



**REVISTA VIRTUAL  
REDESMA**

Red de Desarrollo sostenible y Medio Ambiente



# Contaminación del agua

Octubre 2010 - Vol. 4 (2)

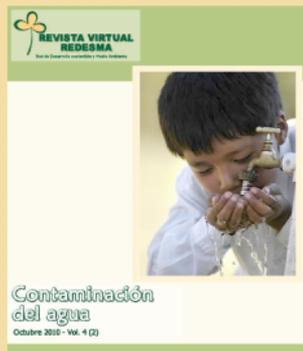
## Presentación

El tema de la contaminación del agua es tan o más vigente que cuando emergió en los primeros diagnósticos ambientales. Esto se evidencia en el reconocimiento del agua potable limpia y segura y saneamiento, como un derecho humano en la Asamblea General de las Naciones Unidas del 28 de julio pasado. Y tampoco es un objeto de atención de las décadas recientes, pues los ríos, lagos y mares recogen, desde tiempos inmemoriales, los desechos producidos por la actividad humana. Lo que ha venido cambiando a todas luces es la percepción y conciencia del problema, y continúa avanzando en virtud del acceso a información nueva de la que echan mano gobiernos nacionales y locales, además de la comunidad internacional y resto de actores del desarrollo.

Pero, a pesar de tales avances, hay que reconocer que en pleno Siglo XXI este problema repercute con mucha intensidad en la salud pública dado el gran número de personas potencialmente expuestas a la creciente contaminación. Esta, causada por los efluentes domésticos e industriales, la deforestación y las prácticas del uso del suelo, está colocando a poblaciones en riesgo de enfermedades. La cobertura deficiente, pero también el acceso de poblaciones de menores ingresos a agua de piletas públicas, de cisternas distribuidoras y el recurso a fuentes naturales en sitios contaminados, plantea serios desafíos a los gobiernos de países en desarrollo. Esto queda manifiesto en la estimación de una cuarta parte de la población mundial que habita en los países en desarrollo que sufren escasez severa de agua limpia, lo que a su vez tiene como resultado en más de diez millones de muertes al año producto de enfermedades hídricas.

La Revista ha venido presentando temas ambientales y apunta con ellos a llamar la atención de gobiernos, políticos, técnicos y profesionales que trabajan en las áreas respectivas. En este número se pretende que el material presentado cumpla el propósito de impactar a nuestro público lector para que se tomen los resguardos correspondientes al control de la calidad del agua. La cobertura sí que es importante, lo mismo que el monitoreo, la instalación de plantas de tratamiento y las políticas y normas para el vertido del conjunto de fuentes. Estos y otros asuntos complementan el tema de la contaminación del agua que tengo el placer de presentar como un aporte al diálogo entre expertos y quienes necesitan buena información en los distintos espacios operativos.

**José Blanes**  
Director de CEBEM/REDESMA



**Revista Virtual REDESMA**  
Octubre 2010  
Vol. 4(2)

**Contaminación del agua**

**responsables**

José Blanes  
Diego De la Quintana

**editora**

Marthadina Mendizábal

**consejo editorial**

Carlos Arze  
José Blanes  
Marianela Curi  
Eduardo Forno  
Nicolo Gligo  
José Leal  
Pablo Pacheco  
Rafael Navarro

**diseño**

Marcelo Pinto  
Manuel F. Rebollo

**foto de portada**

niño chiquitano tomando  
agua – Bolivia  
cortesía: Eric Bauer

## Índice

<b>Prólogo:</b>	
<b>Contaminación del agua .....</b>	<b>5</b>
<b>Siglo XXI: El agua, ¿es un recurso natural renovable? .....</b>	<b>9</b>
<b>Impactos socioeconómicos de los déficit de cobertura .....</b>	<b>17</b>
<b>Implicancia ambiental del mercurio en ecosistemas acuáticos de la Amazonía: Situación en Bolivia .....</b>	<b>25</b>
<b>The watershed as a conceptual framework for the study of environmental and human health .....</b>	<b>43</b>
<b>Contaminación hídrica y conservación en el lago Titikaka: ¿Existe suficiente evidencia empírica para tomar acciones concretas? .....</b>	<b>57</b>
<b>Aplicación de un modelo matemático al monitoreo de una laguna facultativa para el tratamiento de aguas residuales domésticas .....</b>	<b>63</b>



# Prólogo: Contaminación del agua

---

por Marthadina Mendizabal<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Marthadina Mendizabal, Economista ambiental, tiene Maestrías de las Universidades La Sorbona y Católica de Chile. Es autora de diversos libros sobre temas ambientales.

**E**l tema de la contaminación del agua evidencia cambios notables en la forma como se lo ha abordado. Los cambios son evidentes desde Estocolmo 1972, cuando emergió como tema que afectaba a países según su nivel de industrialización; si se hablaba de contaminación química, el tema era pertinente para los países ricos e industrializados, y si se hablaba de contaminación microbiana, entonces los países en desarrollo eran los implicados. Actualmente se reconoce que si bien es cierto que los países ricos superaron la contaminación microbiana, - amén de la cobertura total de servicios de agua y saneamiento- , los países más pobres no sólo tienen que lidiar con este tipo de contaminación sino que sus perfiles epidemiológicos revelan una importancia creciente de la contaminación química. Ello, porque el ritmo de conexión de redes de agua potable y saneamiento en los países en desarrollo no sigue ni de cerca el ritmo de industrialización y urbanización, pero adicionalmente, por la presencia creciente de elementos traza y sustancias químicas utilizadas en la industrialización, la agricultura y la minería.

Por otra parte, la evolución del tema de la contaminación del agua se ve también en la forma como éste es percibido y en consecuencia, expresado en las políticas. Después de la Cumbre de Medio Ambiente Humano de 1972 el tema figuraba en la cabecera de los diagnósticos ambientales de aquellos países donde la preocupación por el medio ambiente debutó en la palestra, relegando el medio ambiente, sus políticas e instituciones, a un tratamiento meramente sectorial. Pero ahora que los perfiles epidemiológicos de los países en desarrollo expresan que los esfuerzos sectoriales desplegados no son suficientes, la perspectiva sistémica se impone en todas las áreas del conocimiento y el tema de la contaminación del agua se convierte en componente transversal obligado de diversas estrategias de sectores del desarrollo, y por consiguiente, en objeto que concita intervenciones multidisciplinarias innovadoras.

El tema de la contaminación del agua sugiere una enorme amplitud de asuntos que parten del agua como parte de las bondadosas capacidades naturales que proveen el recurso para el desarrollo de la vida humana, y que la actividad humana devuelve al entorno natural en niveles de calidad que alteran hasta ocasionar rupturas en equilibrios naturales frágiles que sustentan a esa misma vida. Desequilibrios que crecen paralelamente al crecimiento de las poblaciones en los ecosistemas y, que, en términos de balance energético, contribuyen con entropía creciente a los daños irreparables a nuestro planeta.

En este número hemos querido continuar el abordaje ya iniciado en la Revista, primero con el tema de Retroceso de Glaciares y sus consecuencias en términos de escasez de agua dulce, y posteriormente (aunque de una manera más general) con el tema de Salud Ambiental. En consecuencia, los temas que interesan al presente, están referidos por una parte, a la contaminación química ya sea originada en relaves de compañías mineras, industriales, productos químicos empleados en la agricultura, pero también aquella originada en depósitos de enorme variedad de sustancias químicas en medios receptores. Pero la contaminación química no es sólo de origen antropocéntrico; entonces interesa el tema de asentamientos consolidados sobre yacimientos mineralógicos naturales, y cuyos efectos se han ido revelando sólo en el largo plazo, a medida que los conocimientos toxicológicos lo han permitido.

Por otra parte, interesa la contaminación microbiológica originada en el uso del agua como transporte de desechos domésticos, humanos y residuos sólidos; el crecimiento de la demanda de agua por expansión urbana, por su devolución a medios receptores superficiales y subterráneos; el aporte de viviendas no conectadas a redes de alcantarillado, o, en el caso de poblaciones más empobrecidas, con pozos sépticos -o pozos negros- que se saturan y contaminan las napas subterráneas y contribuyen a la degradación de ríos y lagos; también resulta pertinente el caso de viviendas

que teniendo alcantarillado no disponen de sistema de tratamiento alguno, lo que origina que ríos en proximidades de ciudades se hayan convertido en alcantarillas abiertas y que sus cursos de agua contengan elevada carga de aguas cloacales, que en numerosos casos continúan siendo recicladas como fuente de riego en zonas agrícolas aguas abajo.

A nivel de América Latina, gran parte de los sistemas de alcantarillado continúan sin instalaciones de tratamiento de las aguas servidas. Al respecto, estimaciones de la CEPAL han sugerido que las áreas urbanas de los países de la región generan aproximadamente 510 metros cúbicos por segundo de aguas servidas que se descargan al ambiente sin tratamiento previo, hecho que revela del impacto de la actividad humana en el medio ambiente, a pocas décadas de la Conferencia Mundial citada en Estocolmo. Complementariamente se estima que se invierte para el control de la contaminación y el manejo de las cuencas, en promedio, menos del 10% de lo que se gasta en captar, distribuir y utilizar el agua. Esto nos habla de aquél servicio ambiental gratuito y crecientemente cotizado: la autodepuración de las aguas superficiales en el curso de su trayecto, y cuyo funcionamiento habría que cuidar, en especial si los costos de un sistema de tratamiento son impagables para algunos países. La devolución de aguas en calidad de aguas servidas nos sugiere en fin, la consideración de numerosas alternativas de tratamiento de las aguas residuales.

Como puede verse, los problemas enunciados - y detallados en las diferentes secciones de la Revista- continúan existiendo, lo mismo que la tendencia a reducir el potencial hídrico para el desarrollo urbano futuro, algo que en el contexto de cambio climático y el consecuente retroceso de glaciares son señales ineludibles de alerta a las sociedades por su impacto en la disponibilidad de agua dulce para la humanidad.

Además de esto, preocupa el costo social en términos de la salud que están pagando las sociedades de países en desarrollo y en particular las poblaciones me-

nos favorecidas, así como los costos que tendrán que pagar las generaciones futuras por falta de información, conocimiento, pero también por falta de recursos técnicos y financieros para dar solución al problema de la calidad del agua para consumo. El costo total de la adaptación a capacidades de carga reducidas en términos de contaminación de agua, continúa siendo una amenaza para las vidas humanas. No habrá que olvidar que el recurso humano es el que merece mayor atención si somos consecuentes con el principio de solidaridad intergeneracional... no olvidar que la información genética lo mismo que la cultural, son transferidos a generaciones que vienen y que no debieran cargar con la falta de previsión en este sentido.

En fin, aunque hay aún un gran recorrido por hacer en el campo de la calidad del agua en las sociedades en desarrollo, nos ha placido encontrar experiencias que expresan esfuerzos de adaptación cultural correctiva (o al menos, paliativa) frente a las amenazas del cambio climático; no hay mucho, pero se están generando experiencias que dejan traslucir el objetivo de sustentabilidad del agua tanto en su dimensión económica (gestión de un recurso natural valioso) como social (cantidad, equidad) y ambiental (calidad). Algunas modalidades innovadoras ya están se están poniendo en práctica; este es el caso de planes comunitarios de ahorro de agua y para reutilizar las aguas residuales, Mecanismos de Desarrollo Limpio de Saneamiento (Colombia), soluciones tecnológicas tradicionales de captación y cosecha de agua, tecnologías modernas y represamiento (Región Andina). Otra modalidad interesante que se está aplicando apunta al pago por servicios ecosistémicos, es decir, un pago de una compensación por parte del beneficiado al beneficiador por el provecho que recibe por el servicio. No obstante, algunos de estos temas que apuntan a la sustentabilidad del agua son visualizados desde la gestión de cuencas y serán desarrollados en el próximo número sobre Gestión Integral de Recursos Hídricos.

Como se ve, el tema es vigente y relevante. En este número hemos delimitado el tema del agua, a la contaminación de este recurso. El material seleccionado está referido al agua en el contexto del ciclo natural correspondiente y como parte de la oferta proveniente del flujo de servicios del ecosistema y que es objeto de degradación de la calidad del recurso por el conjunto de actividades humanas; las causas y tipos de la contaminación; los impactos en las actividades humanas y los ecosistemas, los costos económicos de la degradación ambiental de los recursos hídricos y las alternativas para minimizar el impacto de la humanidad al ecosistema del que es parte. En fin se ha buscado una completar el tema con la presentación de políticas, legislación, regulación e instituciones a nivel local, nacional y global.

En todo el material presentado en este número destaca la contribución de la contaminación del agua, a la inequidad existente a nivel planetario y a nivel local... No sólo la inequidad en la distribución de fuentes de agua entre ricos y pobres, o entre zonas urbanas y rurales, sino sobre todo, la inequidad en la distribución de costos sociales de la contaminación... los pobres, más vulnerables a la degradación ambiental son los más afectados no sólo por su acceso más difícil al recurso sino porque el control de la calidad de las fuentes naturales contaminadas es una tarea que difícilmente es asumida por instituciones en los países en desarrollo. Estos y otros temas son desarrollados en cada una de las Secciones de la Revista.

En este número tenemos el agrado de presentar artículos inéditos escritos por especialistas reconocidos, como contribución para la Revista. Nuestros agradecimientos a Waldo Vargas quien ha volcado sus conocimientos y experiencia a la preparación de un artículo que nos advierte sobre la amenaza del cambio del carácter renovable y el peligro de la no renovabilidad del agua. A Carlos Molina quien ha preparado una contribución valiosa para la Revista relativa al mercurio en el agua de la Amazonía. A Francisco Fonturbel quien ha expresado sus criterios respecto al

problema de contaminación del lago Titicaca, en Bolivia. A Carlos Ibáñez quien ha preparado para este número, un modelo dinámico y efectivo para el tratamiento de residuos líquidos. Queremos destacar que todos estos artículos son un aporte para rescatar el tema en países que han relegado su importancia en los planes, estrategias y políticas. Nuestros agradecimientos especiales a estos profesionales destacados por su labor en este campo.

Nuestros agradecimientos también para Andrei Jouravlev con quien el contacto ha sido permanente para recibir valiosas sugerencias de material y quien nos ha permitido una adaptación de un trabajo suyo sobre el tema para este número. Y también deseamos agradecer a todas las personas e instituciones que han hecho posible la preparación de este nuevo número de la Revista que deseamos contribuya a una visión más integral de parte de los gobiernos y formuladotes de políticas, de la gestión de este valiosísimo recurso natural en beneficio de las generaciones presentes y futuras.

# Siglo XXI: El agua, ¿es un recurso natural renovable?

---

Waldo Vargas Ballester\*

\* Cofundador del Ministerio de Desarrollo Sostenible en Bolivia y ex Secretario Nacional de Recursos Naturales y Medio Ambiente, Consultor Senior en Ingeniería Ambiental y Docente Universitario.

Este es un artículo inédito preparado especialmente para esta edición de la Revista REDESMA

## Resumen

*Los seres humanos han intervenido desde siempre en el ciclo del agua por los usos que le han dado en sus actividades cotidianas y por los efectos ocasionados. El método sistémico ayuda a percibir tal relación y los pormenores de la relación intrínseca suelo – agua y sociedad en los contextos ambiental y social; asimismo ayuda a diseñar acciones de cambios de comportamiento y de política que buscarán evitar que el agua deje de ser renovable. El trabajo describe el caso de Bolivia, donde la visualización del agua en su ciclo permanente y su secuencia sistémica debiera ser observada por tomadores de decisiones y por actores de la sociedad civil, y debiera conducir a la modernización y fortalecimiento de la Ley de Medio Ambiente y sus reglamentos.*

## Abstract

*Human beings have always intervened in the cycle of water for uses that have occurred in their daily activities and the resulting effects. The systemic method helps us to understand this relationship and the details of the intrinsic soil, water and society in the environmental and social contexts. It also helps to design behavior change actions and policies to prevent water to become a non- renewable resource. The paper describes the case of Bolivia where the water cycle and its sequence should be taken into account by systemic policy makers and civil society actors, and should lead to the modernization and strengthening of the Environment Act and its regulations.*

**Palabras clave.**– Ciclo del Agua, Deforestación, Hábitat, Sostenibilidad, Biosfera, Enfoque Sistémico, Infiltración, Antrópico, Colectores Pluviales, Cuerpo Natural Receptor, Autopurificación, Categorización Ambiental.

**Keywords.**– Water Cycle, Deforestation, Habitat, Sustainability, Biosphere, Systemic Approach, Infiltration, Anthropropic, Storm Sewers, Natural Receiver Body, Self-purification, Environmental Categorization.

---

Desde siempre el agua ha sido el elemento vital de todos los seres vivos que pueblan este maravilloso planeta Tierra. Es más, todos los seres vivos tienen como un componente fundamental de su propia anatomía al agua; clasificación de la que también forman parte los seres humanos.

La ciencia desde sus albores ha clasificado al recurso hídrico como un recurso natural renovable que posee un ciclo biogeoquímico, escrupulosamente “calculado”; puesto que estacionalmente y año tras año, a lo largo de los siglos de existencia del planeta, ha estado desenvolviéndose con asombrosa precisión.

En torno a tan maravilloso ordenamiento de la naturaleza, las especies vegetales, animales y los seres humanos, se han acoplado y de alguna manera organizado su vida, acorde a tan importante ciclo que constituye la garantía de la supervivencia en la Tierra.

En este año 2010, las Naciones Unidas han elegido para conmemorar el Día Mundial del Agua, el tema *Calidad del Agua*, con el objeto de demostrar que en la gestión de los recursos hídricos, la calidad de ese recurso es tan importante como la cantidad, enfocándose básicamente en los siguientes aspectos:

- Fomentar la toma de conciencia en cuanto a la conservación de ecosistemas sanos y del bienestar humano, abordando los crecientes desafíos con relación a la calidad del agua y la gestión de ese recurso;
- Dar mayor realce al tema de la calidad del agua, exhortando a gobiernos, organizaciones, comunidades y personas en todo el mundo para que adopten medidas con relación a ese tema y realicen actividades de prevención de la contaminación, limpieza y rehabilitación, entre otras.

El agua limpia constituye un ingrediente fundamental para el desarrollo económico, tomando en cuenta que las inversiones en los recursos hídricos y en los servicios de saneamiento básico, brindan atractivos beneficios económicos, sociales y políticos, adicionalmente a los beneficios inherentes, propios de la calidad ambiental.

El entender la condición actual del recurso hídrico como renovable, hoy en día, implica un análisis más complejo de los que tradicionalmente estuvieron siendo aplicados. Las condiciones ambientales actuales, han cambiado mucho con relación a las imperantes apenas hace unos pocos años atrás, cuando aún era el siglo XX. Así, remontándonos a la década de los 80, época en la cual la humanidad empezó a conocer aspectos tales como los vinculados con la capa de ozono, el calentamiento global, las incidencias por los cambios de uso del suelo (ej. deforestación por ampliación de la frontera agrícola, con las consiguientes pérdidas de especies y su hábitat), degradación de la calidad ambiental, etc.; puesto que, tradicionalmente el ser humano estaba acostumbrado a extraer los recursos naturales, procesarlos y transformarlos en productos para luego circularlos por un mercado cada vez más demandante; principalmente, debido al imparable crecimiento demográfico y a la exigente satisfacción de sus necesidades.

A partir de la década de los 90, la humanidad recién empezó a entender la intrínseca relación entre sus actividades y el ambiente, ante las diversas situaciones extremas de deterioro de la calidad ambiental que

se iban presentando; los cada vez más frecuentes episodios o contingencias ambientales y sus graves efectos y secuelas. Sin embargo hoy, luego de trascurrir la primera década del siglo XXI, aún no se ha encontrado un auténtico y confiable “*punto o mejor, un plano de equilibrio*” capaz de garantizar a futuro, la sostenibilidad de la vida en el planeta.

### **Ciclo del agua y las actividades humanas**

El maravilloso *ciclo del agua* puede ser considerado con un “*reloj central*” de la biosfera, que se pone en marcha gracias a los rayos del sol que proveen la energía necesaria para su continuo movimiento. Desde siempre los seres humanos han intervenido en este ciclo por los usos que le han dado al agua en sus actividades cotidianas. Por ejemplo, para abastecimiento propio y de su ganado, con fines de riego agrícola o de uso industrial, como material soluble de sus desechos producidos y por la manipulación de la vegetación y suelos de su entorno.

Es así que a lo largo del tiempo, las actividades humanas han ocasionado efectos no deseados en ambos ecosistemas de la biosfera, terrestre y acuático. Tales actividades han derivado en impactos negativos y devastadores como la hambruna, pestes que cobraron miles de vidas humanas y otros no menos graves.

El ser humano debido a su crecimiento poblacional desmesurado, ha ido demandando cada vez mayores extensiones de tierra para asentamientos urbanos y viviendas, y mayor producción agrícola y pecuaria, con el fin fundamental de sustentar sus necesidades básicas de alimentación y vivienda, lo cual ha derivado en el uso intensivo de suelos, agua y además de abundantes compuestos químicos como fertilizantes y plaguicidas, que obviamente tiene marcada incidencia en la cantidad y calidad del recurso agua. Por tanto, la masiva manipulación de los escenarios naturales, ha sido, es y será necesaria para satisfacer las necesidades de la población, en materia de alimentos, forraje, fibra, carbón vegetal y madera, y por supuesto, siempre utilizando agua.

Sin embargo, no debe olvidarse que cuanto mas se acrecienta el desarrollo económico, más es afectado el ciclo del agua, principalmente por la mayor demanda de este recurso; también porque al deforestar o afectar la cobertura vegetal natural del suelo, se modifica la escorrentía y el régimen de infiltración de las aguas, y con ello, la recarga original de los acuíferos. Por otra parte, el dinámico crecimiento y expansión de los ámbitos urbanos tiene una relación directamente proporcional con el cambio de uso del suelo y por ende, genera una mayor superficie impermeabilizada de éste, debido a las vías urbanas pavimentadas, los techos de las viviendas y sus patios, lo que actuando en conjunto, conduce a reducir ostensiblemente la cantidad de agua que se debe infiltrar para fines de recarga de acuíferos, y en su lugar, contribuyen a reunir las aguas de lluvia, para conducir las rápidamente mediante la red de colectores pluviales o por las cunetas de calles y avenidas, hacia el sistema de drenaje pluvial que usualmente son ríos canalizados -y peor si son embovedados-. Estos, comparados con el crecimiento urbano, quedan cada vez mas chicos e insuficientes para transportar con eficiencia y seguridad dicho volumen creciente de aguas pluviales a sus cauces naturales que son los receptores finales, con los consiguientes daños y perjuicios a los habitantes de las urbes, quienes llegan a perder muchas veces, sus bienes materiales y hasta la vida, debido a desbordes e inundaciones.

En la figura N° 1 a continuación, se describe desde el punto de vista del enfoque sistémico, los pormenores de la particular relación existente entre las actividades antrópicas y el entorno natural, basados en la relación intrínseca suelo – agua y sociedad.

En esta figura N° 1 se ilustran los contextos ambiental y social, sus interrelaciones y efectos. En el ámbito social se pueden apreciar las diversas situaciones generadas por el poco eficiente comportamiento humano en materia ambiental y que en rigor de verdad, constituye un círculo vicioso (frustración, efectos y problemas intensificados) que en lugar de transformarse en virtuoso gracias al avance del conocimiento y de la tecnología, crece cada día más, con los consiguientes efectos ambientales adversos, en materia de suelo, agua, biodiversidad y sociedad. Sin em-

bargo, si se logran diseñar e implantar acciones de cambios de **comportamiento** y de **política** hacia unas nuevas que sean consensuadas, transparentes, equilibradas y participativas, se podría frenar el círculo vicioso, revertirlo y transformarlo en un círculo virtuoso. Acá sólo se identifican ambos conceptos, su localización sistémica y su importancia. Su diseño y desarrollo son responsabilidad de las autoridades en trabajo conjunto con la sociedad civil.

De persistir este soberbio y egocéntrico comportamiento humano con respecto a sus recursos vitales naturales como el agua, suelo y biodiversidad; especialmente con el agua, ésta dejará de ser **renovable** como siempre lo fue, en muy corto plazo, puesto que con la actual situación emergente de los cambios climáticos que están afectando globalmente, los balances hídricos que tradicionalmente se efectuaban, no podrán “cuadrar” tal como ahora ya está sucediendo en muchos lugares del planeta, puesto que fenómenos como torrenciales precipitaciones pluviales y/

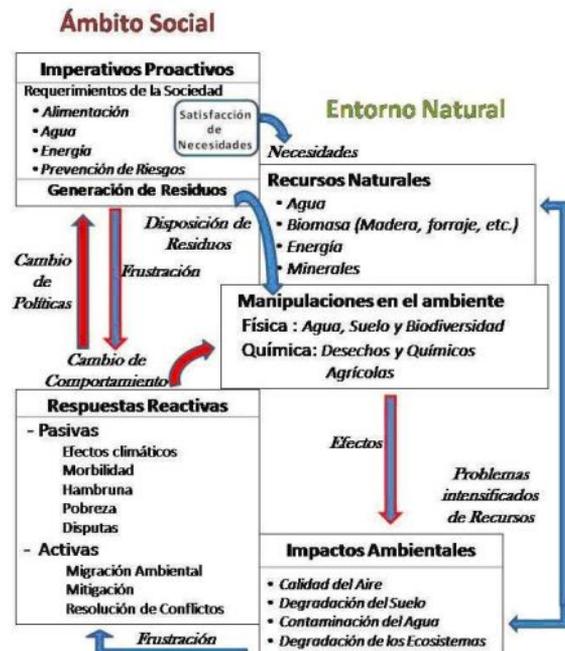


Figura 1. Influencia antrópica en los cambios del ambiente  
Fuente: Malin Falkenmark, 1999.

o agudas sequías prolongadas, van cobrando mayor influencia en tales balances y que definitivamente ya no son los mismos de antes.

Todo lo descrito ha acontecido de manera particular en Bolivia; aquí se ha deforestado y se sigue deforestando extensivamente y por ende cambiando el uso del suelo, sin respetar su verdadera vocación. En materia de agua, ninguna ciudad capital de departamento y mucho menos las otras intermedias, pueden asegurar que tratan sus aguas residuales domésticas e industriales eficientemente y que las disponen finalmente en los cuerpos naturales receptores, sin ocasionar ningún efecto adverso a su calidad natural.

Uno de los casos más dramáticos constituye el río Choqueyapu cuya cuenca alberga a la ciudad de La Paz. Este río cuando nace al pie de los nevados de la cordillera occidental con una Categoría **A** de acuerdo a los estándares de calidad, vigentes tanto en el país como a nivel internacional. Sin embargo, luego de que sus aguas “ingresan” a los límites del ámbito urbano reciben inmisericordemente las descargas de las aguas residuales domésticas e industriales de todos y hasta residuos sólidos de muchos, cuando salen de la jurisdicción del municipio de La Paz, lo hacen luego de haber sido sometidas al descrito “uso y abuso”, con la Categoría **D**, considerada la más baja de nuestras normas, por su deficiente nivel de calidad. A todo esto se suma, el capricho de pasadas autoridades municipales que continuamente insistieron en embovedar los cauces ya canalizados del río Choqueyapu y de sus afluentes, obstaculizando la noble tarea de la naturaleza para autopurificar las aguas de un río mediante los fenómenos de oxigenación y advección; actitud que semeja a la de “*esconder la basura de la sala de visitas debajo de la alfombra para denotar una apariencia pulcra y apacible*”. Hasta la fecha, no hay la más mínima intención que haya sido hecha pública, en sentido de efectuar el tratamiento de las aguas residuales conforme lo mandan nuestras normas ambientales y se proceda al saneamiento del río de La Paz.

