

Universidad Internacional S.E.K.

Facultad de Ingeniería Ambiental

Tesis de Grado

Determinación de la habilidad de la comunidad béntica para remover mercurio de la laguna de Aucacocha, Reserva de Producción de Fauna Cuyabeno, mediante bioacumulación.

Presentado por:

Daniela Rosero López

Director de Tesis

Dr. Carlos Ordoñez

Quito, 30 de julio del 2002

A mis padres, por ser mis mejores amigos, brindarme su confianza y darme el apoyo que siempre he necesitado.

A mis hermanos por su paciencia, comprensión y cariño.

Agradecimientos

Quiero agradecer al Dr. Carlos Ordoñez por haber dirigido esta tesis y por todo el tiempo dedicado para hacerlo. Al Ing. Favio Villalba por compartir su conocimiento y apoyarme en la realización de este trabajo. A la Dra. Luisa Santamaría por su paciencia y contribución durante este tiempo. Agradezco a la Universidad Internacional SEK y a todos mis profesores en la Facultad de Ingeniería Ambiental, gracias por su compromiso. A la Decana Ing. Katty Coral por el apoyo, amistad y confianza que en mí y en mis compañeros ha depositado. A la comunidad Siona, principalmente a Julio Criollo por la hospitalidad brindada en Cuyabeno, a Fabricio Guamán por su amistad y por su ayuda para llevar a cabo este proyecto. Agradezco a la Fundación AGUA y en especial a Juan José Vásquez por su gran amistad e incondicional apoyo durante este tiempo. A mi amiga Alexandra García y a Alexander Martín por estar conmigo incondicionalmente, a Daniela Torres por el optimismo y fuerza que conmigo ha compartido, a Ana Cristina De la Torre por su guía y orientación, a Santiago Gavilanes y Giancarlo Rivera por su interés y amistad. A Ana María Troya y Oscar Pérez por su paciencia y tiempo compartido. A mi padre y a mi madre por ser mis guías y haberme apoyado económica y espiritualmente en la realización de este proyecto. A mis hermanos por toda su alegría y bondad.

Resumen

El mercurio total registrado en larvas de macroinvertebrados de la comunidad béntica en la laguna de Aucacocha, Reserva de Cuyabeno – Ecuador, parece estar más relacionado al sedimento que al agua. La relación existente entre biota y sedimento demuestra la predominancia de macroinvertebrados detritívoros que habitan esta área. Las variaciones temporales de lluvia hacen que la solubilidad del mercurio cambie en la columna de agua, las variaciones generan diferencias entre las concentraciones de mercurio en agua y las concentraciones de mercurio encontradas en el sedimento. Las concentraciones de mercurio en sedimento no registraron cambio durante el período de muestreo de diciembre del 2001 a junio del 2002. Sin embargo las concentraciones en biota y agua presentaron importantes correlaciones a los parámetros In Situ como pH, Conductividad, Profundidad y Temperatura, estos parámetros son característicos de sistemas lacustres en la cuenca del Río Amazonas, lo que hace fácil determinar la calidad del agua. Las muestras fueron tomadas durante la época seca entre noviembre del 2001 y mayo del 2002, se tomó a junio como un mes comparativo para la época lluviosa, a pesar de que este año la época lluviosa se retrasó. Los resultados obtenidos de la concentración de mercurio en la biota hacen posible la idea de remover mercurio del ecosistema natural utilizando larvas de macroinvertebrados como bioacumuladores. El Índice de Bioacumulación permitió identificar que el nivel de acumulación de mercurio para la laguna de Aucacocha es óptimo.

Palabras claves: Aucacocha, comunidad béntica, lacustre, mercurio, bioacumulación.

Abstract

Total Mercury founded in macroinvertebrates larvae from the benthic fauna of Aucacocha lake in Cuyabeno Reserve - Ecuador, seems to be much more related to soil than to water. The relationship registered between biota and soils shown the predominance of detritivores macroinvertebrates living in this area. Temporal variations of rain make the solubility of mercury change in the water column, these variations generate differences between mercury concentrations in water and mercury concentrations founded in soils. Mercury concentrations in soil has not change during the period of sampling from December 2001 to June 2002. Although mercury in biota and water registered values extremely correlated to In Situ parameters like, pH, Conductivity, Depth and Temperature. This in site parameters are characteristic from a lacustrine area in the Amazon Basin, what made easy to identify water quality. The samples were taken during dry season from November 2001 to May 2002, using June as a comparative month from rainy season, even though this year the rainy season has delayed. Results from mercury concentrations founded in biota made possible the idea of removing mercury from a natural area by using macroinvertebrate larvae as bioaccumulators. Bioaccumulation Index let us identify that mercury accumulation in Aucacocha lake is optimal.

Key words: Aucacocha, benthic fauna, lacustrine, mercury, bioaccumulation

INDICE

I. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Objetivos	3
II. MARCO TEÓRICO	
2.1 Limnología del ecosistema Neotropical	4
2.1.1 Zonas Limnológicas	4
2.1.1.1 Zonas de Várzea	4
2.1.1.2 Zonas de Terra Firme	5
2.1.1.3 Zonas de Igapó	5
2.1.1.4 Aguas Negras	5
2.1.1.5 Aguas Claras	6
2.1.1.6 Aguas Blancas	6
2.1.2 Formación y Morfología del Sistema Lacustre del río Cuyabeno.	6
2.1.3 Características limnológicas de la zona de Aucacocha	7
2.2 Propiedades físicas y químicas del Mercurio	9
2.3 Ciclo Biogeoquímico del Mercurio	13
2.4 Mercurio en Sistemas Acuáticos	15
2.4.1 Metilación y Desmetilación	16
2.4.1.1 Metilación Biótica	17
2.4.1.2 Metilación Abiótica	18
2.4.2 Adsorción por sedimentos	20
2.4.2.1 Minerales de arcilla	20
2.4.2.2 Sulfuros	21
2.4.2.3 Materia Orgánica	21
2.4.2.4 Hidruros de Hierro/ Óxidos de manganeso	22
2.5 Niveles base y Toxicidad del Mercurio	22
2.5.1 Presencia en Suelos y Sedimentos	23
2.5.2 Presencia en sistemas Acuáticos	25
2.5.3 Presencia en Biota	25
2.6 Bioacumulación	26
2.6.1 Organismos Bioacumuladores	26

2.6.2 Comunidad Béntica	27
2.7 Emisiones de mercurio	28
2.7.1 Emisiones Naturales	28
2.7.2 Emisiones Antropogénicas	28

III. METODOLOGÍA

3.1 Zona de Estudio	29
3.1.1 Ubicación geográfica	29
3.1.2 Antecedentes de Contaminación	30
3.1.3 Trabajos realizados en la zona de Aucacocha	31
3.2 Identificación de los puntos de muestreo	31
3.2.1 Determinación del Número de Muestras	31
3.2.2 Ubicación de los puntos de muestreo	33
3.2.3 Codificación de muestras	33
3.3 Metodología para el muestreo físico – químico	34
3.3.1 Medición de pH	34
3.3.2 Medición de la Conductividad	34
3.3.3 Medición de la Temperatura	35
3.3.4 Medición de la Profundidad	35
3.4 Metodología para el muestreo de Mercurio en Agua	35
3.5 Metodología para el muestreo de Sedimento y Biota	36
3.6 Análisis Estadístico.	37

IV. RESULTADOS

4.1 Análisis general de la laguna	39
4.2 Mercurio presente en el ecosistema	39
4.3 Índice de Bioacumulación del Mercurio	47
4.4 Análisis Estadístico	48

V. DISCUSIÓN

5.1 Presencia de Mercurio en el Agua	55
5.2 Presencia de mercurio en Sedimentos	57
5.3 Presencia de Mercurio en Biota	58

VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	61
VII. BIBLIOGRAFÍA	63
VIII. FIGURAS	68
IX. ANEXOS	114
TABLAS	

TABLAS

- **Tabla N° 2.1 – 1.** Clasificación del tipo de agua en la Amazonía.
- **Tabla N° 2.1 – 2.** Características físicas y químicas de las aguas claras en la Amazonía.
- **Tabla N° 2.2.1** Constantes de Equilibrio para especies de mercurio.
- **Tabla N° 4.1** Datos mensuales registrados en el período Diciembre – Junio, para todos los parámetros analizados en la laguna de Aucacocha.
- **Tabla N° 4.2** Datos puntuales de la laguna de Aucacocha en el período de Diciembre a Junio
- **Tabla N° 4.3** Grupos de organismos encontrados en la laguna de Aucacocha durante el muestreo de Diciembre a Junio.
- **Tabla N° 4.4** Coeficientes de Acumulación
- **Tabla N° 4.5** Parámetros registrados en Aucacocha para la clasificación de Sioli, 1984.
- **Tabla N° 4.6** Parámetros para la clasificación de Aguas Claras.
- **Tabla N° 4.7** Resultados de la determinación del Índice de Bioacumulación.
- **Tabla N° 4.8** Frecuencia para el valor más probable para mercurio en Agua.
- **Tabla N° 4.9** Frecuencia del valor más probable para mercurio en Sedimento.
- **Tabla N° 4.10** Frecuencia de ocurrencia del valor más probable para concentraciones de mercurio en Biota.
- **Tabla N° 4.11** Prueba estadística χ^2 para los compartimentos ambientales en donde existe mercurio.
- **Tabla N° 4.12** Prueba Estadística Kruskal – Wallis, cuando los valores más probables son superiores al valor medio registrado.
- **Tabla N° 4.13** Prueba K –S para determinar la normalidad de la distribución, presenta los falsos negativos.

I. INTRODUCCIÓN

Todos los organismos que habitan el fondo de lagunas y ríos, constituyen un eslabón importante de la red trófica ya que son claves en la retención y transporte de nutrientes y minerales que desarrollan su ciclo tanto en el suelo como en el agua. Los organismos de la comunidad béntica se encuentran ocupando el segundo lugar en la distribución de compuestos y elementos tomados de la columna de agua, lo que hace fácil el paso desde el zoobentos hasta niveles más altos como los peces. El transporte de elementos y compuestos a través de la red trófica sucede gracias a la disponibilidad de los mismos en el agua, la disponibilidad está relacionada con la solubilidad de los compuestos en relación a las características físicas y químicas del medio en el que se encuentran.

Los nutrientes fundamentales como el Fósforo, Nitrógeno, y Potasio están generalmente asociados a sales minerales altamente solubles. Al igual que estos elementos, existen otros en menores cantidades pero de gran importancia como el Calcio, Aluminio, Cromo, Zinc y Magnesio, que se encuentran en la naturaleza gracias a la meteorización del suelo. Algunos elementos que actualmente se pueden encontrar en ciertos ecosistemas, son productos ajenos a los procesos naturales, el caso de ciertos metales pesados que se han incorporado al medio como resultado de actividades de extracción minera y explotación petrolera, principalmente.

Los metales como el mercurio suelen estar asociados a estas actividades debido a la presencia de las sales almacenadas durante la formación de los yacimientos, a diferencia de los metales esenciales, aún en cantidades muy pequeñas los metales pesados son considerados tóxicos para los seres vivos. Debido a sus características, el transporte y retención a través de la red trófica no siempre se realiza bajo el mismo mecanismo. La capacidad de estos metales para acumularse en el interior de los organismos es el principal factor para determinar el destino final en el que se los puede encontrar.

La comunidad béntica al desempeñar un papel tan importante en el desarrollo del ciclo biogeoquímico de compuestos esenciales y no esenciales, puede servir como instrumento de remediación para los sistemas alterados por la presencia de agentes contaminantes. La habilidad de la comunidad béntica para ser determinada como tal, está relacionada a su capacidad para almacenar los contaminantes acumulándolos en el interior de sus sistemas. Otra manifestación de los metales en los organismos, constituye la incorporación de ciertos elementos a las estructuras externas o exoesqueletos. Una presencia representativa del contaminante en el organismo de los individuos brinda una idea de las condiciones del ecosistema en sus componentes abióticos.

Los metales pesados forman parte de los compuestos más tóxicos y perjudiciales para los ecosistemas naturales y el hombre. Las características del mercurio, su complejidad para ser removido de los sistemas y el alcance de su expansión, son factores de gran importancia para tomarlo como objetivo del presente estudio.

La contaminación por mercurio en sistemas lacustres ha sido investigada por varios años (Hem, 1970), sin embargo las medidas de remediación para este problema no han sido propuestas aún, tanto para la recuperación del estado natural del ecosistema como para el manejo del desecho generado de los procesos en los que se genera este elemento. La remoción de contaminantes como el mercurio de un sistema de características tan especiales como las de la Amazonía es un tema de gran importancia para la recuperación del hábitat natural, la protección de especies y la afección a la salud humana.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo general

Evaluar la existencia de acumulación del ecosistema acuático en la laguna de Aucacocha, mediante la determinación de la presencia de mercurio en los componentes ambientales agua, sedimento y biota, para determinar la posibilidad de remoción por bioacumulación.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Determinar las concentraciones de mercurio presente en agua, sedimento y biota, mediante muestreos mensuales en la laguna de Aucacocha en la Reserva de Cuyabeno.
- Medir las variaciones puntuales y temporales de los parámetros pH, conductividad, temperatura y profundidad, para encontrar su relación con las concentraciones de mercurio en agua, sedimento y biota.
- Determinar los niveles de acumulación de mercurio en la biota mediante la presencia del contaminante en agua y sedimento.
- Determinar el Índice de Bioacumulación de la laguna de Aucacocha y analizar la factibilidad de utilizar a la comunidad béntica de la laguna, para remover el mercurio existente.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 Limnología del ecosistema Neotropical

La zona del neotrópico posee una clasificación específica tanto en hidrología como en limnología para el tipo de ecosistemas, a diferencia de la zona temperada, la climatología y la geografía son factores que favorecen las diferentes características que presenta la zona tropical. Las relaciones de las características biológicas, físicas y químicas no se incluyen en las definiciones de la limnología de la zona templada (Heckman, 1994). Las zonas que se han determinado para el neotrópico se basan en todos los componentes del ecosistema, las áreas que se ubican dentro de las diferentes zonas limnológicas se han clasificado en el caso de la cuenca del río Amazonas como, Várzea, Terra firme e Igapó.

