al.*, Effect of Endocrine Disruptor Pesticides: A Review. En: International Journal Environmental Research Public Health, 2011, no. 8, p. 2265-2303.

MOJICA, Andrea y GUERRERO, Jairo. Evaluación del movimiento de plaguicidas hacia la Cuenca del Lago de Tota. Colombia. En: Revista Colombiana de Química. Mayo 2013, vol. 42, no.2, p. 236-262.

MONCALEANO, Ángela Margarita y CALVACHI, Byron. Uso de la fauna silvestre del Lago de Tota. Peces, herpetos, aves y mamíferos. En: Ambiente y Desarrollo. Julio-Diciembre de 2009, XIII, no. 25, p.8-99.

MONTENEGRO, Omar. Evaluación de la contaminación por cadmio y arsénico en el sistema de producción de arroz- riego de planicie aluvial baja del río Bogotá. Tesis de Maestría en Ciencias Agrarias. Facultad de Agronomía. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 2000.

MONTGOMERY, Maggie y ELIMELECH, Menachem., Water and sanitation in developing countries: including health in the equation. Millions suffer from preventable illnesses and died every year. En: Environmental Science and Technology. January, 2007, vol. 1, p.17-24.

MORENO, Juliana, LEMUS Mildred y RODRÍGUEZ, Manuel. Evaluación de la acumulación de elementos inorgánicos en los depósitos de la red de distribución de agua potable de la planta Chacón del municipio de Sogamoso Boyacá. Universidad de los Andes. Tesis Magister 2011.

MOSQUERA V, Carmen. Evaluación del proceso de adsorción/desorción del tebuconazol en suelos del cultivo de cebolla larga (*Allium fistulosum L.*) y el impacto de contaminación sobre el Lago de Tota Aquitania – BOYACÁ. Maestría en Ciencias Química. Facultad de Ciencias. Departamento de Química. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C. Tesis Magister 2009.

MULONGOY, Kalemany.J. and GIDDA, Sarat Badu The Value of Nature: Ecological, Economic, Cultural and Social Benefits of Protected Areas. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, 2008, p.30.

MUNICIPIO DE FIRAVITOBÁ, CONCEJO MUNICIPAL. Plan de Salud Territorial periodo constitucional 2008 – 2011. “Juntos haremos grande a Firavitoba”.

MUÑOZ, Ivan *et al.*, Potential chemical and microbiological risks on human health from urban wastewater reuse in agriculture. Case study of wastewater effluents in Spain. En: Journal of Environmental Science and Health Part B .2010. no.45, p. 300–309.

MUÑOZ, María Nathalia y DOMÍNGUEZ, Lady Johana. Vigilancia epidemiológica de la Intoxicación con Mercurio Colombia, 2007 a 2011. En: Informe Quincenal Epidemiológico Nacional (IQEN). IQEN 2013, vol.18, no. 3, p. 43-56.

MURRAY, Kyle, THOMAS, Sheeba M., y BODOUR, Adria. Review prioritizing research for trace pollutants and emerging contaminants in the freshwater environment. En: Environmental Pollution, 2010, vol. 158, p. 3462-3471.

NARVÁEZ VALDERRAMA, John., PALACIO BAENA, Jaime., MOLINA PÉREZ, Francisco. Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su eco toxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. En: Gestión y ambiente. Diciembre, 2012, vol. 15, no. 3, p 27-38.

NEL, Jean L., *et al.* Rivers in peril inside and outside protected areas: a systematic approach to conservation assessment of river ecosystems. En: Diversity and Distributions, 2007, vol13, p.341–352.

NG, JC; WANG, J y SHRAIM, A. A global health problem caused by arsenic from natural sources. En: Chemosphere. 2003, no.52, p.1353–1359.

NIETO, Diana Lorena. Evaluación del efecto de la dieta sobre los ensayos de toxicidad crónica con *Ceriodaphnia dubia*. Tesis de Maestría en Microbiología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. 2009. Bogotá.

NORDSTROM, D. Kirk. Worldwide occurrences of arsenic in ground water. En: Science. June, 2002, vol. 296, p.2143-2144.