Con este mismo fondo y situación, existen muchos más ejemplos en el resto del país. Sólo basta mencionar los casos del Río Katari receptor final de las

aguas residuales de las ciudades de El Alto, Laja y Viacha que además está contaminando severamente a la Bahía de Cohana del Lago Titicaca; el río Rocha en la ciudad de Cochabamba; el río Piraf que recibe descargas domésticas e industriales de la ciudad Santa Cruz aunque con cierto nivel de tratamiento mediante lagunas de oxidación en una ciudad con más de 1 millón de habitantes; el río Guadalquivir y la ciudad de Tarija, el río la Ribera en Potosí que además es afluente del Pilcomayo como sus demás tributarios que transportan principalmente contaminantes de la minería de la región occidental; el río Yotala con las descargas de los habitantes de Sucre, etc. Esto son sólo algunos ejemplos. Como puede verse, la situación en esta materia es realmente preocupante.

### **Tareas pendientes para este siglo XXI**

**En la Figura N° 2 a continuación, se presentan a manera de un ciclo permanente, la secuencia sistémica que deberían observar tanto los tomadores de decisiones como los distintos actores de la sociedad civil, en aras de trabajar para coadyuvar a la sostenibilidad del recurso agua, suelo, biodiversidad y seres humanos.**

Cabe recordar que en materia ambiental Bolivia fue un país que inició tempranamente acciones con la promulgación de la Ley N° 1333 de Medio Ambiente (1992), creó un Ministerio de Desarrollo Sostenible (1993) y puso en vigencia sus reglamentos ambientales (1995) como ningún otro, ampliamente consultados y consensuados; acciones que de algún modo han contribuido a frenar en algo, un mayor avasallamiento de carácter extractivo por parte de los emprendimientos que demandan recursos naturales como los que posee Bolivia. Por ejemplo, las acciones que están expresadas en los puntos 1 a 6, señaladas en la figura anterior, fueron paulatinamente realizadas desde 1992 y gran parte de ellas están contenidas y detalladas en los Reglamentos General de Gestión Ambiental y de Prevención y Control Ambiental de la Ley N° 1333, entre todas ellas destaca la Ficha Ambiental (FA) y la metodología de categorización ambiental de proyectos, conocida como **METE** porque está fundamentada en los principios de Equidad,

Transparencia y Eficiencia, que son aplicados a cada actividad, obra o proyecto a ser ejecutados, por igual, en cumplimiento al mandato de la Ley N° 1333 de Medio Ambiente.

Sin embargo, por diversos factores adversos como la debilidad institucional pública, la inestabilidad funcionaria y una menguante voluntad política para continuar implantado los mandatos de la Ley de Medio Ambiente y sus reglamentos, luego de transcurridos 15 años de su puesta en vigencia, requieren ser modernizados y reforzados. En primer lugar modernizados, a través del uso de los avances tecnológicos ahora disponibles, tales como el uso de la red global internet, haciendo que la Ficha Ambiental y la aplicación de METE, sean totalmente automatizadas y que no sea necesario sostener “entrevistas” de usuarios o promotores con los funcionarios de la Autoridad Ambiental para obtener la licencia ambiental correspondiente; así todo el trámite y su secuencia, estaría registrado en el sistema informático. En segundo lugar,

la atención a la temática ambiental debe ser reforzada mediante la adopción como política de Estado, de tareas urgentes e inmediatas de adaptación al cambio climático, generando para ello un Plan de Acción Climática (PAC) con una amplia discusión y consenso, y que además motive la participación masiva del Estado y la sociedad civil. Dicho Plan deberá tener como componentes clave diversas acciones y emprendimientos para la conservación del recurso agua, suelo, biodiversidad y sociedad, dadas las intrínsecas e indivisibles interrelaciones existentes entre estas partes, tal como se detalló anteriormente.

Si se trabaja con seriedad, profundo respeto, firme voluntad, amplia participación y sin mayor demora, se podrá contribuir a la urgente necesidad de conservar el ciclo del agua y por ende, su principal característica de ser un recurso renovable para siempre.

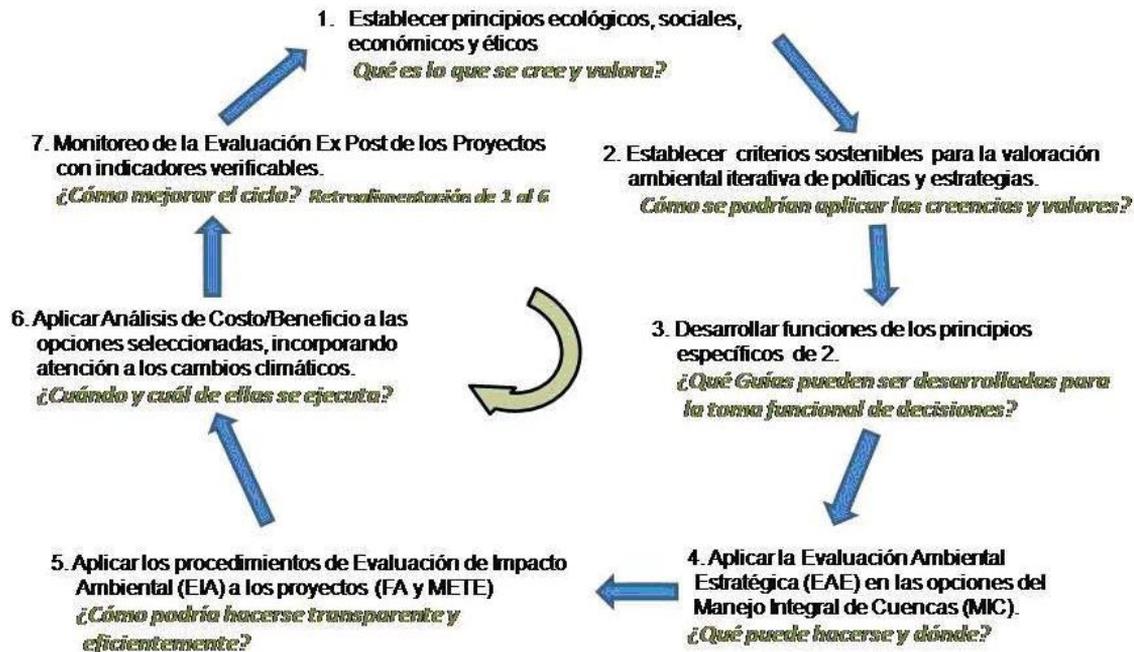


Figura 2. Pasos para determinar las características sostenibles de acción

Fuente: Malin Falkenmark, 1999.

## Referencias bibliográficas

- **Naciones Unidas**, 2010 *Objetivos de desarrollo del Milenio*, Informe 2010, Nueva York.
- **Naciones Unidas**, 2010, Tríptico “*Agua Limpia para un Mundo Sano*”, Día Mundial del Agua 2010, Nueva York.
- **Falkenmark, M. and Widstrand, C.**, 1999 *Population and Water resources: A delicate balance*, Population Bulletin 47(3).
- **Vargas B. Waldo**, 1998 *Metodología de Categorización Ambiental de Proyectos*, AIDIS, Lima, Perú
- **Gaceta Oficial de Bolivia**, 1996 *Reglamentos de la Ley de Medio Ambiente Nº 1333* La Paz, Bolivia.



# Impactos socioeconómicos de los déficit de cobertura\*

---

Andrei Jouravlev<sup>1</sup>

\* Tomado y adaptado de Andrei Jouravlev, "Los servicios de agua potable y saneamiento en umbrales del siglo XXI", serie Recursos naturales e infraestructura, Nº 74 (LC/L.2169-P/E), Santiago de Chile, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), julio de 2004. Publicación de las Naciones Unidas, Nº de venta: S.04.II.G.98

<sup>1</sup> Oficial para Asuntos Económicos, División de Recursos Naturales e Infraestructura, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL)

## Resumen

*En todos los países de la región, los servicios de agua potable y saneamiento son consumidos casi exclusivamente por los usuarios domiciliarios y el comercio. La mala calidad del servicio que proporcionan muchos sistemas de abastecimiento público de agua potable y las deficiencias en la cobertura de servicios de saneamiento consumidos por los usuarios domiciliarios, tienen efectos en la salud pública. Desde hace mucho tiempo se reconoce que el acceso adecuado a los servicios eficientes y seguros de agua potable y saneamiento reduce considerablemente la morbilidad y mortalidad por las enfermedades transmitidas por el agua. Se tiene una aproximación a los costos de tales efectos en términos de pérdida de los años de vida ajustados en función de discapacidad. También se han estimado los impactos socioeconómicos de los déficit de cobertura de los servicios en la disponibilidad de agua para varios usos asociados al desarrollo productivo. El caso de Colombia ilustra un caso de estimación de costos del impacto.*

## Abstract

*In all countries of the region, drinking water and sanitation are used almost exclusively by home users and business. The poor quality of the service provided by many public drinking water systems and deficiencies in the coverage of sanitation services used by home users, have an impact on public health. The fact that adequate access to efficient services and safe water and sanitation greatly reduces morbidity and mortality from waterborne diseases has been long acknowledged. It is an approach to the costs of these effects in terms of adjusted loss of life years due to disability. Also, socioeconomic impacts have been estimated, related to the deficit in service coverage for the availability of water for various uses, associated with productive development. The case of Colombia illustrates a cost estimate for the impact.*

**Palabras clave.**– Recolección, Disposición, Reutilización, Discapacidad.

**Keywords.**– Collection, Disposal, Reuse, Disability.

En todos los países de la región, los servicios de agua potable y saneamiento son consumidos casi exclusivamente por los usuarios domiciliarios y el comercio. Toda la agricultura de riego, toda la minería y una elevada proporción de las industrias, con la excepción de las más pequeñas localizadas en centros urbanos, normalmente se autoabastecen de agua (es decir, la captan o extraen de las fuentes naturales); incluso

en las áreas cubiertas por sistemas de abastecimiento de agua potable, muchas industrias han abandonado el servicio público debido a que<sup>1</sup>:

- Tienen acceso a fuentes alternativas de agua de aceptable calidad (captación directa de agua de los ríos, lagos y otras fuentes superficiales o explotación de las aguas subterráneas).

<sup>1</sup> Por ejemplo, en Colombia, en el caso de los servicios de agua potable y saneamiento, la “autoprovisión” es significativamente mayor que en otros servicios de utilidad pública. Existen a nivel nacional más de 65 mil usuarios industriales en otros servicios de utilidad pública, mientras que en agua potable y saneamiento no llegan a 25 mil (Colombia/CONPES, 2003).

neas), las cuales en muchos casos pueden aprovechar gratuitamente o a un costo nominal y con pocas regulaciones.

- En muchos casos, los usuarios industriales requieren grandes volúmenes de agua, pero de menor calidad que el agua tratada para el consumo humano.
- La mala calidad del servicio que proporcionan muchos sistemas de abastecimiento público de agua potable de la región, especialmente en lo que respecta a la continuidad del suministro y la calidad del agua provista.
- La política de muchos países en cuanto a subsidiar el consumo de los grupos de bajos ingresos, o de todos los clientes residenciales, a través de tarifas más altas cobradas a los usuarios industriales y comerciales<sup>2</sup>

Como los servicios de agua potable y saneamiento son consumidos casi exclusivamente por los usuarios domiciliarios, el efecto más importante del déficit de cobertura se relaciona con la salud pública. Desde

hace mucho tiempo se reconoce que el acceso adecuado a los servicios eficientes y seguros de agua potable y saneamiento reduce considerablemente la morbilidad y mortalidad por las enfermedades transmitidas por el agua (véase el Gráfico 1).

De acuerdo con Lvovsky (2001), alrededor del 5,5% de la pérdida de los años de vida ajustados en función de discapacidad (“*disability-adjusted life years*” – DALY) en América Latina y el Caribe tiene su origen en las deficiencias de los servicios de agua potable y saneamiento, en comparación con el 1,0% en los países industrializados y el 7,0% en los países en vías de desarrollo. En los países de la región, dichas deficiencias constituyen el factor de riesgo más importante de todos los relacionados con el medio ambiente (contaminación del aire, enfermedades causadas por vectores y contaminación de origen agrícola e industrial)<sup>3</sup>.

Hutton y Haller (2004) estimaron los costos y beneficios de la expansión de la cobertura de los servicios

<sup>2</sup> Véase la página 53 del documento original.

<sup>3</sup> En Chile, el costo total en salud por concepto de contaminación por aguas servidas en la Región Metropolitana se estima entre 41 millones de dólares y 53 millones al año (Aguas Andinas, 2003).

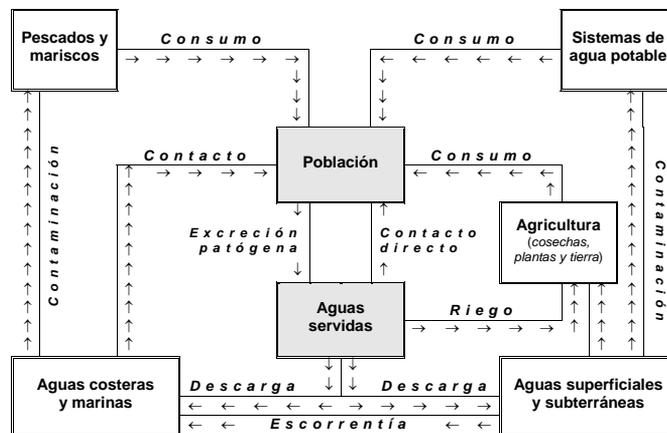


Gráfico 1. Formas principales de exposición humana a la contaminación causada por descargas de aguas servidas  
Fuente: Adaptado de Bosch y otros (1999)

de agua potable y saneamiento (véase el 1). De acuerdo con su análisis, los beneficios de la expansión de cobertura en los países de la región varían entre 2,2 y 69,2 mil millones de dólares por año, dependiendo de la magnitud de inversiones y soluciones tecnológicas adoptadas, con una rentabilidad estimada de entre 5 y 20 dólares por cada dólar invertido. Estos beneficios potenciales representan el costo de oportunidad de no mejorar el acceso a los servicios de agua potable y saneamiento.

Los impactos socioeconómicos de los déficits de cobertura de los servicios no se limitan sólo a los daños a la salud, sino que además se relacionan con la disponibilidad de agua para varios usos asociados al desarrollo productivo. Quizás, el aspecto más importante es que la prestación de los servicios de saneamiento, especialmente recolección, tratamiento y disposición de aguas servidas, afecta la calidad de los recursos hídricos disponibles para otros usuarios aguas abajo en la misma cuenca. Aparte de los efectos obvios de la contaminación hídrica (véase el Recuadro 2), los principales problemas que se presentan, son los siguientes:

- **Efectos en la agricultura de riego.** La reutilización de aguas servidas domésticas para el riego es una práctica muy común en la periferia de las ciudades ubicadas en las zonas ári-

das y semiáridas de la región, donde existe una intensa competencia por el agua entre la agricultura y los usos urbanos. En muchos casos, esta práctica ha dado buenos resultados económicos —ya que las aguas cloacales contienen los nutrientes que reemplazan los fertilizantes artificiales— y, además no entraña mayores riesgos para la salud humana cuando se aplican técnicas apropiadas de producción y tratamiento<sup>4</sup>. Por otra parte, puesto que rara vez se respetan normas adecuadas de higiene y tratamiento, regar con aguas servidas crudas incrementa los factores de riesgo para la salud de la población, resultando en situaciones endémicas de diarreas, cólera, parasitismo, fiebre tifoidea, salmonelosis y otras enfermedades. Según se estima, en los países de la

<sup>4</sup> Las principales experiencias en reuso de aguas residuales tratadas se presentan en Perú (complejo bioecológico de San Juan de Miraflores; sistemas de La Molina y Las Pampas de San Bartolo, en las cercanías de Lima, con fines de acuicultura y riego agrícola), en Argentina (Campo Espejo, Palmira, Rivadavia y San Martín, en la Provincia de Mendoza, para riego agrícola de 15 mil hectáreas; y Comodoro Rivadavia y Puerto Madryn en la Provincia de Chubut para riego forestal) y en Bolivia (en el áreas de Cochabamba) (GWP, 2000).

Tipo de intervención	Beneficios	Costos
	miles de millones de dólares por año	
Reducir a la mitad el porcentaje de personas sin acceso a los servicios de agua potable	2,2	0,2
Reducir a la mitad el porcentaje de personas sin acceso a los servicios de agua potable y saneamiento	9,6	0,8
Acceso universal a los servicios mejorados de agua potable y saneamiento	22,5	1,6
Acceso universal a los servicios mejorados de agua potable y saneamiento, más desinfección del agua al nivel domiciliario	38,1	1,9
Acceso universal a los servicios de agua potable con conexión domiciliaria y alcantarillado con conexión domiciliaria	69,2	14,1

**Recuadro 1. América Latina y el Caribe: los costos y beneficios de la expansión de la cobertura de los servicios de agua potable y SANEAMIENTO hasta 2015**  
Fuente: Hutton y Haller (2004)

región, más de 400 mil hectáreas (un 2% de la superficie regada), principalmente en México (350 mil hectáreas) y Perú (4,3 mil hectáreas)<sup>5</sup>, se riegan con las aguas servidas

en forma directa, en muchos casos sin tratamiento previo (REPIDISCA, 1995). Sin embargo, esta situación es sólo la punta del iceberg, ya que muchas tierras se riegan con las

<sup>5</sup> Se estima que, descontaminar el 100% de las aguas servidas de la cuenca de Santiago de Chile, permitirá recuperar con agua limpia más de 130 mil hectáreas destinadas al cultivo agrícola (Aguas Andinas, 2003).

## Recuadro 2. Impactos Económicos de la contaminación del río Bogotá, Colombia, causada por descargas de aguas servidas sin tratamiento

**Impactos sobre el valor de la tierra:** unos 61 millones de dólares al año. Corresponde a la plusvalía del suelo ligada a la reducción de malos olores, mejora en la calidad de aguas freáticas y otros efectos ligados a la descontaminación del agua. Esta plusvalía se relaciona con la posibilidad de realizar usos más intensivos y rentables del suelo.

**Impactos sobre la producción agropecuaria:** unos 35 millones de dólares al año. El uso de las aguas contaminadas del río y de sus tributarios para riego de pastos, hortalizas y otros cultivos similares tiene impactos negativos importantes sobre la calidad de los alimentos producidos. Si se dispusiera de agua de calidad aceptable, se podría ampliar la cobertura del riego y, además, mejorar la calidad de los productos agrícolas en las áreas actualmente regadas con aguas contaminadas.

**Impactos sobre la salud de la población directamente expuesta:** unos 4 millones de dólares al año. Las poblaciones que viven cerca del río y de la parte baja de sus tributarios urbanos, están expuestas a los contaminantes de origen hídrico a través de una gran variedad de mecanismos: (i) el consumo de agua no tratada; (ii) el consumo de alimentos producidos con agua de riego contaminada o provenientes de ganaderías que toman dicha agua; (iii) el contacto físico directo en actividades de recreación, baño o trabajo; y (iv) las aguas negras son un medio ideal para el desarrollo de moscas y mosquitos, los cuales, al entrar en contacto con los utensilios y alimentos de las personas que viven o trabajan en áreas cercanas al río, los contaminan con microorganismos patógenos.

**Impactos sobre los servicios públicos municipales:** unos 9 millones de dólares al año. El agua del río Bogotá no es apta para consumo humano con tratamiento convencional, ni para usos que impliquen contacto directo con las personas. La mejora de la calidad de las aguas del río podría permitir a algunas comunidades el uso del río como fuente de agua para sus acueductos. El beneficio sería entonces igual a la reducción en el costo de obtención del agua para el sistema de suministro de la comunidad, y a la disminución de los racionamientos y de los costos del tratamiento de las aguas del río que deben hacer algunas comunidades sin fuentes alternativas.

**Impactos sobre la sedimentación de los lechos fluviales y lacustres:** aproximadamente 1 millón de dólares al año. La descarga de las aguas residuales de la ciudad en los lechos del río Bogotá y del embalse del Muña genera una sedimentación de los mismos, a causa de los procesos de sedimentación de los sólidos presentes en las aguas y de los lentos procesos de degradación biológica que se llevan a cabo en su interior. Esto incrementa los costos de dragado del río y del embalse y, además, impide el drenaje natural de las aguas hacia el río, toda vez que el nivel del lecho de este último, gracias a su sedimentación paulatina, se ha elevado, lo cual ha creado, además, la necesidad de construir jarillones a lo largo del río. Las dificultades del drenaje incrementan las molestias y los problemas de salud pública de la población cercana al río, así como los costos del aprovechamiento de las aguas.

**Impactos sobre la pesca:** menores a 1 millón de dólares al año. Uno de los componentes bióticos mayormente afectados por la contaminación del río es la ictiofauna. En el pasado, el curso del río Bogotá y sus afluentes eran ricos en peces. Con la creciente contaminación, los peces desaparecieron en el curso medio e inferior del río, y sólo se mantienen en los sectores altos y tormentosos, libres de contaminación, y en algunos embalses y lagunas.

En resumen, el valor total anual de los daños atribuibles a la contaminación del río Bogotá en la región de influencia directa se pueden estimar en cerca de unos 110 millones de dólares. Es importante señalar que no ha sido posible estimar, por falta de información o dificultades metodológicas, algunos de los daños causados por la contaminación, entre ellos: (i) los impactos sobre la salud de la población indirectamente expuesta; (ii) los impactos sobre los costos de operación y mantenimiento de las centrales hidroeléctricas de la cadena del río Bogotá (mayores costos por bombeo de aguas negras y por corrosión de equipos electromecánicos); (iii) los impactos sobre la biodiversidad bentónica y de la avifauna; y (iv) los impactos sobre el paisaje y los olores en las cercanías del río.

aguas provenientes de los ríos que superan ampliamente el nivel máximo permitido de coliformes fecales que se recomienda para el riego de vegetales de consumo crudo<sup>6</sup>.

- **Efectos en los usos urbanos.** En cuencas densamente pobladas de la región, es común que las áreas de descarga de aguas servidas de un centro urbano se localicen unos pocos kilóme-

<sup>6</sup> Se estima que, en la costa de Perú, existen más de 4,3 mil hectáreas regadas con aguas residuales, 86% de ellas sin tratamiento alguno, y cultivadas con hortalizas que algunas se consumen crudas (Moscoso, 1993). Otras 125 mil hectáreas reciben aguas de ríos con niveles de contaminación superiores a los aceptables.

### Recuadro 3. Impacto de la epidemia del cólera en el comercio exterior de Perú

El 4 de febrero de 1991 el Instituto Nacional de Salud (organismo descentralizado del Ministerio de Salud) aisló el *Vibrio cholerae*, confirmando la presencia epidémica del cólera en la costa central y norte de Perú. A partir de entonces se desarrolla un gran temor internacional, que se expresa en un conjunto de prohibiciones para el ingreso de personas y bienes procedentes de Perú.

Inicialmente, las prohibiciones se extendieron prácticamente a todos los productos de origen marino y vegetal. Algunos países incluyeron dentro de las prohibiciones a la harina de pescado y a las conservas. Se exigió la realización de controles de calidad (para descartar la presencia de la bacteria en los embarques aceptados) y la fumigación de las naves y aeronaves procedentes de Perú.

La magnitud de tales prohibiciones indujo una gran alarma en el sector exportador peruano por dos razones fundamentales. Primero, se afectaron las exportaciones de productos pesqueros, los cuales representaban el 15% de las exportaciones peruanas. En segundo término, si bien la exportación de hortalizas y frutas era pequeña en relación al total de exportaciones, se trataba de una actividad en crecimiento y sobre la que existían buenas posibilidades futuras. Debe señalarse, que la pérdida en frutas fue menor debido a que el inicio de la epidemia coincidió con la finalización de la campaña de exportación. Las restricciones fueron adquiriendo un carácter más técnico con el transcurso de las semanas, lo que redujo el estimado inicial de pérdidas y llevó a pensar en la necesidad de efectuar cambios técnicos basados en las exigencias sanitarias de los importadores.

A raíz de la epidemia, el sector exportador tuvo que incurrir, además, en considerables costos indirectos, que comprenden las pérdidas debidas a:

- Los acuerdos de venta no realizados (embarques perdidos).
- Los menores precios con que fueron “castigados” los productos peruanos en el mercado internacional.
- Los mayores costos de exportación referidos a un almacenaje más prolongado en puertos extranjeros ocasionado por las demoras en la aceptación por parte de los países compradores.
- Los mayores costos de exportación referidos a controles de calidad más exigentes para garantizar la ausencia del cólera.
- Estudios técnicos sobre la prevención del cólera y de difusión que realizan los exportadores para garantizar seguridad y mejorar la imagen ante la comunidad internacional.
- La menor producción inducida en los sectores interrelacionados económicamente con los exportadores, debido a las pérdidas sufridas por efectos descritos anteriormente.

Además de los costos directos e indirectos, la epidemia del cólera produjo un proceso de reestructuración inducido por las mayores exigencias sanitarias de los importadores, el aumento de los costos de los exportadores de productos hidrobiológicos, hortalizas y frutas, así como por la pérdida temporal de algunos ingresos debido a un menor precio internacional. Así, con motivo de la epidemia, la Comunidad Económica Europea exigió a los exportadores de productos peruanos frescos y congelados, la adaptación a las normas sanitarias y de control de calidad del mercado europeo.

Este proceso de adaptación implicó efectuar inversiones en instalaciones, así como cambios técnicos y tecnológicos importantes para los procesos de empaquetado y refrigerado, en un contexto adverso por la contracción en la demanda. Teniendo en cuenta este contexto, es de esperar que los mayores costos de exportación atribuidos al cólera, no pudieran ser afrontados por los pequeños exportadores, lo que podría haber originado un proceso de modernización en contexto de centralización y concentración.

tros arriba de las tomas de agua de otras ciudades, con lo que no se da tiempo suficiente para que actúen procesos naturales de descomposición y dispersión. Los efectos negativos obvios son los mayores costos de tratamiento de agua para consumo humano y para otros usos sensibles a la calidad del agua, o, si dicho tratamiento no se realiza, daños en la salud pública y otros usos del recurso, o mayores costos de abastecimiento de fuentes más lejanas. Inclusive, se dan casos de centros poblacionales que captan agua de fuentes tan contaminadas, que sus habitantes continúan en riesgo, dado que una planta de tecnología convencional no puede garantizar que esas aguas tan contaminadas reúnan las normas aceptadas (OPS, 1992).

Es importante señalar que la contaminación hídrica ya no sólo afecta la salud pública, el medio ambiente y las actividades económicas locales, sino que también la competitividad de los países, debido principalmente a la relación cada vez más estrecha entre el acceso a mercados externos y el medio ambiente, y el aumento de las controversias relacionadas con la utilización de normas ambientales como barreras no arancelarias en el comercio internacional. Tal vez el ejemplo más dramático de los efectos que la deficiente prestación de los servicios de agua potable y saneamiento puede tener en la competitividad, y especialmente en el acceso a los mercados externos (véase el Recuadro 3), o sea la epidemia del cólera de 1991. Se estima que, sólo en Perú, el principal país afectado, las pérdidas en las exportaciones de productos pesqueros superaron a 700 millones de dólares (OMS, 1999).