2.1.1 Zonas Limnológicas

2.1.1.1 Zonas de Várzea

Reciben esta denominación las áreas de tierra que no poseen vegetación, y que son inundadas anualmente por las precipitaciones de la estación lluviosa, son las zonas más ricas en nutrientes en donde existe la mayor productividad de biomasa. Los sedimentos de esta zona son de color ocre por la presencia de materia orgánica que es abundante en la época lluviosa, mientras que los iones de las sales inorgánicas aparecen a principios de la estación seca. Esta zona es alimentada por ríos tributarios los que permiten el intercambio de material en las entradas y salidas del área inundada (Pereira Filho, 1991) (Luizao et al., 1991).

La várzea es una zona muy productiva siendo fertilizada anualmente por el flujo de agua, puede ser considerada como una extensión andina de material, originada de los productos deleznable de la meteorización de la corteza de los Andes, los que se transportan a través de los ríos de aguas blancas. Esta zona está cubierta por aguas superficiales que durante el año

pueden alcanzar profundidades menores a 2 m, lo que podría significar extensiones de hasta 100 km², en las que existen grandes superficies que se secan (Witton, 1975).

2.1.1.2 Zonas de Terra Firme

Comprende la mayor extensión de tierra la cual cubre el área de las bajas concentraciones de nutrientes que se aportan al suelo. La fertilidad del suelo es controlada por la descomposición de las hojas y las raíces, las que crean una capa de suministro de nutrientes como calcio, fósforo, potasio, nitrógeno, carbono, etc, sobre la capa de minerales ricos en óxidos de hierro y aluminio. Esta zona puede recibir precipitación abundante pero no sufre inundación, aquí la vegetación terrestre es la responsable de la fertilidad del suelo (Heckman, 1994) (Pereira Filho, 1991).

2.1.1.3 Zonas de Igapó

El bosque inundado representado por el dosel de los árboles cubiertos en la inundación de la época lluviosa, es la extensión de tierra poblada de vegetación que se conoce como Igapó, la influencia de las lluvias produce que los árboles de menor tamaño formen un bosque subacuático, mientras que los árboles de gran tamaño, cubren la zona inundada. Esta zona es pobre en nutrientes en la columna de agua, los sedimentos están compuestos por lo general de silicatos que se mezclan con la materia orgánica de la descomposición de las hojas durante la inundación (Roulet et al., 1991) (Anexo N° 1).

2.1.1.4 Aguas Negras

Son aguas con baja concentración de sustancias inorgánicas disueltas que poseen una coloración rojo negruzca debido a la presencia de sustancias orgánicas disueltas. La materia orgánica se acumula en las tierras bajas de las orillas y luego es escurrida a través del sedimento en la época de inundación (Lacerda et al., 1990).

2.1.1.5 Aguas Claras

Las aguas claras son consideradas pobres en compuestos solubles y son abundantes en toda la Amazonía, se observa aguas claras en los alrededores del bosque inundado. Su coloración es verde por la presencia de pigmentos de clorofila, poseen baja concentración de materia orgánica y sus sedimentos son relativamente ricos en hierro (Lacerda et al., 1990).

2.1.1.6 Aguas Blancas

Las aguas blancas representan a la mayoría de ecosistemas de agua dulce, su procedencia nace en los Andes desde donde acarrearán rezagos de sedimentos marinos, hasta la confluencia de ríos en lagunas. Estas aguas son ricas en sólidos suspendidos lo que les brinda una coloración ocre –blancuzca (Sioli, 1985).

2.1.2 Formación y Morfología del Sistema Lacustre del Río Cuyabeno

En el transcurso del tiempo las áreas pertenecientes a la zona inundable y lagunas permanentes fueron producto de la formación de depresiones al final de la última glaciación en donde el clima se tornó más cálido durante la era Cenozoica en el período Cuaternario de la época Reciente. Previo a ello durante el Pleistoceno mientras se formaban los Andes, las tierras empezaron a rellenarse de sedimentos y agua dulce que alcanzaban una altura máxima de 600 m., la estratificación litológica formada en las diferentes eras contribuye a la composición química de los ríos y lagunas provenientes de varias zonas, todo esto ocurre gracias a que durante el Plioceno las regiones que hoy comprenden la Amazonía fueron cubiertas por sedimentos marinos, constituidos por areniscas, arcillas, calizas, yesos y esquistos. (Witton, 1975)

Las diferentes zonas limnológicas que se observan en la Amazonía son producto de las variaciones estacionales, lo que se conoce como Amazonía baja es identificado como zona inundable o Várzea, la zona de bosque

inundable Igapó se conoce como Amazonía alta, y la zona cubierta de vegetación no sujeta a inundación se conoce como Terra firme.

Las lagunas del sistema lacustre del Río Cuyabeno se encuentran ubicadas en la zona de Igapó, rodeadas de zonas de Várzea. Aucacocha al ser una laguna que no se seca se ubica cerca de la zona de Terra firme por el este, sin embargo la zona cubierta de vegetación que separa al Río Cuyabeno Chico de Aucacocha es básicamente zona inundable o Várzea (Figura N° 4).

2.1.3 Características limnológicas de la zona de Aucacocha.

El agua de la laguna posee una coloración roja negruzca – café, debido a la baja presencia de materia disuelta. La laguna no ha sido objeto de estudios limnológicos propiamente, sin embargo las características de este cuerpo de agua permiten relacionarlo con el comportamiento de otros cuerpos de agua en la región amazónica. Ciertas características físico – químicas permiten clasificar el tipo de cuerpo de agua al que pertenecen tanto lagos como lagunas en el neotrópico (Furch, 1984). Los cuerpos de agua de la cuenca del río Amazonas recibieron una clasificación en base al color y las propiedades físico – químicas (Sioli, 1984).

Tabla 2.1 – 1. Clasificación del tipo de agua en la Amazonía.

Parámetro	Aguas Blancas	Aguas Claras	Aguas Negras
Sólidos Suspendidos	50 – 200 ppm	40 –80 ppm	150 – 200 ppm
Profundidad	0.1 – 0.5 m	1 – 4.3 m	1 – 3 m
Conductividad	60 – 120 uS/cm	8 – 20 uS/cm	5 – 7 uS/cm
pH	6.2 7.2	4.5 - 7.8	< 5
Materia org. en sedimentos	2 – 5 %	2 – 8 %	9 %
Hierro en sedimentos	< 5%	6 – 10 %	3 %
Fósforo	100 ppm	-	-
Carbono orgánico disuelto	7 ppm	5.1 ppm	9 ppm
Mercurio en sedimentos	0.33 ppm	0.13 ppm	0.49 ppm

Fuente: Sioli, 1984; Junk y Furch, 1985; Furch, 1984; Lacerda et al., 1990.

Para determinar las características propuestas por Sioli, 1984, se determinó los parámetros sugeridos para clasificar al tipo de agua que posee la laguna de Aucacocha (Tabla 4.5).

Los cuerpos de Aguas Claras son pobres en iones inorgánicos pero ricos en materia orgánica disuelta y bastante ácidos, las características físico – químicas de la laguna de Aucacocha (Tabla 4.6), permiten clasificar a este cuerpo de agua como cuerpo de Aguas Claras.

La laguna de Aucacocha se encuentra dentro de los valores del análisis para cuerpos de aguas claras. En este tipo de cuerpos de agua la productividad béntica es casi inexistente, por ello se considera una zona de Baja Productividad, se atribuye la baja presencia de macroinvertebrados a la presencia de un pigmento llamado violaceína producido por la bacteria *Cromobacterium violaceum*, pruebas realizadas en aguas que poseen esta sustancia han demostrado que este pigmento es antibiótico (Caldas, 1990), la coloración también es debido a este pigmento aunque no es el único.

La mayoría de sustancias tóxicas existentes en el agua subsisten gracias a la presencia de sustancias fenólicas y húmicas, las mismas que son responsables de los valores bajos de pH, a pesar de que en las épocas secas de las zonas inundables de Igapó estos valores aumentan (Walker, 1990).

Tabla 2.1 – 2. Características físicas y químicas de las aguas claras en la Amazonía.

Aguas Claras		
	Río	Ensenada
pH	4.2 – 4.3	4.0 – 4.6
O ₂ mg/l	5.15	1.9 – 6.0
CO ₂ libre mg/l	11.2	1.9 – 6.0
Dureza total (mg/l)	0.14	0
Na ⁺ mg/l	-	0.25 – 0.54
K ⁺ mg/l	-	0.14 – 1.00
Ca ⁺⁺ mg/l	-	0.02 – 9.2
Mg ⁺⁺ mg/l	-	0 – 0.42
Mn ⁺⁺ mg/l	0	0
Fe ⁺⁺ /Fe ⁺⁺⁺ mg/l	0.19	0.11 – 0.25
Al ⁺⁺⁺ mg/l	traza	0.26 – 0.31
Cl ⁻ mg/l	0.5	0.01 – 1.2
SO ₄ mg/l	0	0 – 2.69
PO ₄ - P mg/l	-	0 – 0.03
NO ₃ - N mg/l	0	0 – 0.02
SiO ₂ -Si mg/l	1.2	0.8 2.7
KMnO ₄ mg/	71.3	<141.0
Conductividad uS/cm	-	1.06 – 44.1
Kjedahl – N mg/l	+	0.15 – 2.62

Fuente: Sioli, 1984.

2.2 Propiedades físicas y químicas del Mercurio

El mercurio elemental posee un peso atómico de 200.59 y un número atómico de 80. El mercurio posee dos valencias, +1 y +2 para los compuestos de mercurio I y II respectivamente, su punto de ebullición es de 356.6 °C y se solidifica a –39 °C. La alta densidad de 13.6 hace que sus usos sean únicos en lo que a líquidos pesados se refiere. El mercurio como

metal se puede encontrar en la naturaleza asociado al azufre como sulfuro de mercurio HgS, también en el mineral Cinabrio de color rojo y en el mineral Meta-cinabrio de color negro, estos son los minerales más importantes y son altamente estables, además se lo puede encontrar como elemento nativo. (D'Itri & D'Itri, 1977) (Cassidy & Furr, 1978).

El sulfuro de mercurio puede tomar iones de otros sulfuros como el de hierro y/o calcio, y en dependencia del mineral que forme ser aún más estable como el mineral Meta-cinabrio que puede llegar a precipitarse en el agua a ciertas temperaturas (Fageström & Jenelöv, 1972).

Con una presión de vapor de 0.5 mmHg a 20 °C, su presencia en la atmósfera es muy común. Ciertos compuestos de mercurio son más solubles en solventes orgánicos que en el agua (Stumm & Morgan, 1981). El mercurio acuoso es la especie de mercurio presente en zonas marinas y acuáticas, esta forma de mercurio es del tipo metálico poco soluble a niveles normales de pH y se encuentra en su estado molecular (Schroeder et al., 1991). La relación de estabilidad de los compuestos inorgánicos de mercurio en el ambiente acuático puede ser descrita por las siguientes constantes de equilibrio:

Tabla 2.2.1 Constantes de Equilibrio para las especies de mercurio.

Reacción	Constante (K)
$\text{Hg}^0 (\text{liq.}) = \text{Hg}^0 (\text{aq.})$	$10^{-6.89}$
$\text{Hg}^0 (\text{aq.}) = \text{Hg}^{2+} + 2\text{e}^-$	$10^{-22.3}$
$\text{HgS} (\text{s}) = \text{Hg}^{2+} + \text{S}^{2-}$	$10^{-52.4}$
$\text{Hg}_2\text{Cl}_2 (\text{s}) = \text{Hg}^{2+}_2 + 2\text{Cl}^-$	10^{-18}
$\text{HgCl}_2 (\text{aq.}) = \text{Hg}^{2+} + 2\text{Cl}^-$	$10^{-13.3}$
$\text{Hg}(\text{OH})_2 (\text{aq.}) = \text{Hg}^{2+} + 2\text{OH}^-$	$10^{-21.9}$

Fuente: Sturmm & Morgan 1981.

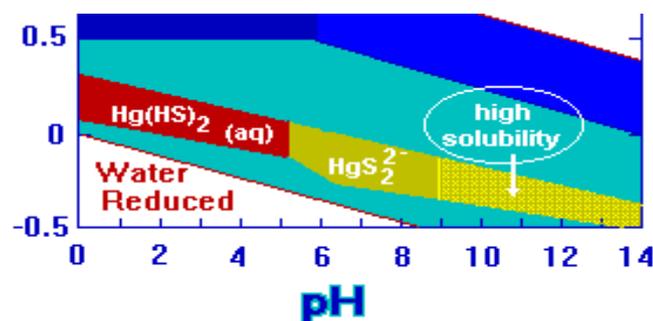
La existencia de mercurio acuoso en determinados ecosistemas acuáticos depende exclusivamente del Potencial Redox, pH y los aniones de otras soluciones con los que el mercurio puede formar complejos. Los compuestos más estables de mercurio son el Cinabrio HgS y el mercurio acuoso (Hg⁰). El ión mercurio puede ser fácilmente oxidable a mercurio divalente Hg II, por ello la existencia de agentes frente a la presencia de Hg²⁺ favorecerá la formación de mercurio metálico (Bajel, 1985).



El mercurio en estado metálico en el ambiente acuático debe sufrir una oxidación para ser más soluble, esta reducción hacia el estado divalente Hg II hace a los compuestos más propensos a reaccionar, además permite que los procesos de conversión de mercurio metálico a mercurio orgánico por los microorganismos, sea más rápido. La facilidad del ión mercurio y de otros elementos de oxidarse a diferentes compuestos, la estabilidad y reducción que pueden sufrir en el ambiente acuático, puede ser medida mediante el Potencial Redox Eh (Schuster, 1991).

La facilidad de oxidación puede ser inhibida gracias a que el Hg II en bajas concentraciones es fácilmente hidrolizado. La relación de hidrólisis de ciertos compuestos de mercurio puede entenderse mediante los porcentajes de hidrólisis a valores de pH respectivo.