NORIEGA, Jorge *et al.*, Estudio preliminar del estado de la microcuenca Los Pozos y su posible efecto en un sector de la laguna de Tota, Boyacá Colombia. En: Revista Tecnología 2010. Vol 9 No.2. p. 145-164. Senderos Ambientales Propuesta de un modelo matemático para calcular la variación de la huella ecológica alimentaria en función del tiempo.

NOYES, P.D.*et al.* Review article the toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. En: Environment International. 2009, vol 35, p. 971–986.

NUGEGODA, Dayanthi and KIBRIA, Golam. Water Quality Guidelines for the Protection of aquatic ecosystems. En: Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology. Jean-Francois Ferard. Christian Blaise Editors. 2013. p. 1177- 1195. Springer Science Business Media Dordrecht.

O'BRIEN, Glennys, JOLLEY, Dianne and MORRISON, Jhon. Evolution of chemical contaminant and toxicology studies, part 2 - case studies of Selenium and Arsenic. En: South. Pac. J. Nat. Sci. 2003, vol. 21, p.6-14.

OECD. Draft Guidance Document on Standardised Test Guidelines for Evaluating Chemicals for Endocrine Disruption (April 2012).

OLIVERO-VERBEL, Jesús, SOLANO B, y ACOSTA I. Total mercury in muscle of fish from two marshes in goldfields, Colombia. En: Bulletin of Environmental Contamination Toxicology. 1998. no.61, p.182-187.

OLIVERO-VERBEL, Jesús; *et al.* Niveles de Mercurio en muestras ambientales y de cabello en Habitantes del sur de Sucre. En: El lado gris de la minería del oro: la contaminación con mercurio en el Norte de Colombia. Universidad de Cartagena. Alpha Impresores Ltda. Jorge E. Matson E. 2002. P.85-94.

OLIVERO-VERBEL, Jesús, CABALLERO Karina y TORRES, Nivis. Assessment of mercury in muscle of fish from Cartagena Bay, a tropical estuary at the north of Colombia. En: International Journal of Environmental Health Research. 2009, vol.19, p. 343–355.

OLIVERO-VERBEL, Jesús. *et al.* Human and crab exposure to mercury in the Caribbean coastal shoreline of Colombia: Impact from an abandoned chlor-alkali plant. En: Environmental International. 2008, no. 34, p. 476–482.

ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS (ONU). Burden of disease in Colombia. Disponible en línea:<http://new.paho.org/col/index.php>. 2004.

ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS (ONU). Objetivos de desarrollo del Milenio. Avances en la sostenibilidad ambiental del desarrollo en América Latina y el Caribe. Enero, 2010. Santiago de Chile, 231p.

ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS. (ONU) Derecho al agua. Boletín informativo 35. Alto Comisionado para los Derechos Humanos. 2011. p.64.

ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS. (ONU) Resolución A/RES/64/292 (El derecho humano al agua y al saneamiento Hitos). Asamblea General de las Naciones Unidas, julio 2010.

ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD (OMS 2008)

ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD (OMS) Trihalomethanes in Drinking-water. WHO/SDE/WSH/05.08/64 English only. 2005. p 59.

ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD / ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD. (OPS-OMS) Formulación de Políticas Intersectoriales: La Experiencia del CONPES de Salud Ambiental. Pier Paolo, Balladelli, Marcelo Korc y Gabriel Rivera. Serie Cuadernos de Sistematización de Buenas Prácticas en Salud Pública en Colombia, 6. 2009. Bogotá. p.50.

ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD. (OPS). Colombia. En: Salud en las Américas Volumen II-Países. Publicación científica y Técnica No.622. Oficina Sanitaria Panamericana, Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud. Washington, D.C. 2007. p. 220-241.

ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD. (OPS). Enfoques Ecosistémicos en Salud: Perspectivas para su adopción en Brasil y los países de América Latina. Organización Panamericana de la Salud Organización Mundial de la Salud Ministerio de la Salud Secretaria de Vigilancia Sanitaria Fundación Oswaldo Cruz. Series Salud Ambiental 2. 2009a, Brasilia D.F. Brasil.p.56.