Hay razones para creer que la necesidad de proteger el acceso a mercados externos fue uno de los factores que motivaron al gobierno de Chile a iniciar un ambicioso programa de inversión en obras de tratamiento de aguas servidas. Así, en palabras del ex presidente de Chile durante cuyo gobierno se tomó dicha decisión: “si seguíamos regando con aguas servidas íbamos a tener serias dificultades para poder colocar [en los mercados externos] nuestros productos agroindustriales y agrícolas” (Frei, sin fecha).

Las necesidades de inversión tendientes a asegurar el tratamiento de las aguas servidas fueron estimadas en unos 2 mil millones de dólares (Peña, Luraschi y Valenzuela, 2004). Para acelerar este proceso, y permitir concentrar los recursos fiscales en los programas sociales, el gobierno optó por el financiamiento de estas inversiones vía la participación privada. Todas las empresas del sector ya han sido privatizadas (comenzando con la Empresa de Obras Sanitarias de Valparaíso (ESVAL) en 1998, la Empresa Metropolitana de Obras Sanitarias (EMOS) en 1999 (actualmente Aguas Andinas), y después, varias otras empresas, finalizando el proceso en 2004). Producto de la inversión en plantas de tratamiento de aguas servidas la cobertura aumentó del 8% en 1989 al 71% en 2003, y se espera, además, que llegue al 82% en 2005 y supere al 98% en 2010 (Chile/SISS, 2003). Cabe agregar que, en Santiago de Chile, el impacto tarifario de las inversiones en tratamiento de aguas servidas se estima en un 25% (Gómez-Lobo, 2003)<sup>7</sup>.

## Referencias bibliográficas

- **Organización Mundial de la Salud (OMS) y el Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF)**, Programa Conjunto de Vigilancia (JMP) del Abastecimiento de Agua y el Saneamiento de la Oms y el Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF) <http://www.wssinfo.org>
- **Ducci, Jorge** 2007, *Salida de operadores privados internacionales de agua en América Latina*, Banco Interamericano de Desarrollo (BID), Washington, D.C. <http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=937089>
- **María Begoña Ordoqui Urcelay**, 2007 *Servicios de agua potable y alcantarillado en la ciudad de Buenos Aires, Argentina: factores determinantes de la sustentabilidad y el desempeño*. LC/L.2751-P, mayo/07, Serie Recursos Naturales e Infraestructura No. 126 <http://www.eclac.d/publicaciones/xml/7/28847/lc2751e.pdf>
- **Soledad Valenzuela y Andrei Jouravlev**, 2007. *Servicios urbanos de agua potable y alcantarillado en Chile: factores determinantes del desempeño* (LC/L.2727-P, abril/07, Serie Recursos Naturales e Infraestructura No. 123. <http://www.eclac.d/publicaciones/xml/0/28650/lc2727e.pdf>
- **Raquel Alfaro Fernandois**, 2009 *Fomento de la eficiencia de las empresas estatales de agua potable y saneamiento* (LC/L.3010-P, febrero/09, Serie Recursos Naturales e Infraestructura No. 141) <http://www.eclac.d/publicaciones/xml/7/35727/lc3011e.pdf>
- **Diego Fernández, Andrei Jouravlev, Emilio Lentini y Angel Yurquina**, 2009 *Contabilidad regulatoria, sustentabilidad financiera y gestión mancomunada: temas relevantes en servicios de agua y saneamiento*" (LC/L.3098-P, septiembre/09) Serie Recursos Naturales e Infraestructura No. 146) <http://www.eclac.d/publicaciones/xml/7/37447/lc3098e.pdf>
- **Naciones Unidas**, 2010 *Objetivos de Desarrollo del Milenio: avances en la sostenibilidad ambiental del desarrollo en América Latina y el Caribe* (LC/G.2428-P) <http://www.eclac.d/publicaciones/xml/6/38496/2009-696-ODM-7-completo.pdf>

# Implicancia ambiental del mercurio en ecosistemas acuáticos de la Amazonía: Situación en Bolivia

---

Carlos I. Molina<sup>1,2,3</sup>, François-Marie Gibon<sup>2</sup>, Yuba Sánchez<sup>1</sup>,  
Dario Achá<sup>4</sup>, Eric Benefice<sup>5</sup>, y Jean-Remy D. Guimaraes<sup>6</sup>

1 Instituto de Ecología, Unidad de Limnología, UMSA, Casilla postal #10077, La Paz, Bolivia

2 Institut de Recherche pour le Développement IRD, La Paz, Bolivia

3 Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina

4 Trent University, Environmental and Life Science, Graduate Program, Ontario, Canadá

5 Institut de Recherche pour le Développement IRD, Vientián, Laos

6 Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil

## Resumen

*El artículo muestra los principales procesos que gobiernan el origen y destino del mercurio en diferentes compartimentos ambientales de la Amazónica. No se sabe con exactitud la cantidad de contribución del Hg al ambiente entre los diferentes procesos naturales y antropogénicos, pero el trabajo muestra que estos niveles de acumulación son cada vez más altos. La forma orgánica de mercurio (metilmercurio) es la más abundante y la cual se le atribuye su potencial toxicidad en los sistemas vivientes. Los sistemas acuáticos son los más afectados por su vulnerabilidad a procesos de bioacumulación y biomagnificación del metilmercurio a través de las cadenas alimentarias que pueden afectar a los seres humanos.*

## Abstract

*The article shows the main processes governing the origin and fate of mercury in different environmental compartments of the Amazon. No one knows exactly how much is the contribution of Hg to the environment among various natural and anthropogenic processes, but the paper shows that these accumulation rates are increasingly high. The organic form of mercury (methylmercury) is the most abundant and it is potentially the most toxic for living systems. Aquatic systems are most affected due to their vulnerability to bioaccumulation and biomagnification processes of methylmercury through the food chain that may affect humans.*

**Palabras clave.**– Mercurio, Metilmercurio, Metilación, Bioacumulacion, Biomagnificación, Amazonía.

**Keywords.**– Mercury, Methyl Mercury, Methylation, Bioaccumulation, Biomagnification, Amazon.

---

## Introducción

El mercurio (Hg) es uno de los metales más tóxicos de amplia distribución en el ambiente. Es uno de los seis metales conocidos desde la antigüedad junto al oro, plata, plomo, hierro y estaño, forman el conjunto de los metales que ya fueron empleados por las primeras y grandes civilizaciones humanas (Veiga y Meech 1995). El Hg es particular entre otros metales, porque es el único metal que es líquido a temperatura ambiental, y posee una presión de vapor elevada. Esta particularidad, hace que permanezca mucho tiempo en suspensión en la atmósfera, característica

responsable de su amplia resiliencia y distribución mundial (Roulet 2001, O'Driscoll *et ál.* 2005). Por lo general este elemento en su forma natural en el ambiente tiene una concentración de ultra-trazas (pg a ng por g), que se encuentran en rocas, suelos, aguas, y cenizas volcánicas bajo diferentes especies inorgánicas y orgánicas (Roulet 2001). La mayor cantidad de Hg disponible en el planeta, proviene de emanaciones de la corteza terrestre como fumarolas de volcanes y otras fallas geológicas (Porcella *et ál.* 1997). Pero la problemática radica en la modificación del ciclo natural del mercurio por actividades antropogénicas, que no se limitan a causar un aumento y flujo

continuo del Hg en la biosfera. Estas actividades antropogénicas han sido el resultado de la revolución industrial, tras el empleo del Hg en numerosas actividades, como ser; la metalurgia, minería, medicina, elaboración de fungicidas y principalmente la combustión de combustibles fósiles (Lacerda 1997, Roulet 2001). Según estimaciones de Boudou y Ribeyre (1997), se cree que estos aportes antropogénicos son de aproximadamente entre 50 al 70% del total de las emisiones globales de Hg en el ambiente.

La mayor contribución de Hg liberado al ambiente en la región Amazónica es el resultado de actividades mineras, como también la deforestación de la selva. La lista de estos contribuyentes esta encabezada por Brasil (3000 t desde 1979), seguida por Venezuela (360 t desde 1898), Perú (596 t desde 1934), Bolivia (300 t desde 1979), Colombia (248 t desde 1987), Guyana (240 t desde 1970) y la Guiana Francesa (130 t desde 1980) (Lacerda 1997, Fréry et al. 2001, Eisler 2003, Miller et al. 2003). Ante esta problemática desde fines de los años 80 se han realizado muchos estudios científicos y evaluaciones sobre posibles efectos en la salud humana, además programas de prevención por contaminación de Hg (Dolbec y Fréry 2001, Roulet 2001). Con lo que respecta a la Amazonía boliviana, aun son escasos los estudio y los pocos que existen únicamente se basan en evaluaciones de niveles de Hg en el agua, sedimentos superficiales, plantas acuáticas, invertebrados, peces y poblaciones humanas que dependen de estos recursos (Maurice-Bourgoin et al. 1999, 2002, Roulet et al. 2004, López 2005, Achá 2005, Luna-Monroy 2008, Barbieri et al. 2009, Molina *et ál.* 2010). Es por esto que por medio de este trabajo, pretendemos mostrar una breve revisión histórica y científica de los principales estudios sobre el uso del Hg y su efecto en los ecosistemas acuáticos de las diferentes regiones Amazónica en comparación con la región boliviana. También en base a esta revisión, deseamos mostrar las principales líneas de investigación que se podrían asumir en futuros estudios de contaminación por Hg.

## La región Amazónica

La Amazonía o Selva Amazónica tropical es una de las planicies inundables más extensas del mundo, dominada principalmente por bosques, sabanas y atravesada por un sin número de aguas de diferentes características biogeoquímicas. La cuenca Amazónica se considera que tiene una extensión de aproximadamente 6 869 000 de km<sup>2</sup> compartidos entre nueve países sudamericanos: Brasil (posee más del 50%), Bolivia, Colombia, Ecuador, Guyana, Perú (posee más del 13%), Surinam, Venezuela y la Guyana Francesa que forma parte de la región ultraperiférica (menos del 5%) (Barthem *et ál.* 2004). En Bolivia, la cuenca Amazonía tiene una superficie aproximada de 744 000 km<sup>2</sup>, lo cual representa aproximadamente el 65,9% del territorio boliviano (Loubens *et ál.* 1992). La cuenca Amazónica boliviana, esta compuesta principalmente por cuatro subcuencas; la del Madre de Dios, Beni, Mamoré e Iténez, todas estas conforman la parte alta del río Madera, principal tributario del gran río Amazonas (Fig. 1).

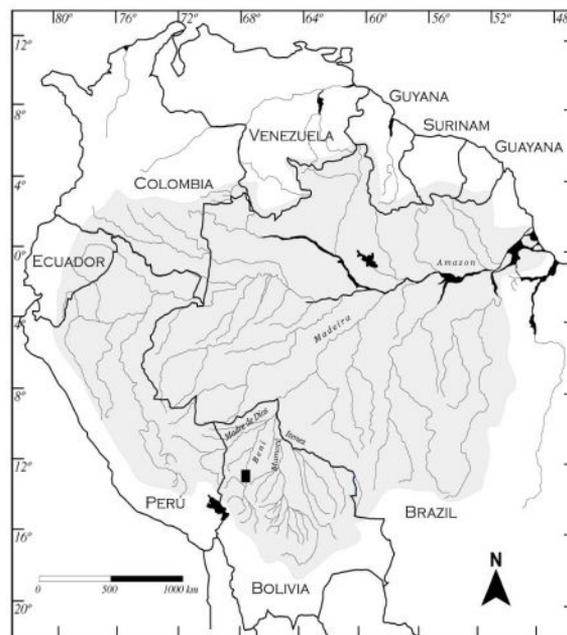


Figura 1. Ubicación de la cuenca Amazónica

## Breve historia del mercurio en Sudamérica y Amazonia

Los Incas ya conocían el Hg (en forma de cinabrio), al cual lo denominaban “ilampi” y lo empleaban como pintura (Galoar *et ál.* 1998). Prueba de esto, en la época de la colonia los españoles encontraron pequeñas bocaminas de azogue (denominación colonial del mercurio) entre Huarina y el sur de Achacaqui (altiplano boliviano, La Paz), como también cerámicas incaicas pintadas con bermellón (cinabrio) (Galoar *et ál.* 1998; Serrano, 2004). Tras el mito de la leyenda del Pititi y la búsqueda de los tesoros escondidos de los Incas, los españoles se lanzaban a realizar temerarias expediciones al continente Sudamericano (García 1982), sobre todo a la región Amazónica que estaba desconocida en esas épocas.

En Europa la amalgamación del oro con Hg era un asunto conocido, mientras para la plata el mérito se lo debían a los alquimistas medievales del siglo XVI. A ciencia cierta, no se sabe como se desarrolló el método de recuperación de la plata con Hg, pero si se sabe que el sevillano Bartolomé de Medina de forma experimental introdujo este método a los virreinos de México y Perú (Serrano, 2004). Luego este método fue intensamente empleado en Sudamérica y popularmente conocido como el “método del patio o de Medina”, que no solo servía para la recuperación de plata, sino también del oro (Nriagu *et ál.* 1992, Lacerda 1997a).

Durante la primera etapa colonial minera, los españoles emplearon el Hg para la recuperación de metales preciosos que lo traían desde los yacimientos mercuríferos de Almadén en España. Luego esta actividad tuvo un fuerte crecimiento, lo que motivó que en el año 1556 se descubrieran uno de los más grandes yacimientos mercuríferos en Sudamérica, en la región de Huancavelica al sureste de Lima en el Perú (Navarro 1997, Serrano 2004). Estos yacimientos mostraron su auge a mediados del siglo XVII, y abastecieron a los virreinos de México y Perú. En el siglo XIX, estas minas mostraron un decaimiento, por un lado la corona española demandó más esclavos para el trabajo forzado en estas minas, pero dichos esclavos desaparecían paradójicamente a poco

tiempo de trabajo (Serrano 2004). Es así que el año 1619 (siglo XIX), Juan de Solórzano informó a su monarca, que en estos yacimientos mercuríferos los esclavos indios no aguantaban más de cuatro años de trabajo, ya que morían por debilitamiento y constantes temblores. Prueba de esta intoxicación, los dibujos de los cronistas de la época, recrean el transporte de Hg en llamas a través de los Andes y personifican a los esclavos como personas delgadas, algo torpes, de ojos muy hundidos y sin cabello (Galoar *et ál.* 1998).

Por otro lado, el decaimiento de los yacimientos de Huanvéllica se debió a la falta de inversiones, porque en esta época se estaba consumiendo la etapa final del régimen colonial y se difundía el otro tipo de minería; de los Humaches o mineros indígenas, que bloquearon el progreso de la minería moderna. A causa de tal acontecimiento, los empresarios mineros privados importaban el Hg a bajos costos desde los nuevos y modernos yacimiento mercuríferos en California (Nueva Almadén) (Navarro 1997).

Por la buena cotización del precio internacional del oro, en 1930 comenzaron las explotaciones auríferas en la región Amazónica del Madre de Dios y del Beni (García 1982). En Bolivia, por medio del empresario minero Carlos Victor Aramayo, la explotación del oro comenzó en el 1936 en la región del río Tipuani, más tarde se extendió a los ríos Mapiri y Kaka, afluentes del río Beni y cabecera del río Madera (Serrano 2004). En dicha región, en la década de los cincuenta estaban reportadas aproximadamente 500 cooperativas mineras y más de 60 000 personas dedicadas a la actividad minera del oro (Maurice-Bourgoin *et ál.* 1999). Pero para dicha región ya existían reportes de que los españoles encontraban el oro en su forma pura dentro el lecho del río, es decir recuperaban pepitas de color plomo (oxidación), de aproximadamente 460 gramos de peso (expediciones realizadas en 1826 por ingeniero de minas Pentland: Galoar *et ál.* 1998, Serrano 2004).

Pero la amalgamación del oro creció en la década de los 70 y 80, época conocida como la “fiebre del oro” (Galeano 1971, Nriagu *et ál.* 1992, Lacerda 1997b, Roulet 2001). Esta actividad ha estado dada

principalmente entre los márgenes de la Cordillera Oriental y la cuenca Amazónica, entre las regiones de los países de: Bolivia (Maurice-Bourgoin *et ál.* 1999), Brasil (Veiga y Meech 1995, Roulet 1999), Colombia, Ecuador, Venezuela (Meech *et ál.* 1998), Guiana Francesa (Boudou *et ál.* 2006), Guyana y Surinam (Miller *et ál.* 2003). Para esta época en la región de Tipuani en Bolivia, la empresa minera consolidada, Aramayo S.A., construyó un pista de aviación para el traslado directo del oro hacia los Estados Unidos, sin fiscalizaciones y restricciones del gobier-

no boliviano (Serrano 2004).

Una de las principales técnicas artesanales de recuperación de oro por amalgamación que se practicaba en la región Amazónica boliviana, inicialmente consiste en recuperar material mineral ya sea por dragado del río o por desmonte de los márgenes del río. El material es triturado y molido hasta obtener partículas de tamaño menor a 5 mm., luego el material ingresa al trapiche (molino) en donde se adiciona Hg. Posteriormente el material es bateado para su concentración, para después ser nuevamente amalgamado y finalmente quemado a cielo abierto (Fig. 2) (Quiroga 1997, Serrano 2004).

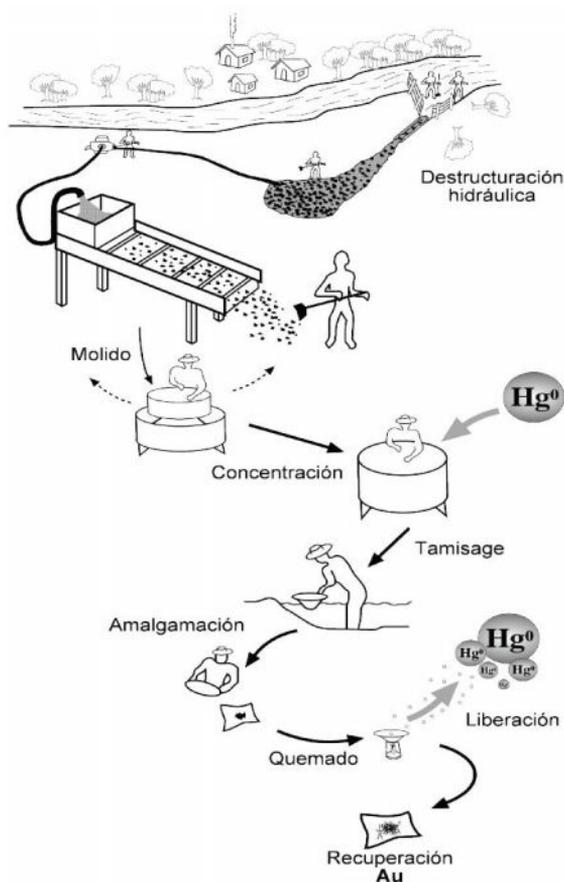


Figura 2. Principales etapas de recuperación de oro por amalgamación con mercurio en la Amazonía  
Recopilado de: Quiroga 1997, Lacerda 1997b

### Ciclo biogeoquímico del mercurio

El ciclo del Hg se refiere a los múltiples y complejos intercambios entre la hidrósfera, atmósfera, biosfera, pedósfera y litosfera, entre diversos estados físicos (sólido, líquido o gas), y diferentes especies químicas (inorgánica, orgánica, reducida u oxidada), que controlan su origen y destino (Boudou y Ribeyre 1997, Roulet 2001, O'Driscoll *et ál.* 2005) (Fig. 3).

### Fuente principal del Hg

El Hg natural proviene de las emanaciones de la corteza terrestre en su forma dominante, elemental o metálico ( $Hg^0$ ), y se volatiliza hacia la atmósfera desde los océanos, rocas expuestas por los volcanes, fallas u otras aperturas de la corteza que permiten la desgasificación del interior de la tierra (Nriagu y Pacyna 1988). La concentración del  $Hg^0$  en la atmósfera es muy baja ( $1-2 \text{ ng.m}^3$ ), y la disponibilidad de la masa de Hg en la atmósfera es amplia. La estimación de emisión de Hg en la atmósfera es de aproximadamente 3 000 t., por año (Nriagu y Pacyna 1988, Lacerda 1997a) con un tiempo de residencia de aproximadamente un año (O'Driscoll *et al.* 2005). La dispersión y la re-emisión y/o evasión de las formas de Hg depende en gran medida a la dirección de vientos y de la pluviometría, pero también influyen algunos procesos de especiación causados por reacciones fotoquímicas y bioquímicas de oxi-reducción, depo-

sición seca y húmeda, y partición entre las formas disueltas y particuladas (Boudou y Riberye 1997, Meech *et ál.* 1998, Nriagu y Pacyna 1988, Roulet 2001).

En la Amazonía por medio de la intensa actividad minera, entre las estimaciones más razonables se cree que aproximadamente se emplearon 1 Kg de Hg por la misma cantidad de oro recuperado (Veiga y Meech 1995). En la Amazonía boliviana (subcuenca del río Bení) se cree que esta relación es menor por razones económicas (Maurice-Bourgoin *et al.* 1999). Nriagu *et ál.* (1992) estimó que de dicha cantidad de Hg empleado, cerca al 10% se perdía por el transporte y almacenaje, y entre 25 a 30% permanecía entre los residuos sólidos no recuperados; el restante 60-65% era liberada hacia la atmósfera durante el calentamiento en el deficiente proceso de amalgamación.

Otros autores aseveran que de toda la cantidad de Hg arrojada al ambiente, el 80% permanece recirculando entre la atmósfera y el restante 20% ingresa a los cuerpos de aguas (Nriagu *et ál.* 1992, Veiga y Meech 1995). En resumen, en promedio aproximadamente se han liberado al ambiente más de 100 t., y<sup>-1</sup> de Hg (Veiga y Meech 1995, Lacerda 1997b, Meech *et ál.* 1998).

Los ríos de la región Amazónica no son homogéneos. La mayor cantidad de estos cursos de aguas tiene su origen en los márgenes de la cadena montañosa de los Andes (compartida entre Bolivia, Ecuador, Colombia y Perú), así también del norte (Guiana Francesa, Guayana y Venezuela) y sur (Brasil). Todos estos cursos, desde la naciente hasta la confluencia del río Amazonas atraviesan extensas áreas y diferentes suelos biogeomorfológicos, lo cual condiciona

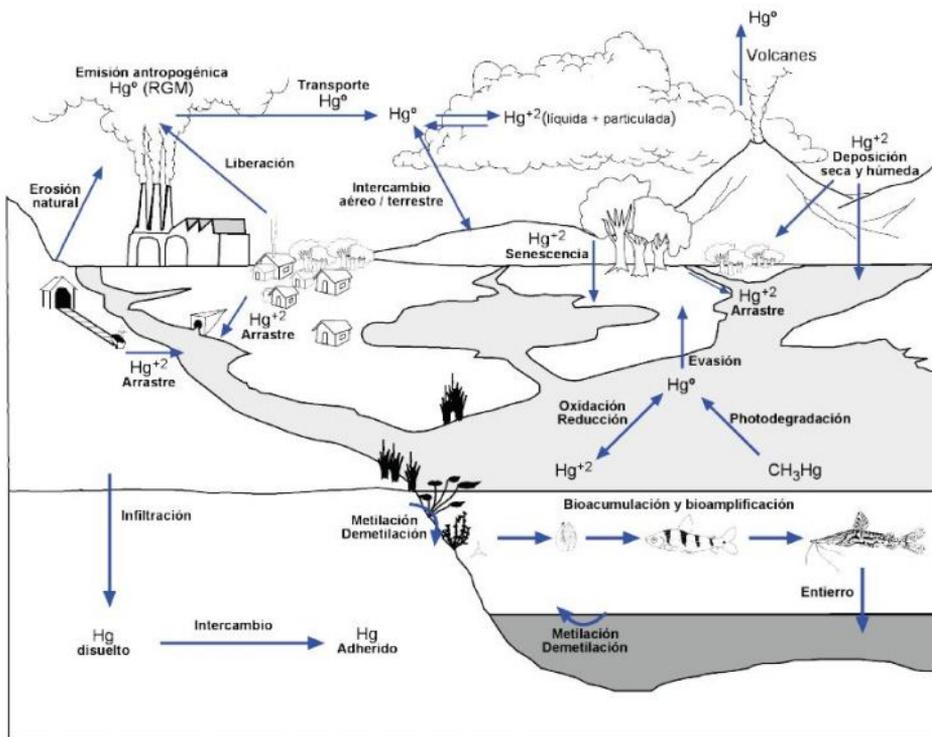


Figura 3. Ciclo biogeoquímico del mercurio  
Modificado de: Harris *et ál.* 2007

tres principales tipos de aguas identificadas y definidas por Sioli (1968) como aguas blancas, claras y negras. Por el movimiento de estas aguas, son transportadas y depositadas grandes cantidades de sedimentos con Hg hacia la planicie de inundación de la Amazonía (Roulet *et ál.* 1998). Así también la distribución del Hg en la columna del agua es el resultado de la fase disuelta y particulada, que a la vez están influenciadas por características físicas y químicas del agua, y por la naturaleza biogeoquímica de los suelos por donde son arrastrados (Maurice-Bourgoin 2001). Las aguas blancas, en su mayoría están originadas en los Andes y se caracterizan por su elevada carga de sedimentos, débil concentración de carbono orgánico disuelto y pH neutro, como lo muestran las aguas de los ríos; Madera, Solimões y Branco (Sioli 1968). Un estudio llevado a cabo en aguas de la cuenca del río Madera por Maurice-Bourgoin *et ál.* (1999), a la salida de glacial Huayna-Potosí en Bolivia halló altas concentraciones de Hg en su fase particulada (121 a 145 ng.l<sup>-1</sup>) y muy bajas en su fase disuelta (2.24 a 2.57 ng.l<sup>-1</sup>). En cambio en la planicie Amazónica al nivel de la ciudad de Porto-Velho en el Brasil, esta concentración disminuyó en su fase particulada (10 a 20 ng.l<sup>-1</sup>), e incremento en su fase disuelta (7.00 ng.l<sup>-1</sup>). Ya en la confluencia del gran río Amazonas, ambas fases mostraron un leve incremento de 19 a 33 ng.l<sup>-1</sup> y 10.86 ng.l<sup>-1</sup> respectivamente. Por otro lado aguas claras son transparentes, pobres en material en suspensión y de color verde olivo a verde claro como resultado de la productividad primaria del fitoplancton, como están caracterizados los Ríos Iténez-Guporé, Xingú, Tapajós y la mayoría de los ríos en la Guayana francesa. Roulet *et ál.* (1998), en el Río Tapajós halló concentraciones de 0.5 a 1.8 ng.l<sup>-1</sup> en su fase disuelta y 167 a 426 ng.l<sup>-1</sup> en su fase particulada. Las aguas negras son menos transparentes, de color café a negruzco, débilmente mineralizadas, tienen altas concentraciones de carbono orgánico disuelto, el pH tiene una tendencia ácida y estas aguas drenan las cuencas boscosas y suelos del tipo podzólicos ricas en material orgánico en descomposición (Maurice-Bourgoin 2001). Estas características muestran los ríos Negro, Icana y Cararú y al mismo tiempo son ricos en Hg como resultado de la retención de este metal en la columna de agua por acción

de ligandos orgánicos disueltos en el agua (Bisnotti *et ál.* 2004). Este último comportamiento descrito fue evidenciado por Maurice-Bourgoin (2001), al hallar altas concentraciones de Hg sobre todo en la fase disuelta (1 130 a 2 074 ng.l<sup>-1</sup>) y bajas en la fase particulada (6.0 a 7.1 ng.l<sup>-1</sup>) en el río Negro en el Brasil.