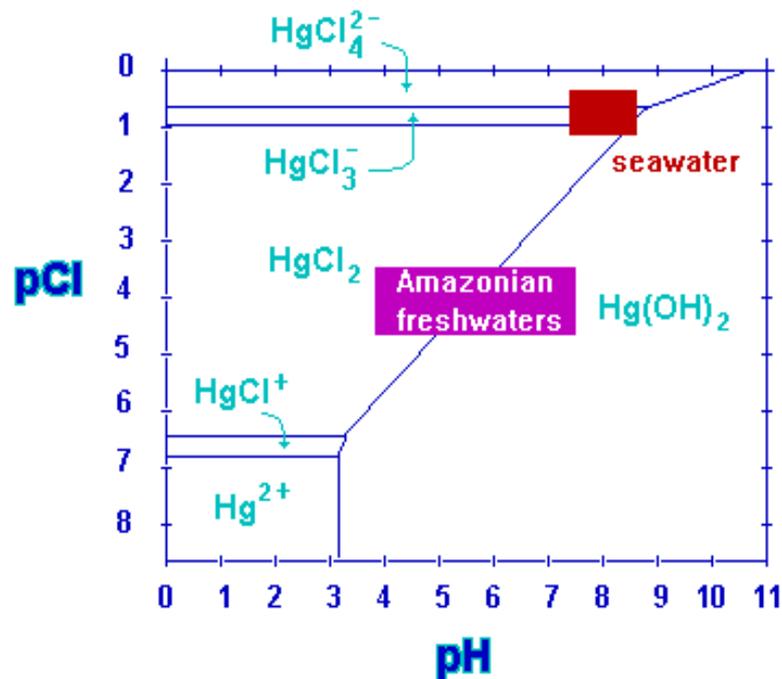
Cuadro 2.2 – 1. Porcentaje de Hidrólisis de compuestos a diferentes valores de pH.



Fuente: Veiga, M.; Meech, J., 1994.

Otros factores que pueden controlar la presencia de Hg II en el ambiente acuático son: cloruros, pH, Eh, sulfatos y sólidos suspendidos, como materia orgánica (Björnberg, 1988). Uno de los parámetros químicos más importantes que se relaciona con la presencia de mercurio, son los cloruros, debido a las características físicas y químicas del ambiente acuático amazónico, la estabilidad de las sales de mercurio está relacionada con la presencia de cloruros, a pesar de que la presencia de materia orgánica sea el principal factor de solubilidad de los compuestos órgano metálicos del mercurio (Förstner & Wittman, 1979).

Cuadro 2.2– 2. Solubilidad por pH, de las sales cloradas de mercurio en sistemas acuáticos y marinos.



Fuente: Veiga, M., y Meech, J., 1994

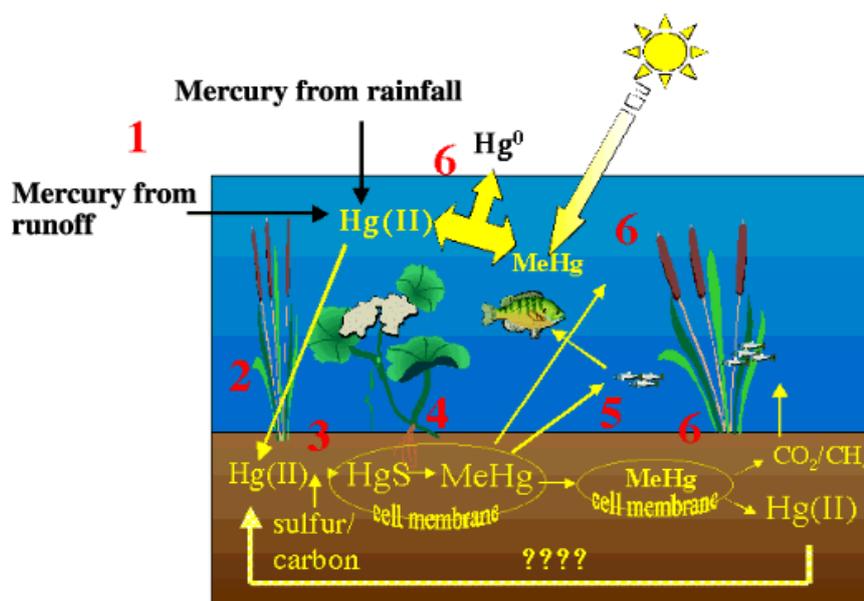
En mar abierto la presencia de mercurio está determinada por la profundidad, la región oceánica y la masa de agua muestreada (Fitzgerald, 1979), los niveles reportados de mercurio para áreas con influencia volcánica, áreas libres de mercurio y áreas realmente contaminadas varían en relación a la cantidad de coloides en donde se encuentra el mercurio no disuelto en solución. En sistemas acuáticos los rangos de presencia natural de mercurio varían desde los 0.01 a 10 $\mu g/l$, aceptándose un valor base de

0.01 $\mu\text{g/l}$ (Fitzgerald, 1979) (Förstner & Wittmann, 1979). La relación directa entre la presencia de materia orgánica disuelta y el mercurio, determina la solubilidad del mismo en ecosistemas acuáticos. En estuarios el transporte de mercurio a través de corrientes puede ser detenido por la floculación de materia orgánica (Cranston & Buckley, 1972). Cuando las concentraciones de materia orgánica predominan en un ecosistema acuático, los complejos de mercurio se asocian a ácidos como el ácido fúlvico, y forman complejos que pueden ser más estables que cualquier compuesto inorgánico de mercurio (Xu & Allard, 1991).

2.3 Ciclo biogeoquímico del Mercurio

El comportamiento de las diferentes especies de mercurio en los compartimientos ambientales va a estar relacionada a la forma en que éstas se encuentren. Las transformaciones que determinarán este comportamiento son producto de las condiciones físicas, químicas y biológicas del medio, y van a depender de factores como, Potencial Redox, pH, temperatura, conductividad, presencia de materia orgánica, hidróxidos férricos y sulfuros, salinidad, actividad microbiana, composición y tamaño del sedimento.

Cuadro 2.3 – 1. Ciclo Biogeoquímico del Mercurio



Fuente: <http://sofia.usgs.gov/sfsf/rooms/mercury/manage/index.html>

- 1:** Vapor de Mercurio
- 2:** Mercurio Reducido (soluble)
- 3:** Mercurio Adsorbido (precipitado)
- 4:** Mercurio en complejación (insoluble)
- 5:** Mercurio biodisponible (soluble)
- 6:** Mercurio en Oxidación

Cuando el mercurio entra a un sistema acuático se distribuye de manera no uniforme, esto confirma la presencia de Puntos Calientes, “Hot Spots”, en donde las concentraciones son mayores, debido a la movilidad de los compuestos con los que forme complejos.

El desarrollo del ciclo del mercurio tampoco será uniforme en la superficie, para llegar hasta ella, las especies de mercurio deberán sufrir oxidaciones después de las que sucederá la evaporación, los compuestos gaseosos de mercurio por lo general metálicos, predominan en la atmósfera siendo los más estables (Reimers et al., 1974).

Compuestos asociados a sólidos y las formas metiladas, grupos Metil asociados al mercurio, son más frecuentes en la parte húmeda de la baja atmósfera pero en porcentajes menores al 5 %, lo que significa que el 95 % del total de mercurio presente en la atmósfera es mercurio elemental en estado gaseoso (Iverfeldt, 1991).

Una vez en la atmósfera el mercurio puede sufrir reacciones de reducción en las nubes, en presencia de ciertos compuestos como el monóxido de carbono y el óxido de azufre, la acidez intrínseca de la atmósfera puede favorecer a la formación de lluvia ácida que contenga mercurio en estado reducido, fácil de precipitar y con un destino hacia el sistema acuático. Aquí, procesos de metilación y acumulación, los que serán explicados más adelante, pueden suceder involucrando el factor biota.

La adsorción a las partículas del sedimento, es un factor dentro del ciclo del mercurio que merece mucha atención, los complejos y compuestos que pueden formarse también serán tratados posteriormente (Brosset & Lord, 1991).

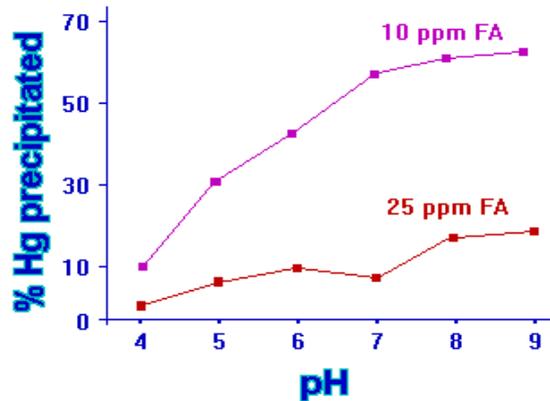
La radiación solar es otro factor importante de considerar en las transformaciones del ciclo del mercurio. En la Troposfera no ocurren reacciones de oxidación que puedan alterar el comportamiento del mercurio gaseoso elemental, debido a que las longitudes de onda que puede absorber este elemento en este estado son de 256,6 nm mientras que a la troposfera sólo penetran longitudes de onda mayores a los 290 nm (Shöder et al., 1991).

Sin embargo ensayos en laboratorio demuestran que ciertos compuestos divalentes del mercurio sí pueden ser disociados, así el cloruro de mercurio no puede ser disociado mientras que el hidróxido de mercurio sí puede serlo (Lindqvist et al., 1991).

2.4 Mercurio en sistemas acuáticos

Los cuerpos de Aguas Negras y Aguas Claras son una importante fuente para determinar la presencia de metilmercurio y su incorporación a la biota. La existencia de complejos de ácido fúlvico con mercurio puede explicar la presencia de metilmercurio en sistemas de Aguas Negras y Aguas Claras. La estabilidad de los complejos que se formen con el mercurio, en especial los del ácido fúlvico determinará la presencia de mercurio a través del tiempo. Las especies predominantes son estos complejos conocidos como Hg – FA. De los ácidos húmicos, el ácido fúlvico es el más soluble y debido a que su presencia es abundante en aguas de la Amazonía, los complejos Hg – FA son predominantes sobre cualquier complejo inorgánico (Allard 1991).

Cuadro 2.4 –1. Precipitación de complejos Hg – FA a diferentes valores de pH.

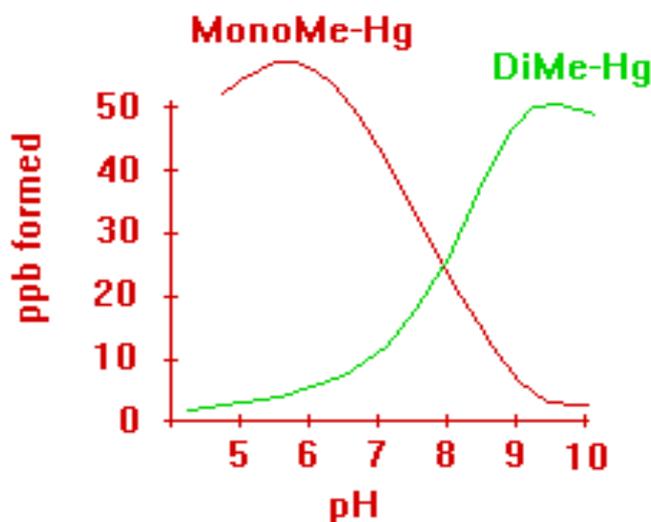


Fuente: Schnitzer y Kendorf, 1981

2.4.1 Metilación y Desmetilación

Las especies inorgánicas de mercurio deben ser transformadas a especies orgánicas para poder ingresar a la red trófica. En 1967 se determinó que los microorganismos transforman el mercurio inorgánico mediante metilación a compuestos monometilados y dimetilados de mercurio, en relación con el pH del sistema acuático; valores altos de pH van a generar una estabilidad de los compuestos dimetilados. La especies orgánicas del mercurio son especies más tóxicas que los compuestos de las sales inorgánicas y son producidas en el intestino de ciertas especies como medio de defensa para evitar su muerte, sin embargo las bacterias reductoras de sulfatos SRB realizan la metilación del mercurio como parte de su metabolismo. A pesar de que la metilación es el principal proceso para que el mercurio ingrese a los organismos, la adsorción también puede ser responsable de la presencia de estas especies en la biota (Kersten, 1988). Los compuestos dimetilados pueden formarse a partir de los compuestos monometilados o de especies inorgánicas transformadas por acción microbiana (Fageström & Jenelöv, 1972).

Cuadro 2.4.1-1. Formación de Mono y Dimetilmercurio a diferentes valores de pH



Fuente: Veiga, M., y Meech, J., 1994.

El proceso de metilación es un proceso reversible que dependerá de cuán fácil se remueva el mercurio de la zona superficial de los cuerpos de agua. La desmetilación es el proceso por el que se reconvierte metilmercurio en mercurio inorgánico metálico en su estado de oxidación más alto, gas y metano. Así, si los compuestos no son tomados por los organismos en cierto tiempo, estos pueden sufrir el regreso a su forma metálica o ser expulsados a la atmósfera como gas. La mineralización del mercurio es un proceso de degradación realizado por las bacterias *Pseudomonas sp.*, mediante el cual se transforma compuestos órganomercuriales a mercurio gaseoso y metano (Spangler et al., 1973). El equilibrio en la presencia de metilmercurio dependerá de la relación entre las bacterias que metilan y las que desmetilan.

2.4.1.1 Metilación Biótica

La mayoría de microorganismos pueden metilar compuestos de manera aeróbica, la metilación del mercurio sucede cuando se produce una incorrecta síntesis de la metionina, aminoácido productor de grupos sulfurosos y metilados. De forma anaeróbica se produce en la síntesis de

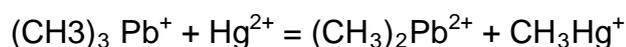
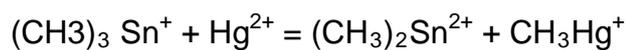
vitamina B₁₂. Estos procesos pueden ser realizados por una gran variedad de microorganismos, sin embargo parece estar muy asociado a ciertas bacterias. Algunos estudios han demostrado que la metilación es un proceso prioritariamente aeróbico formado a partir del mercurio divalente, mientras que la desmetilación es un proceso pobremente anaeróbico. (Gilmour & Henry, 1991). El proceso de metilación puede suceder en cualquier sistema en el que existan microorganismos sintetizadores de la coenzima metilcobalamina, el agente activo de esta coenzima es el cobalto que en presencia de Hg II se reduce al estado 2+ en el que permite la formación de metilmercurio (Gavis & Ferguson, 1972).