OTT, Daniel. 2008. Gestión de Residuos Electrónicos en Colombia Diagnóstico de Computadores y Teléfonos Celulares. Secretaría Federal de Asuntos Económicos (SECO) Cámara Colombiana de Informática y Telecomunicaciones (CCIT) Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT) Computadores para Educar (CPE) Universidad de los Andes (UniAndes). Informe Final, 31 de marzo de 2008. p. 130.

OWNBY, David y NEWMAN, Michael.C. Advances in qualitative ion character activity relationships (QICARs): using metal-ligand binding characteristics to predict metal toxicity. En: Quant Struct- Act Relat. 2003, vol. 22, p.2-6.

PABLOS, Maria Victoria *et al.*, Use of a novel battery of bioassays for the biological characterization of hazardous wastes. En: Ecotoxicology and Environmental Safety. 2009.

PAL, Amrita, *et al.* Review Emerging contaminants of public health significance as water quality indicator compounds in the urban water cycle. En: Environment International. Junio, 2014, vol 71, p. 46-62.

PAL, Amrita, *et al.* Review Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: Review of recent occurrences, sources, fate and effects. En: Science of the Total Environment. September, 2010, vol. 408, p. 6062–6069.

PALACIO BAENA, Jaime. 2008. Ecotoxicología acuática. Imprenta Universidad de Antioquia. 460 p.

PARKES, Margot. PANELLI, Ruth. Y WEINSTEIN Philip. Converging Paradigms for Environmental Health Theory and Practice. En: Environmental Health Perspectives .May 2003, vol. 111, no. 5, p. 669-675.

PÉREZ, Wilson Javier. *et al.*, 2016.- Identification of the main active ingredients of agrochemicals used around the Lake of Tota, Colombia. Revista Ciencia y Agricultura, 2016, Vol 13, fasc 1: 91-106.

PÉREZ BÁEZ, William Jimmy. Evaluación del efecto de la dureza sobre el ciclo de vida de *Daphnia magna* Universidad Nacional de Colombia. Sede Bogotá. Biología 1997.

PETRELLA, Ricardo. El manifiesto del agua. Encuentro Icaria-Intermón Oxfam 3 .Ecología. 2002, 136 p.

PICA GRANADOS, Yolanda y Trujillo, G.D. 2008. Procedimiento para la generación de extractos orgánicos y elutriados de suelos y sedimentos para su análisis en ensayos de toxicidad. Páginas 371-382. En: Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México. Patricia Ramírez Romero y Ania Mendoza Cantú (Compiladoras). Instituto Nacional de Ecología, Semarnat. México.

PICA GRANADOS, Yolanda; Trujillo, G.D. y Hernández, H.S. 2000. Bioassay standardization for water quality monitoring in Mexico. En: Environmental Toxicology. 2000, vol.15, no.4, p. 332-330.

PICKERING, Alan, SUMPTER, Jhon P. Comprehending endocrine disrupters in aquatic environments. En: Environmental Science & Technology. 2003. September, vol. 1, p.331-336.

PINEDO-HERNÁNDEZ, José, MARRUGO-NEGRETE, José y DÍEZ, Sergei. Speciation and bioavailability of mercury in sediments impacted by gold mining in Colombia. En: Chemosphere. 2015, vol.119, p.1289–1295.

PINZÓN, Hernán. Los cultivos de cebolla y ajo en Colombia: Estado del arte y perspectivas. En: Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas. 2009, vol. 3, no.1, p. 45-55.

PNUMA, 2005. Evaluación mundial sobre el mercurio. Productos Químicos. Ginebra, Suiza. Versión en español publicada en junio 2005. p. 303.

POSTEL, Sandra. Water for food production: Will there be enough in 2015? En: Bioscience. August, 1998, vol. 48, no. 8, p. 629–637.

POTSCHIN, Marion.P & HAINES-YOUNG, Roy H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. En: Progress in Physical Geography. 201, vol. 35, p. 575.