Otros estudios realizados en áreas sin influencia minera han comprobado que los procesos de erosión y lixiviación de partículas que contienen Hg asociado a óxidos e hidróxidos de hierro, a causa de la deforestación o desmontes de los suelos, promueven la liberación y movilización del Hg al ambiente (Roulet y Lucotte 1995, Roulet *et ál.* 1998, Fostier *et ál.* 2000). También el Hg contenido en la vegetación puede ser liberado a la atmósfera por malas prácticas agrícolas asociadas a la quema y tala de los bosques y sabanas amazónicas (Roulet *et ál.* 1998, Farella *et ál.* 2006). Pero al mismo tiempo, la vegetación asociadas a la senescencia y a las lluvias, contribuyen a la liberación y transporte del Hg hacia los cuerpos acuáticos (Hg<sup>0</sup> contenido en la biomasa de la vegetación, por absorción del aire atmosférico y deposición seca) (Fostier *et ál.* 2000).

La importancia relativa de las cantidades y origen de Hg en la región Amazónica aún sigue siendo incierta, pero datos sobre deposición de sedimentos en la planicie de inundación Amazónica en los últimos años continúa incrementándose (Roulet *et ál.* 2000). Además por la dinámica de inundación estacional a la que esta sometida la planicie Amazónica, es muy probable que el Hg depositado se este liberando al ambiente por la resuspensión de sedimentos y se este incorporando a los compartimentos biológicos (Roulet *et ál.* 2000).

### *Especiación del Hg*

La forma iónica del Hg, puede estar presente en el ambiente en dos estados de oxidación; Hg<sub>2</sub><sup>+2</sup> (ión mercurioso) y el Hg<sup>+2</sup> (ión mercúrico). El ión Hg<sup>+2</sup> es altamente soluble y reactivo en la atmósfera (siglas en inglés RGM - mercurio gaseoso reactivo), está unido a otras partículas (p.e. aerosoles) y puede representar de 5% (medios naturales) hasta 50% (cerca de industrias) del total de Hg disponible en la atmós-

fera (Schroeder y Munthe 1998, O'Driscoll, 2005). En la atmósfera, las principales reacciones de transformación entre las diferentes especies de Hg, tienen lugar principalmente entre la fase acuática-gaseosa de la atmósfera. Las reacciones de oxidación del  $\text{Hg}^0$  a  $\text{Hg}^{+2}$  en presencia de  $\text{O}_3$  o de  $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{H}$ , y la reducción  $\text{Hg}^{+2}$  en  $\text{Hg}^0$  por acción combinada del  $\text{H}_2\text{O}_2 + \text{OH}^-$ , que en presencia del  $\text{SO}^{2-}$  forman  $\text{HgSO}_3$ , seguido por una descomposición fotoquímica para conformar nuevamente  $\text{Hg}^0$  (Schroeder y Munthe 1998, Zhang 2006). Estas reacciones influyen energícamente en la partición del Hg atmosférico, entre las diferentes fases (gaseosa, líquida y particulada). Tienen consecuencias importantes sobre la biodisponibilidad del Hg y afectan en la transferencia entre los diferentes compartimentos del ambiente (Roulet 2001).

En el agua, el  $\text{Hg}^0$  sutilmente se diluye (siglas en inglés DGM - mercurio gaseoso disuelto), y fácilmente es re-emitado a la atmósfera (elevada presión de vapor del Hg). Pero  $\text{Hg}^{+2}$  es la forma dominante que puede conformar varios ligandos inorgánicos y orgánicos. (O'Driscoll, 2005, Zhang 2006). Entre los inorgánicos tenemos al  $\text{S}^-$ ,  $\text{SO}_2^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{PO}_4^{2-}$  y ligandos orgánicos ácidos de bajo peso molecular (p. ej. ión metil, ión etil, ión fenil, oxaloacetato, citrato, etc.) y también aquellos de elevado peso molecular, como las sustancias húmicas (ácido fúlvico y ácido húmico) (Meech *et ál.* 1998).

Una de las principales transformaciones del  $\text{Hg}^{+2}$  es a monometilmercurio ( $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ ), que esta dada principalmente por acción de bacterias (Jensen and Jernelev, 1969). Aunque muchas bacterias han mostrado capacidad para metilar mercurio, las bacterias sulfato reductoras (SRB de la siglas en inglés: *sulfate reducing bacteria*) parecen jugar un papel central en este proceso (Campeau y Bartha 1985). Metabólicamente, estas bacterias poseen la particularidad de utilizar el sulfato ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), como aceptor final de electrones durante la respiración, liberando al ambiente sulfuro de hidrógeno (Rabus *et ál.* 2006). En presencia de  $\text{Hg}^{+2}$ , este sulfuro puede formar el complejo metálico sulfuro de mercurio ( $\text{HgS}$ ) y diferentes especies neutras que podrían ser importantes para la biodisponibilidad del mercurio y su metilación (Benoit *et ál.* 2006). Aún no se conoce el o los mecanismo enzimáticos de

formación del  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$ , pero, se ha propuesto un mecanismo accidental que involucra a la ruta metabólica de la acetil-coenzima A (CoA) (Berman *et ál.* 1990). Sin embargo, estudios más recientes sugieren que la ruta de la acetil-CoA podría no estar involucrada o que por lo menos existen otros mecanismos (Ekstrom y Morel 2004). Por otro lado, otros autores concuerdan que posiblemente durante el proceso de la síntesis de la metionina a partir de la transferencia de radicales metilo de la metilcobalamina (vitamina  $\text{B}_{12}$ ), se podrían metilar iones metálicos como el  $\text{Hg}^{+2}$  (Hamasaki *et ál.* 1995). El compuesto orgánico formado  $\text{CH}_3\text{Hg}$ , al mismo tiempo puede llegar a dimitilarse a la forma  $\text{CH}_3\text{HgCH}_3$ , pero este compuesto es muy inestable y volátil, que rápidamente pasa a la forma monometilmercurio  $\text{CH}_3\text{Hg}$  (Van Der Maarel *et ál.* 1996, Boudou y Ribeyre 1997, Zhang 2006). El  $\text{CH}_3\text{Hg}$ , formado y liberado hacia la columna de agua, puede descomponerse directamente por fotólisis (Zhang 2006). También las bacterias tienen la capacidad para descomponer metilmercurio. De hecho al parecer algunas SRB toman parte de la demetilación del mercurio en ambientes naturales (Oremland *et ál.* 1991, Achá *et ál.* 2005). En este proceso, la enzima organomercurio-liasa se encarga de romper el enlace C - Hg, luego por acción de la mercurio-reductasa el  $\text{Hg}^{+2}$  es convertido a  $\text{Hg}^0$ , el cual se volatiliza y se libera al ambiente (Van Der Maarel *et ál.* 1995).

Los primeros estudios sobre el proceso de metilación del Hg por acción bacteriana en el Brasil, fueron realizados por Guimarães *et ál.* (1995). Para tal estudio utilizó el isótopo  $^{203}\text{Hg}$  e inhibidores para evaluar tasas de producción de MeHg en sedimentos superficiales, luego en agua superficial y después en raíces sumergidas de plantas acuáticas de lagunas y ríos Amazónicos (Guimarães *et ál.* 2000). La mayoría de estos estudios, ha logrado constatar que la mayor tasa de producción de MeHg, esta dada principalmente en raíces sumergidas de plantas acuáticas, aunque estas tasas de metilación pueden ser variables ya sea por el tipo de planta y naturaleza biogeoquímica del lugar (Mauro *et ál.* 1999, Guimarães *et ál.* 2001). En la Amazonía boliviana, uno de los pioneros estudios en constatar la presencia e identificar grupos de bacte-

rias metiladoras de Hg, fue realizado por Achá *et ál.* (2005). Este último autor y además de Miranda *et ál.* (2004), respaldaron los estudios de la región brasilera al verificar altas tasas de metilación en raíces de plantas acuáticas.

### Biodisponibilidad y toxicidad del Hg

El Hg que es incorporado a los organismos sufre un proceso de bioacumulación, proceso por el cual los organismos pueden tomar más rápidamente el contaminante que eliminarlo (Market 2007). También se biomagnifica, lo que significa que la concentración de este contaminante se incrementa al pasar a un nivel trófico superior en la cadena trófica (Bidone *et ál.* 1997, Boudou y Ribeyre 1997, Market 2007, Molina *et ál.* 2010).

El mercurio atraviesa fácilmente las barreras biológicas que separan a los seres vivientes de su ambiente y accede también a los diferentes compartimentos tisulares e intra-celulares (Boudou y Ribeyre 1997). Las diferentes especies de Hg pueden absorber los organismos acuáticos, principalmente por vía alimentaria (absorción indirecta), y en menor grado por asimilación del agua (absorción directa) (Meili 1997, Roulet y Maury-Brachet 2001). En este sentido, con fines comparativos, los investigadores usaron el factor de bioconcentración (BCF - *bioconcentration factor*), como una medida de la tasa de acumulación de un organismo en relación a su medio acuático;  $BCF = [Hg_{organismo}]/[Hg_{agua}]$  (Bloom 1992, Boudou y Ribeyre 1997).

En organismos acuáticos los principales órganos de asimilación del mercurio, son: las branquias, el recubrimiento cutáneo y el tracto digestivo, en cambio la eliminación está dada por vía urinaria, fecal y algunas glándulas de excreción (Sweet y Zelikoff 2001, Roulet y Maury-Brachet 2001). Pero la disponibilidad del mercurio en los organismos acuáticos es muy heterogénea, ya que depende de la variabilidad de factores ecológicos y fisiológicos, tales como; estado de crecimiento, posición trófica, tamaño, biomasa, sexo, como también del comportamiento migratorio en el caso de los especies (Meili 1997, Roulet y Mau-

ry-Brachet 2001) y ruta trófica (Molina *et ál.* 2010).

Preferentemente el mercurio atraviesa la doble capa fosfolipídica de las células, por transporte activo (antiporte) (Newman y Unger 2003, Boudou y Ribeyre 1997). También están asociados los procesos de difusión pasiva o transporte facilitado y endocitosis (p.e. alimentación de amebas) (Boudou y Ribeyre 1997, Newman y Unger 2003). Pero en general la forma orgánica  $CH_3Hg$ , tiende a adherirse a moléculas y algunos receptores de las membranas celulares, tales como; lípidos, proteínas y esteroides, y por esta particularidad el  $CH_3Hg$  se acumula y se transfiere en las cadenas alimentarias acuáticas (Meili 1991, Boudou y Ribeyre 1997) (Fig. 4). Es por esto, que algunos estudios demostraron que la eficiencia de fijación del mercurio orgánico es de 10 veces más eficaz que el Hg inorgánico en organismos acuáticos (Bloom 1992, Bidone *et ál.* 1997, Meili 1997).

Pero el balance neto de acumulación del Hg orgánico, se encuentra determinado por la defecación, res-

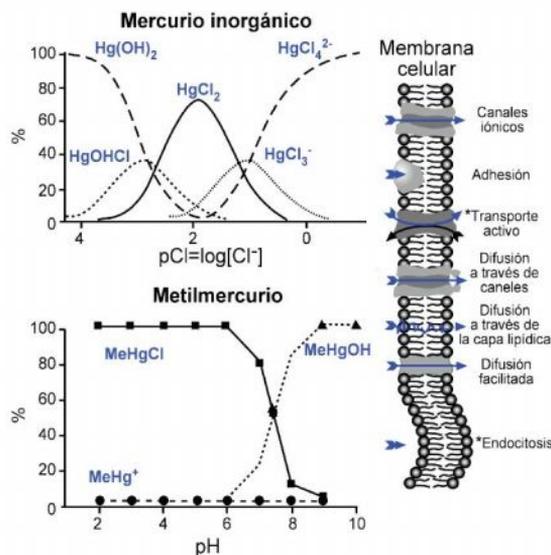


Figura 4. Diagramas de especiación química y asimilación del mercurio inorgánico y orgánico en disolución a través de la bicapa fosfolipídica

Modificado de: Boudou y Ribeyre 1997 y Newman y Unger 2003

piración, más la combinación de las tasas de absorción y retención eficaz de la forma orgánica en los organismos (Roulet y Maury-Brachet 2001). Durante la absorción intestinal de algunos metales iónicos durante la alimentación de los organismos, el Hg puede ejercer competencia con otros metales esenciales para el metabolismo, como ser el Ca, Zn, Se y en menor grado el Cu (Bjornberg *et ál.* 1988, Szücs *et ál.* 1997). Por otro lado, el mercurio absorbido por las células de los organismos también puede experimentar procesos de descontaminación, por acción metabólica de antioxidantes. Este es el caso las metalotioneínas (MT), son proteínas encargadas de la regulación directa de concentraciones óptimas de metales esenciales (Zn, Se y Cu), e indirectamente de metales tóxicos (Hg y Cd) (Yasutake 2004, Amiard *et ál.* 2006, Carpenne *et ál.* 2007). Cuando estas proteínas fueron descubiertas, se pensaba que únicamente podrían tenerlas los mamíferos, pero posteriormente fueron aisladas en células de peces y algunos invertebrados, como moluscos y crustáceos (Amiard *et ál.* 2006).

El Hg que no es liberado por los organismos, muestra alta movilidad dentro de los compartimentos biológicos (Sweet y Zelikoff 2001), el cual rápidamente puede reaccionar con los puentes de hidrogeno del ADN (Ácido desoxirribonucleico), desencadenando reacciones mediante la liberación de radicales libres y generando aberraciones cromosomáticas, como la poliploidia y otras mutaciones (Amorin *et ál.* 2000), en este sentido puede inhibir el desarrollo de células embrionarias (Braeckman *et ál.* 1997). Por otro lado, la degeneración del sistema nervioso se realiza mediante el reemplazo de moléculas de sulfhidrilo (SH) en los aminoácidos de la cisteína, presentes en la proteína de tubulina que compone los cuerpos axonales y terminaciones presinápticas de las neuronas (Schurz *et ál.* 2000).

### **El mercurio en la salud humana y organismos acuáticos**

**El mercurio llegó a tener importancia ambiental y en la salud pública humana, tras el desastre del derrame**

de grandes cantidades de mercurio en la bahía de Minamata en Japon (Osame y Takizawa, 2001). Después del desastre, las primeras evaluaciones clínicas evidenciaron parestesia, seguidas de ataxia y reducción del campo visual en poblaciones humanas expuestas a MeHg por vía oral (consumo de peces y mariscos contaminados con la forma orgánica de Hg). También se registraron efectos fetales a causa de la exposición de madres en gestación a metilmercurio, lo cual originó parálisis cerebral en infantes (Harada 1995, Osame y Takizawa 2001). En base a estos estudios se definió la dosis de referencia comúnmente aceptada como no letal (principalmente no causa efectos en el desarrollo neuronal)  $58 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  en la sangre del cordón umbilical y  $10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  en el cabello (PNUMA 2005).

Los efectos por contaminación de Hg ya fueron evidenciados en la salud de poblaciones humanas Amazónicas que dependen de peces como principal fuente de proteínas. Estas poblaciones mostraron un deterioro de las funciones nerviosas y alteraciones en el desarrollo psicomotor en niños asociados a la exposición in útero (Dolbec y Fréry 2001, Boischio *et ál.* 2001, Mergler y Lebel 2001, Dórea y Barbosa 2007). En la región Amazónica, esta contaminación se agudiza cuando el consumo de peces está asociado en lugares de explotación aurífera por medio la amalgamación con Hg (Lacerda *et al.* 1991, Hacon *et ál.* 1997, Porcella *et ál.* 1997, Eisler 2003). Pero, el nivel de acumulación de Hg que puedan adquirir las poblaciones humanas Amazónicas por vía oral, no solo depende de la cantidad de Hg disponible en sus recursos alimenticios, también influyen directamente la frecuencia de consumo de este recurso (Boischio *et ál.* 2001, Barbosa *et ál.* 2003).

Existen muchos trabajos sobre la evaluación de niveles de acumulación de mercurio en la biota acuática en esta región. Estos trabajos indican que la información disponible es ampliamente heterogénea y variable (Roulet y Maury-Brachet 2001, Bastos *et ál.* 2008). Es así que la planta acuática del género *Salvinia auriculata* mostró una concentración de  $90.7 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$  en un área con influencia minera del Pantanal brasileño (Leady y Gottgens 2001). La misma especie, en una región con menor influencia minera de la Reserva

Tucuruí Pará (Noreste del Brasil), mostró valores máximos de 225 ng.g<sup>-1</sup> (Aula *et ál.* 1995). Del mismo modo, evaluaciones en consumidores primarios, mostraron importantes variaciones. Por ejemplo, Ampullaridos (caracoles) del género Pomacea de la región del Pantanal en Poconé, evidenciaron concentraciones de 40 ng.g<sup>-1</sup> (Lacerda *et ál.* 1991) y para la misma región del Pantanal Callil y Junk (2001), hallaron valores máximos de 1120 a 2040 ng.g<sup>-1</sup>.

Según estudios y amplia revisión sobre los niveles de MeHg en peces Amazónicos (Roulet *et ál.* 1999, Roulet y Maury-Brachet 2001, Sampaio da Silva *et ál.* 2006) evidenciaron patrones de bioamplificación en las cadenas alimentarias acuáticas; es decir, se incrementa la concentración de MeHg desde los productores primarios (principalmente fitoplancton y plantas acuáticas), hacia los consumidores superiores, (peces piscívoros y carnívoros) de más de un millón de veces en comparación al agua. Estos estudios, concluyeron que en general los peces piscívoros y carnívoros presentan valores de MeHg por encima de los recomendados por instancias internacionales, de 500 ng.g<sup>-1</sup> en peso seco (WHO, 1991). Pero otros estudios realizados en nutrias Amazónicas (*Pteronura brasiliensis*) del Perú (Gutled *et ál.* 2005), y Brasil (Fonseca *et ál.* 2005), no hallaron tal patrón de biomagnificación del MeHg como fueron evidenciados en muchas regiones templadas (Evans *et ál.* 1998). Aunque estudios de dieta y análisis de fecas, han revelado que la nutria Amazónica es un mamífero piscívoro, tróficamente ubicado en la cima de las cadenas tróficas acuáticas de la Amazonía (Carter y Rosas 1997).

Bolivia, presenta semejanzas en la composición de la biota acuática respecto al resto de la región Amazónica. Pero el régimen de inundación es de menor duración e intensidad que en la Amazonía central. Los primeros estudios en tejidos musculares de once especies de peces comerciales del río Beni en Bolivia, fueron realizados por: Maurice-Bourgoin, *et ál.* (2001, 2004). Estos trabajos hallaron concentraciones cuatro veces mayores a los límites recomendados para el consumo en peces. López (2005), realizó un estudio más profundo y amplio en otras subcuencas de la región de Bolivia (Mamoré, Iténez y Madre de

Dios), y determinó que el tipo de hábito alimentario era determinante en los niveles de acumulación en especies de peces comerciales. Es así que la especie herbívora *Piaractus brachipomus* (Tambaquí), y la omnívora *Colossoma macropomum* (Pacú) acumularon los menores niveles de Hg. En cambio las especies piscívoras y carnívoras como; *Cichla monoculus* (Tucunaré), *Pseudoplatystoma fasciatum* (Surubí), *Plagioscion squamosissimus* (Corvina) y *Pygocentrus nattereri* (Piraña) acumularon los mayores niveles de Hg. En este último estudio, se halló un patrón relativo de acumulación de Hg en función al área de inundación de cada subcuenca estudiada para las especies de Pacú, Tucunaré y Piraña. De esta manera constató los mayores niveles de acumulación en la subcuenca del río Mamoré y intermedios para la subcuenca del río Madre de Dios, siendo que en esta última región únicamente la especie Surubí excedía los límites de concentración recomendados para el consumo. Aunque recientemente estudios en la subcuenca del río Beni realizado por Sánchez (2010), está confirmando los mayores niveles de acumulación en peces de la región del Beni, donde el área de inundación es menor a las otras subcuencas. Así también estudios de la comunidad de macroinvertebrados en la región del río Beni realizado por Molina *et ál.* (2010), llegó a comprobar que los invertebrados de posiciones tróficas superiores pueden llegar a acumular casi la misma cantidad que un pez piscívoro; y que a parte de la posición trófica también es importante el tipo de cadena alimentaria en los procesos de acumulación y amplificación del mercurio.

Es evidente que aún hacen falta estudios que puedan dilucidar tal variación en función a las características biogeoquímicas y espacio-temporales de cada subcuenca. Así también, futuros estudios deberían tomar en cuenta realizar evaluaciones de Hg en otras especies de peces comercialmente no explotadas con la intención de proponer el consumo de otras especies con menores niveles exposición del Hg. También los futuros estudios deberían contemplar el estudio integral de los compartimentos bióticos y abióticos, para el mejor entendimiento de los procesos que controlan la acumulación y biomagnificación del mercurio.

Evaluaciones del nivel de absorción de Hg en comu-

nidades humanas ubicadas a las riberas del río Beni y que dependen del recursos piscícola para su subsistencia son también reveladores. Los primeros análisis en cabellos mostraron valores límites de riesgo de contaminación,  $> 6 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Maurice-Bourgoin *et ál.* 1999). Otros estudios hallaron valores bajos (Luna-Monrroy 2008, Barbieri *et ál.* 2009). Luna-Monrroy (2008) encontró un valor promedio de  $5,4 \pm 4,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (N = 624), en madres, adolescentes y niños; esta última autora concluye que aunque las concentraciones de Hg sean moderadamente bajas, muchas de las personas evaluadas padecen enfermedades (paludismo, fiebre amarilla, etc.) que podrían estar escondiendo el verdadero impacto del Hg en el estado de salud de las comunidades estudiadas. A consecuencia de este último estudio expuesto (Benefice *et ál.* 2008) halló la relación de un mejor estado nutricional en aquellas personas que tenían mayor frecuencia de consumo de peces y al mismo tiempo estaban expuestas a mayores dosis de Hg. Por lo expuesto, hacen falta estudios que puedan dilucidar el verdadero efecto del Hg sobre la salud de las poblaciones amazónicas bolivianas.

Se ha podido también observar que la problemática de contaminación en las poblaciones humanas de la región boliviana no es alarmante como en la Amazonía central. Roulet *et ál.* (1998, 2000), propuso para la Amazonía central, que la colonización humana parece ser responsable del aumento y transporte del Hg en el ambiente. Es muy probable que este proceso de colonización humana esté explicando los bajos niveles de Hg, porque en Bolivia la migración de la gente se ha dado principalmente de las áreas rurales hacia las grandes ciudades. Pero en este último tiempo se está promoviendo el desarrollo de las poblaciones rurales en Bolivia, y si no existen políticas adecuadas de control y mitigación de impactos antropogénicos, las problemática de contaminación por Hg podría ser similar o peor a la Amazonía central.

Como se puede evidenciar aún no se conoce bien los procesos que controlar la biomagnificación del Hg y de esta manera explicar la variabilidad de la información expuesta. Es por esta razón que Roulet *et ál.* (2000), propone que los estudios de bioacumulación del Hg debe estar asociado a la comprensión de la

biogeoquímica de la materia orgánica, como el primer nexo de incorporación del Hg en las cadenas alimentarias. De esta manera se obtendría un mejor entendimiento sobre los procesos de biodisponibilidad del Hg y transferencias en las cadenas alimentarias en los sistemas acuáticos Amazónicos. Esto permitiría definir sitios de control y remediación en medios altamente influenciados por contaminación por Hg.

### Comentarios generales

Por medio de esta revisión hemos mostrado los principales procesos ambientales que gobiernan el origen y especiación del Hg en los diferentes compartimentos ambientales de los hidrosistemas Amazónicos. Estos hidrosistemas son medios ideales para la producción del Hg orgánico y biomagnificación en lo largo de las cadenas alimentarias acuáticas e incluido los humanas. Desde la época colonial hasta nuestros tiempos se han liberado grandes cantidades de Hg al ambiente (contaminación histórica de la minería). También los procesos naturales del ciclo biogeoquímico del Hg asociados a los procesos antropogénicos a la que esta sometida la selva Amazonía, están contribuyen a la liberación del Hg al ambiente. Hasta la actualidad no se sabe con exactitud la contribución en cantidad de Hg liberada al ambiente entre los diferentes procesos naturales o antropogénicos, pero si es evidente que estas cantidades se están acentuación en los diferentes compartimentos. Es por eso que resulta importante la necesidad de estudios del Hg asociados al entendimiento de la biogeoquímica de la materia orgánica dentro las cadenas tróficas de los organismos acuáticos e incluido el humano. Estos estudios posibilitarían un mejor entendimiento de los procesos de bioacumulación y biomagnificación del Hg para la prevención y control de riesgos de contaminación.

Por otro lado la problemática de contaminación de las poblaciones humanas en la región boliviana no es alarmante como en la Amazonía central; pero no se debe dejar a un lado el constante monitoreo ambiental de los niveles de Hg la región Amazónica. También creemos que debieran realizarse estudios sobre

los potenciales efectos del Hg en la biota acuática y en las poblaciones humanas Amazónicas. En este sentido hacen falta estudios en la definición de bioindicadores idóneos de contaminación de Hg, para el cuidado y prevención del ambiente y de las poblacio-

nes humanas Amazónicas que dependen de sus recursos hidrobiológicos. Un buen bioindicador, debe integrar la variabilidad estacional (régimenes de inundación periódica) y regional (diferentes medios) a la que está sometida la Amazonía.

---

## Referencias bibliográficas

- Achá D., Iñiguez V., Roulet M., Guimarães J.-R. D., Luna R., Alanoca L., Sanchez S. 2005. *Sulfate-Reducing Bacteria in floating macrophytes rhizospheres from an Amazonian Floodplain lakes in Bolivia and their association with Hg methylation*. Appl. Environ. Microbiol. 71, 1731-1735.
- Amiard, J.-C., Amiard-Triquet C., Barka S., Pellerin J. y Rainbow P.S. 2006. *Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use as biomarkers*. Aquat. Toxicol. 76,160-202.
- Amorin M. I. M., Mergler D., Bahia M.O., Dubeau H., Mirnada D., Lebel J., Burbano R.R. y Lucotte M. 2000. *Cytogenetic damage related to low levels of methylmercury contamination in the Brazilian Amazon*. Anais da Academia Brasileira de Ciências. 71, 437-43
- Aula I., Braunschweiler H. y Malin I. 1995. *The water flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí in Pará, Brazil*. Sci. Total Environ. 175, 97-107.
- Barbieri, F. L., Cournil A. & Gardon J. 2009. *Mercury exposure in a high fish eating Bolivian Amazonian population with intense small-scale gold-mining activities*. International Journal of Environmental Health Research 19(4): 267-277
- Barthem R. B., Chavert-Almeida P., Montag L.A. y Lanna A.E. 2004. *Amazon basin, GWA Regional assessment 40b. edition*. University of Kalmar, Kalmar, Sweden.
- Bastos, W. R., Rebelo, M.de F., Fonseca, M.de F., Almeida, R., Malm, O. 2008. *A description of mercury in fishes from Madeira, River Basin, Amazon, Brasil*. Acta Amazonica 38(3):431-438.
- Benefice E., Luna-Monrroy S.J. y López R.W. 2008. *A nutritional dilemma: fish consumption, mercury exposure and growth of children in Amazonian Bolivia*. Inter. J. Environ. Health Res. 18, 415-427.
- Benoit J. M., Gilmour C.C. y Mason R.P. 2001. *Aspects of bioavailability of mercury for methylation in pure cultures of Desulfobulbus propionicus (1pr3)*. Appl. Environ. Microbiol. 67, 51-58.
- Berman M., Chase T.Jr. y Bartha R. 1990. *Carbon flow in mercury biomethylation by Desulfovibrio desulfuricans*. Appl. Environ. Microbiol. 56, 298-300.
- Bidone E. D., Castillos Z.C., Cid de Souza T.M. y Lacerda L.D. 1997. *Fish contamination and human exposure to mercury in the Tapajós River Basin para state, Amazon Brasil: a screening approach*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 59,194-201.
- Bisinoti M. C., Fadini P.S. y Jardim W. J. 2004. *The importance of the dissolved organic carbon in the mercury cycle in the Negro River Basin - Amazon, Brasil*. 807 p. En: 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (Horvat M., Orgrinc M., Faganeli J. y Kotnik J. Eds.), Ljubljana.
- Bjornberg A., Hakason L., Lundbergh K. 1988. *A theory on the mechanisms regulating the bioavailability of mercury in natural waters*. Environ. Poll. 49,53-61.