Un factor muy importante para la metilación biótica es la presencia de materia orgánica en los sedimentos, el aporte de nutrientes favorece a la reducción del mercurio divalente ya que permite la formación de complejos fúlvicos, reduciendo la disponibilidad y toxicidad del mercurio (Verta et al., 1986).

2.4.1.2 Metilación Abiótica

El proceso por el que los complejos órganomercuriales se forman, se atribuye a la quelación, en donde los enlaces se forman sólo entre la materia orgánica y el mercurio (Kersten, 1988). A pesar de que la mayoría de los compuestos órganomercuriales se deben a factores bióticos, ciertos procesos serán mencionados como relevantes en la formación abiótica de metilmercurio (Verta et al., 1986).

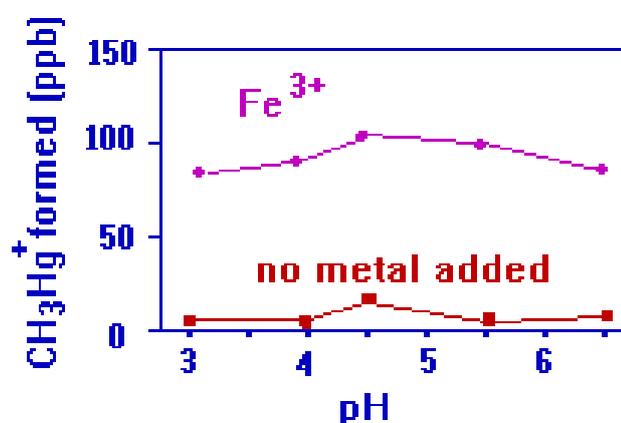
Reacciones de Transmetilación reportadas por Imura et al., (1971) explican el proceso de reacción entre metilcobalamina y sales inorgánicas de mercurio. Otras reacciones de transmetilación ocurren con el estaño y el plomo, en presencia de estos metales el mercurio puede metilarse a partir del compuesto metilado del mercurio sin eliminar el compuesto metilado del estaño o plomo, el trimetilplomo es un metilador más eficiente que el estaño, estos dos elementos actúan como la metilcobalamina al transferir un grupo metil al mercurio (Brinckman & Iverson, 1975).



Reacciones fotoquímicas pueden causar también la formación de metilmercurio bajo la presencia de ácido acético, etanol o metanol, las especies inorgánicas de mercurio como el cloruro de mercurio pueden pasar a cloruro de metilmercurio bajo una cierta radiación. La existencia de ácido acético natural como producto de la degradación limitará esta reacción (Agaki & Takabake, 1972).

Estudios realizados en relación a las reacciones con material húmico, determinaron que el hierro favorece la formación de metilmercurio, el fraccionamiento del ácido fúlvico permite entender este proceso. Los catalizadores del hierro (2+) (3+) manejados a diferentes valores de pH demuestran que la metilación es eficiente cuando el ácido fúlvico se combina con otros metales para la formación de metilmercurio MeHg (Lee et al., 1985).

Cuadro 2.4.1.2 – 1. Formación de Metilmercurio mediante la adición de Hierro a diversos valores de pH.



Fuente: Lee et al, 1985.

2.4.2 Adsorción por Sedimentos

Los procesos de adsorción son muy importantes para determinar la disponibilidad del mercurio en el sedimento de los cuerpos de agua. Los componentes del sedimento no son sólo los minerales sino también la materia orgánica, cuando la adsorción sucede en la capa superficial del sedimento entre las sustancias orgánicas disueltas y los grupos funcionales sólidos de la superficie exterior del sedimento, se denomina adsorción específica (Schuster, 1991).

El proceso de adsorción no específica es atribuido a fuerzas débiles como las de Van der Waals, fuerzas electrostáticas y enlaces de hidrógeno, entre los cuales ocurre constantemente intercambio catiónico. La mayoría de procesos de adsorción que sucede con metales pesados como el zinc, cobre y plomo son procesos de intercambio de iones, sin embargo en el caso del mercurio el que no posee compuestos cargados se produce la formación de complejos, o adsorción específica (Schuster, 1991). El mercurio puede ser asociado a los sedimentos mediante los siguientes procesos:

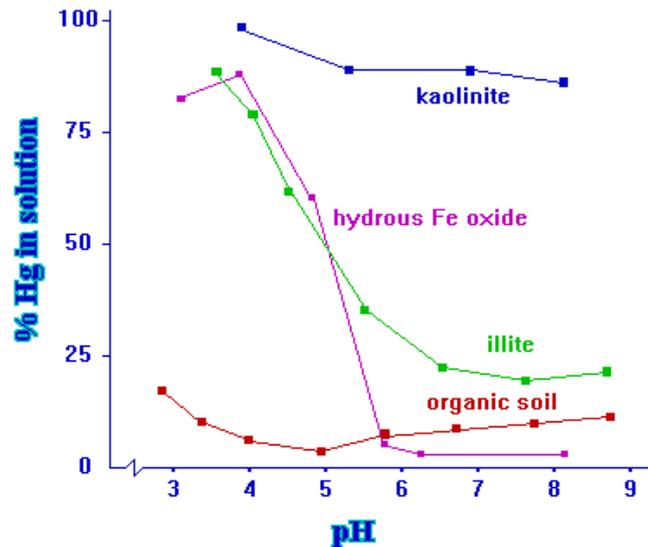
- Adsorción débil a minerales de arcilla.
- Precipitación con sulfuros.
- Adsorción o complejación por compuestos orgánicos.
- Adsorción o Coprecipitación con hidruros férricos u óxidos de manganeso.
- Adsorción como microgotas en superficies porosas.

2.4.2.1 Minerales de arcilla

Minerales como la caolinita, montmorillonita y la illita poseen una alta capacidad de adsorción en los sistemas acuáticos, su distribución es amplia debido a que son algunos de los minerales más abundantes productos de la meteorización del suelo. Ciertos factores determinantes para la adsorción son el pH, tipos de especies en solución y el Potencial Redox, Eh. Sin embargo, bajo la presencia de cloruros, disminuye la capacidad de las arcillas para

adsorber aún con variaciones de pH, así la caolinita disminuye en un 50 % su capacidad de adsorber el cloruro de mercurio cuando la presencia de complejos solubles de mercurio es dominante (Reimers & Krenkel, 1974).

Cuadro 2.4.2.1 – 1. Presencia de Mercurio asociado a las arcillas del sedimento mediante el pH.



Fuente: Lee et al, 1985.

2.4.2.2 Sulfuros

La gran afinidad del mercurio por el sulfuro refleja la capacidad de los iones de sulfuro para remover mercurio del agua. La baja solubilidad del HgS produce la fácil precipitación de cualquier especie del mercurio aún cuando sus presencias son bajas. En situaciones reductoras muy fuertes el mercurio puede formar compuestos solubles con el azufre (Björnberg et al., 1988).

2.4.2.3 Materia Orgánica

El mercurio interacciona con la materia orgánica por complejación (quelación) o adsorción, debido a los grupos ligandos presentes en la materia orgánica es fácil que la interacción suceda. La presencia de sulfuro favorece la acumulación en las zonas en donde este compuesto se encuentra por descomposición de la materia orgánica. Por otro lado la

solubilidad de los complejos mercuriales estará determinada por la presencia de ácido fúlvico (Lindqvist et al., 1991). La solubilidad de estos complejos disminuye en valores de pH neutro o alcalinos, el ácido fúlvico interacciona con el mercurio en formas hidrolizadas que se ven afectadas por pequeñas variaciones de pH.

2.4.2.4 Hidruros de Hierro/ Óxidos de Manganeso

La capacidad de fijación de ciertos metales pesados a estos compuestos elementales de los minerales se debe al área de contacto que tienen los cristales que forman. La afinidad del mercurio por los óxidos de manganeso y hierro permiten utilizar a estos minerales como elementos de remediación. Factores como el pH, el envejecimiento de los hidruros y óxidos, y la reducción de la superficie específica influirán en la fijación del mercurio y otros metales a estos compuestos. En la Amazonía la adsorción de cloruro de mercurio por estos compuestos depende de la presencia de cloruros y el pH del agua (Lockwood & Chen, 1973).

2.5 Niveles base y Toxicidad del Mercurio

Generalmente el mercurio inorgánico se encuentra en niveles muy bajos por lo cual su detección es poco probable. Uno de los valores límites en el que se detecta mercurio en peso fresco de pez es 20 $\mu\text{g Hg/kg}$, los peces son los animales con mayor concentración encontrada en su interior, niveles superiores a los 1200 $\mu\text{g/kg}$ para peces como el pez espada, el atún y hasta el tiburón han sido registrados en la zona del Mediterráneo. Se ha estimado que los seres humanos reciben una ingestión diaria aproximada de 2.3 μg de MeHg desde todas las fuentes (WHO, 1990).

En el Río Tapajós de la Amazonía de Brasil se detectaron niveles de mercurio desde 420 $\mu\text{g/kg}$ para especies de peces carnívoros, y 62 $\mu\text{g/kg}$ para no carnívoros (Bidone, 1997).

2.5.1 Presencia en Suelo y Sedimentos

Debido a la composición de los minerales, la presencia de metales pesados como el mercurio puede considerarse en ciertos sitios como signo de contaminación. Las características de asociación del mercurio a los sulfuros demuestra la relación entre la presencia de compuestos sulfurados en ciertos minerales y los niveles naturales bajo los cuales se encuentra el mercurio. El ingreso de una cantidad de mercurio al ecosistema por procesos antropogénicos puede ser determinado cuando se establece un valor presente de forma natural (CETME, 1991).

La presencia de mercurio en el suelo varía según la profundidad a la que se tome la muestra, debido al desgaste de la corteza y la movilidad del mercurio, según las diferentes condiciones del ecosistema. La relación indica que mientras más superficial es la muestra tomada la presencia de mercurio es mucho mayor. Se puede atribuir esta cualidad, a ciertos factores como el ingreso de mercurio atmosférico hacia el sistema acuático, el desgaste de la corteza o meteorización de los minerales, el regreso de mercurio al suelo por la degradación de plantas acumuladoras, el transporte capilar desde el agua subterránea hacia el sedimento y la liberación de mercurio gaseoso hacia la superficie, el mismo que es retenido por la materia orgánica y los hidróxidos férricos (Andersson, 1979).

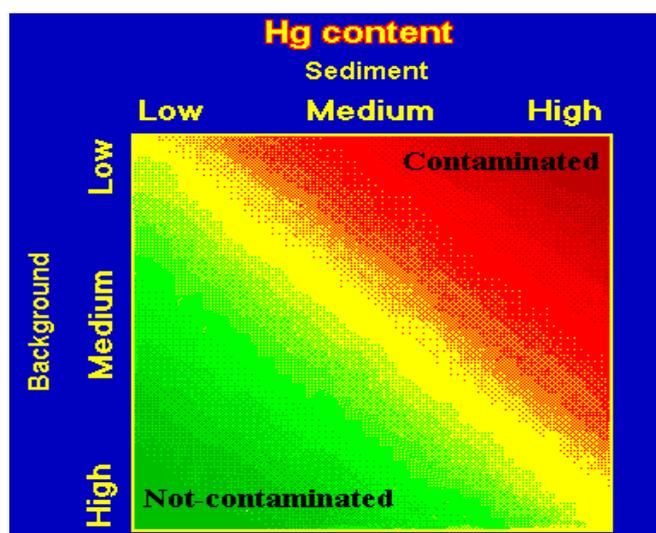
Sólo una parte del mercurio encontrado en el sedimento puede ser considerado como valor base, la mayoría de mercurio proveniente de procesos naturales se encuentra en el Horizonte B del sedimento, este horizonte es la capa mineral inmediata que se encuentra por debajo de la capa de materia orgánica. El Horizonte B puede poseer niveles base de 0.08 mg/l, los minerales ricos en Fe/Mn asociados al mercurio y la materia orgánica poseen la mayor presencia. En la roca ígnea se puede encontrar niveles menores a 0.05 mg/l, al igual que en las arenas (Taylor, 1964) (Jonasson & Boyle, 1979).

Tabla 2.5.1 Presencia de mercurio en minerales de la corteza terrestre.

Roca - Mineral	Rango Hg (mg/l)
Roca Ignea	0.007 – 0.25
Roca Metamórfica	0.01 – 0.1
Arenisca	0.01 – 0.3
Caliza	0.004 – 0.22
Carbón	0.01 – 8
Turba	0.06 – 0.3
Pirita	0.1 – 100
Esfalerita	0.1 – 200
Calcopirita	0.1 – 40
Oro	1- 100
Barita	0.2 - 200
Pirolusita	1 – 1000
Hidruros/Óxidos Fe Mn	0.1 – 500
Grafito	0.5 - 10

Fuente: Jonasson y Boyle, 1979

Cuadro 2.5.1 –1. Comparación del contenido de mercurio en sedimento de un nivel base a un nivel contaminado.



Fuente: Veiga y Meech, 1994.

2.5.2 Presencia en sistemas acuáticos

Se han detectado niveles que van desde los 0.1 µg/l hasta más de 10 µg/l, sin embargo un nivel base de 0.01 µg/l es considerado como un valor aceptado de presencia, en sistemas acuáticos. La materia orgánica disuelta es el principal determinante en la presencia de mercurio en estos sistemas.

Las cantidades de mercurio asociadas a las sustancias orgánicas es de 64 al 82 % del total de mercurio disuelto en el agua. La asociación de estas especies de mercurio en la columna de agua permiten la determinación química del elemento (Cranston & Buckley, 1975).

2.5.3 Presencia en Biota

La información acerca de los valores permisibles de existencia de mercurio en organismos de los diferentes ecosistemas está limitada a la información alimenticia, la concentración del contaminante en organismos con fines de alimentación como peces y los productos derivados de ellos son evaluados en función de los niveles de ingesta para los seres humanos.

Se reporta la concentración en el acumulador final de la cadena trófica que sirve de alimento, tanto para sistemas acuáticos como marinos, se encuentran niveles de mercurio total y de metilmercurio reportados de los análisis alimenticios mundiales (WHO, 1990).