PROGRAMA DE LAS NACIONES UNIDAS PARA EL MEDIO AMBIENTE – PNUMA, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (PNUMA-MADS). Sinopsis Nacional de la minería aurífera artesanal y de pequeña escala. Acuerdo No. Mc/4030-09-04-2203 .2012. p. 12

PRÜSS, Annette y CORVALÁN Carlos. Preventing disease through health environments. Towards an estimate on the environmental burden of disease. Geneva: WHO; 2006.

PRÜSS, Annette *et al.* Safer water, better health: costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. World Health Organization, Geneva, 2008.

RABITTO, Inés da Silva *et al.*, Mercury and DDT exposure risk to fish-eating human populations in Amazon. En: Environment International. 2011. vol. 37. p. 56–65.

RAMÍREZ, Daniel. Propuesta para el desarrollo de un protocolo de laboratorio para el cultivo de *Lemna minuta* (*Araceae*). Trabajo de grado Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia -Sede Bogotá. 2011

RAMÍREZ, J. A., LACASAÑA, M. Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. En: Archa. Prev. Riesgos Labor. 2001. vol.4. no. 2. p. 67-75.

RAMÍREZ, Julio Cesar. 2005 Evaluación fisicoquímica y toxicológica de los vertimientos de una industria de recubrimientos metálicos y una de artes gráficas. Tesis (Maestría en Ingeniería Ambiental) Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

RAMÍREZ, Natalia y TORRES, Nixon. (2014). Caracterización de la zona de influencia del cultivo de cebolla larga y la determinación de tasas de usos de los agroquímicos en el lago de Tota. Trabajo de Grado Ingeniería Industrial. Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia.

RASMUSSEN, Jess J. The legacy of pesticide pollution: An overlooked factor in current risk assessments of freshwater systems. En: Water Research, 2015, vol. 84, p. 25-32.

REYES, Carmen. 1997. Efectos subletales del cromo hexavalente y un carbamato sobre dos especies de cladóceros. Tesis de Maestría en Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

RICAURTE, P. Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca de Tota. Convenio número 038 del 2.004. CORPOBOYACA – PUJ. Cap. XI Problemática ambiental. Pontificia Universidad Javeriana – Facultad de Estudios Ambientales y Rurales – Instituto de Estudios Ambientales para el Desarrollo IDEADE. Diciembre de 2005.

RITALA, Eva Maria *et al.*, Analytical Methods the intake of inorganic arsenic from long grain rice and rice-based baby food in Finland – Low safety margin warrants follow up. En: Food Chemistry. 2014, vol. 150, p.199–205.

ROCKSTRÖM, Johan, *et al.* Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. En: Ecology and Society. 2009, vol. 14, no. 2, p.32.

RODRÍGUEZ FORERO, Adriana, GONZÁLEZ MANTILLA, Jaime Fernando y SUÁREZ MARTÍNEZ, Roger. Accumulation of Lead, Chromium, and Cadmium in Muscle of captain (*Eremophilus mutisi*), a Catfish from the Bogotá River Basin. En: Archives Environmental Contamination Toxicology. 2009, no. 57, p. 359–365.

RODRÍGUEZ LÓPEZ, Danny *et al.*, Evaluation of pesticide residues in honey from different geographic regions of Colombia. En: Food Control. 2014. vol. 37, p. 33-40.

RODRÍGUEZ SUSA, Manuel Salvador *et al.*, Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2011-2012). Grupo de Investigación Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental; Secretaría Distrital de Ambiente. – Bogotá: Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Ediciones Uniandes. 2012, p. 272.

RODRÍGUEZ SUSANA, Manuel Salvador *et al.*, Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2009-2010). Grupo de Investigación Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental; Secretaría Distrital de Ambiente. – Bogotá: Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Ediciones Uniandes. 2011, p. 226.

RODRÍGUEZ SUSANA, Manuel Salvador *et al.*, Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2010-2011). Grupo de Investigación Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental; Secretaría Distrital de Ambiente. – Bogotá: Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Ediciones Uniandes. 2012, p. 226.

RODRÍGUEZ SUSANA, Manuel Salvador. Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2008-2009). Grupo de Investigación Centro de Investigaciones en Ingeniería Ambiental; Secretaría Distrital de Ambiente. – Bogotá: Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Ediciones Uniandes. 2010, p. 266.