- Bloom N. S. 1992. *On the chemical form of mercury in edible fish en marine invertebrate tissue*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49, 1010-1017.
- Boischio A., Henshel D. y Barbosa A. 2001. *Mercury exposure through fish consumption by the upper Madeira river population*. Ecosystem Health 3:177-192.
- Boudou A. y Ribeyre F. 1997. *Aquatic ecotoxicology: from the ecosystem to cellular and the molecular levels*. Environ. Sci. 105, 21-35.
- Braeckman, B., Raes, H. y Van Hoye, D. 1997. *Heavy-metal toxicity in an insect cell line. Effects of cadmium chloride, mercuric chloride and methylmercury chloride in cell viability and proliferation in Aedes albopictus cells*. Cell Biology and Toxicology 13:389-397.
- Callil C. T. y Junk W.J. 2001. *Aquatic gastropods as mercury in the Pantanal of Poconé region (Mato Grosso, Brasil)*. Wat. Air and Soil Poll. 319, 319-330.
- Carpena, E., G. Andreani y G. Isani. 2007. *Metallothionein functions and structural characteristics*. Trace Elem. Med. Biol. 21:35-39.
- Carter S. K. y Rosas F.C.W. 1997. *Biology and conservation of the giant otter Pteronura brasiliensis*. Mammal Rev. 27.
- Campeau, G. C., y Bartha, R. 1985. *Sulfate-reducing bacteria: principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment*. Appl. Environ. Microbiol. 50:498-502.
- Dolbec J. y Fréry N. 2001. *Consumption de poisson et exposition au méthylmercure des populations amazoniennes*. 322-327 p. En: Le mercure en Amazonie. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.), Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), Paris.
- Dórea J. y Barbosa A.C. 2007. *Anthropogenic impact of mercury accumulation in fish from the Rio Madeira and Rio Negro rivers (Amazônia)*. Biol. Trace Elem. Res. 115, 243-254.
- Eisler R. 2003. *Health risks of gold miners: a synoptic review*. Environ. Geochem. and Health 25, 325-345.
- Ekstrom E. y Morel F.M.M. 2004. *Mercury methylation by sulfate-reducing bacteria independent of vitamin B12*. 807 p. En: 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (Horvat M., Orgrinc, M., Faganeli, J. y Kotnik, J., Eds.), Ljubljana.
- Evans, R. D., Addison, E.M., Villeneuve, J.Y., MacDonald, K.S. y Joachim, D.S. 1998. *An examination of spacial variation in mercury concentration in otter (Lutra canadensis) in south-central Ontario*. Sci. Total Environ. 213, 239-245.
- Farella N., Lucotte M., Davison R. y Daigle S. 2006. *Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment*. Sci. Total Environ. 368(1):19-29
- Fostier A-H., Forti M.C., Guimarães J.-R.D., Melfi A.J., Boulet R., Espirito Santo C.M. y Krung J.F. 2000. *Mercury fluxes in a natural forested Amazonian catchment (Serra do Navio, Amapá State, Brazil)*. Sci. Total Environ. 260, 201-211.
- Fréry N., Maury-Brachet R., Maillot E., Deheeger M., de Merona B. y Boudou A. 2001. *Gold-mining activities and mercury contamination of native Amerindian communities in French Guiana: key role of fish in dietary uptake*. Environ. Health Perspect. 109, 449-456.
- Galaor I., Gloner D., Hausberger B., Höflein M., Probst G., Scheffel R., Thamm S., Voel N.V. Eds. 1998. *Las minas hispanoamericanas a mediados del siglo XVIII*. Vervuert Verlag, Frankfurt.
- Galeano E. H. 1979. *Las venas abiertas de América Latina*. Siglo XXI Editores, Mexico.
- García J. M. 1982. *Del caucho al oro: el proceso de colonizador del Madre de Dios*. Rev. Española de Antropol. Americ. XII:255-271.
- Guimarães J.-R. D., Malm O. y Pfeiffer W.C. 1995. *A simplified radiochemical technique for measurement of met mercury methylation rates in aquatic systems near goldmining areas, Amazon, Brazil*. Sci. Total. Environ. 172, 151-162.
- Guimarães J.-R. D., Meili M., Hylander L.D., de Castro e Silva E., Roulet M., Mauro J.B., de Lemos R. 2000. *Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils*. Sci. Total Environ. 261:99-107.

- **Guimarães J. R.** 2001. *Les processus de méthylation du mercure en milieu amazonien*. 274 p. En: Le mercure en Amazonie. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.), Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), Paris.
- **Hacon S., Rochedo E.P., Campos R., Rosales G. y Lacerda L.D.** 1997. *Risk assessment of mercury in Alta Floresta, Amazon Basin - Brazil*. *Wat. Air and Soil Poll.* 97: 107-118.
- **Hamasaki T., Nagese H., Yoshioka Y. y Sato T.** 1995. *Formation, distribution and ecotoxicology of methylmetals of tin, mercury and arsenic in the environment*. *Critical Review in Environ. Sci. Tech.* 25, 45.
- **Harada M.** 1995. *Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution*. *Toxicol.* 25, 1-24.
- **Harris R., Krabbenhoft D.P., Mason R., Murray M.W., Reash R., Saltman T. Eds.** 2007. *Monitoring and evaluating trends in methylmercury accumulation in aquatic biota*. SETAC, Florida, 2p.
- **Jensen S. y Jernelov A.** 1969. *Biological methylation of mercury in aquatic organisms*. *Nature* 223, 753-754.
- **Lacerda L. D., Pfeiffer W.C., Marins R.V., Rodrigues S., Souza C.M.M. y Bastos W.R.** 1990. *Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of gold mining tailing deposit in Poconé, Brazil*. *Wat. Air and Soil Poll.* 55, 283-294.
- **Lacerda, L. D., Salomons, W., y Pfeiffer, W.C. y Bastos, W.R.** 1991. *Mercury distribution in sediment profiles from lakes of the high pantanal, Mato Grosso State, Brazil*. *Biogeochem.* 14:91-97.
- **Lacerda L. D.** 1997a. *Global mercury emissions from gold and silver mining*. *Wat. Air and Soil Poll.* 97, 209-221
- **Lacerda L. D.** 1997b. *Evolution of mercury contamination in Brazil*. *Wat. Air and Soil Poll.* 97, 247-255.
- **Leady B. S. y Gottgens J.F.** 2001. *Mercury accumulation in sediment cores and along food chains in two regions of the Brazilian Pantanal*. *Wetl. Ecol. and Manage.* 9, 349-361.
- **López E. S.** 2005. *Bioacumulación y biomagnificación del mercurio en diferentes poblaciones de peces en la cuenca Amazónica boliviana*. Maestría en Ecología y Conservación. Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- **Loubens G., Lauzanne L. y Le Guennec B.** 1992. *Les milieux aquatiques de la région de Trinidad (Béni, Amazonie bolivienne)*. *Rev. d'Hydrobiol. Trop.* 25, 3-21.
- **Luna-Monroy S. X., Lopez R.W., Roulet M., Benefice E.** 2008. *Lifestyle and mercury contamination of Amerindian population along the Beni River (lowland Bolivia)*. *Environ. Health* 71(4), 44-50.
- **Market B.** 2007. *Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment*. *Trace Elem. in Med. and Bio.* 21, 77-82.
- **Maurice-Bourgoin L., Quiroga I., Guyot J.L. y Malm O.** 1999. *Mercury pollution in the upper Beni River, Amazonian basin: Bolivia*. *Ambio* 28, 302-206.
- **Maurice-Bourgoin L.** 2001. *Le mercure dans les eaux de surface du bassin amazonien*. 169-201 p. En: Le mercure en Amazonie. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.), Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), Paris.
- **Maurice-Bourgoin L., Aalto R. y Guyot J.L.** 2002. *Sediment-associated mercury distribution within a major Amazon tributary: century-scale contamination history and importance of floodplain accumulation*. 161-168 p. En: The structure, function and management implications of fluvial sedimentary systems, proceeding of an international symposium held at Alice Springs (Dyer F., Thoms M.C. y Olley J.M. Eds.), Australia, IAHS Publ. Nº276.
- **Mauro, J. B. N., Guimarães, J.R.D. y Melamed, R.** 1999. *Mercury methylation in a tropical macrophyte: influence of abiotic parameter*. *Appl. Organomet. Chem* 13(9):631-636.

- **Meech J. A., Veiga M.M. y Tromans D.** 1998. *Reactivity of mercury from gold mining activities in darkwater ecosystems.* *Ambio* 27, 92-98.
- **Meili M.** 1997. *Mercury in lakes and rivers.* 22-48 p. En: *Mercury and its effects on environmental and biology* (Sygel A.S.H. Ed.), Taylor y Francis Group, New York.
- **Mergler, D., y Lebel, J.** 2001. *Les effets de l'expositions au méthylmercure chez les adultes.* 374 p. En: *Le mercure en Amazonie.* (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.) Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), París.
- **Miller J. R., Lechler P.J. y Bridge G.** (2003). *Mercury contamination of alluvial sediments within the Essequibo and Muzaruni River Basins, Guyana.* *Wat. Air and Soil Poll.* 148, 139-166.
- **Miranda M. R., Guimarães J.-R.D., Roulet M., Achá D., Cohelo-Souza S., Mauro J.B.N. y Íñiguez V.** 2004. *Mercury methylation and bacterial activity in macrophyte-associated periphyton in floodplain lakes of the Amazon basin.* 1218-1220 p. En: *7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant*, (Horvat M., Orgrinc M., Faganeli J. y Kotnik J. Eds), Ljubljana.
- **Molina, C. I., Gibon F.-M., Duprey J.-L., Dominguez E., Guimarães J.-R. D., Roulet M.** 2010. *Transfer of mercury and methylmercury along macroinvertebrate food chains in a floodplain lake of the Beni River, Bolivian Amazonia.* *The Science of the Total Environment* 408(16): 3382-3391
- **Navarro M.** 1997. *La mina de mercurio de Huancavélica (Perú): entre los intentos de reformas de Antonio de Ulloa y el continuismo de Carlos de Berranger (1758-1767).* *Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales* 4, 1-10.
- **Newman M. C. y Unger M.A.** 2003. *Fundamentals of ecotoxicology, Second edition.* Lewis Publisher, Florida, 55 p.
- **Nriagu J. O. y Pacyna C.Y.** 1988. *Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals.* *Nature* 333, 134-139.
- **Nriagu J. O., Pfeiffer W.C., Malm O., Souza C.M. y Mierle G.** 1992. *Mercury pollution in Brazil.* *Nature* 356-389.
- **O'Driscoll N. J., Rencz A. y Lean D.R.S.** 2005. *The biogeochemical and fate of mercury in the environmet.* 221-238 p. En: *Metals ions in biological systems.* (Sigel A., Sigel H. y Sigel R.K.O. Eds.) Taylor y Francis Group. Volume 43.
- **Oremland R. S., Culberton C.W. y Winfrey M.R.** 1991. *Methylmercury decomposition in sediments and bacterial cultures: Involvement of methanogens and sulfate reducers in oxidative demethylation.* *Appl. Environ. Microbiol.* 57, 130-137.
- **Osame, M., y Takizawa, Y.** 2001. *A brief introduction to Minamata diseases.* En: *Understanding of Minamata diseases. Methylmercury and poisoning in Minamata and Nigata* (Takizawa Y. y Osame M. Eds.), Japan. Japan Public Health Association, Tokyo.
- **Porcella D. B., Ramel C. y Jernelov A.** 1997. *Global mercury pollution and the role of gold mining: an overview.* *Wat. Air and Soil Poll.* 97, 205-207.
- **Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).** 2005. *Evaluación mundial sobre el mercurio.* PNUMA, Productos Químicos, Ginebra, 32-98 p.
- **Quiroga I. V.** (1997). *Estudio preliminar de la contaminación por mercurio en aguas del Río Béni.* Veterinarios sin Fronteras, La Paz, 24 p.
- **Rabus R., Hansen T.A., Widdel F.** 2006. *Dissimilatory sulfate-and sulfur-reducing prokaryotes.* En: *The Prokaryotes* (Dworkin M., Falkow S., Rosenberg E., Schleifer K.-H. y Stackebrandt E., Eds). Springer Science, Singapore .
- **Roulet M., y Lucotte M.** 1995. *Geochemistry of mercury in pristin and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America.* *Wat. Air and Soil Poll.* 80, 1979-1088.

- Roulet M, Lucotte M, Saint-Aubin S., Heault I., Farella I., Silva E.J., Dezencourt J., Souza Passos, C.J., Soares, G.S., Guimarães, J.R., Mergler, D., Amorim, M. 1998. *The geochemistry of mercury in central Amazon soils developed on the Alter do Chão formation of the lower Tapajós River valley, Pará State, Brazil.* Sci. Tot. Environ. 223,1-24.
- Roulet M, Lucotte M, Dolbec J., Gogh Y.F., Pereja J.R.P., Silva D.S., Lebel J., Megler D., Guimarães J.-R.D. 1999. *Mercury bioaccumulation in two fish communities of the Tapajós river, Brazilian Amazon.* 232p. En: 5th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (Barbosa J. P., Melamed R. y Villas-Boas R. Eds.) Rio de Janeiro, Brasil.
- Roulet M, Lucotte M, Guimarães J.-R.D. y Rheault I. 2000. *Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós Rives, Brasil.* Sci. Tot. Environ. 261,43-49.
- Roulet M. 2001. *Le mercure: son cycle biogéochimique et sa repertition aux échelles planétaires et amazonienne.* 81-85 p. En: Le mercure en Amazonie. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.) Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), París.
- Roulet, M. y Maury-Brachet, R. 2001. *Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens.* 203-207 p. En: Le mercure en Amazonie. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.) Intitut de Recherche pour le Développement (IRD), París.
- Roulet M, Guimarães J.-R.D., Alanoca L., Rodrigues M., Sanchez S., Íniguez V., Acha D., Luna R. & Chincheros J. 2004. *Methylmercury production in sediment from floodplain lakes in the Bolivian Amazon.* 1355 p. En: 7th International Conference on Mercury as a Global Pollutant (Horvat M., Orgrinc M., Faganeli J. & Kotnik J. Eds.), Ljubljana.
- Sampaio da Silva D., Lucotte M, Roulet M, Mergler D. y Crossa M. 2006. *Mercury in fish of the Tapajós River in the Brazilian Amazon.* Interfacehs 1,1-33.
- Schroeder W. H. y Muthe, J. 1998. *Atmospheric mercury - An overview.* Atmos. Environ. 32,809-822.
- Schurz F., Sabater-Vila M. y Fink-Gremmenis J. 2000. *Mutagenicity of mercury chloride and mechanisms of cellular deference: the role of metal-binding proteins.* Mutagenesis 15,525-530.
- Serrano, C. 2004. *Historia de la minería andina boliviana.* UNESCO, Potosí. 46-256 p.
- Sánchez, Y. 2010. *Estudio de la biomagnificación del mercurio en los peces del río Beni y la laguna La Granja, Amazonía Boliviana, mediante el uso de isótopos estables.* Tesis de grado de licenciatura. Carrera de Biología, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.
- Sioli H. 1968. *Hydrochemistry and geology in the brazilian Amazon region.* Amazonian (I)3,267-277.
- Sweet L. I. y Zelikoff J.T. 2001. *Toxicology and immunotoxicology of mercury: a comparative review in fish and humans.* Toxicol. Environ. Health. 4(B), 161-205.
- Szücs A., Angiello C., Salánki J. y Carpenter D. O. 1997. *Effects of inorganic mercury and methylmercury on the Ionic currents of cultured rat hippocampal neurons.* Cell. and Mbl. Neurobiol. 17, 273-288.
- Van Der Maarel M. J. E. C., Jensen M., Hanstra R., Meijer W.G. y Hansen, T.A. 1996. *Demethylation of dimethylsulfoniopropionate to 3-S-methylmercaptopropionate by marine Sulfate-Reducing Bacteria.* Appl. Environ. Microbiol. 62, 3978-3984.
- Veiga M. M. y Meech J.A. 1995. *A brief history of amalgamation practices in the Americas.* 581-594 p. En Proceedings of the 16th Brazilian Symposium on Ore Processing and Hydrometallurgy, Río de Janeiro, Brasil.
- WHO (World Healt Organization) 1991. *Mercury-environmental aspects, 2da Edición edition.* Environmental Health Criteria, Ginebra.
- Yasutake A., M. Sawada, A. Shimada, M. Satoh y C. Tohyama. (2004). *Mercury accumulation and its distribution to metallothionein in mouse brain after sub-chronic pulse exposure to mercury vapor.* Arch. Toxicol. .78, 489-495.
- Zhang, H. 2006. *Photochemical redox reactions of mercury.* Struct. Bond. 120:37-79.



# The watershed as a conceptual framework for the study of environmental and human health

---

Alan S. Kolok<sup>1,2</sup>, Cheryl L. Beseler<sup>1,3</sup>,  
Xun-Hong Chen<sup>4</sup> and Patrick J. Shea<sup>1,4</sup>

1 Department of Environmental, Agricultural and Occupational Health, 987850 Nebraska Medical Center, Omaha, NE 68198.

2 Department of Biology, University of Nebraska at Omaha, 6001 Dodge Street, Omaha, NE 68182.

3 Department of Epidemiology, 987850 Nebraska Medical Center Omaha, NE 68198.

4 School of Natural Resources, 3310 Holdrege St., University of Nebraska-Lincoln, Lincoln, NE 68583-0996.

## Resumen

*Las cuencas constituyen una base física para establecer vínculos entre los contaminantes acuáticos, la salud del medio ambiente y la salud humana. Los intentos actuales para establecer esos vínculos se ven limitados por las restricciones ambientales y epidemiológicas. Desde una perspectiva ambiental, el concepto de cuencas ayuda a identificar las diferencias en el uso del suelo y la aplicación de agroquímicos a un nivel de resolución importante para la salud humana. Desde una perspectiva epidemiológica, el concepto de cuencas arroja datos para construir importantes modelos ambientales. En esta perspectiva, en el trabajo se discute cómo las cuencas pueden proporcionar un marco conceptual para estudios sobre salud ambiental y humana.*

## Abstract

*The watershed provides a physical basis for establishing linkages between aquatic contaminants, environmental health and human health. Current attempts to establish such linkages are limited by environmental and epidemiological constraints. From an environmental perspective, the watershed concept helps identify differences in land use and application of agrochemicals at a level of resolution relevant to human health outcomes. From an epidemiological perspective, the watershed concept places data into a construct with environmental relevance. In this perspectives the paper discuss how the watershed can provide a conceptual framework for studies in environmental and human health.*

**Palabras clave.**– Cuenca, Agroquímicos, Salud Ambiental, Epidemiología, Deslaves Agrícolas, Productos Químicos Antagonistas de las Hormonas.

**Keywords.**– Watershed, Agrichemicals, Environmental Health, Epidemiology, Agricultural Runoff, Hormone Disrupting Chemicals.

---

## Introduction

When considering adverse human health outcomes in communities engaged in agriculture, drinking water is a key route of exposure. While application of pesticides to the land, or administration of pharmaceutical compounds to livestock, can lead to pesticide and hormone residues in drinking water and adverse human health outcomes, the relationship involves subtle yet complex interactions. For example, the relationship between land application of pesticides and surface water is influenced by precipitation and evapotranspiration, infiltration, ground water re-

charge and irrigation, runoff and surface water irrigation.

Establishing ties between environmental health and human health is not only thwarted by the complexity of environmental interactions, but can be difficult given the current organization of human demographic and risk factor data. Generally these data are aggregated into established Geographic census units, such as counties, census tracts, census blocks and census block groups. Contaminants, however, have no respect for census boundaries resulting in heterogeneity of exposure when the unit of analysis over-

laps regions with differing geological characteristics. To identify significant associations between exposures and human health, within-group exposure must be homogenous. Determining the appropriate geographic census unit becomes a major issue when investigating human health outcomes because estimating the rate of disease in a population requires a denominator that represents the population at risk of the disease. Individuals residing in different watersheds or those residing in different regions of the same watershed may not have equivalent opportunities for exposure.

We propose that the watershed provides a valuable conceptual framework for studies focusing on the interaction between aquatic contaminants and environmental and human health. A watershed is the area of land where all of the water under it or draining off of it goes to the same place and includes both surface and ground water. Consequently, the environmental history of two individuals living some distance from each other but in the same watershed may be more closely related than that of two individuals living

near each other but in different watersheds. From the perspective of human and environmental health, the relationship between watershed geography and contaminant distribution is critical and needs further exploration.

## The Elkhorn River Watershed

### *Land use and surface water*

In this article we will use the Elkhorn River watershed as a case study. The Elkhorn watershed, approximately 18,135 km<sup>2</sup>, is located in northeastern and north central Nebraska, encompassing parts of 24 counties. The dominant surface water feature is the Elkhorn River. The surface gradient within the watershed is modest, ranging from 606 m at O'Neill in the northwest to 366 m at Fremont in the southeastern corner, despite the fact that these two points are separated by over 245 river km. Rainfall also varies modestly from east to west, from an annual average of 75.9 cm (38.6 cm during the growing season) at Fremont to 59.4 cm (30.2 cm) at O'Neill.

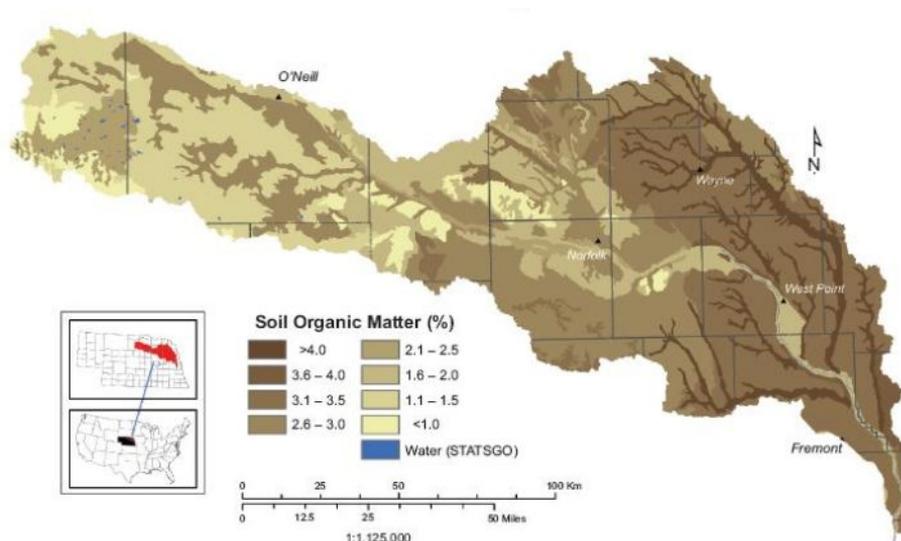


Figure 1. Soil organic matter in the Elkhorn River watershed  
Source: USDA NRCS State Soil Geographic Database

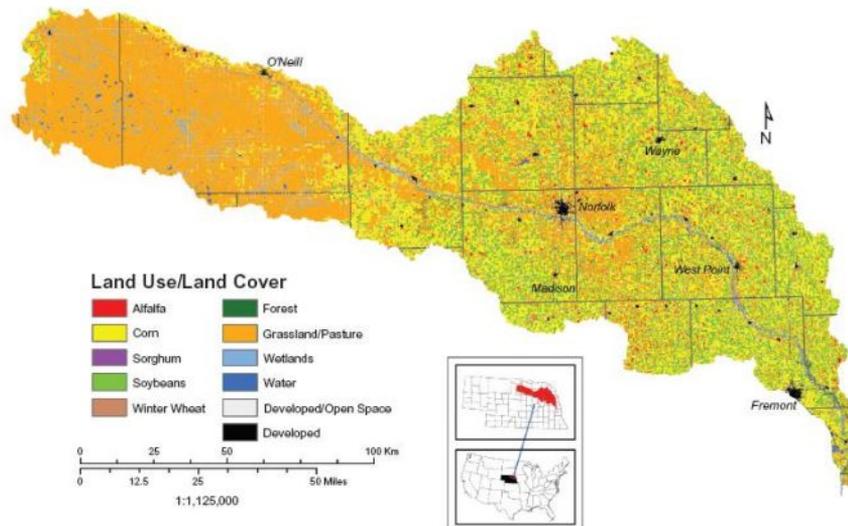
While changes in elevation and annual precipitation are modest across the watershed, differences in soil type and agricultural practices are more pronounced. In the eastern portion of the watershed, silt and loess predominate whereas in the western portion of the watershed sandhills and shale predominate. These differences are also reflected in soil organic content, which is lower in the western portion of the watershed than in the east (Fig. 1). Corn and soybeans are the major row crops in the east, with a gradual change to wheat, pasture and rangeland further west in the watershed (Fig. 2). There are also differences in livestock practices, as cattle feedlots predominate in the east, whereas cow-calf operations predominate in the west (Fig. 3). Because the nature of agrichemicals used varies with land use in the watershed, the types and quantities of contaminants present in ground and surface waters will change from east to west.

The prevalence of row crops and beef cattle within the Elkhorn River watershed is in sharp contrast to the scant human population in the region. Excluding

the two urban counties at the southeast corner of the watershed, the human population within the remaining 22 counties is approximately 232,000 and not all of these people live within the watershed. To put this number into perspective, there are about the same number of beef cattle in feedlots in one county within the watershed (Cuming County) as people in all 22 counties. Agricultural pesticides and veterinary pharmaceuticals would be expected to comprise a greater source of contamination than the waste stream from the communities (human pharmaceuticals, personal care products, cleaning products, industrial byproducts, etc) within the watershed.

### *Ground water as a source of drinking water*

Beneath the Elkhorn River watershed lies the Ogallala aquifer, one of the largest aquifers in the world. The Elkhorn River and the underlying ground water are connected; surface water reaches the ground water through infiltration, whereas ground water returns to the surface through wells and discharges to the Elkhorn River and its tributaries as baseflow. According to Chen *et al.* groundwater seepage through



**Figure 2. Land use in the Elkhorn River watershed**  
 Source: 2007 USDA NASS Cropland Data Layer with USGS National Hydrologic Dataset water

the streambed of the Elkhorn River near Neligh was as high as  $0.94 \text{ m}^3/\text{d}$  per square meter at some locations, indicating that the Elkhorn River receives a large quantity of groundwater from the surrounding aquifers. In the hyporheic zone, the inflow from the stream to the streambed was also observed. The infiltration rate was up to  $0.38 \text{ m}^3/\text{d}$  per square meter. There were 12,441 registered ground water wells within the watershed in 2005. Irrigation is the largest consumer of ground water, with approximately 1,100,000 acres supplied by approximately 8,400 wells in 2005.