Cuadro 2.4.3 – 2. Reporte alimenticio de la presencia de Mercurio en productos de consumo humano.

Producto alimenticio	Vapor de Mercurio	Compuestos Inorgánicos de Mercurio		Metilmercurio MeHg	
		Valor de Ingesta	Valor retenido	Valor de Ingesta	Valor retenido
Pez	ausencia	0.6 µg/día	0.042µg/día	2.4 µg/día	2.3 µg/día
No - Pez	ausencia	3.6 µg/día	0.25 µg/día	ausencia	ausencia

Fuente: Niveles Ambientales y Exposición Humana WHO, 1990

En ciertos reportes para análisis de acumulación se han encontrado concentraciones menores a 1 mg/l, en organismos acuáticos para zonas no contaminadas, considerando valores de concentraciones mayores a 1 mg/l como zonas contaminadas (Huckabee, 1979).

2.6 Bioacumulación

El proceso de acumulación sucede cuando el contaminante que ha ingresado al ecosistema, aumenta su concentración, acumulándose en un medio; en el caso del mercurio que sucede en el sedimento, el ingreso hacia los organismos se facilita por la transformación del mercurio en metilmercurio MeHg, CH₃Hg(+), la eficiencia de la entrada del mercurio orgánico a la red trófica por las agallas o branquias para los peces y por ingestión directa para el resto de organismos acuáticos, aumenta la capacidad de bioacumulación.

Para determinar los parámetros de bioacumulación se define el organismo para el cual el mercurio resulta acumulativo, la vida media biológica del mercurio depende en sí de cada organismo. Una vez que el mercurio entra a la red trófica empieza el proceso de biomagnificación que parte desde los organismos primarios hasta los predadores mayores, esta primera transformación para la disponibilidad de ingestión de otros organismos superiores se debe únicamente a la acumulación en organismos primarios del zooplancton y fitoplancton. Estos productores primarios acumulan metilmercurio MeHg en un 30 a 90 % del mercurio total que ingieren, a pesar de ello su concentración es bastante baja si se compara con un pez que acumula 25 veces más (Lindqvist, 1991).

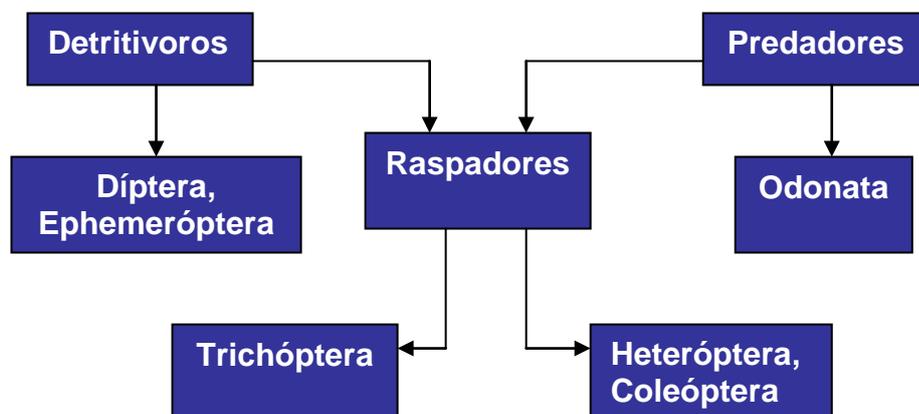
2.6.1 Organismos Bioacumuladores

Los organismos bioacumuladores entre los cuales están los macroinvertebrados son organismos que pertenecen a la comunidad béntica que pueden poseer mercurio acumulado en su interior en relación a sus hábitos alimenticios, así para invertebrados que se alimentan en el fondo, a

partir de materia orgánica en descomposición, existe mayor concentración de mercurio que en invertebrados que se alimentan en la cercanía de las plantas. La eliminación de mercurio total en este grupo de organismos es mayor que la de metilmercurio MeHg. En Suecia se han reportado concentraciones de MeHg, superiores en 8 ppm a las concentraciones de mercurio total (Huckabee, 1979).

2.6.2. Comunidad Béntica

El grupo de organismos que vive en el fondo de los ecosistemas acuáticos conocidos como infauna acuática son usualmente organismos asociados al sedimento que poseen baja movilidad, estos organismos susceptibles a cambios o perturbaciones en la calidad del agua son los responsables de transportar los nutrientes o contaminantes desde los organismos pelágicos hacia los peces o el hombre. Debido a su capacidad sedentaria los macroinvertebrados, miembros de la comunidad béntica, permiten evaluar las variaciones temporales de los parámetros físicos y químicos del agua. De igual manera gracias a su forma de vida permiten encontrar cambios en la composición del fondo de lagunas y ríos. (Merritt & Cummins, 1985). Las especies de macroinvertebrados que habitan en el sedimento pueden clasificarse por comunidades en base a sus hábitos alimenticios. Los órdenes más comunes para esta clasificación varían en relación a la ubicación geográfica. En aguas ácidas y de elevada temperatura no existen órdenes susceptibles a los cambios en estos parámetros. (Tremblay & Lucotte, 1996).



2.7 Emisiones de Mercurio

Los compartimentos considerados como receptores de las emisiones de mercurio son el aire y el agua, tanto por emisiones naturales como antropogénicas. Debido a la volatilidad de este metal su presencia en el agua está sujeta a la velocidad de evaporación hacia la atmósfera. Las concentraciones de mercurio en la naturaleza responden en gran parte a las emisiones causadas por el hombre en diferentes procesos, sin embargo el 40% de las emisiones anuales de mercurio presentes en la naturaleza provienen de procesos netamente naturales (Niagru, 1989).

2.7.1 Emisiones Naturales

El mercurio presente en la naturaleza está asociado principalmente a las erupciones volcánicas en cuanto a concentraciones en el aire significa, los fluidos geotermales y las emisiones gaseosas que cumplen los ciclos biogeoquímicos determinan las altas presencias de mercurio en el agua y el sedimento (Varekamp & Weibel, 1987). La meteorización geológica es otra fuente importante para la liberación de mercurio hacia los sedimentos y el agua; la composición mineralógica de las rocas libera mercurio químicamente cuando la capa sufre meteorización y la movilización del mercurio por este efecto va a estar determinada por los factores de pH, Eh, salinidad y composición mineralógica (Lindqvist, 1991).

2.7.2 Emisiones Antropogénicas

Las emisiones producidas por el hombre en su mayoría se dirigen al aire, un rango de 910 a 6200 toneladas de mercurio al año se descargan en el planeta asociadas en un 50% a la combustión de carbono (Nigrau & Pacyna, 1988). Las descargas al agua y al suelo pueden alcanzar un valor de 11000 toneladas de mercurio al año, sin contar con las emisiones gaseosas. Uno de los grandes procesos responsables de la descarga de mercurio en el suelo y con ello en el agua, es el desuso e inexistente manejo del producto como desecho (Watson, 1979).

III. METODOLOGÍA

3.1. Zona de Estudio

3.1.1 Ubicación Geográfica.

El presente estudio se llevó a cabo en la Reserva de Producción de Fauna Cuyabeno (RPFC), que se encuentra en las provincias de Sucumbios y Orellana, ubicada de oeste a este entre las coordenadas: 76°30' W – 75°33' W de longitud, y de norte a sur en latitud 0°01', con una extensión actual de 603.380 ha. La Reserva de Cuyabeno creada en 1979, comprende zonas de bosque primario, secundario, remanentes y zonas de amortiguamiento extendidas en un rango altitudinal de 300 a 600 m.s.n.m (Figura N°1). Uno de los sistemas lacustres más importantes de la amazonía pertenece a las lagunas temporales y zonas inundables de Cuyabeno (Paz y Miño, 1989).

La formación del Bosque inundado ocurre gracias al régimen estacional de lluvias que alcanza los 3.300 mm al año, que también es alimentado por el recorrido del Río Cuyabeno de oeste a este, aquí se forma un sistema de lagunas que están conectadas por pequeños brazos, entre las cuales se encuentra la Laguna de Aucacocha (Figura N° 2) (Paz y Miño, 1989). La laguna de Aucacocha dentro de la reserva posee las siguientes coordenadas: 0°01.559 N y 76°13.480 W. Se encuentra a 1 km de distancia de la Zona de Máxima Protección, declarada por el Ministerio del Ambiente (com. pers). Se encuentra en una zona inundable (várzea), en la confluencia del Igapó. (Witton, 1975)

Las lagunas de Cuyabeno reciben una pluviosidad intermitente durante los meses de Abril a Noviembre, el resto del año ocurre una sequía muy marcada lo que genera que la temperatura promedio de la zona varíe entre los 20 y 33 °C (Asanza, 1985). Ubicada en la zona de vida del Bosque Húmedo Tropical según la clasificación de Cañadas Cruz (1983) y Holdridge (1976), la Reserva Cuyabeno posee una gran biodiversidad que se

manifiesta a lo largo del Río Cuyabeno hasta su desembocadura en el Río Aguarico (García, 1988).

La Reserva de Cuyabeno posee 14 lagunas de gran extensión, entre las que se encuentran lagunas que se forman sólo durante la época de lluvia y otras que no sufren sequía. Las más importantes son: Laguna Grande con un eje máximo de 2.5 km, Canangüeno y Zancudococha. Las lagunas de menor tamaño como Mateococha, Macurococha, Patococha, Charapacocha, Caimancocha, Cuyabeno, Loracocha, Imuya, Pañacocha, Delfincocha y Aucacocha, están distribuidas a lo largo del Río Cuyabeno formando el sistema lacustre. Aucacocha es la laguna ubicada en el extremo norte de todo el sistema, a diferencia de la zona inundable esta laguna no sufre sequía, su conexión al sistema es por el Río Cuyabeno Chico que varía su caudal aislándose de la laguna durante la época seca (Asanza, 1985). (Figura N°3)

Debido a la localización de la laguna de Aucacocha, su cercanía con la intervención petrolera es mayor, en la orilla norte de la laguna se encuentran tres pozos petroleros pertenecientes a Petroecuador, estos pozos no están operando y son pozos cerrados, sin embargo se observa la presencia de residuos de crudo en los alrededores.

El campo petrolero Cuyabeno – Sansahuari manejado por Petroecuador se encuentra ubicado dentro de la Reserva, cerca del cual se ubica el campo Aucacocha con un número de 18 pozos, estos pozos son parte del proyecto de rehabilitación de 90 pozos cerrados del Programa de Alianzas Operativas para la Optimización de la Producción en Cuatro Campos, del Proyecto Mauro Dávalos Cordero en el que se realizará perforación mediante 2 pozos direccionales en Cuyabeno y otro en Sansahuari (Petroecuador, 2000) .

3.1.2 Antecedentes de contaminación

Debido a la presencia de petróleo en la Reserva Cuyabeno la explotación y perforación de pozos ha afectado a varias lagunas a través del tiempo de

actividad. La laguna de Aucacocha recibe afluencia de crudo sobrante de los pozos ubicados a la orilla, que se mezcla con el agua durante la época de lluvia al alcanzar hasta 3.8 m de profundidad en comparación con 1.2 m de profundidad durante la época seca (comp. pers. Celi, 2001).

3.1.3 Trabajos realizados en la zona de Aucacocha.

El reporte final de la Caracterización de Aguas Superficiales de los Campos Cuyabeno y Sansahuari (Línea Base), de la Comisión de Monitoreo de Petroproducción - U.P.A. realizado entre Septiembre de 1997 y Febrero de 1998, toma en cuenta puntos de muestreo que involucran a la Laguna de Aucacocha, Los puntos escogidos en este estudio son identificados como punto 62 y 63 (Petroproducción, 1998) .

La laguna de Aucacocha fue parte de un estudio de batimetría realizado por Jorge Celi en 1994, como parte del estudio se determinaron parámetros físicos y químicos (com. pers.2001).

3.2 Identificación de los puntos de muestreo.

Para establecer los puntos de muestreo en la laguna de Aucacocha se realizó una identificación geográfica de la laguna para ubicar en el espacio cada punto en donde se llevó a cabo el muestreo en el tiempo. Para poder realizar esta actividad se ha ubicado la laguna geográficamente en una mapa cartográfico de Escala 1:50000 del Instituto Geográfico Militar IGM. (Figura N° 5)

3.2.1 Determinación del Número de Muestras

Para la determinación del número de puntos en donde se tomó las muestras y para determinar la cantidad de muestreos que se requerían para realizar el estudio se utilizó el programa DQO – PRO. El programa fue desarrollado por K. Lawrence y la Agencia de Protección Ambiental, EPA en 1996, para facilitar las condiciones del muestreo ambiental, el programa utiliza la

estadística para evaluar una zona en relación a su capacidad para ser muestreada, el área y la desviación estándar del objeto a ser muestreado. Este programa posee varios subprogramas para determinar el número de muestras necesarias para un muestreo con límites de confianza establecidos y valores de error tolerables, en base al área de muestreo. El programa HotSpot de DQO – PRO sugirió un número óptimo de 5 puntos de muestreo para obtener un 70 % de confiabilidad de encontrar mercurio en esta área. Se debió realizar una medición preliminar del área de influencia de la laguna la cual se pudo conocer por aproximaciones debido a que la forma de la laguna es de un hexágono irregular, todo esto se realizó manualmente con Flexómetro, cubriendo la distancia más larga y las directrices perpendiculares.

Al determinarse el área se utilizó el Método de Análisis de Mercurio 1613 de la EPA, que establece una Desviación Estándar SD del Mercurio en Agua del 22 % para utilizar este programa; una vez introducidos estos datos, el programa sugirió un número de 5 puntos establecidos mediante una gradilla rectangular superpuesta en el área de la laguna, y separados por 54 unidades de la gradilla, la distancia entre las unidades de la gradilla corresponde 2.6 m² (Figura N° 6).

Sin embargo el programa HotSpot sirve para determinar los focos en donde ocurre el contaminante, por lo tanto fue necesario utilizar el subprograma SuccesCalc de DQO – PRO para encontrar el porcentaje de confiabilidad de que el número de muestreos en el tiempo sea óptimo para obtener datos confiables. Para obtener un 85% de probabilidad de que el mercurio ocurra con una frecuencia del 90 % con 5 puntos de análisis, se requería un mínimo de 7 muestreos para no obtener falsos positivos. Con el subprograma Envirocalc se pudo determinar que se requieren 7 muestreos para obtener datos con un límite de confiabilidad del 85 % y un error de +/- 15 %, con una Desviación Estándar no mayor de 22 % como sugiere el Método 1631.