ROJAS HURTADO, Martha Patricia. Incidencia y tendencia de seis cánceres en poblaciones expuestas ambientalmente a plaguicidas en desuso en el departamento del Cesar (Colombia). En: Rev. Colombiana de Cancerología. 2010, vol.14, no.2, p.88-101.

RONCO, Alicia, *et al.* Overview of results from the watertox intercalibration and environmental testing phase II. Program: Part 1, Statistical analysis of blind sample testing. En: Environmental Toxicology. 2002, vol. 17 fasc.3, p.232 - 240

RONCO, Alicia, *et al.* WaterTox bioassay intercalibration network: results from Argentina. En: Environmental Toxicology. 2000, vol. 15 fasc.3, p. 287 – 297.

ROSS, Gilbert. 2004. Review the public health implications of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the environment. En: Ecotoxicology and Environmental Safety. 2004, vol.59. p 275–291.

RUEDA, Germán; RODRÍGUEZ, Jenny y MADRIÑÁN, Raúl. Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: Perspectivas para Colombia. En: Acta Agronómica. 2011, vol.60, no. 3. p 203-218.

SAMMARCO, Paul *et al.*, Distribution and concentrations of petroleum hydrocarbons associated with the BP/Deepwater Horizon Oil Spill, Gulf of Mexico. En: Marine Pollution Bulletin. 2013, vol. 73 p. 129–143.

SÁNCHEZ-TRIANA, Ernesto. Environmental priorities and poverty reduction: a country environmental analysis for Colombia/Ernesto Sánchez-Triana, Kulsum Ahmed, and

Yewande Awe. The International Bank for Reconstruction and Development / the World Bank. 2007. p.566.

SANDERSON, Hans and SOLOMON, Keith. 2009. Contaminants of emerging concern challenge ecotoxicology. En: Environmental Toxicology and Chemistry, 2009, vol. 28, No. 7, p. 1359–1360.

SANDIFER, Paul; SUTTON-GRIER, Ariana y WARD, Bethany. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. En: Ecosystem Services. January, 2015.vol 1, p.1–15.

SARMA, S. S. S. y S. NANDINI, Sarma. Review of Recent Ecotoxicological Studies on Cladocerans. En: Journal of Environmental Science and Health Part B, 2006 no. 41. p.1417–1430

SCHULTZ, Eija & JOUTTI, Anneli. Arsenic Eco toxicity in Soils. Geological Survey of Finland. Risk Assessment and Risk Management. Procedure for arsenic in the Tampere Region. Finnish Environment Institute. 2007. 53p.

SCHWARZENBACH, Rene P, *et al*, Review the Challenge of Micro pollutants in Aquatic Systems. En: Science.2006. vol 313 no.25, p.1072-1077.

SCOTTISH ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY, (SEPA). Hazardous Wastes. Interpretation of the definition and classification of hazardous wastes. Technical Guidance WM2. 2003. Disponible on line www.environment-agency.gov.uk

SECRETARIA SALUD DE BOYACÁ, 2013.Informe de Vigilancia de la calidad del agua para consumo humano. Muestras 1 enero 2013-30 dic 2013. Dirección Técnica de Salud Pública. Programa de Calidad de Agua para consumo Humano.

SECRETARIA SALUD DE BOYACÁ, 2014.Informe de Vigilancia de la calidad del agua para consumo humano. Muestras 1 enero 2014-31 dic 2013. Dirección Técnica de Salud Pública. Programa de Calidad de Agua para consumo Humano.

SECRETARIA SALUD DE BOYACÁ. Mapa de Riesgo de la Calidad del agua para consumo humano de la Laguna de Tota, Fuente abastecedora del casco urbano de los municipios de Firavitoba y Cuitiva. Dirección Técnica de Salud Pública. Programa de Calidad de Agua para consumo Humano. 2012. p. 104.