People living in the Elkhorn River watershed get their drinking water from wells. The Nebraska Department of Natural Resources Wells Database lists 2812 registered domestic wells and 389 registered wells for public water supply systems in the Elkhorn River watershed. Importantly, all of the public water supply wells are located close to rivers or creeks and 266 wells are within 100 m of those waterways. The depth of these supply wells ranges from 10 to 135 m. The depth of about one third of these wells is less than 30 m, while another 33% are between 30–60 m.

Only 15 wells are more than 100 m deep. While it is likely that agrichemical contaminants in groundwater may be more closely related to human health than those in surface water, groundwater in both the upper and lower Elkhorn River watershed occurs in alluvial aquifers that are often highly permeable and hydrologically connected to the rivers. For example, test-hole logs drilled near Pilger indicate that the Quaternary alluvial materials on both sides of the Elkhorn River consist mainly of sand and gravel. Electrical conductivity logs and sediment cores show that the sediments beneath the river channel near Pilger consist mainly of sand and gravel as well. Computer simulations for permeable alluvial aquifers, a hypothetical case by Chen and a case study by Abdel-Fattah, show that pumping in near-river wells can induce infiltration of river water into the streambed and if the pumping time is sufficiently long, the infiltrated river water will arrive at the pumping well. If the river contains contaminants, they may be carried to the hyporheic zone (the zone in which surface water mixes with ground water) and then into the water supply system.

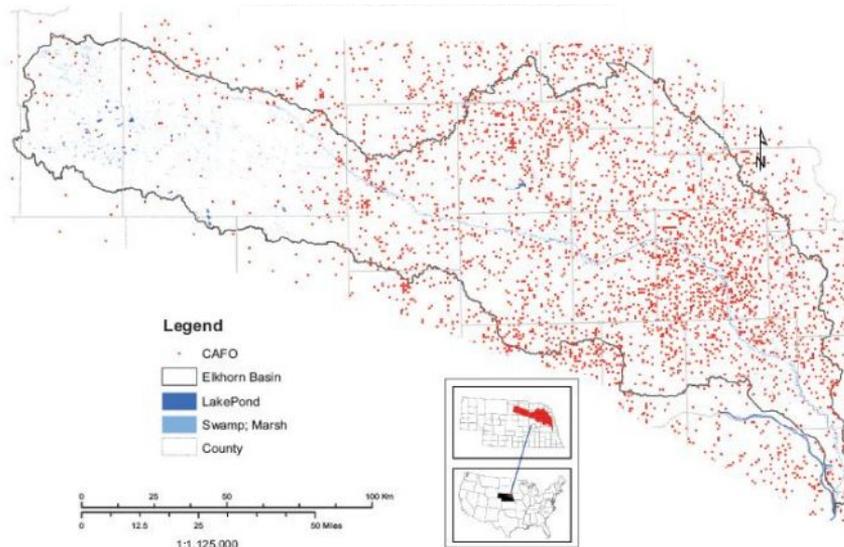


Figure 3. Confined beef cattle feeding operations in the Elkhorn River watershed  
Source: USGS National Hydrologi Dataset

### *Geographic data and environmental health*

Residents living in the Elkhorn River watershed are likely to be exposed to different agrichemicals depending upon their location. While local variations in the environment (water movement or management practices of individual farmers and ranchers) undoubtedly influence local water quality, we contend that the change from grassland to row crop agriculture is the dominant geographical issue of importance to environmental and human health in this region of Nebraska. Furthermore, dividing the watershed into two regions based upon land use (grassland vs. corn/soybean rotation) may be epidemiologically important, as the resultant subpopulations should be large enough for meaningful study. While we are not aware of any epidemiological studies that have focused on geographical variation within the Elkhorn River watershed, this may be a fruitful area for further study.

### **Chemical Contaminants and the Elkhorn River Watershed**

**In an agricultural environment with a low human population density, such as the Elkhorn River watershed, pesticides used in row crop agriculture and growth-promoting steroids used by the beef cattle industry, may represent the greatest contribution of organic contaminants to the surface water. Recent research has shown that the biological effects of many of these compounds challenge traditional thinking about how contaminants behave in the environment. For example, compounds acting as endocrine disruptors may exhibit non-monotonic dose-response relationships, and may have biological effects at very low concentrations. These compounds may also disrupt developmental and reproductive processes, and their occurrence in drinking water may have direct, though subtle, human health consequences.**

### *The contaminants*

**Pesticides.** Pesticide use within the Elkhorn River watershed is greatest in the eastern half of the watershed where corn and soybeans predominate. Historically, the herbicides atrazine and cyanazine (s-triazines), and alachlor and metolachlor (chloroacetanilides) were most widely used on these crops, with preference gradually shifting to a product containing a mixture of atrazine and acetochlor in corn. Pendimethalin or trifl uralin (dinitroaniline herbicides), metribuzin (as-triazine), as well as alachlor, metolachlor and other herbicides have been used in soybeans. For many years dicamba (a substituted benzoic acid) and 2,4-D (a chlorophenoxyacetic acid) applied in salt or ester form have been widely used for postemergence broadleaf weed control in corn and remain in general use.

In recent years, the use of 2,4-D and dicamba in agriculture has been declining, in part due to the advent of low application rate herbicides such as nicosulfuron, primisulfuron, rimsulfuron and chlorimuron (sulfonyleureas), mesotrione (benzocyclohexanedione), and cloransulam (sulfonanilide), which can be used for postemergence weed control in corn and soybeans. Another major change is the increasingly wide spread use of Roundup Ready® (herbicide resistant) corn and soybeans, permitting the use of glyphosate (N-phosphonomethyl glycine) as the primary chemical weed control agent. For some time, the organophosphate insecticide chlorpyrifos has been widely used in both corn and soybean, along with terbufos and methyl parathion (also organophosphates), carbofuran and carbaryl (carbamates), and several other chemicals. More recently, insecticide use also has shifted to synthetic pyrethroids such as permethrin, esfenvalerate, cypermethrin, bifenthrin, cyfluthrin and cyhalothrin.

**Growth-promoting compounds.** As with pesticides, the use of growth-promoting steroids predominates in the eastern half of the Elkhorn River watershed. The predominant livestock in the Elkhorn River water-

shed are beef cattle; however animal operations are generally segregated from west to east. Cow-calf grazing operations predominate in the western portions of the watershed, and growth-promoting implants are routinely used on the slower growing calves. In contrast, animals held in the feedlots (heifers, fast-growing calves or steers) all receive growth-promoting implants.

For beef cattle held in feedlots, growth-promoting compounds are administered in feed or as a pelleted ear implant. There are currently six compounds listed for use as growth-promoting agents in beef cattle: trenbolone acetate, estradiol, testosterone, melengestrol acetate, progesterone, and zeranol. While single growth-promoting compounds can be administered, the most responsive implant for steers is a 5:1 to 10:1 ratio of trenbolone acetate and estradiol. Melengestrol acetate is given to heifers as a feed additive to prevent estrus, thereby channeling reproductive energy into somatic growth.

### *The potential for off-site movement*

When considering the potential for off-site movement of pesticides or growth-promoting compounds, some physiochemical properties of the compound are particularly important. Among these, the most important properties are rate of degradation (indicated by half-life) and affinity for soil (indicated by the organic carbon partition coefficient or  $K_{oc}$ ). With the exception of extremely soluble or insoluble pesticides, water solubility is less critical because field application rates typically result in soil solution concentrations well below the water solubility of the pesticide. The potential for agrichemical runoff in surface water is generally greatest when the  $K_{oc}$  is between 50 and 5,000 (leaching may predominate at  $K_{oc} < 50$ ) and increases with persistence (longer half-life).

Pesticides are generally applied to agricultural fields as parent compounds, and much of the runoff contains parent compounds rather than metabolites. Some pesticides such as the triazine (e.g. atrazine)

and chloracetanilide herbicides (e.g. alachlor, metolachlor and acetochlor), readily dissolve and move with water. Other compounds, such as the dinitroaniline herbicides (e.g. trifluralin and pendimethalin) and organophosphate insecticides (e.g. chlorpyrifos), more strongly associate with soil particles and organic matter and are transported primarily with eroded soil, particularly during times of high runoff from precipitation or irrigation.

Unlike pesticides, which are applied to fields in parent form, growth-promoting compounds are deposited into the environment in both parent form and various metabolites. Growth-promoting compounds only enter the environment after passing through a beef heifer or steer. With the exception of melengestrol, the compounds are excreted primarily as water-soluble metabolites and conjugates. The primary route of excretion of androgens, estrogens and progestogens is fecal, and fecal pats from steers implanted with a trenbolone:estradiol combination implant have been shown to contain androgenic steroids. All of the registered steroids are fairly lipid soluble; however, the metabolites are much more water soluble and as such more mobile.

### *Sorption to soils*

Agrichemicals must be bioavailable to be of concern to environmental or human health. Bioavailability is altered by sorption to soils. All agrichemicals have some affinity for organic matter and organic matter content is one of the most important factors determining adsorption and availability in soil. In the Elkhorn River watershed, soil organic matter increases from west to east. As a result, agrichemicals in runoff from croplands or animal operations in the eastern part of the watershed are likely to adsorb to those organically rich soils to a greater extent than to the organically poor soils of the west (Fig. 1). This greater affinity of the soils for agrichemicals in the eastern portion of the watershed may decrease their overall bioavailability.

### *Land use and agrichemical residues in waters from the Elkhorn River*

Pesticides occur in detectable concentrations throughout the Elkhorn River watershed in stream water samples. Frenzel *et al.* reported that alachlor, atrazine, cyanazine, and metolachlor, were most commonly applied and detected (78% of stream water samples) for corn, sorghum, and soybean production in the Central Nebraska Basins Study Unit, a 30,000 square mile area of intensive agriculture extending from the Elkhorn River in the northeast south to the Platter River and including the Lincoln metropolitan area. Atrazine was detected in all stream samples. Other notable detections included the herbicides prometon (69% of stream samples), simazine (64% of samples), pendimethalin (37% of samples), propachlor (32% of samples), metribuzin (25% of samples) and trifluralin (20% of samples), along with the insecticides chlorpyrifos (24% of samples) and carbofuran (22% of samples). Concentrations in the water were found to depend upon seasonal application and rainfall patterns as the greatest concentrations were inevitably found during the growing season following intense rainfall shortly after herbicide application.

Relationships between proximity to feedlots and the occurrence and activity of steroidogenic compounds in the Elkhorn River have not been well established. For example, Soto *et al.* analyzed water samples from six sites throughout the lower Elkhorn River (Nebraska) for estrogenic activity (E-screen), androgenic activity (A-screen) and the occurrence of estrone, 17- $\beta$ -estradiol, 17- $\alpha$ -trenbolone, 17- $\beta$ -trenbolone and trendione. Estrogenic activity was found at all six sites, with the greatest activity in a feedlot retention basin, and at the confluence of the retention pond drainage ditch and the Elkhorn River (approximately 0.5 km from the retention pond). Estrone, a metabolite of 17- $\beta$ -estradiol was detected at each of the six sites but did not account for much (3%–46%) of the estrogenic activity. With respect to androgenic activity, Soto *et al.* found androgenic

activity at all sites, with the highest activity at the retention basin and lowest at the control site. Androgenic compounds were detected only at marginal levels.

In a follow-up study on the Elkhorn River, Kolok *et al.* attempted to correlate the concentrations of estrone, 17- $\beta$ -estradiol, 17- $\alpha$ -trenbolone, progesterone and melengestrol acetate to the proximity to beef cattle CAFOs (confined animal feeding operations). Passive samplers were deployed at four sites; two in small creeks immediately Downstream from major CAFO operations, one deployed in the mainstream Elkhorn River, immediately downstream from the Norfolk wastewater treatment plant, and a fourth at a reference site. No clear-cut relationships were discernable between location within the watershed and amount of steroids collected in the passive samplers. Additional research is needed to clarify relationships between deployment sites and the occurrence of these compounds in surface waters.

### *Mixtures*

Chemical mixtures may result from application of multiple pesticides to agricultural fields or administration of multiple pharmaceuticals to livestock. They also result from the commingling of runoff from fields sprayed with different compounds, or runoff from a CAFO commingling with runoff from agricultural fields. Understanding agrichemical mixtures is important when discerning impacts on human and environmental health. For example, Belden *et al.* showed that the most common pesticide mixture found in streams was acetochlor-metolachlor, followed by alachlor-atrazine-metolachlor or alachlor-atrazine-metolachlor-cyanazine. Atrazine and metolachlor have been shown to induce CYP19 (aromatase), thereby potentially promoting the conversion of androgens to estrogens resulting in higher levels of 17- $\beta$ -estradiol in exposed human populations. Likewise, the estrogen metabolite estrone has been detected at all sites sampled throughout the Elkhorn River watershed. Interactions between metabolite of steroids and pesticides are currently unknown.

Nevertheless, the occurrence of agrichemical mixtures, particularly in streams, implies that the combined toxicity of pesticides in aquatic ecosystems as well as health and environmental impacts may be greater than that of any single pesticide present.

Agrichemical degradation products and metabolites may pose a problem with respect to the overall level of contamination of a watershed. Most metabolites are less toxic than the parent compound, although some degradation products such as desethylatrazine (DEA) and metolachlor ESA (ethanesulfonic acid) and metabolites such as estrone or 17- or - trenbolone are active agents that pose similar or different risks to human Elath and (or) the environment. Mixtures of parent compounds and their metabolites need to be considered when assessing potential impacts on human and environmental health. This is a daunting but essentials task.

### **Sentinel Markers of Exposure to Hormone Disrupting Chemicals in Humans**

**A number of studies in the past decade have suggested that agrichemicals may have multiple effects on human health, including impaired reproductive capacity, altered immune and thyroid function, and cancer risk. One mechanism by which these agrichemicals, can elicit adverse health effects is via their action as hormone disrupting chemicals (HDCs). From a human health perspective, it may be particularly important in agriculturally dominated systems to have surveillance endpoints that will be useful in evaluating the effect and impact of HDCs on the human population. The remainder of this perspective recommends a few such endpoints.**

#### ***Sex ratios***

**Sex ratios can be calculated from readily available birth data. They may be sensitive indicators of environmental hormonal effects in crosssectional analysis comparing regions in a watershed that are vulnerable**

to drinking water contaminants to less vulnerable areas. Even slight alterations in this ratio over time would indicate that further study is warranted as the ratio is stable and well-characterized in human populations. Although no mechanism has been shown to link HDCs to changes in the sex ratio, there are a number of ways in which it could occur and studies suggest that it does. HDCs may alter the ratio of testosterone to human chorionic gonadotropin in men or they might affect DNA methylation patterns, as has been shown in mouse embryos.

Experimental aquatic and mammalian models demonstrate changes in sex ratios when exposed to HDCs. For example, a municipal sewage treatment plant in southern Finland treats waste from about 1 million residents. The effluent contained measurable estrogenic steroids and nonylphenol derivatives. In samples of 100 or 150 zebrafish, estrogenic municipal effluents altered the sex ratio of three generations of continuously exposed zebrafish to favor females. Sex ratio changes in humans were also observed immediately following the 2,4,5-trichlorophenol explosion in Seveso, Italy, in 1976, with a gradual recovery in the years since the accident. Calculating the male to female sex ratio in babies born in California between 1960 and 1996 revealed no alterations in the sex ratio and investigators concluded that the apparent changes noted in other studies were likely due to confounding by changes in demographic factors. However, another possible explanation exists for the apparent lack of consistency across studies. HDCs may differentially affect sex ratios in exposed men compared to exposed women and this difference is not reflected in the populationbased California study. The measure may best be utilized when both parents are exposed and compared to parents not exposed based on being in a region of higher risk, such as what occurred in Seveso, Italy. As an environmental indicator of HDC exposure, the sex ratio might be more appropriately applied within the context of a watershed comparing the western region of the Elkhorn River watershed over a number of years during which there has been an increase in ag-

richemical use and the number and size of CAFOs to the eastern region with different exposures. We have not yet explored this marker and are just beginning to understand the underlying biology. As this is an easy and quick calculation to make with data that are readily available, further efforts should attempt to refine its use in environmental epidemiological studies.

### *Semen quality*

Studies have inconsistently shown a decrease in semen quality in westernized countries, but have consistently shown no effect in developing countries. The decrease, if real, parallels increased rates of testicular cancer and cryptorchidism, a significant risk factor for testicular cancer. Testicular dysfunction in developed, westernized countries may be the result of multiple environmental exposures; identifying risk factors associated with geographical differences may provide causal clues. Epidemiological cohort studies could easily use this approach to monitor for subtle reproductive effects in the eastern (low exposure) and western (high exposure) areas of the Elkhorn River watershed using repeated semen quality measures that take seasonality into account. Evidence for the utility of this approach has been reported. Fertile men in Columbia, MO, had significantly lower sperm concentration and motility compared to men in New York, NY, Minneapolis, MN and Los Angeles, CA. In a nested case-control study of men with low and normal concentrations of semen, pesticide metabolite levels for alachlor and atrazine (herbicides) and diazinon (insecticide) were elevated in cases compared to controls.

Work has only recently begun to evaluate the totality of HDC in the environment. Individuals are exposed to phthalates from the plastics in the environment and the water they drink, the residual anabolic steroids in the beef and dairy products they consume, and the PCBs, dioxin, TCDD, and organochlorines and other insecticide residues in food and water. Therefore, studying only one of these exposures at a time is not giving the true effect of HDCs in the environment on human health.

### *Anogenital distance*

With respect to reproductive insults and HDCs, a variety of markers have been studied. Some of these appear more sensitive to environmental exposures at critical developmental time points than others, although how they affect later reproductive function is unclear. For example, anogenital distance (AGD) is an antiandrogenic marker of phthalate exposure in rats. Methodologies have been developed and applied to humans for measuring AGD. A reduction in AGD was seen in male infants whose mothers were in the upper 25% of the distribution of four phthalate metabolites. AGD may be one of the best markers of subtle in utero changes resulting from continuous exposure to natural and xeno-hormones during embryonic development. The fetus is, without a doubt, the most vulnerable human population in the Elkhorn River watershed.

### *Biomarkers of cancer risk*

Increased exposure to estrogens is an established risk factor for breast cancer in epidemiological studies. Aside from reproductive risk factors, greater red meat consumption was associated with hormone positive breast cancer in 90,659 premenopausal women enrolled in the Nurses' Health Study II and followed for 12 years. Factors that increase estradiol increase the risk for breast cancer, and clearly if drinking water contained estrogenically active compounds, these compounds may increase the probability of carcinogenesis. Exposure to estradiol has been shown to transform and initiate tumorigenesis in human breast epithelial cells. Estrogens, predominantly estrogen-3,4-quinones, react with DNA to cause mutations leading to initiation of cancer. Experiments in cultured breast cancer cells and animal models show that the formation of DNA adducts result in mutagenicity, cell transformation and carcinogenicity. The effects of some of these factors have already been observed in women with breast cancer and men with prostate cancer, as well as several animal models for estrogen carcinogenesis. Contaminants entering streams and rivers from CAFOs can increase the

formation of depurinating estrogen- DNA adducts in exposed fish, therefore, fish may act as a sensitive marker of exposure that can be used to identify areas in a watershed that put humans at greater risk of health effects.

## **Conclusion**

Environmental sampling is necessary for evaluating exposure to HDCs; however, sampling is not systematic in time or space, nor does it represent the time frame necessary to adequately link it to human disease outcomes. Although data from municipal sources are available and reliable, countless private drinking water wells go untested and unmonitored. These wells may be in areas vulnerable to concentrated reservoirs of contaminants due to the soil type, infiltration rate, runoff potential, organic matter and erodibility coupled with land use in the region and the chemical properties of the contaminants introduced into the environment. The lack of a defined boundary and introduction of exposure heterogeneity is one of the primary reasons why associations to health outcomes cannot be shown in environmental epidemiological studies. Greater success has been seen in occupational studies because they have natural boundaries with good denominator data, have shared and concretely defined exposures, have the ability to test intermediate hypotheses between exposure and disease, and there are other workplaces with similar exposures where the results of one study can be replicated in another. The use of the watershed addresses some of these differences between occupational and environmental epidemiological studies. The watershed provides a natural boundary and the potential within this boundary to obtain denominator data. Based on the characteristics of the watershed combined with sampling data, shared exposures can be identified and intermediate hypotheses tested using sentinel markers of exposure in fish and humans. Lastly, comparable groups identified in other water-

sheds with similar characteristics but different surrounding land uses can be used to replicate findings.

## **Acknowledgements**

The dataset that produced the beef cattle feedlot map was organized by Sarah Gustafson. Maribeth Milner and Kundan Dhaka prepared the figures. Support for this manuscript came, in part, from the Department of Environmental, Agricultural and Occupational Health, University of Nebraska Medical Center.

## **Disclosure**

The authors report no conflicts of interest.

## Referencias bibliográficas

- **Capel PD, McCarthy KA, Barbash JE.** *National, holistic, watershedscale approach to understanding the sources, transport and fate of agricultural chemicals.* J Environ Qual. 2008;37:983–993.
- **Chen XH, Cheng J, Song C, et al.** *A new method for mapping variability in vertical seepage flux in streambeds.* Hydrogeol J (in press). 2008.
- **Nebraska Department of Natural Resources Registered Ground Water Wells Database.** 2008. Accessed 6 July 2008 URL: <http://dnrdata.dnr.ne.gov/wellssql/>.
- **Lackey SO, Smith FA, Burchett RR. Stanton County Test-Hole Logs.** *Nebraska Water Survey Test-hole Report No. 84.* Conservation and Survey Division, University of Nebraska-Lincoln. 1999;62. p.
- **Chen XH.** *Migration of induced-infiltrated stream water into nearby aquifers due to seasonal ground water withdrawal,* Ground Water. 2001;39:721–728.
- **Abdel-Fattah A, Langford R, Schulze-Makuch D.** *Applications of particle tracking techniques to bank infiltration: a case study from El Paso, Texas, U.S.A.* Environ Geol. DOI 10.1007/s00254-007-0996-z. 2008.
- **Welshons WV, Thayer KA, Judy BM, et al.** *Large effects from small exposures. I. Mechanisms for endocrine-disrupting chemicals with estrogenic activity.* Environ Health Perspect. 2003;111:994–1004.
- **Kolok AS, Sellin MK.** *The environmental impact of growth promoters employed by the United States beef cattle industry: History, current knowledge and future directions.* Rev Environ Contam Toxicol. 2008;195:1–30.
- **Gilliom RJ, Barbash JE, Crawford CG, et al.** *The quality of our nation's waters—Pesticides in the nation's streams and ground water.* 1992–2001: U.S. Geological Survey Circular. 2006;1291:172. p.
- **Shea, PJ.** *Role of humified organic matter in herbicide adsorption.* Weed Technol. 1989;3:190–197
- **Frenzel SA, Swanson RB, Huntzinger TL, et al.** *Water quality in the central Nebraska basins, Nebraska, 1992–95: U.S. Geological Survey Circular 1163.* 1998;33. p. [report 437–5082].
- **Soto AM, Calabro JM, Prechtl NV, et al.** *Androgenic and estrogenic activity in cattle feedlot effluent receiving water bodies of Eastern Nebraska, U.S.A.* Environ Health Perspect. 2004;112:346–352.
- **Kolok AS, Snow DD, Kohno S, et al.** *Occurrence and biological effect of exogenous steroids in the Elkhorn River, Nebraska.* Sci Total Environ. 2007;388:104–115.
- **Belden J, Gilliom RJ, Martin JD, et al.** *Relative toxicity and occurrence patterns of pesticide mixtures in streams draining agricultural watersheds dominated by corn and soybean production.* Integr Environ Assess Manage. 2007;3:90–100.
- **Sanderson JT, Boerma J, Lansbergen WA, et al.** *Induction and inhibition of aromatase (CYP19) activity by various classes of pesticides in H295R human adrenocortical carcinoma cells.* Toxicol Appl Pharmacol. 2002;182:44–54.
- **Laville N, Balaguer P, Brion F, et al.** *Modulation of aromatase activity and mRNA by various selected pesticides in the human choriocarcinoma JEG-3 cell line.* Toxicology. 2006;98–108.
- **Wu Q, Ohsako S, Ishimura R, et al.** *Exposure of mouse preimplantation embryos to 2,3,7,8-tetra-chlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) alters the methylation status of imprinted genes H19 and IGF2.* Biol Reprod. 2004;70:1790–1797.
- **Nakari T.** *Estrogenicity of municipal effluents assessed in Vivo and in Vitro.* Environ Toxicol. 2004;19:207–215.

- Mocarrelli P, Brambilia P, Gerthoux D, et al. *Change in sex ratio with exposure to dioxin*. Lancet. 1996;348:409.
- Smith D, Von Behren J. *Trends in the sex ratio of California births. 1960–1996*. J Epidemiol Comm Health. 2005;59:1047–1053.
- Mocarrelli P, Gerthoux PM, Ferrari E, et al. *Paternal concentrations of dioxin and sex ratio*. Lancet. 2000;355:1858–1863.
- Swan SH, Elkin EP, Fenster L. *The question of declining sperm density revisited: An analysis of 101 studies published 1934–1996*. Environ Health Perspect. 2000;108:961–966.
- Toppari J, Larsen JC, Christiansen P, et al. *Male reproductive Elath and environmental xenoestrogens*. Environ Health Perspect. 1996;104:741–803.
- Swan SH, Brazil C, Drobnis EZ, et al. *Geographic differences in semen quality of fertile U.S. Males*. Environ Health Perspect. 2003;111:414–420.
- Swan SH. *Semen quality in fertile U.S. men in relation to geographical area and pesticide exposure*. International J Androl. 2006; 29:62–68.
- Arbuckle TE, Hauser R, Swan SH, et al. *Meeting Report: Measuring endocrine-sensitive endpoints within the first years of life*. Environ Health Perspect. 2008;116:948–951.
- Gray LE Jr, Ostby J, Furr J, et al. *Perinatal exposure to the phthalates DEHP, BBP, and DINP, but not DEP, DMP, or DOTP, alters sexual differentiation of the male rat*. Toxicol Sci. 2000;58:350–365.
- Foster P. *Disruption of reproductive development in male rat Offspring following in utero exposure to phthalate esters*. Int J Andrology. 2006;29:140–147.
- Salazar-Martinez E, Romano-Riquer P, Yanez-Marquez E, et al. *Anogenital distance in human male and female newborns: a descriptive, cross-sectional study*. Available at: <http://www.ehjournal.net/content/3/1/8>. Accessed 7/20/08.
- Swan SH, Main KM, Liu F, et al. *Decrease in anogenital distance among male infants with prenatal phthalate exposure*. Environ Health Perspect. 2005;113:1056–1061.
- Marsee K, Woodruff TJ, Axelrad DA, et al. *Estimated daily phthalate exposures in a population of mothers of male infants exhibiting reduced anogenital distance*. Environ Health Perspect. 2006;114:805–809.
- Cho E, Chen WY, Hunter DJ, et al. *Red meat intake and risk of breast cancer among premenopausal women*. Arch Internal Med. 2006;166:2252–2259.
- Russo J, Fernandez SV, Russo PA, et al. *17-Beta-estradiol induces transformation and tumorigenesis in human breast epithelial cells*. FASEB J. 2006;20:1622–1634.
- Russo J, Russo IH. *The role of estrogen in the initiation of breast cancer*. J Steroid Biochem Mol Biol. 2006;102:89–96.
- Cavaliere E, Chakravarti D, Guttenplan J, et al. *Catechol estrógeno quinones as initiators of breast and other human cancers. Implications for biomarkers of susceptibility and cancer prevention*. BBA-Reviews on Cancer. 2006;1766:63–78.
- Gai kwad NW, Yang L, Muti P, et al. *The molecular etiology of breast cancer: evidence from biomarkers of risk*. Int J Cancer. 2008;122:1949–1957.
- Markushin Y, Gai kwad N, Zhang H, et al. *Potential biomarker for early risk assessment of prostate cancer*. Prostate. 2006;66:1565–1571.
- Fleming LE, Ducatman AM, Shalat SL. *Disease clusters: a central and ongoing role in occupational health*. J Occupational and Environmental Medicine. 1991;33:818–825.