Debido al tiempo de residencia del mercurio en los diferentes compartimentos ambientales, el período de muestreo fue escogido entre los

meses de Diciembre a Junio con lo cual se distribuyó un muestreo aproximadamente mensual para completar la cantidad de salidas de campo sugeridas por el programa SuccesCalc.

3.2.2 Ubicación de los puntos de muestreo

Para determinar la localización de los puntos de muestreo en la laguna, se utilizó un Sistema de Posicionamiento Global mediante un GPS (Magellan), el sistema de ubicación se encuentra en UTM (Universal Transversa de Mercator), para latitud Norte y longitud Oeste. Una vez ubicada la laguna mediante sus puntos extremos en la carta temática (Figura N°7), se procedió a determinar mediante la forma de hexágono irregular, el número de muestreos para un cuerpo de agua con esta característica (Lawrence, 1996) (Figura N° 8).

Una vez establecidos los puntos sugeridos para un muestreo de este tipo, se optimizó los datos arrojados por el programa EnviroCalc para ubicar los 5 puntos para muestrearse en el mapa de modo que se obtengan datos representativos (Figura N° 9). Los puntos se ubicaron de acuerdo a los datos de Batimetría realizados en la época lluviosa (com. pers, 1994). Estos datos permitieron identificar las profundidades más propicias para posicionar los puntos de muestreo. También se consideró la ubicación de los pozos de Petroecuador en Aucacocha (Figura N°10).

3.2.3 Codificación de muestras

A fin de identificar las muestras en cada salida de campo se realizó Fichas de Campo para la laguna, cada una con información para el muestreo In Situ de Agua, Sedimento y Biota, (Anexo N° 3). Para identificar el contenedor para las muestras de agua, suelo y biota se crearon etiquetas adhesivas para cada uno de los contenedores, (Anexo N ° 4). Todas las muestras poseían identificación acerca del colector y el tipo de muestra, sin embargo debido a que en los meses de Febrero y Mayo se realizó un muestreo de

parámetros para determinar las características físico – químicas de las muestras tomadas (Tabla N° 4.2), se utilizó etiquetas específicas.

Para la codificación de los puntos de muestreo de la laguna se utilizó una designación alfanumérica con el nombre de la zona y la laguna objeto de estudio. De este modo se utilizó el nombre Auca, dos literales y un número, los literales C y P designados para identificar a la laguna pequeña o chica de la grande y para cada uno de los puntos. El número corresponde al orden del punto de muestro designado en la laguna, (Figura N° 11).

3.3 Metodología para el muestreo físico - químico.

Los parámetros In Situ escogidos en para este estudio fueron pH, Conductividad, Temperatura y Profundidad o nivel del agua, cada uno de estos parámetros físico – químicos fueron realizados con equipos de campo durante la toma de las muestras durante el día a partir de las 9h00 hasta las 13h00 en la tarde, en un lapso de dos a tres días.

3.3.1 Medición de pH

Para medir el potencial de Hidrógeno en la laguna se utilizó una sonda Multiprobeta portátil tipo Hach, que posee un electrodo de medición para profundidades de hasta 4 m. El muestreo se realizó desde la canoa introduciendo el electrodo a una profundidad promedio de 50 cm desde la superficie. Para aprovechar la confiabilidad del instrumento se realizó la respectiva calibración, dos días antes de la salida de campo y se lo lavó con agua destilada después de cada medición en el punto de muestreo.

3.3.2 Medición de la Conductividad

La conductividad se midió a través de una sonda de medición de Conductividad, tipo Hach, de la misma Multiprobeta que se utilizó para el pH, la profundidad a la cual se realizó el muestreo fue de 40 a 50 cm en promedio, a partir de la superficie. Para obtener datos confiables el

instrumento fue calibrado dos días antes del muestreo y después de tomar los datos en cada punto se lo enjuagó con agua destilada.

3.3.3 Medición de la Temperatura

Las expresiones de temperatura a lo largo de la laguna fueron medidas en una profundidad de 50 cm desde la superficie. Todos estos valores fueron tomados con una sonda portátil tipo Hach de la Multiprobeta para pH y Conductividad.

3.3.4 Medición de la Profundidad

Como uno de los parámetros más significativos de las variaciones temporales de la laguna, se midió la profundidad a través de un dispositivo eléctrico, el cual utiliza el principio de la penetración de la luz por medio de un láser. Este instrumento portátil requiere calibraciones periódicas de seis meses, por lo cual sólo se calibró una vez antes de empezar el período de muestreo, este equipo se introduce en la superficie de la laguna hasta que registre la profundidad del sitio.

3.4 Metodología para el muestreo de Mercurio en Agua

Para realizar el muestreo de mercurio en la columna de agua de la laguna de Aucacocha, se utilizó el protocolo de muestreo de mercurio para agua, Método 1631 (Anexo N° 4); que propone la toma de muestras a través de una Botella Kemmerer, para recoger agua a lo largo de toda la columna de agua, hasta 15 cm antes de alcanzar el fondo (Anexo N° 5). Este método contiene varias especificaciones de precaución para que el colector no se contamine, por lo tanto el uso de guantes plásticos se menciona como importante. Para el muestreo se procedió a etiquetar todos los envases, para el efecto se utilizaron botellas de 2000 ml que recibían una muestra de 500 ml cada 30 minutos, completando cada punto en dos horas, sin embargo para el análisis en laboratorio solo se requería un volumen de 250 ml, por lo cual al homogeneizar los 2000 ml obtenidos se toma los 250 ml necesarios.

Las botellas de 2000 ml, las de 250 ml y el muestreador de profundidad de 500 ml, fueron previamente enjuagadas con HNO_3 al 50% (v/v) y secadas con HCl al 10 % (v/v), para ser guardadas en fundas herméticas hasta el momento de ser introducidos al agua y recibir la muestra. Las muestras se preservaron con HCl al 1% (v/v), en el termo refrigerante (Olson, DeWild, 1999).

El análisis de laboratorio se realizó en la Comisión Ecuatoriana de Energía Atómica mediante un Espectrómetro de Absorción Atómica siguiendo el procedimiento que sugiere el equipo (Anexo N° 6).

3.5 Metodología para el muestreo de Sedimento y Biota

Para el muestreo del fondo de la laguna y de la comunidad béntica se procedió según el protocolo de muestreo para sedimento y biota propuesto por el gobierno de los Estados Unidos y REPAMAR en 1999, en el que se propone la limpieza del equipo de muestreo con 7 ml de una solución 7 : 3 de HNO_3 y H_2SO_4 , en este muestreo se utilizó una draga tipo Ekman con 1500 g de capacidad de colección (Anexo N° 7). La draga se utilizó manualmente, siendo lanzada desde la canoa una vez ubicado el punto de muestreo. Se realizaron dos lanzamientos para obtener un volumen de muestra aproximado a los 600 g que se requieren para la determinación en laboratorio. Las muestras fueron dispuestas en fundas plásticas herméticas previamente etiquetadas y lavadas con 5 ml de la solución antes mencionada. Una vez selladas las fundas fueron almacenadas en el termo refrigerante para ser transportadas al laboratorio.

Las muestras de Biota fueron colectadas con el mismo procedimiento aumentando el número de lanzamientos de la draga hacia el fondo y con ello el volumen de muestra colectada, la muestra fue reunida en una funda de 2000 g, etiquetada y lavada con la HNO_3 / H_2SO_4 , la diferencia de este muestreo radica en la limpieza de las muestras, la misma que fue realizada en el campo para separar los organismos existentes en los grupos estudiados, a continuación se guardó las muestras de regreso en frascos de

vidrio etiquetados y dentro del termo refrigerante para ser analizados en el laboratorio.

El análisis de las muestras de sedimento y biota se realizó en los laboratorios de la Comisión Ecuatoriana de Energía Atómica. Utilizando el método de Espectrometría de Fluorescencia Atómica por Vapor Frío CVAFS, se procedió a la determinación de mercurio total, previa digestión siguiendo el procedimiento del equipo. En la preparación de la muestra de biota para el análisis de laboratorio se realizó una mezcla de todos los organismos molidos en un mortero con 3 ml de HNO₃ y un solidificante, una vez obtenida la masa de análisis se formó una pastilla para entrar en el análisis (Anexo N° 8).

3.6 Análisis Estadístico

Debido al tiempo de muestreo los datos han sido tratados como muestras no paramétricas en las que se ha determinado los grupos de relación mediante pruebas de correlación de Pearson. Un análisis de Kruskal-Wallis se ha utilizado para determinar los diferentes datos obtenidos de mercurio en agua, biota y sedimento con el objeto de probar la hipótesis nula de que varios conjuntos de datos tienen la misma media, con ello obtener relaciones directas en cuanto a los coeficientes que se obtuvieron al dividir las concentraciones presentes entre sí, obteniendo las siguientes variables.

- Hg Biota / Hg Agua
- Hg Sedimento / Hg Agua
- Hg Sedimento / Hg Biota.

Un análisis de muestras independientes de Kolmogorov – Smirnov, facilita la comprensión de las distribuciones normales de un conjunto de datos de hipótesis. Para comprender el comportamiento de los coeficientes de acumulación obtenidos se aplicó una prueba Chi² para comprender las frecuencias de los datos obtenidos y el comportamiento de los resultados en relación a sus grados de libertad.

Para el análisis puntual del registro de concentraciones para el mercurio en agua, biota y sedimento se han realizado gráficos de barras para determinar las relaciones existentes. En los caso de los tres compartimentos se ha utilizado una escala logarítmica para relacionar las unidades de las concentraciones en el agua reportadas en microgramos $\mu\text{g/l}$ y las de biota y sedimento reportadas como mg/kg . De igual manera se ha realizado un análisis mensual de las relaciones encontradas en base a los parámetros in situ que condicionan el transporte de mercurio en la columna de agua. Además se determinó el Índice de Bioacumulación mediante la cantidad de contaminante en el organismo y la cantidad de contaminante en el sedimento o agua (Anexo N° 9). Finalmente se utilizó el programa Surfer 7 para graficar los datos de los resultados significativos y observar comportamientos espaciales.

IV. RESULTADOS

4.1 Análisis general de la laguna

Los resultados registrados del muestreo de los parámetros de pH, Conductividad, Temperatura, Profundidad, mercurio en agua, en sedimento y en biota, durante el período de Diciembre a Junio se presentan en la Tabla N° 4.1, estos resultados se reportan mensualmente para toda la laguna, lo que permite visualizar los cambios marcados en el transcurso del tiempo observando los datos iniciales en diciembre y los datos finales en junio. En la Tabla N° 4.2 se reportan los datos para la laguna en relación a cada uno de los puntos de muestreo durante el período de muestreo de diciembre a junio, esta tabla facilita identificar los puntos de mayor profundidad en la laguna y su comportamiento en relación a su ubicación.

Las variaciones puntuales de los datos obtenidos del muestreo, tanto para los parámetros In Situ como para el mercurio de los compartimentos analizados se reportan mensualmente por punto de muestreo a lo largo del período de diciembre a junio (Figura N° 11 – 14). Las variaciones son uniformes para todos los puntos en cada mes para los datos de parámetros In Situ.

4.2 Mercurio presente en el ecosistema

Los resultados registrados para el mercurio en agua analizado, son uniformes a lo largo de todo el período de muestreo y en cada uno de los puntos no varía de manera notable (Figura N° 15). En relación al mercurio en sedimento existen variaciones irregulares en casi todos los meses, se observa que puntualmente AucaCP2 es el punto con mayores cambios en el tiempo (Figura N° 16). Para el mercurio en biota es fácil observar una concentración uniforme en el tiempo, sin embargo se debe observar las variaciones de los puntos AucaCP1 y AucaCP2 que son los más cercanos a la orilla de los pozos de petróleo (Figura N° 17).

Tabla N° 4.1. Datos mensuales registrados en el Período diciembre a Junio, para todos los parámetros analizados en la laguna de Aucacochoa.

Mes	pH	Conductividad (uS/cm)	T (°C)	Profundidad (m)	Hg Agua (ug/l)	Hg Sedimento (mg/Kg)	Hg Biota (mg/Kg)
Diciembre	4.6	16.4	26.5	1.2	1.9	0.101	0.089
	4.7	16.7	26.5	1.3	1.8	0.111	0.081
	4.7	18.3	26.4	1.5	2.1	0.101	0.065
	4.9	17.6	26.4	1.7	2.1	0.101	0.071
	4.7	16.9	26.4	1.4	2.2	0.102	0.082
Enero	4.7	15.7	26.4	1.6	2.1	0.106	0.075
	4.7	16.1	26.4	1.7	2.0	0.105	0.088
	4.8	17.6	26.5	2.1	2.01	0.105	0.069
	4.9	16.3	26.4	2.3	2.4	0.101	0.072
	4.8	16.8	26.5	2.0	1.7	0.102	0.081
Febrero	4.8	16.1	26.1	1.7	2.1	0.112	0.081
	4.9	16.3	26.1	1.8	2.2	0.109	0.078
	4.9	16.9	26.0	2.2	1.9	0.112	0.071
	5.0	16.5	25.9	2.4	1.8	0.105	0.075
	4.8	16.4	26.0	2.1	1.8	0.101	0.082
Marzo	4.9	17.5	25.8	2.2	1.71	0.111	0.064
	5.0	17.9	25.8	2.4	1.91	0.110	0.082
	5.0	17.5	25.6	2.7	1.93	0.111	0.069
	5.1	17.4	25.4	2.9	1.92	0.103	0.079
	5.0	18.6	25.5	2.6	1.90	0.103	0.079
Abril	4.9	15.3	25.2	2.4	1.6	0.103	0.077
	5.1	15.8	25.1	2.5	1.8	0.101	0.079
	5.1	15.4	24.9	2.8	2.2	0.107	0.066
	5.2	16.5	24.9	3.1	2.1	0.103	0.081
	4.9	16.8	25.0	2.9	1.9	0.108	0.078
Mayo	5.0	14.3	24.8	2.6	1.94	0.109	0.084
	5.1	15.1	24.8	2.7	1.92	0.105	0.079
	5.2	15.4	24.7	2.9	1.91	0.105	0.067
	5.2	16.5	24.6	3.3	1.92	0.105	0.076
	5.0	16.8	24.7	3.1	2.10	0.109	0.082
Junio	4.9	16.2	24.4	2.5	2.2	0.108	0.072
	4.9	16.8	24.4	2.6	2.1	0.110	0.083
	5.0	16.5	24.3	2.8	1.8	0.109	0.072
	5.0	16.9	24.3	3.2	2.2	0.102	0.073
	5.0	17.1	24.3	3.0	2.1	0.106	0.079

Tabla N° 4.2. Datos puntuales de la laguna de Aucacocha en el período de Diciembre a Junio.