SEGURA, Martha. 2007. Evaluación de la toxicidad de mezclas binarias de Zinc, Cobre y Níquel utilizando los bioensayos de *Panagrellus redivivus* e *Hydra attenuata*. Tesis de

Maestría en Microbiología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá.

SEMARNAT – PNUMA (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales de México y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 2006. El Cambio Climático en América Latina y el Caribe. Editores Orlando Rey Santos y Omar Rivero Rosario. Dirección de Medio Ambiente del Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente en la Habana.

SILVA, Alejandro. 2003. Caracterización fisicoquímica y evaluación de la toxicidad del vertimiento de una industria de fabricación de cosméticos. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería. Universidad Nacional de Colombia. 2003. Bogotá.

SILVA, Elizabeth, *et al.* Inspección preliminar de algunas características de toxicidad en el agua potable domiciliaria, Bogotá y Soacha, 2012. En: Biomédica 2015, vol. 35, p.152-166.

SMITH, Allan, *et al.* Arsenic epidemiology and drinking water standards. En: Science. June 2002, vol. 296, p.2145-2146.

SÖFFKER, Marta & TYLER, Charles R. Endocrine disrupting chemicals and sexual behaviors in fish—a critical review on effects and possible consequences. En: Critical reviews in toxicology, 2012, vol. 42, no.8, p 653-668.

STRAYER, David.L. & DUDGEON, David. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. En: Journal of the North American Benthological Society. 2010. vol. 29, p. 344–358.

SUPERINTENDENCIA DE INDUSTRIA Y COMERCIO (SIIC). Estudio sobre Plaguicidas en Colombia. No. 7. Diciembre, 2013. Grupo de Estudios Económicos, 2013. p. 288.

TAPANEEYAKUL, Naruamol. Perspective of ecotoxicological conduction for water quality monitoring in Thailand. Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry—Biological Responses to Chemical Pollutants, Eds., Y. Murakami, K. Nakayama, S.-I. Kitamura, H. Iwata and S. Tanabe, 2008. pp. 31–35.

THORNTON, Joe. Beyond Risk: an ecological paradigm to prevent global chemical Pollution. En: International Journal of occupational and environmental health Oct-Dec, 2000, vol.6, no.4, p.318-330.

TORRADO, Anita. Buenas prácticas agrícolas. Sistema de aseguramiento de la inocuidad alimenticia. Instituto Colombiano Agropecuario. Subgerencia de Protección y Regulación Agrícola. Grupo de Transferencia de Tecnología. p 17.

TRONCOSO, W. 2003. Cambios temporales y espaciales de los contenidos de cadmio, cobre y zinc en plantas macrófitas (*Eichhornia crassipes* e *Ipomoea setifera*) en el canal del Clarín .Ciénaga Grande de Santa Marta. Caribe Colombiano. Tesis maestría en Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia-INVEMAR. Santa Marta.

TROTTIER, S *et al.* Acute Toxicity assessment of aqueous samples using a microplate-based *Hydra attenuata* assay. En: Environmental Toxicology and Water Quality. 1997. vol. 12, p. 265-271.

TRUHAUT, René. 1977. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. En: Ecotoxicology and Environmental Safety. Vol I, issue 2, p. 151-173. doi.org/10.1016/0147-6513(77)90033-1

TURAK, Eren & LINKE, Simon. Freshwater conservation planning: an introduction. En: Freshwater Biology. 2011. vol. 56, no. 1. P 1–5.

UN Water, 2014. Un Objetivo Global para el Agua Post-2015: Síntesis de las Principales Conclusiones y Recomendaciones de ONU-Agua. Aprobado por ONU-Agua en su vigésima reunión del 27 de enero del 2014.

UN Water, 2015. Informe de las Naciones Unidas sobre los recursos hídricos en el mundo 2015 Agua para un mundo sostenible Datos y Cifras.