# Contaminación hídrica y conservación en el lago Titikaka: ¿Existe suficiente evidencia empírica para tomar acciones concretas?

---

Francisco E. Fontúrbel\*

\* Departamento de Ciencias Ecológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.  
Contacto: [fonturbel@gmail.com](mailto:fonturbel@gmail.com)  
<http://uchile.academia.edu/fonturbel>

## Resumen

*La contaminación en el lago Titikaka es un problema creciente, pero la producción de artículos científicos indexados en temáticas de ciencias ambientales, ecología y conservación es todavía limitada. Un porcentaje considerable de la información generada se publica en español y en revistas locales, o bien queda como literatura gris, de difícil acceso. En base a los antecedentes existentes, propongo desarrollar cuatro aspectos clave de investigación: (1) impacto de las actividades productivas, (2) efectos del enriquecimiento de nutrientes sobre la biodiversidad, (3) identificación de zonas prioritarias de conservación, (4) identificación de las fuentes de contaminación. La información actual es valiosa pero se encuentra dispersa, siendo necesaria una sistematización que permita ordenar lo que hay e identificar los vacíos existentes para tomar decisiones informadas.*

## Abstract

*Pollution in Lake Titicaca Lake is a growing problem, but the production of indexed scientific articles on environmental science, ecology and conservation topics is still limited. A considerable proportion of the information generated is published in Spanish in local journals, or remains as gray literature difficult to reach. Based on previous studies, we propose to develop four key research areas: (1) impact of production activities, (2) effects of nutrient enrichment on biodiversity, (3) identification of priority areas for conservation, (4) identification sources of pollution. Current information is valuable but is scattered, therefore it requires a systematization to put in order information already available and to identify gaps to make informed decisions.*

**Palabras clave.**- Estrategia Ambiental, Investigación Científica, Publicación Indexada, Toma de Decisiones.

**Keywords.**- Environmental Strategy, Scientific Research, Indexed Publication, Decision Making.

---

## Introducción

La contaminación hídrica debida a actividades antrópicas es un problema mundial en constante aumento, y el lago Titikaka no es la excepción. El incremento del número de pobladores asentados en sus orillas conlleva un incremento en la cantidad de desechos que vierten en sus aguas. Las perturbaciones humanas están relacionadas con las actividades económico-productivas que se llevan a cabo cerca de cuerpos de agua dulce, a los que usualmente van a parar los residuos generados por dichas actividades, reduciendo progresivamente su calidad hídrica (Bertness et ál., 2002; Tilman, 1999).

La situación ambiental del lago Titikaka adquirió relevancia a nivel de la sociedad a partir de denuncias de los pobladores de Bahía Cohana en Bolivia, y de Puno en Perú. La reducción de la calidad hídrica en algunas zonas como Bahía Cohana, ha pasado a ser también un problema social, ya que los elevados niveles de contaminación –y la proliferación de enfermedades asociadas a éstas– afecta la calidad de vida de los habitantes de la región (Fontúrbel, 2008). A raíz de esta situación, surgieron numerosos planteamientos para controlar la contaminación hídrica, pero las acciones concretas que se han tomado hasta la fecha (2010) han sido mayormente focales y de corto

plazo. Para evaluar cuánta información se encuentra disponible en materia de control de la contaminación hídrica y la conservación, realicé una revisión de la literatura científica generada entre 1988 y 2010, con la finalidad de establecer una línea base de la evidencia empírica disponible, y en base a ella, discuto algunos aspectos que considero deberían ser desarrollados a futuro para tomar decisiones informadas respecto a las acciones de control de la contaminación hídrica de este lago.

### Evidencia empírica publicada entre 1998 y 2010

Para determinar el número de publicaciones científicas indexadas referentes al lago Titikaka, y específicamente a temáticas ambientales concernientes a Bolivia, se realizó una búsqueda en la base de datos Science Citation Index Expanded (SCI-EXPANDED) de ISI Web of Knowledge, utilizando primero el término de búsqueda "Titikaca OR Titikaka" (se incluyeron las dos variantes en la búsqueda, ya que ambas formas de escritura se usan indistintamente), para cuantificar el total de publicaciones disponibles entre enero de 1988 y agosto de 2010. Posteriormente, la búsqueda fue refinada usando el término "Bolivia" para cuantificar la cantidad de artícu-

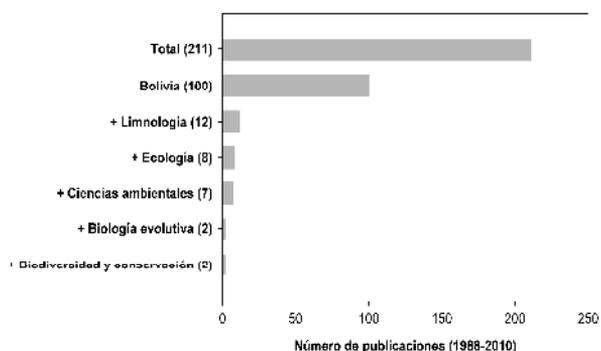


Figura 1. Número de publicaciones referentes al lago Titikaka entre 1988 y 2010. Las áreas temáticas desglosadas corresponden a artículos referentes a Bolivia. El número de artículos en cada caso se muestra entre paréntesis.

los que hacían una mención explícita a este país, y seguidamente se realizó una cuantificación detallada por área de conocimiento.

La búsqueda dio un total de 211 artículos referentes al lago Titikaka, de los cuales 100 (47% del total) hacían referencia a Bolivia. Dentro de los 100 artículos referentes a Bolivia, 37 estaban referidos a temáticas de geología y ciencias de la Tierra, y otros 25 a temáticas ambientales, de ecología, limnología y conservación (Figura 1). Analizando el número de publicaciones por año, se observa un incremento del número de artículos publicados por año referentes al lago Titikaka, sin embargo este número se mantiene en un rango de 0 a 4 publicaciones anuales para temáticas ambientales y de conservación en Bolivia (Figura 2).

Solamente un 25% de los artículos publicados están referidos a temáticas ambientales y ecológicas. De ellos, apenas el 2% de los artículos indexados referentes a la temática del lago Titikaka en Bolivia corresponden a la temática de biodiversidad y conservación. Ahora bien, repitiendo la búsqueda en Google Académico, se encontraron 6640 documentos de diversa índole, referentes al lago Titikaka y a Bolivia, de los cuales 296 corresponden a artículos (de todas las áreas temáticas) indexados en revistas SciELO (Scientific Electronic Library Online), motor de in-

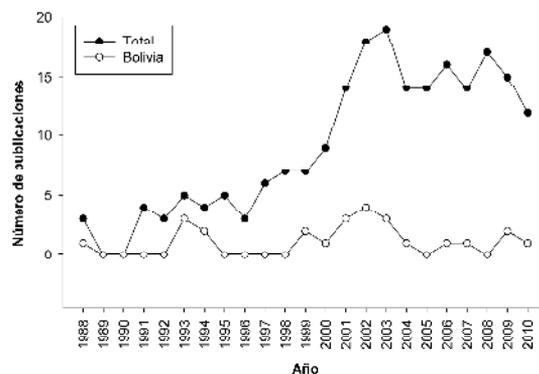


Figura 2. Número de publicaciones por año, referentes al lago Titikaka. Los símbolos negros representan el total de artículos disponibles, y los símbolos blancos los artículos para Bolivia, en temáticas ambientales, de ecología y conservación.

dexación en el que se encuentran varias revistas latinoamericanas de amplia difusión (e.g., *Ecología en Bolivia*, *Ecología Aplicada*, *Gayana*, *Iheringia* serie *Zoología*). El 79% (234 de 296) de los artículos SciELO encontrados en la búsqueda, fueron publicados en español.

El contraste entre los resultados obtenidos vía ISI Web of Knowledge y Google Académico, sugiere que la información generada sobre el lago Titikaka tiene más probabilidad de publicarse en revistas de alcance local (i.e., Bolivia) y regional (i.e., Latinoamérica), que en revistas internacionales (indexadas en ISI). El hecho que sólo el 21% de los artículos indexados en SciELO estén escritos en inglés, muestra que el idioma es una barrera importante para la difusión del trabajo de investigadores locales. Además, una cantidad no cuantificada de información se queda en literatura gris (tesis no publicadas, informes, consultorías, etc.), difícilmente accesibles.

### Aspectos prioritarios a desarrollar

Los problemas ambientales del lago Titikaka exigen una solución oportuna y eficaz. Para ello, es necesario contar con información suficiente y confiable que permita tomar decisiones informadas al respecto. En este sentido, propongo los siguientes aspectos como prioritarios a investigar: (1) impacto de las actividades productivas sobre la calidad hídrica, (2) efectos del enriquecimiento de nutrientes sobre la biodiversidad, (3) identificación de zonas prioritarias de conservación, (4) identificación de las fuentes de contaminación.

#### 1. Impacto de las actividades antrópicas sobre la calidad hídrica.

Las actividades económico-productivas de mayor impacto ambiental en la zona del lago Titikaka son: la ganadería de especies exóticas (mayormente ganado vacuno), la agricultura de gran extensión, la acuicultura de peces introducidos (truchas y pejerreyes), y el turismo. Si bien existen datos disponibles al respecto, es necesario sistematizar esta información

(mediante un meta-análisis, por ejemplo), a fin de capturar la variabilidad espacial y temporal del problema, permitiendo evaluar la magnitud y significancia el efecto de cada actividad sobre la biodiversidad. Además, esta sistematización permitiría identificar los vacíos de información existentes. El contar con una base de datos unificada (idealmente, de libre acceso) y en constante actualización, proporcionará la línea base necesaria para la toma de decisiones informadas.

#### 2. Efectos del enriquecimiento de nutrientes sobre la biodiversidad.

El aspecto común de las distintas fuentes de contaminación presentes en el lago Titikaka, es el aporte de nutrientes orgánicos al agua. El constante ingreso de nutrientes a los sistemas lénticos va generando progresivamente un excedente de nutrientes, que da origen a un proceso eutrófico (Hessen *et ál.*, 2006), cuyos efectos negativos sobre la biodiversidad son ampliamente conocidos a nivel mundial (e.g., Kim *et ál.*, 2001), existiendo también bastantes datos para el lago Titikaka. El contar con información de la cantidad de nutrientes y la diversidad biológica en distintos puntos del lago Titikaka es importante, pero no suficiente. Es necesario establecer una relación causa-efecto entre ambas variables, y ello puede ser hecho mediante técnicas estadísticas multivariadas (e.g., análisis de correspondencia canónica), capaces de relacionar una matriz de variables ambientales con una matriz de diversidad de especies para calcular la probabilidad que el patrón observado sea generado al azar. Este tipo de análisis permitirán establecer si el incremento en la carga de nutrientes –y por ende el proceso eutrófico– es responsable o no de la pérdida de biodiversidad.

#### 3. Identificación de zonas prioritarias de conservación.

La información disponible da cuenta de la presencia y estado de numerosas especies en el lago Titikaka (aunque varias son aún poco conocidas). La gran heterogeneidad de hábitat que provee el Titikaka, gracias a su extensión de 8562 km<sup>2</sup> y diferencias en batimetría de más de 270 m, es uno de los factores

más importantes para la mantener la alta diversidad de especies que posee y sus procesos evolutivos asociados (e.g., la diversificación del género *Orestias*). La contaminación y la degradación ecosistémica no es uniforme de los diferentes hábitats del lago Titikaka, ya que se van interviniendo primero los ambientes de más fácil acceso y de menor profundidad, situación que suele afectar negativa y rápidamente a las especies más sensibles, favoreciendo la proliferación e invasión por parte de especies generalistas y tolerantes a la degradación del hábitat (e.g., la lenteja de agua *Lemna gibba*). Con el apoyo de un sistema de información geográfica, es posible generar mapas de intervención (i.e., huella humana), los que junto con los registros de presencia y abundancia de especies existentes y que se vayan generando, proporcionarían una poderosa herramienta para definir áreas prioritarias de conservación.

#### 4. Identificación de las fuentes de contaminación.

La contaminación proveniente de fuentes mineras en el Altiplano es un problema no menor y bastante bien conocido (Salvarredy-Arangure *et ál.*, 2008). Sin embargo, la información referente a las fuentes de contaminación del lago Titikaka y su impacto real es limitada. Existen diversas denuncias de parte de los pobladores de la zona acerca de contaminación proveniente de El Alto y otros centros poblados que se encuentran en el área de influencia, y a raíz de dichas denuncias se ha verificado, en muchos casos, la presencia de dichos contaminantes, pero se sabe muy poco sobre la fuente de dicha contaminación. Cuando exista sospecha de esta situación, es recomendable que los estudios de la contaminación del lago Titikaka también tomaran en cuenta a los ríos tributarios de zonas fuertemente degradadas (e.g., Bahía Cohana), ya que pueden actuar como potenciales vías de dispersión de contaminantes.

#### Comentarios finales

La contaminación en el lago Titikaka avanza, y urge la necesidad de encontrar soluciones realistas y tomar acciones –preventivas y correctivas– rápidamente. El

problema ambiental en aumento de este particular ecosistema léntico –declarado sitio Ramsar por su singularidad biológica– no se refleja en un incremento de la literatura científica especializada en temas de ecología, conservación y ciencias ambientales, la que si bien existe, todavía es fragmentaria y deja algunos temas pendientes. Los aspectos que aquí se proponen priorizar son un punto de partida básico hacia la sistematización de la información, pero de ninguna forma representan una restricción a trabajar en otros aspectos. Sobre este punto, insisto una vez más en la necesidad de sistematizar la información existente en una base de datos fácilmente actualizable, e idealmente de libre acceso, que permita superar los obstáculos de acceso a la información.

El responder cuatro preguntas críticas, permitirá tener una comprensión más global del problema, y por ende, pensar en mejores soluciones: ¿cuál es el impacto de cada una de las actividades antrópicas sobre el lago?, ¿es la pérdida de biodiversidad una consecuencia de dichos impactos?, ¿de dónde proviene tal contaminación?, y ¿qué zonas son las más afectadas y dónde hay una mayor cantidad de especies amenazadas?. Estas preguntas (y otras pertinentes que se puedan derivar de ellas), pueden ser una aproximación a pequeña escala del planteamiento de Sutherland *et al.* (2009). Esta aproximación ayudaría a enfocar los esfuerzos de investigación (así como los recursos económicos de los que ésta depende) y la búsqueda de soluciones (técnica, social y económicamente factibles), hacia puntos críticos de acción, que informen adecuada y objetivamente las decisiones de las autoridades competentes en esta materia, en cuyas manos está la responsabilidad de actuar oportunamente.

#### Agradecimientos

A Marthadina Mendizábal, por la invitación a participar en este número. Una versión previa de este escrito se benefició de los comentarios de Carla Barriga y Christian Romero.

## Referencias bibliográficas

- Bertness, M., Ewanchuck, P., Silliman, B.R., 2002. *Anthropogenic modification of New England salt marsh landscapes*. Proceedings of the National Academy of Sciences 99, 1395-1398.
- Fontúrbel, F., 2008. *Contaminación ambiental y cultural en el lago Titikaka: Estado actual y perspectivas*. Fundación emegece - Publicaciones Integrales, La Paz.
- Hessen, D.O., Faafeng, B.A., Brettum, P., Andersen, T., 2006. *Nutrient enrichment and planktonic biomass ratios in lakes*. Ecosystems 9, 516-527.
- Kim, B., Park, J.H., Hwang, G., Jun, M.S., Choi, K., 2001. *Eutrophication in reservoirs of South Korea*. Limnology 2, 223-229.
- Salvarredy-Arangure, M.M., Probst, A., Roulet, M., Isaure, M.P., 2008. *Contamination of surface waters by mining wastes in the Milluni Valley (Cordillera Real, Bolivia): Mineralogical and hydrological influences*. Applied Geochemistry 23, 1299-1324.
- Sutherland, W.J., Adams, W.M., Aronson, R.B., Aveling, R., Blackburn, T.M., Broad, S., Ceballos, G., Cote, I.M., Cowling, R.M., Da Fonseca, G.A.B., Dinerstein, E., Ferraro, P.J., Fleishman, E., Gascon, C., Hunter, M., Hutton, J., Kareiva, P., Kuria, A., MacDonald, D.W., MacKinnon, K., Madgwick, F.J., Mascia, M.B., McNeely, J., Milner-Gulland, E.J., Moon, S., Morley, C.G., Nelson, S., Osborn, D., Pai, M., Parsons, E.C.M., Peck, L.S., Possingham, H., Prior, S.V., Pullin, A.S., Rands, M.R.W., Ranganathan, J., Redford, K.H., Rodriguez, J.P., Seymour, F., Sobel, J., Sodhi, N.S., Stott, A., Vance-Borland, K., Watkinson, A.R., 2009. *One Hundred Questions of Importance to the Conservation of Global Biological Diversity*. Conservation biology 23, 557-567.
- Tilman, D., 1999. *Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices*. Proceedings of the National Academy of Sciences 96, 5995-6000.

# Aplicación de un modelo matemático al monitoreo de una laguna facultativa para el tratamiento de aguas residuales domésticas

---

Carlos Ibáñez<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Ingeniero Civil, consultor y asesor en temas de ingeniería sanitaria y especialmente en sistemas de tratamiento de aguas residuales

Este es un artículo inédito preparado especialmente para esta edición de la Revista REDESMA

## Resumen

*El tratamiento de las aguas residuales de origen doméstico en Bolivia constituye un problema de alta prioridad debido al crecimiento poblacional tanto urbano como rural, con el consecuente incremento en el volumen de consumo de agua y producción de aguas residuales. En Bolivia existen asentamientos humanos importantes entre los aproximadamente 100 m.s.n.m. hasta los 4,300 m.s.n.m., lo que hace que los parámetros de diseño para las plantas de tratamiento sean muy variables y hasta hoy en día existan grandes divergencias entre los ingenieros sobre la elección de dichos parámetros en función a la altitud sobre el nivel del mar. Debido al bajo costo de operación y el bajo costo relativo de las tierras en el área rural, se está haciendo común la utilización del método de lagunaje para el tratamiento de las aguas residuales domésticas. Sin embargo los estudios sobre el comportamiento operativo de estas obras de saneamiento están lejos de ser completos. El trabajo que se presenta, se dirige a proporcionar las herramientas matemáticas a través de un modelo dinámico que permita analizar las diferentes y complejas variables que intervienen en el proceso, y mostrar cómo sus fluctuaciones e interacción inciden sobre la calidad del efluente vertido al terreno o los cuerpos de agua.*

## Abstract

*The treatment of wastewater from households in Bolivia is a high priority problem due to population growth, both urban and rural, with a consequent increase in the volume of water consumption and wastewater production. In Bolivia there are important human settlements among approximately 100 up to 4.300 m.a.s.l, therefore design parameters for plant treatments are highly variable and even today there are large differences between the preferences of engineers on these parameters depending on the altitude above sea level. Because of low operation cost and low land cost in rural areas, the use of lagoon methods for treating domestic wastewater is becoming common. However, studies on the operational performance of these drainage works are far from complete. This work aims to provide mathematical tools through a dynamic model to analyze different and complex variables involved in the process and show how fluctuations and interaction affect the quality of the effluent discharged to land or water bodies.*

**Palabras clave.-** Aereadores, Coliformes, Oxidación, Materia Carbonosa, Sólidos Coloidales, Heterótrofos, Autótrofos, Fotótrofos, Quimiótrofos, Nitrificantes, Quimioheterótrofos, Purinas y Pirimidinas, Desarenador, Lagunaje, Metanogénesis, Flujo Pistón.

**Keywords.-** Aerators, Coliforms, Oxidation, Carbonaceous Matter, Colloidal Solids, Heterotrophs, Autotrophs, Phototrophs, Chemotrophs, Nitrifying Chemoheterotrophs, Purines and Pyrimidines, Sand Trap, Ponds, Methanogenesis, Piston Flow.

## El problema

El aporte de contaminantes físicos, químicos y biológicos al suelo y cuerpos de agua, producido por la descarga de aguas residuales provenientes de instalaciones de tratamiento con un funcionamiento inadecuado, tiene un impacto considerable sobre la degradación del medio ambiente y los ecosistemas.

En el medio rural, debido a los bajos costos de operación y mantenimiento así como el bajo costo de los terrenos, se está generalizando el uso de lagunas de estabilización en el tratamiento de las aguas residua-

les de origen doméstico. Debido a la falta de un modelo matemático que involucre la multiplicidad de variables que inciden en su desempeño, dichas lagunas son diseñadas bajo parámetros demasiado simplificados. Esta situación lleva a resultados desastrosos porque las lagunas de estabilización generalmente se sobredimensionan debido a la incertidumbre sobre los parámetros de diseño, lo que hace que se encarezca su construcción y finalmente ésta no pueda llevarse a cabo. Por otro lado, una planta de tratamiento sobredimensionada encarece los costos de operación y mantenimiento al extremo de que se abandone.

Este problema puede resolverse a partir del diseño de un modelo operacional para lagunas de estabilización facultativas utilizando la dinámica de todas las variables físicas, químicas y biológicas que intervienen en el proceso, permitiendo conocer cómo sus fluctuaciones e interacción, inciden en la calidad del tratamiento.

### Aspectos básicos del tratamiento

La creciente contaminación de cursos y cuerpos de agua a causa del vertido de aguas residuales provenientes del consumo doméstico, requiere la utilización de tratamientos cada vez más sofisticados y completos. Los métodos convencionales de tratamiento exigen una fuerte inversión en partes mecánicas (motores, bombas, aereadores, químicos, etc.).

El tratamiento de las aguas residuales necesita realizarse en diversas etapas y fundamentalmente se puede

de hablar al menos de un tratamiento primario y uno secundario.

En el tratamiento primario, el objetivo principal es remover los sólidos gruesos que se encuentran en suspensión en el agua de desecho pero no resultan significativamente afectados por este tratamiento, ni la DBO, ni los organismos indicadores de contaminación fecal y menos aún los nutrientes.

El tratamiento secundario tiene por objeto fundamental remover con gran eficiencia tanto la DBO como los coliformes y nutrientes.

### Parámetros más importantes para medir la contaminación orgánica

#### DBO

El parámetro de contaminación orgánica más ampliamente empleado, aplicable tanto a aguas residuales

Contaminante	Razón de la importancia
Sólidos en suspensión	Los sólidos en suspensión pueden dar lugar al desarrollo de depósitos de fango y de condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual sin tratar.
Materia orgánica biodegradable	Compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos y grasas animales, la materia orgánica biodegradable se mide, en la mayoría de las ocasiones, en función de la DBO y la DQO. Si se descargan al entorno sin tratar su estabilización biológica puede llevar al agotamiento de los recursos naturales de oxígeno y al desarrollo de condiciones sépticas.
Patógenos	Pueden transmitir enfermedades contagiosas.
Nutrientes	Tanto el nitrógeno como el fósforo, junto con el carbono, son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando se vierten sin tratar pueden favorecer el crecimiento de vida no deseada, perjudicando así el desarrollo de especies nativas. Cuando se vierten al terreno en cantidades excesivas, también pueden ocasionar la contaminación del agua subterránea.
Contaminantes prioritarios	Son compuestos orgánicos o inorgánicos determinados en base a su carcinogenicidad, mutagenicidad, teratogenicidad o toxicidad aguda conocida o sospechada. Muchos de estos compuestos se hallan presentes en el agua residual.
Materia orgánica refractaria	Esta materia orgánica tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento. Ejemplos típicos son los agentes tensoactivos, los fenoles y los pesticidas agrícolas.
Metales pesados	Los metales pesados son, frecuentemente, añadidos al agua residual en el curso de varias actividades comerciales e industriales. Son generalmente muy tóxicos.
Sólidos inorgánicos disueltos	Los constituyentes inorgánicos tales como el calcio, sodio y los sulfatos se añaden al agua de suministro como consecuencia del uso del agua. Pueden causar la salinización y sodificación de los suelos.

Contaminantes de importancia en las aguas residuales domésticas

como a aguas superficiales es la DBO a 5 días ( $DBO_5$ ). La determinación de la misma está relacionada con la medición del oxígeno disuelto que consumen los microorganismos en el proceso de oxidación bioquímica de la materia orgánica.

La oxidación bioquímica es un proceso lento, cuya duración es, en teoría, infinita. En un periodo de 20 días se completa la oxidación del 95 al 99% de la materia carbonosa. En los 5 días que dura el ensayo de la DBO se llega a oxidar entre el 60 y el 70%.

### **Organismos indicadores**

Los organismos patógenos se presentan en las aguas contaminadas y residuales en cantidades muy pequeñas y, además, resultan difíciles de aislar y de identificar. Por ello se emplea el organismo coliforme como organismo indicador, puesto que su presencia es más numerosa y fácil de comprobar. El tracto intestinal humano contiene innumerables bacterias con forma de bastoncillos, conocidas como organismos coliformes. Aparte de otras clases de bacterias, cada ser humano evacua de 100.000 a 400.000 millones de organismos coliformes cada día. Por ello se considera que la presencia de coliformes puede ser un indicador de la posible presencia de organismos patógenos, y que la ausencia de ellas es un indicador de que las aguas están libres de patógenos.

## **Generalidades del tratamiento biológico**

### **Objetivos**

En la mayoría de los casos con un análisis y control adecuados del entorno, es posible tratar por vía biológica la práctica totalidad de las aguas residuales. Por lo tanto, es necesario conocer perfectamente el funcionamiento y las características de cada uno de los procesos de tratamiento biológico, a fin de que se pueda asegurar el control y adecuación del medio ambiente al proceso de tratamiento escogido.

### **Papel de los microorganismos**

La eliminación de la DBO carbonosa, la coagulación de los sólidos coloidales no sedimentables, y la esta-

bilización de la materia orgánica se consiguen, biológicamente, gracias a la acción de una variedad de microorganismos, principalmente bacterias. Los microorganismos se utilizan para convertir la materia orgánica carbonosa coloidal y disuelta en diferentes gases y tejido celular. Dado que el tejido celular tiene un peso específico ligeramente superior al del agua, se puede eliminar por decantación.

Es importante señalar que, salvo que se separe de la solución el tejido celular que se produce a partir de la materia orgánica, no se alcanzará un tratamiento completo. Ello es debido a que el tejido celular, que es de naturaleza orgánica, aparecerá como parte de la DBO del efluente.