Punto	pH	Conductividad (uS/cm)	T (°C)	Profundidad (m)	Hg Agua (ug/l)	Hg Sedimento (mg/Kg)	Hg Biota (mg/Kg)
AucaCP1	4.6	16.4	26.5	1.2	1.9	0.101	0.089
	4.7	15.7	26.4	1.6	2.1	0.106	0.075
	4.8	16.1	26.1	1.7	2.1	0.112	0.081
	4.9	17.5	25.8	2.2	1.7	0.111	0.064
	4.9	15.3	25.2	2.4	1.6	0.103	0.077
	5.0	14.3	24.8	2.6	1.9	0.109	0.084
	4.9	16.2	24.4	2.5	2.2	0.108	0.072
AucaCP2	4.7	16.7	26.5	1.3	1.8	0.111	0.081
	4.7	16.1	26.4	1.7	2	0.105	0.088
	4.9	16.3	26.1	1.8	2.2	0.109	0.078
	5.0	17.9	25.8	2.4	1.9	0.110	0.082
	5.1	15.9	25.1	2.5	1.8	0.101	0.079
	5.1	15.1	24.8	2.7	1.9	0.105	0.079
	4.9	16.8	24.4	2.6	2.1	0.11	0.083
AucaCP3	4.7	18.3	26.4	1.5	2.1	0.101	0.065
	4.8	17.6	26.5	2.1	2.1	0.105	0.069
	4.9	16.9	26.0	2.2	1.9	0.112	0.071
	5.0	17.5	25.6	2.7	1.9	0.111	0.069
	5.1	15.8	24.9	2.8	2.2	0.107	0.066
	5.2	15.4	24.7	2.9	1.9	0.105	0.067
	5.0	16.5	24.3	2.8	1.8	0.109	0.072
AucaCP4	4.9	17.6	26.4	1.7	2.1	0.101	0.071
	4.9	16.3	26.4	2.3	2.4	0.101	0.072
	5.0	16.5	25.9	2.4	1.8	0.105	0.075
	5.1	17.4	25.4	2.9	1.9	0.103	0.079
	5.2	16.9	24.9	3.1	2.1	0.103	0.081
	5.2	16.5	24.6	3.3	1.9	0.105	0.076
	5.1	16.9	24.3	3.2	2.2	0.102	0.073
AucaCP5	4.7	16.9	26.4	1.4	2.2	0.102	0.082
	4.8	16.8	26.5	2.0	1.7	0.102	0.081
	4.8	16.4	26.0	2.1	1.8	0.101	0.082
	5.0	17.5	25.5	2.6	1.9	0.103	0.079
	4.9	18.6	25.0	2.8	1.9	0.108	0.078
	5.0	16.8	24.7	2.8	2.1	0.109	0.082
	5.0	17.1	24.3	2.9	2.1	0.106	0.079

Los datos registrados de los organismos presentes en la laguna por punto de muestreo se reportan en la Tabla N° 4.3, estos resultados son una guía para identificar los organismos presentes en este ecosistema. Los resultados demuestran presencia exclusiva de organismos detritívoros, los mismos que fueron identificados hasta determinar la familia a la que pertenecen. Los grupos de organismos encontrados han sido clasificados para el análisis de laboratorio como biota en general, las relaciones de los coeficientes y el Índice de Bioacumulación se realizan por componente biota para lo cual no se requiere conocer su familia.

Tabla N° 4.3. Grupos de organismos encontrados en la laguna de Aucacocha durante el período de muestreo de Diciembre a Junio.

Punto	Clase	Orden	Familia
AucaCP1	Insecta	Ephemeroptera	<i>Baetidae</i> <i>Polymitarcidae</i>
		Diptera	<i>Ceratopogonidae</i> <i>Chironomidae</i> <i>Tipulidae</i>
AucaCP2	Insecta	Ephemeroptera	<i>Oligoneuriidae</i> <i>Baetidae</i>
		Diptera	<i>Chironomidae</i> <i>Tabanidae</i> <i>Thaumaleidae</i>
AucaCP3	Insecta	Ephemeroptera	<i>Baetidae</i> <i>Oligoneuriidae</i> <i>Ecdyonuridae</i>
		Diptera	<i>Simulidae</i> <i>Chironomidae</i> <i>Tipulidae</i>
AucaCP4	Insecta	Ephemeroptera	<i>Baetidae</i> <i>Plymitarcidae</i>
		Diptera	<i>Empididae</i> <i>Chironomidae</i>
AucaCP5	Insecta	Ephemeroptera	<i>Oligoneuriidae</i>
		Diptera	<i>Chironomidae</i> <i>Tabanidae</i>

Los coeficientes de acumulación de las relaciones existentes de mercurio total en cada uno de los compartimentos permite determinar un patrón de comportamiento frente a la acumulación en relación con la biota como se observa en la Tabla N°4.4. Los coeficientes de acumulación determinados para la biota en relación al sedimento demuestran que alrededor de un 70 % del material del sedimento que posee mercurio y que ingresa como alimento, es acumulado por las larvas de los organismos que viven y se alimentan en el fondo (Figura N° 18).

El coeficiente de biota en relación al agua demuestra que en un factor de 40, el mercurio total tomado de la columna de agua por los organismos es acumulado desde este compartimiento, para relacionar estos valores gráficamente por barras se tomó una escala logarítmica, con la que se interpreta para la columna de agua el valor de no existencia de mercurio, de modo que se observen las bajas concentraciones en agua reportadas en mg/l (Figura N° 19). La cantidad de organismos que viven en el fondo aseguran este resultado ya que la mayoría de mercurio total tomado del agua será el mercurio que se encuentre soluble y biodisponible. La acumulación existente desde la columna de agua hacia el sedimento por los efectos de precipitación y solubilidad responde a un factor de 55 para el cual existiría una acumulación de alrededor del 40 % del mercurio total presente en el agua hacia el sedimento (Figura N° 20).

En cuanto a la clasificación del tipo de agua a la que pertenece la laguna de Aucacocha se realizaron dos muestreos en los meses de Febrero y Mayo del 2002, para determinar los parámetros que sugiere la clasificación de Sioli (1984) (Tabla N° 2.1 – 1), para el tipo de agua en la Amazonía se registraron valores dentro de los rangos establecidos para Aguas Claras (Tabla N°4.5).

Tabla 4.5. Parámetros registrados en Aucacocha para la clasificación de Sioli, 1984.

Parámetro	Febrero	Mayo
Sólidos Suspendidos	65 ppm	72 ppm
Profundidad	2.04 m	2.92 m
Conductividad	16.44 uS/cm	15.62 uS/cm
pH	4.88	5.04
Materia org. en sedimentos	7.40%	6.90%
Hierro en sedimentos	7.17%	7.25%
Carbono orgánico disuelto	5.8 ppm	5.4 ppm
Mercurio en sedimentos	0.1028 ppm	0.1066 ppm

Sin embargo para determinar las características físicas y químicas de las Aguas Claras de la Amazonía se realizó un muestreo en Febrero y Mayo del 2002 (Tabla N° 4.6), en el que se registró un comportamiento similar para los valores de la clasificación que Sioli (1984) sugiere (Tabla N° 2.1 – 2).

Los parámetros In Situ determinados en el tiempo que duró el muestreo permiten identificar el comportamiento de la laguna en cuanto a sus variaciones de temperatura y pH, variables que determinan los organismos que aquí pueden habitar. Las isotermas de las temperaturas registradas en relación al pH y la profundidad demuestran que existen puntos de concentración en donde se obtienen los valores máximos para estas tres variables (Figura N° 21).

Tabla 4.6. Parámetros para la clasificación de Aguas Claras.

Parámetro	Febrero	Mayo
pH	4.4	4.8
Conductividad (uS/cm)	16.44	15.62
O ₂ (mg/l)	4.3	4.5
CO ₂ libre (mg/l)	5.2	7.3
Dureza Total (mg/l)	0.8	1.1
Na ⁺ (mg/l)	0.35	0.42
K ⁺ (mg/l)	0.75	0.79
Ca ⁺⁺ (mg/l)	3.5	3.9
Mg ⁺⁺ (mg/l)	0.42	0.45
Fe ⁺⁺ /Fe ⁺⁺⁺ (mg/l)	0.18	0.21
Al ⁺⁺⁺ (mg/l)	0.3	0.33
Cl ⁻ (mg/l)	0.8	0.75
SO ₄ (mg/l)	1.26	1.3
PO ₄ -P (mg/l)	0.025	0.031
NO ₃ -N (mg/l)	0.018	0.019
SiO ₂ -Si(mg/l)	1.21	1.35

La conductividad es otra variable que resulta muy significativa en el transporte de sales de mercurio a complejos orgánicos de FA – Hg, para ello las posibles variaciones de pH y temperatura se combinan presentando focos en donde la presencia de complejos orgánicos es menor o mayor en relación con la conductividad presente que se puede manifestar mediante isotermas (Figura N° 22).

Frente a los resultados obtenidos en el muestreo y los datos de laboratorio se observa relaciones significativas, de parámetros In Situ con cada uno de los compartimentos analizados, esto se debe a la relación de movilidad que determinan las características físico – químicas de la laguna. El análisis del

pH y la profundidad frente a las concentraciones de mercurio en agua permite observar los focos de concentración en donde se abordan las mayores concentraciones, este comportamiento general de la laguna es fácil de observar en la Figura N° 23, la escala de colores demuestra las concentraciones. Dentro de la movilidad que posee el mercurio en la columna de agua se observa que las zonas de acumulación en el sedimento son las de mayor concentración en el agua a pesar de los cambios en el nivel de agua o profundidad. La Figura N° 24 presenta en escala de colores, las variaciones de mercurio en agua representadas por líneas que unen los puntos de concentración de mercurio en sedimento a las profundidades registradas. Bajo el mismo comportamiento el mercurio en el ecosistema se distribuye en relación al agua y al sedimento de manera aleatoria que es determinable mediante las concentraciones de mercurio encontradas en la biota (Figura N° 25).

4.3 Índice de Bioacumulación del Mercurio

Se ha determinado mediante las concentraciones del agua, sedimento y biota que la Bioacumulación en relación al sedimento es Media – Intensa (Tabla N° 4.6). El mercurio entra a los organismos mediante la ingestión de nutrientes, esto se comprende debido a la presencia única de macroinvertebrados que se alimentan del fondo en donde la descomposición es mayor. El índice de bioacumulación se ha determinado mediante las concentraciones en el organismo y en el sedimento, las concentraciones en el agua no son aplicables por su dependencia con la solubilidad y los factores que ella determinan. Los coeficientes de acumulación presentados en la Tabla N° 4.4 procedentes de la simple relación entre las concentraciones de un componente dividido para las concentraciones de otro componente, determinando el factor de relación se puede obtener un valor base al que suceden las dos concentraciones.

Tabla 4.7 Resultados de la determinación del Índice de Bioacumulación.

Hg Agua (mg/l)	Hg Sedimento (mg/Kg)	Hg Biota (mg/Kg)	Índice de Bioacumulación	
0.0020	0.1031	0.0766	0.743586	Media - Intensa
0.0020	0.1038	0.0764	0.736523	Media - Intensa
0.0019	0.1076	0.0772	0.717148	Media - Intensa
0.0018	0.1075	0.0739	0.687962	Media - Intensa
0.0018	0.1043	0.0758	0.726522	Media - Intensa
0.0019	0.1066	0.0771	0.723613	Media - Intensa
0.0020	0.1069	0.0755	0.706563	Media - Intensa

4.4 Análisis Estadístico

Al realizar una prueba de frecuencias para los tres componentes ambientales, se determinó que los valores de las concentraciones mas abundantes y cercanas a la media ocurren en el Agua (Tabla N° 4.8), sin embargo el valor esperado más probable de la hipótesis nula de bioacumulación ocurre en el Sedimento (Tabla N° 4.9), para la biota la frecuencia de ocurrencia de acumulación cerca del valor esperado es bastante baja (Tabla N° 4.10).

Tabla N° 4.8 Frecuencia del valor más probable para mercurio en Agua.

Hg AGUA

		Frequency	Percent	Valid Percent	Cumulative Percent
Valid	185.63	1	14.3	14.3	14.3
	189.57	1	14.3	14.3	28.6
	193.69	1	14.3	14.3	42.9
	194.69	1	14.3	14.3	57.1
	200.90	1	14.3	14.3	71.4
	203.48	1	14.3	14.3	85.7
	206.87	1	14.3	14.3	100.0
	Total	7	100.0	100.0	
Total		7	100.0		

Tabl

a N° 4.9 Frecuencia del valor más probable para mercurio en Sedimento.

Hg SEDIMENTO

		Frequency	Percent	Valid Percent	Cumulative Percent
Valid	.10	1	14.3	14.3	14.3
	.10	2	28.6	28.6	42.9
	.11	3	42.9	42.9	85.7
	.11	1	14.3	14.3	100.0
	Total	7	100.0	100.0	
Total		7	100.0		

Tabla N° 4.10 Frecuencia de ocurrencia del valor más probable para concentraciones de mercurio en Biota.