UN Water, 2015b. Wastewater Management A UN-Water Analytical Brief. 56

UNITED NATION ENVIRONMENTAL PROGRAMME, 2013. State of the science of endocrine disrupting chemicals 2012 / edited by Åke Bergman, Jerrold J. Heindel, Susan Jobling, Karen A. Kidd and R. Thomas Zoeller

USEPA. Environmental Protection Agency. EDSP: weight of evidence analysis of potential interaction with the estrogen, androgen or thyroid pathways. Chemical Tebuconazole. Office of pesticide programs Office of Science Coordination and Policy. U.S. 2015

USEPA, 2000. Ethylthiourea. Disponible www.epa.gov/sites/production/files/2016-09/documents/ethylene-thiourea.pdf

USEPA. Methods for measuring the acute toxicity of effluent and receiving waters to Fresh and Marine Organisms. EPA-600/4-90-027. 1991. 4th Edition. Weber, C.I. Editor.

VAN AGGELEN, Graham *et al.*, Integrating Omic Technologies into Aquatic Ecological Risk Assessment and Environmental Monitoring: Hurdles, Achievements, and Future Outlook. En: Environmental Health Perspectives, January, 2010, vol.118. no.1. p 1-5.

VAN DEN BERG, Henk. 2011. Review Global status of DDT and its alternatives for use in vector control to prevent disease. En: Ciência & Saúde Coletiva. Feb, 2011, vol.16, no.2.

VARONA, Marcela *et al.* Evaluación de los efectos del glifosato y otros plaguicidas en la salud humana en zonas objeto del programa de erradicación de cultivos ilícitos. En: Biomedica. 2009. no. 29, p.456-475.

VELASCO, Paula Andrea. Evaluación de la calidad toxicológica de un efluente de recubrimientos metálicos. Tesis Magister en Ingeniería Ambiental, Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. Departamento de Ingeniería Civil.

VINDIMIAN, Erick. Environmental Research Needs (in Ecotoxicology) in Relation to Public Policies. En: Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology. Jean-Francois Ferard, Christian Blaise Editors. Pg 437- 442. Springer Science+Business Media Dordrecht 2013.

VORKAMP, Katrin & RIGÉT, Frank. A review of new and current-use contaminants in the Arctic environment: Evidence of long-range transport and indications of bioaccumulation. En: Chemosphere. 2014. vol.111, p. 379–395

WEINBERG, Howard S., *et al.* Considerations for improving the accuracy of exposure to disinfection by-products by ingestion in epidemiologic studies. En: Science of the Total Environment, 2006, vol. 354, p. 35 – 42.

WELCH, Eugene. B., JACOBY, Jacoby M. Pollutant effects in freshwater: applied limnology. 2005. Taylor & Francis e-Library, 504 p.

WIERSMA, G.B *et al.*, Biological monitoring techniques for assessing exposure. In: Worf, D.L. (Ed.), Biological Monitoring for Environmental Effects. Lexington Books, DC Heathand Company, Lexington, Massachusetts, Toronto, 1980. p. 123–132.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Atrazine Health and safety Guide Health and Safety. 1990. Guide no.47.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). Guidelines for Drinking Water Quality, vol. 1 – Recommendations, 3rd edn. 2008.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). World Health Organization. State of the Science for Endocrine Disrupting Chemicals 2012. Summary for decision-makers. In: WHO

Department of Health Statistics and Information Systems of the Innovation I, Evidence and Research Cluster., ed. United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 2012: WHO Library Cataloguing-in-Publication Data, 2012

WU, Rudolf.S.S. Eutrophication, water borne pathogens and xenobiotic compounds: environmental risks and challenges. En: Marine Pollution Bulletin 1999, vol. 39, no. 1-12, p. 11-22.

YAÑEZ CONTRERAS, Martha y ACEVEDO GONZALEZ, Karina. El acceso al agua para consumo humano en Colombia. En: Revista de Economía Institucional. 2013, vol. 15, no 29. p. 125-148

YASSI, Annalee., *et al.* Salud Ambiental Básica. Serie Textos Básicos para la Formación Ambiental. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Organización Mundial de la Salud. Instituto Nacional de Higiene, Epidemiología y Microbiología. Ministerio de Salud Pública de Cuba.2002. México. 551 p.

ZHANG, Wei. *et al.* Ecosystem services and dis-services to agriculture. En: Ecological Economics. March, 2007. vol. 64, p. 253–260