## **Introducción al metabolismo bacteriano**

**La comprensión de las actividades bioquímicas de los microorganismos importantes, es básica en el proyecto del tratamiento biológico y en la elección de los procesos que forman parte de él.**

**Para poder reproducirse y funcionar de manera correcta, un organismo necesita: una fuente de energía; carbono para la síntesis de materia celular nueva, y elementos inorgánicos (nutrientes) tales como nitrógeno, fósforo, azufre, potasio, calcio y magnesio. Los nutrientes orgánicos (factores de crecimiento) también pueden ser necesarios para la síntesis celular.**

La materia orgánica y el dióxido de carbono son dos de las principales fuentes de carbono celular para los microorganismos. Los organismos que utilizan el carbono orgánico para la formación de tejido celular se denominan heterótrofos. Los organismos que obtienen carbono celular a partir del dióxido de carbono reciben el nombre de organismos autótrofos. El proceso de conversión del dióxido de carbono a tejido celular orgánico en un proceso reductivo que precisa un suministro neto de energía. Por lo tanto, los organismos autótrofos deben emplear una parte mayor de su energía para la síntesis de tejido celular que los

organismos heterótrofos, lo cual comporta unas tasas de crecimiento menores que las de éstos.

La energía necesaria para la síntesis celular se obtiene de la luz o bien de las reacciones químicas de oxidación. Los organismos capaces de utilizar la luz como fuente de energía reciben el nombre de organismos fotótrofos. Estos organismos pueden ser heterótrofos (algunas bacterias sulfurosas) o autótrofos (algas y bacterias fotosintéticas). Los organismos que obtienen la energía a partir de reacciones químicas se conocen como organismos quimiótrofos. Al igual que en el caso de los fotótrofos, los organismos quimiótrofos también pueden ser heterótrofos (protozoos, hongos y la mayoría de las bacterias) o autótrofos (bacterias nitrificantes). Los organismos quimioautótrofos consiguen la energía a partir de la oxidación de compuestos inorgánicos reducidos tales como el amoníaco, el nitrito y el sulfuro. Los organismos quimioheterótrofos suelen obtener la energía mediante la oxidación de compuestos orgánicos.

En ocasiones los nutrientes pueden condicionar y limitar, en mayor medida que el carbono y la energía, la síntesis celular y el crecimiento bacteriano. Los principales nutrientes inorgánicos necesarios para los microorganismos son: N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na y Cl, mientras que entre los nutrientes de menor importancia se hallan el Zn, Mn, Mo, Se, Co, Cu, Ni V y W.

Al margen de los nutrientes inorgánicos que se acaban de citar, algunos microorganismos pueden necesitar también algunos nutrientes orgánicos. Los nutrientes orgánicos, conocidos como “factores de crecimiento”, son compuestos que necesitan los organismos como precursores o constituyentes para la síntesis de materia celular orgánica que no se puede obtener a partir de otras fuentes de carbono. A pesar de que los factores de crecimiento varían de un organismo a otros, los principales factores de crecimiento se pueden dividir en las siguientes tres clases: aminoácidos; purinas y pirimidinas, y vitaminas.

## **La nutrición bacteriana y los procesos de tratamiento biológicos**

El principal objetivo de la mayoría de los procesos de tratamiento biológico es la reducción del contenido de materia orgánica (DBO carbonosa) del agua residual. Para conseguir este objetivo son de gran importancia los organismos quimioheterótrofos, pues además de energía y carbono también necesitan compuestos orgánicos. Cuando los objetivos del tratamiento incluyan la conversión de amoníaco en nitrato, son de gran importancia las bacterias nitrificantes quimioheterótrofas.

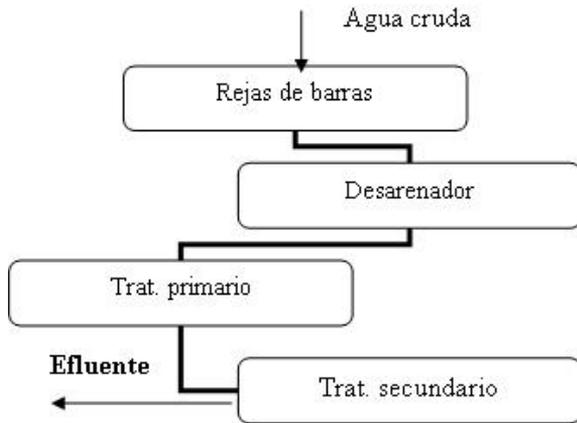
Las aguas residuales municipales suelen contener cantidades de nutrientes (tanto orgánicos como inorgánicos) adecuadas para permitir el tratamiento biológico para la eliminación de la DBO carbonosa.

## **Tratamiento primario y secundario de las aguas residuales**

Existen varias alternativas para el tratamiento de las aguas servidas provenientes de redes de alcantarillado, sin embargo la mayoría de éstas resultan inviables económicamente en nuestro medio. El tratamiento más usual y recomendable en áreas rurales de Bolivia debido a que representa la alternativa de más bajo costo y buena eficiencia consiste de tres fases:

1. Retención de sólidos gruesos por rejillas.
2. Desarenador para la retención de partículas de grava y arena.
3. Tratamiento primario por sedimentación para decantar todos aquellos sólidos que no pudieron ser removidos en las fases 1 y 2.
4. Tratamiento secundario donde se realiza la depuración biológica.

Las aguas así tratadas son objeto de la posterior disposición final a un cuerpo o curso de agua o muchas veces al terreno donde son reutilizadas para el riego. El proceso se muestra esquemáticamente a continuación.



Esquema básico de tratamiento  
Fuente: elaboración propia

### Tratamiento por lagunaje, fundamentos del proceso

Los sistemas de lagunaje se constituyen en procesos no mecanizados de tratamiento por cultivos en suspensión, en el cual los procesos están controlados únicamente por las condiciones medioambientales. En lagunas de estabilización, el aporte de oxígeno proviene de la difusión aire-líquido y de la fotosíntesis de las algas. La poca mezcla que se produce es debida al efecto del oleaje que a su vez está condicionado por el viento. En resumen, el proceso tiene particularidades que lo hacen un sistema complejo y cuyo estudio requiere el profundo conocimiento de una serie de variables interactuantes que, al no ser controladas mecánicamente, presentan fluctuaciones de importancia. Se pueden clasificar, con relación a la presencia de oxígeno, en lagunas aerobias, facultativas y anaerobias que son denominadas así por el tipo predominante de bacterias que realizan el tratamiento.

### El efluente del tratamiento

**Remoción de la DBO.** La DBO, es removida por el tratamiento primario y secundario, dependiendo de la eficiencia de los sistemas, entre un 75% y 95%. Este porcentaje de remoción es considerado suficiente y se encuentra dentro de lo establecido por la norma.

**Remoción de los coliformes.** La remoción de los coliformes varía dependiendo de la eficiencia del sistema de tratamiento primario – secundario, entre 99% y 99.99%, garantizando que luego de este tratamiento, el agua residual se encuentra prácticamente libre de contaminación fecal, materia que ha sido degradada prácticamente por completo.

**Los nutrientes en el efluente del tratamiento secundario.** La eficiencia en su remoción es muy variable por lo que debe prestarse una fuerte atención a este aspecto el cual, sin embargo, es generalmente descuidado por los proyectistas. Dependiendo del destino de las aguas del efluente, puede ser que no sea necesaria ni deseable su remoción, como cuando dichas aguas van a ser usadas en un sistema de riego. Sin embargo cuando este no es el caso, la deficiencia en la remoción de nutrientes puede ocasionar problemas serios de eutrofización de los cuerpos de agua que los reciben.

### Enfoque de ecosistema

En general, la literatura sobre el tema y por tanto los proyectistas, debido a la complejidad de las variables que intervienen e interactúan en el tratamiento de aguas servidas por lagunaje, tratan al estanque o reactor como una caja negra donde entra el agua cruda y sale tratada. Las simplificaciones que se hacen en el diseño son en muchos casos inadmisibles.

El presente trabajo intenta tratar una laguna de estabilización, como un ecosistema donde los diversos microorganismos interactúan en un frágil equilibrio que el proyectista y quien realiza el monitoreo de la planta deben intentar preservar.

### Simulación del modelo matemático dinámico

Con la utilización del paquete computacional VEN-SIMPLE®, de libre uso académico y especializado para la elaboración de modelos dinámicos de sistemas, se ha confeccionado el modelo para la laguna facultativa, haciendo uso de las ecuaciones y variables que, por su complejidad no se citan en el presente artículo por la razón fundamental de que se trata solamente de dar un pantallazo al proceso y no entrar en el mundo aparte de su desarrollo matemático.

Sin embargo, cabe citar que las ecuaciones envueltas en el proceso se refieren fundamentalmente a:

- Metabolismo bacteriano
- Metabolismo bacteriano aerobio
- Cinética microbiana
- Utilización del sustrato
- Balance de masa para el sustrato
- Metabolismo de fotótrofos
- Balance de masa para autótrofos
- Suministro de O<sub>2</sub> para el crecimiento bacteriano
- Sedimentación de bacterias aerobias a la zona anaerobia
- Metanogénesis
- Remoción de Coliformes

A fin de simular el comportamiento hidráulico de la laguna como un punto medio entre mezcla completa y flujo pistón se ha subdividido la laguna en 10 partes en serie de las mismas dimensiones.

El modelo general está compuesto de varios modelos particulares que simulan un sistema en especial, los cuales se interrelacionan luego para conformar un solo cuerpo comprensible del ecosistema que da lugar al tratamiento biológico de aguas residuales en una laguna de estabilización facultativa.

A continuación se da un listado de las variables de entrada al modelo.

Profundidad total	Profundidad total de la laguna
Profundidad aerobia	Profundidad aerobia de la laguna
Largo	Largo total de la laguna
Ancho	Ancho total de la laguna
Caudal	Caudal de ingreso a la laguna
fs <sub>0</sub>	Factor de síntesis para células aerobias
p, s, t, r	Coefficientes de C, H, O y N en la ecuación empírica de la materia orgánica.
k	Concentración mitad del máximo crecimiento
Xa <sub>0</sub>	Concentración de células activas que ingresa a la laguna
ben	Tasa de agotamiento endógeno de las células aerobias
Pt	Rendimiento medio de la reacción de producción de células fotótrofas
Ea	Energía para producir un miligramo de células fotótrofas
Rm	Radiación solar media
Kdcolif	Tasa de remoción de coliformes
Temp	Temperatura del agua en la zona aerobia
T2	Temperatura del agua en la zona anaerobia
R1	Porcentaje de remoción 1
Dh1	Tabla de valores de la altura a la cual la sedimentación tiene un promedio entre R1 y R2.
R2	Porcentaje de remoción 2
Dh2	Tabla de valores de la altura a la cual la sedimentación tiene un promedio entre R2 y R3
R3	Porcentaje de remoción 3
Dh3	Tabla de valores de la altura a la cual la sedimentación tiene un promedio entre R3 y R4
R4	Porcentaje de remoción 3
Dh4	Tabla de valores de la altura a la cual la sedimentación tiene un promedio entre R4 y R5
R5	Porcentaje de remoción 3
Entrada	Concentración de sustrato que ingresa a la laguna en términos de la DBO último
DBO <sub>5</sub>	Concentración de sustrato que ingresa a la laguna en términos de DBO <sub>5</sub>
Rel	Relación entre DBO <sub>u</sub> y DBO <sub>5</sub>
Ealga	Concentración de entrada de algas a la laguna
EColif	Cantidad o porcentaje de coniformes que ingresa a la laguna
alfa, beta, gamma	Coefficientes de C, H, O y N en la ecuación empírica de las células fotótrofas
feana	Factor de energía de las células anaerobias
x, ye, z	Coefficientes de C, H, O y N en la ecuación empírica de la materia orgánica que sedimenta a la zona anaerobia

### Verificación del modelo

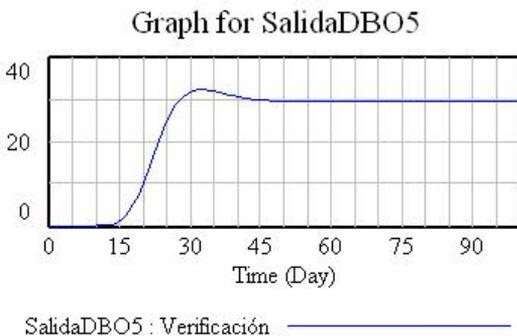
Una vez establecido el modelo debe realizarse su verificación comparándolo con los resultados obtenidos por los métodos tradicionales de diseño de lagunas de estabilización facultativas.

Para realizar la verificación, tomaremos el siguiente ejemplo:

Diseñar una laguna facultativa para tratar un caudal de 946 m<sup>3</sup>/d de agua residual con una concentración de DBO<sub>5</sub> en el afluente de 220 mg/l, si se espera alcanzar una concentración de DBO<sub>5</sub> en el efluente, de 30 mg/l. Utilizar para la temperatura del agua el valor recomendado por la NB 688 para la zona altiplánica. Compararemos el resultado con un cálculo realizado por el método de flujo pistón y el de la carga superficial.

Introduciendo los datos antes mencionados en el modelo, damos valores a las variables Largo y Ancho a fin de que, con una profundidad total de 1.5 m se alcance una concentración de DBO<sub>5</sub> en el efluente de aproximadamente 30 mg/l que es lo que pide el ejemplo.

Como resultado de este proceso obtenemos la siguiente gráfica para la variable Salida10 que precisamente representa la concentración de DBO en el efluente:



Obsérvese que no se obtiene un valor estático en la concentración del efluente sino que se obtiene el comportamiento dinámico del mismo en un periodo de 100 días en los cuales la laguna entra en un estado estable. En los primeros días, que corresponden al inicio de la operación, en el gráfico anterior vemos que la concentración de DBO en el efluente es cero, lo cual es lógico pues al haberse simulado una combinación de flujo pistón y mezcla completa, los primeros días la contaminación del afluente todavía no ha alcanzado el efluente.

La tabla siguiente, extractada también del modelo, nos permite verificar el tiempo de detención que ha sido necesario para alcanzar esta concentración en el efluente:

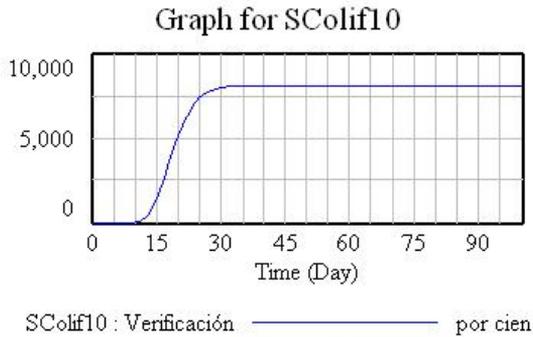
"Td total"	Runs:	Verificación
Td total	31.7	

Observamos que el tiempo de detención que encontramos mediante el modelo dinámico es de 31.7 días frente a los 43.97 días encontrados por el método de la carga superficial y los 31.42 días del método de flujo pistón con dispersión axial.

Por lo tanto los resultados del modelo se aproximan más al método del flujo pistón con dispersión axial, el cual se asemeja más a la realidad que el de la carga superficial el cual, siendo mucho más simplificado es también más conservador.

Además de proporcionar la concentración de DBO el efluente, el modelo también proporciona información sobre cualquiera de las otras variables utilizadas. Por ejemplo, asumiendo una cantidad de coniformes en el Afluente de 1,000,000 colif/100 ml, el modelo nos da el siguiente gráfico para su remoción (Variable SColif10).

Nótese que se tiene una cantidad de coliformes en el efluente de aproximadamente 8,000 colif/100 ml, lo cual implica una remoción de 99.4%.



### Cambio en la filosofía de diseño y operación de lagunas facultativas

La introducción de un modelo dinámico cambia la filosofía de diseño de las lagunas de estabilización, considerándolas como ecosistemas en frágil equilibrio que merecen una permanente atención en cuanto a las variaciones que pudieran poner en riesgo su estabilidad, provocando fluctuaciones en la calidad del efluente tratado.

De esta manera, tanto el proyectista como el operador tendrán una sensible imagen real de la complejidad de los procesos que ocurren dentro de una laguna de estabilización facultativa. A partir de esta visión integral, los operadores podrán tomar las medidas que el caso aconseje, realizando las verificaciones y ensayos correspondientes para poder verificar todos los parámetros que gobiernan el tratamiento y así poder explicar las variaciones con relación a las estimaciones de diseño, entender y corregir el comportamiento real cuando éste se aleja de los resultados esperados.

### Análisis de sensibilidad

Un gran aporte del modelo es poder realizar un análisis de sensibilidad que muestre las variaciones en los resultados del tratamiento, frente a fluctuaciones pre-visibility en las condiciones del entorno.

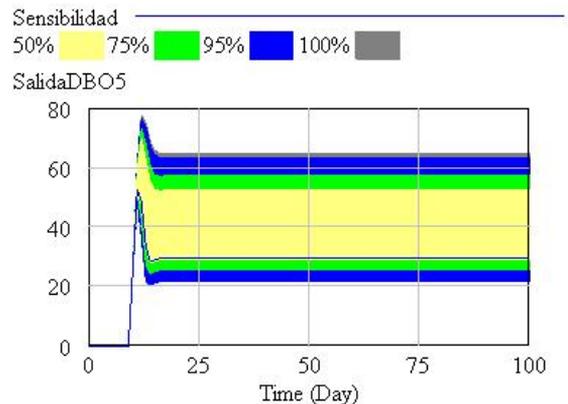
Para este análisis tomaremos condiciones de contorno que reflejen una población rural boliviana de alrededor de 1,500 habitantes, con un consumo medio diario de 80 litros por habitante y por día (Norma Boliviana de diseño para sistemas de agua potable en poblaciones menores a 5000 habitantes), lo cual arroja un caudal promedio de 120 m<sup>3</sup>/día. Por otro lado, utilizaremos el parámetro del ejemplo 3.1.3. para la DBO en el afluente de 220 gr/m<sup>3</sup>

Para la radiación solar incidente y la temperatura del agua tomaremos la recomendación de la NB 688 que, para la región de valles (altura media en Bolivia), arroja un valor de 300 Cal/cm<sup>2</sup>/día, es decir 12,550,000 julios/m<sup>2</sup>/día para la radiación y 21 °C para la temperatura del agua en el mes más frío.

Si estos valores se mantuvieran constantes con el tiempo, para obtener una calidad de efluente de aproximadamente 30 grDBO/m<sup>3</sup>, el modelo arroja un tiempo de detención necesario de 13 días. Veremos a continuación cuál la sensibilidad del modelo a variaciones en las condiciones de entorno.

### Variaciones en la DBO del efluente y remoción de coliformes debidas a las fluctuaciones de temperatura del agua

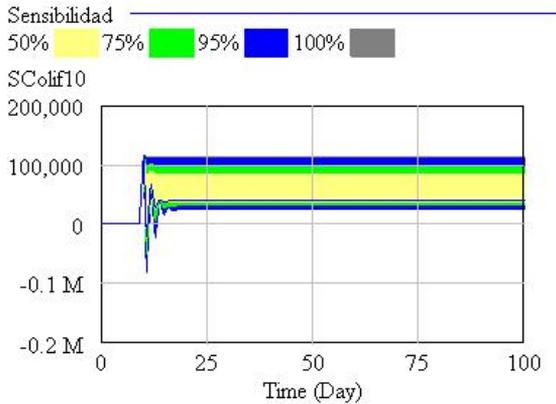
Considerando una variación de la temperatura ambiente entre los 9°C y los 25°C que corresponden aproximadamente a los valores de la NB 688 entre altiplano y llano obtenemos el gráfico1:



En el gráfico 1 se puede apreciar el efecto de la temperatura en la calidad del efluente. Recordemos que para 21°C (valor del modelo) teníamos aproximadamente 30 grDBO/m<sup>3</sup> en el efluente. Mejoramos la calidad del mismo a 21 grDBO/m<sup>3</sup> cuando la temperatura se incrementa a 25°C. Al contrario si la temperatura baja hasta los 9°C, la calidad del efluente se deteriora arrojando valores de hasta 66 grDBO/m<sup>3</sup>.

Este efecto de la temperatura es muy conocido y hace que las lagunas facultativas sean bastante menos efectivas en el altiplano que en el valle o el llano requiriendo mayores áreas en el primer caso.

Para los coliformes tenemos el gráfico 2:

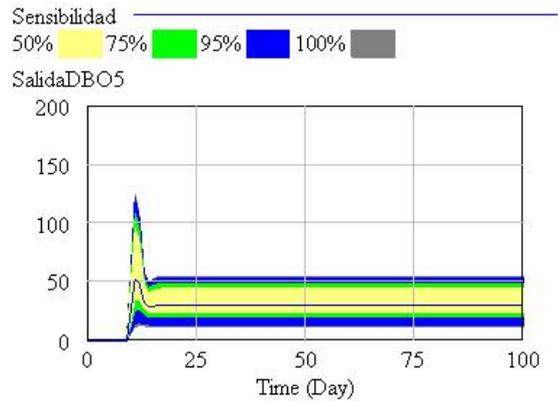


Luego de una inestabilidad inicial, el N° de coliformes en el efluente se mantiene entre 25000 y 120000 por 100 ml.

### Variaciones en la DBO del efluente debidas a las fluctuaciones de la concentración de DBO en el afluente del agua

Nuestro parámetro básico para la DBO5 afluente es de 220 gr/m<sup>3</sup>, veamos ahora que sucede con la eficiencia en la remoción de este indicador en el efluente si hacemos variar su concentración en el afluente entre 50 y 500 gr/m<sup>3</sup>.

El análisis de sensibilidad correspondiente se muestra en el gráfico 3:

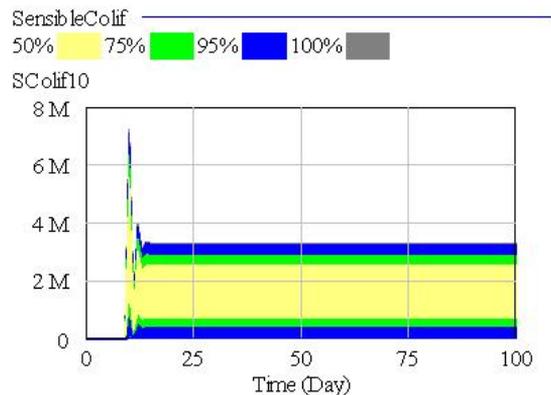


Observamos de la gráfica anterior, que una variación de 1:10 en el afluente produce aproximadamente una variación de 1:6 en el efluente por lo que, si bien existe cierta amortiguación, la relación entre las concentraciones del afluente y del efluente son directamente proporcionales.

### Variaciones en la cantidad de coliformes del efluente debida a las fluctuaciones en los coliformes del afluente

Nuestro parámetro básico para los coliformes presentes en el afluente es de 10<sup>7</sup>/100ml, veamos ahora que sucede con la eficiencia en la remoción de este indicador en el efluente si hacemos variar su cantidad en el afluente entre 10<sup>8</sup> y 10<sup>4</sup>.

El análisis de sensibilidad correspondiente se muestra en el gráfico 4:



Observamos de esta gráfica que los coliformes en el efluente varían desde cero para el valor más bajo hasta 3,200,000 para el valor de entrada de  $10^8$ . Es decir, la eficiencia del tratamiento varía desde un 100% para valores bajos en el afluente hasta 96.8% para valores altos.

## **Conclusiones**

El modelo matemático dinámico establecido en el presente trabajo de investigación, es una herramienta de gran utilidad tanto para el proyectista como para el operador de una planta de tratamiento basada en lagunas de estabilización facultativas.

Al contrario de lo que ocurre con la tendencia actual de diseñar lagunas de estabilización con unos cuantos parámetros como la carga superficial y el tiempo de detención, el modelo dinámico establecido permite conocer el comportamiento en el tiempo de todas las variables que realmente intervienen en el proceso y permite conocer cómo sus variaciones inciden en la calidad del tratamiento.

Para una aplicación efectiva del modelo en la etapa de operación de una planta, se deben realizar permanentemente pruebas, medir la DBO afluente y efluente, realizar ensayos de sedimentación y conteo de coliformes, medir la temperatura y, todas las variables de ingreso que se consideran en el modelo, para encontrar la explicación al comportamiento de la laguna en una época dada.

Modelos dinámicos de esta naturaleza permitirán también reformular la Norma Boliviana en la materia a fin de hacerla más flexible y explicativa, tomando en cuenta la multiplicidad de parámetros que intervienen en el tratamiento de las aguas residuales de origen doméstico, por lagunas de estabilización facultativas.

## Referencias bibliográficas

- Tchobanoglous – Burton, 1995 *Ingeniería de Aguas Residuales*, McGraw – Hill Editores Tercera edición, 1485 páginas
- Metcalf & Hedí, 1995 *Ingeniería de Aguas Residuales*, McGraw – Hill Editores, Tercera Edición, 1966 páginas
- Organización Panamericana de la Salud, 1987 *Guías para la calidad de agua potable* 732 páginas
- Winkler A., 1994 *Tratamiento biológico de aguas de deshecho*, Editorial LIMUSA S.A. 337 páginas
- Capra Jemio Guido, 1999 *Ingeniería Sanitaria* Imprenta-Editorial de la UMISA, La Paz, Bolivia 210 páginas
- Organización Panamericana para la Salud, Universidad Mayor de San Andrés, 1969 *Curso sobre lagunas de estabilización* 203 páginas, La Paz, Bolivia
- Ibáñez Carlos, 1994 *Colectores sanitarios principales, zonas este y norte de la ciudad de Oruro*, Revista de Ingeniería Sanitaria, La Paz, Bolivia 5 páginas
- Ibáñez Carlos, 2003, *Lineas de aduccion en sistemas de agua potable*, 14 páginas
- PROSABAR, Banco Mundial, 1993 *Determinacion de tecnologias de tratamiento de aguas residuales adecuadas a comunidades de 500 a 5000 habitantes*, 45 páginas
- Organización Panamericana para la Salud, Universidad Mayor de San Andrés, 1970 *Plantas de tratamiento de aguas potables UMISA – OPS*, 437 páginas La Paz, Bolivia
- Fair – Géyer – Okun, 1971 *Purificacion de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales*, Editorial LIMUSA S.A. 764 páginas
- CEPIS, 1981 *Avances en el tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización* 105 páginas, México
- Tchobanoglous Crites, 2001 *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones* McGraw – Hill Editores, 776 páginas
- Rittman, Carty, 2001 *Bioteconología del medio ambiente*, McGraw – Hill Editores, 744 páginas
- Soli J Arceivala, 1986 *Wastewater treatment for pollution control* Tata McGraw – Hill Publishing Company Limited, 183 páginas
- Gobierno Municipal de La Paz, 1985, *Manejo de las aguas residuales en la cuenca del río Choqueyapu*, H.Alcaldía Municipal de La Paz

esta revista se edita con el auspicio de:



## Próximamente...

**Revista Virtual REDESMA  
Febrero 2011**

**TEMA: Gestión integral del agua**

**Se recibirá como colaboración artículos científicos, resultado de investigaciones específicas relacionadas con el tema, los que serán sometidos a la revisión y dictamen del Consejo Editorial. Se seleccionarán artículos de estudiantes universitarios, técnicos y profesionales, así como también de experiencias institucionales que se hayan desarrollado dentro de esta temática.**

**Se publicará:**

- **Reseñas de libros, revistas y otros documentos, además de programas de conservación e investigación.**
- **Tesis de maestría y doctorado relacionadas al tema.**
- **Semblanzas de instituciones académicas, instituciones de investigación, profesionales, comunitarias, etc.**

**Se destacará:**

- **Artículos publicados en revistas, libros y otros (citando adecuadamente su origen, autorías, derechos, etc.)**
- **Experiencias de colaboración entre diferentes actores.**

**Fecha límite para entrega de artículos, reseñas y colaboraciones:**

**15 de enero de 2011**

**Envíos a: [revistaredesma@cebem.org](mailto:revistaredesma@cebem.org)**