Hg BIOTA

		Frequency	Percent	Valid Percent	Cumulative Percent
Valid	.07	1	14.3	14.3	14.3
	.08	3	42.9	42.9	57.1
	.08	3	42.9	42.9	100.0
	Total	7	100.0	100.0	
Total		7	100.0		

Con una prueba de χ^2 realizada a los tres componentes ambientales afectados por el mercurio, se encontró que la probabilidad de ocurrencia de la distribución normal es menor al valor medio y esperado, para los componentes agua y sedimento (Tabla N° 4.11). La probabilidad de que el valor de acumulación se de en la biota está por encima del valor más probable de ocurrencia, lo que indica que existe una acumulación por parte de los organismos desde el medio abiótico.

Una prueba de Kruskal – Wallis determinó que asociando todas las variables que afectan a la concentración de mercurio en el agua, se obtiene probabilidades de ocurrencia muy superiores al valor máximo esperado, esto indica una gran acumulación cuando se considera como variables no

paramétricas, en especial al factor determinante como es la profundidad o nivel del agua (Tabla N° 4.12).

Tabla 4.11 Prueba Estadística Chi² para los compartimientos ambientales en donde existe mercurio.

Test Statistics

	HGAGUA	HGBIOTA	HGSED
Chi-Square ^{a,b}	.286	1.143	1.571
df	2	2	3
Asymp. Sig.	.867	.565	.666

- a. 3 cells (100.0%) have expected frequencies less than 5. The minimum expected cell frequency is 2.3.
- b. 4 cells (100.0%) have expected frequencies less than 5. The minimum expected cell frequency is 1.8.

Tabl

a N° 4.12 Prueba Estadística de Kruskal - Wallis, cuando los valores más probables son superiores al valor medio registrado.

Prueba Kruskal Wallis^{a,b}

	Hg AGUA	Conductividad	pH	Temperatura
Chi-Square	2.688	.600	3.750	3.818
df	1	1	1	1
Asymp. Sig.	.101	.439	.053	.051

- a. Kruskal Wallis Test
- b. Grouping Variable: PROF

Finalmente una prueba de Kolmogorov – Smirnov permite determinar mediante la media y la desviación estándar la normalidad de los parámetros. Al ser una prueba de más variables se acerca a la hipótesis de bioacumulación que asegura negativos para los valores extremos diferenciados, es decir mientras mayor relacionadas estén las concentraciones en cada uno de los compartimientos ambientales, la distribución normal asegura cierta acumulación (Tabla N° 4.13).

Tabla N° 4.13 Prueba K-S para determinar la normalidad de la distribución, presenta los falsos negativos.

Prueba Kolmogorov-Smirnov

		Hg Agua (ug/l)	Hg Biota (mg/Kg)	Hg Sedimento (mg/Kg)
N		7	7	7
Normal Parameters ^{a,b}	Mean	1.9143	7.614E-02	.1057
	Std. Deviation	8.997E-02	1.069E-03	1.976E-03
Most Extreme Differences	Absolute	.258	.304	.314
	Positive	.184	.211	.236
	Negative	-.258	-.304	-.314
Kolmogorov-Smirnov Z		.683	.804	.830
Asymp. Sig. (2-tailed)		.739	.537	.496

a. Test distribution is Normal.

b. Calculated from data.

4.5 Análisis Mensual

Diciembre

Los resultados obtenidos del comportamiento de la laguna en el mes de diciembre se han reportado por variables (Tabla N° 4.1). La presencia de mercurio en agua, sedimento y biota de manera puntual para el mes de diciembre se puede observar mantiene un comportamiento estable casi invariante, bajo una escala logarítmica (Figura N° 26). Las relaciones para la profundidad y el pH registrados en ese mes se observan muy correlacionadas por un factor de 0.85, esto indica la disolución de sales que se ven afectadas por las variaciones de pH (Figura N° 27). Estos valores de pH van a favorecer la solubilidad y afectan a la precipitación registrada por la concentración estable frente al aumento de la conductividad (Figura N° 28). La presencia de Hg en sedimento está condicionada por la existencia de materia orgánica con la que forma complejos, los valores de conductividad registrados demuestran una baja asociación de Hg del sedimento con sales

inorgánicas. La biota presente en los puntos de muestreo se ve afectada por los bajos valores de pH registrados, sin embargo la solubilidad de los bajos valores de pH se manifiesta por la cantidad de Hg presente en la biota (Figura N° 29).

Enero

En el mes de enero se registraron variaciones puntuales en relación al mes de diciembre (Tabla N° 4.1). El comportamiento de mercurio en la laguna en el mes de enero cambia para el punto AucaCP5 en el cual se denota una ligera tendencia a la baja para el Hg en agua (Figura N° 30), el análisis del Hg en agua con las variaciones de profundidad explica que existen otros factores relacionados en una función de comportamiento polinomial con un factor de correlación de 0.90 (Figura N° 31). Las concentraciones de mercurio en el sedimento asociadas a la conductividad registrada, cambian en enero en donde no se encuentra una tendencia. La relación más directa observada para las variaciones de pH y profundidad se registran para el mes de enero con un coeficiente de correlación de 0.95 (Figura N° 32).

Febrero

En el mes de febrero los datos registrados presentan un ligero aumento en relación a los datos base de diciembre del 2001 y los obtenidos en enero (Tabla N° 4.1). El comportamiento y distribución del mercurio para agua, sedimento y biota en cada punto de la laguna mantiene una tendencia estable, sin embargo existen ligeras variaciones del sedimento y la biota hasta mantenerse muy cerca (Figura N° 33). En este mes las concentraciones registradas para el mercurio en el agua en relación con la profundidad parecen relacionarse por disminución de la concentración a medida que aumenta el nivel del agua, el coeficiente de correlación se reporta para una relación polinomial (Figura N° 34). La conductividad variante para el mes de febrero no permite establecer la relación directa con las bajas concentraciones, el aumento en el nivel del agua no asegura un aumento de la conductividad ni tampoco de las concentraciones de mercurio en el sedimento, sin embargo se observa una tendencia al decrecimiento (Figura N° 35). Las variaciones de profundidad registradas para este mes no

se encuentran en relación directa con las variaciones de pH, a diferencia de enero el coeficiente de correlación para este mes es de 0.44 (Figura N° 36).

Marzo

En este mes los parámetros más significativos que presentaron un cambio en los valores registrados son el pH y la profundidad (Tabla N° 4.1). El comportamiento general del mercurio en la laguna presenta ligeros cambios para los puntos AucaCP1 y AucaCP2 en cuanto a biota, sin embargo tanto en el agua como en el sedimento las concentraciones son uniformes para toda la laguna (Figura N° 37). Las concentraciones de mercurio registradas en agua, para las variaciones de profundidad se mantienen casi constantes al encontrar un valor estable a los 3 metros de profundidad (Figura N° 38). La correlación entre la profundidad y el pH se normalizan en marzo registrándose un coeficiente de correlación de 0.84 (Figura N° 39).

Abril

Las variaciones de los parámetros In Situ y las concentraciones de mercurio para agua, sedimento y biota no están alejadas de los valores registrados en marzo, a diferencia de las observaciones de diciembre (Tabla N° 4.1). Este comportamiento se observa para el mes de Abril con un ligero crecimiento en los puntos AucaCP3 y AucaCP4 para el agua, a diferencia de los valores registrados para las concentraciones de mercurio en sedimento y biota para los mismos puntos (Figura N° 40). Las concentraciones de mercurio en agua varía de manera creciente para las profundidades registradas en este mes, sin embargo no se observa una tendencia (Figura N° 41).

Mayo

Los datos y variaciones para el mes de mayo son cambiantes en relación al comportamiento de los meses de diciembre a abril, tanto para los parámetros In Situ como los datos registrados del mercurio (Tabla N° 4.1). La distribución del mercurio en los tres compartimentos se mantiene estable para este mes con unas ligeras variaciones para la columna de agua (Figura N° 42). No se presentan relaciones significativas para los de este mes.

Junio

En el mes de junio cuando concluye el tiempo de muestreo se determinan finalmente los valores finales de comparación con el mes de diciembre (Tabla N° 4.1). El comportamiento de las concentraciones para los tres compartimientos es casi estable, las variaciones fluctúan en el mismo rango sin causar alteraciones (Figura N° 43). En este mes se observa una baja concentración a una baja profundidad, establecidas por las bajas concentraciones polares (Figura N° 44). En este mes las relaciones de profundidad con el pH volvieron a manifestarse como correlación de 0.7 (Figura N° 45).

V. DISCUSIÓN

5.1 Presencia de Mercurio en el Agua

Las concentraciones base de mercurio en la naturaleza pueden llegar hasta los 10 $\mu\text{g/l}$ para ecosistemas acuáticos, estas concentraciones provienen de la propia meteorización del suelo (Lacerda et al., 1990) (Lucotte, 1995). La laguna de Aucacocha presenta concentraciones inferiores a las enunciadas para una zona contaminada, como se reporta en la Tabla 4.2. Sin embargo bajo las características que se presentan las concentraciones de mercurio en la columna de agua existe la posibilidad de considerar un proceso natural de acumulación desde la columna de agua hacia otros compartimientos ambientales.

La adsorción por parte de los elementos suspendidos en la columna de agua permite entender los niveles bajos de concentración de mercurio en el agua, los oxihidróxidos son los más afines a la adsorción de metales (Alexander et al., 1993; Morse et al., 1993; Goldberg et al., 1979). Durante el período de muestreo se registraron variaciones muy estrechas de los resultados del análisis de mercurio en el agua, estos ligeros cambios suelen atribuirse a la baja movilidad del mercurio en ecosistemas lacustres (Roulet et al., 1999).

Las concentraciones registradas para la columna de agua, durante el tiempo de muestreo, presentan un comportamiento casi uniforme. Al considerarse las variaciones del nivel del agua, un factor influyente para la disponibilidad del mercurio en estas concentraciones, es posible considerar que la cantidad de masa de mercurio en la laguna ha aumentado en razón de la cantidad de agua presente. Esto se observa a partir de los valores de las concentraciones registradas y los niveles de agua o profundidad que se han tomado.

La disponibilidad del mercurio en la columna de agua se puede observar mediante la movilidad que poseen los compuestos. Especies orgánicas de mercurio tienen una mayor demanda para la biodisponibilidad al contrario de

las especies inorgánicas que requieren una metilación previa para ingresar al organismo, esto hace que la concentración en la columna de agua varíe en relación a la demanda por compuestos orgánicos solubles por parte de los organismos (Tremblay & Lucotte, 1996). Tremblay & Lucotte sugieren que la capacidad de la columna de agua de retener compuestos solubles de mercurio depende única y exclusivamente de la materia orgánica disuelta con la que forma complejos. La baja presencia de mercurio en la columna de agua puede explicarse mediante la ausencia de material orgánico.

En el caso de Aucacocha en donde la materia orgánica es relativamente baja y correlacionable a la producción primaria se han registrado valores casi imperceptibles para los valores de mercurio en agua, determinados mediante Espectrometría de Absorción Atómica AAS (Tabla 4.1).

Las relaciones de las concentraciones de mercurio en el agua con los parámetros In Situ son importantes para el análisis de la movilidad del contaminante en el sistema. Se ha determinado mediante el Potencial Redox y el nivel del agua o profundidad las variaciones en las concentraciones de mercurio a través del tiempo en un período de 4 años, estas variaciones de la zona de Río Negro en Brasil permitieron demostrar la movilidad del mercurio en el ecosistema acuático encontrando los puntos de acumulación del sedimento (Akagi et al, 1994, Malm et al., 1995).

La dependencia demostrada en los resultados obtenidos en el muestreo de mercurio durante los meses Diciembre del 2001 a Junio del 2002 en la laguna de Aucacocha, entre la concentración de mercurio en el agua y la profundidad, permiten analizar que existen ciertas zonas que son receptoras naturales de mercurio y que pueden favorecer a la acumulación en la biota y en el sedimento (Irion 1984; Roulet et al., 1998). Lo que se conoce como sedimentación de sustancias insolubles ha sido estudiada en el Río Tapajós en Brasil en las zonas donde no existe flujo, aquí se ha determinado que la acumulación se produce por el depósito del mercurio en el sedimento desde la columna de agua (Roulet et al., 1998).

La solubilidad es uno de los factores que determina la acumulación y suspensión de sustancias en la columna de agua (Brown,1983; Sioli, 1984), esta solubilidad está asociada con el pH, la presencia de sales y su precipitación es también responsabilidad del pH (Pizzuto, 1987; Marrito, 1992). En el muestreo realizado en la laguna de Aucacocha se ha detectado que las variaciones de las concentraciones de mercurio están relacionadas a las ligeras variaciones de pH (Figura N° 22). Las altas concentraciones de mercurio observadas a niveles ácidos demuestra una reducción de las sustancias disueltas (Roulet et al., 1998).

5.2 Presencia de mercurio en Sedimentos

La presencia de mercurio asociada a los sedimentos es la principal razón para determinar la acumulación abiótica en un ecosistema (Bruland et al., 1974). La composición de los sedimentos determina la calidad de la adsorción posible para retener o liberar el mercurio en el ambiente (Alexander et al., 1993). Ecosistemas ricos en hidróxidos de hierro y manganeso reciben una gran afluencia de mercurio hacia sus ligandos, sin embargo estos metales pueden estar ocupados por otros de mayor abundancia como el estaño o el plomo, en el caso del mercurio la necesidad de la presencia de hierro en el sistema radica en el potencial de catalizar en la unión del azufre con el mercurio. (Trefry et al., 1985; Goldberg et al., 1979)

El mercurio en complejos puede estar unido a la materia orgánica que abunda en el fondo de Aguas Claras, dentro del ciclo biogeoquímico del mercurio el paso de los compuestos órganomercuriales a sales de cloruro, permite la liberación de mercurio hacia la atmósfera disminuyendo la capacidad de retención del sedimento (Sioli, 1984; Morse et al., 1993).

Dentro de la columna de agua los compuestos propensos a la precipitación en relación con el pH suelen ser las sales cloradas de mercurio, sin embargo debido al peso de los complejos orgánicos, estos pueden causar una acumulación en el fondo. Los resultados obtenidos del análisis de mercurio en sedimentos de la laguna de Aucacocha demuestran que la cantidad de

mercurio que se deposita desde la columna de agua hacia el fondo es mayor a la cantidad de mercurio que se levanta desde el sedimento hacia la columna de agua (Tabla 4.2). Esto explica que además de la remoción que ocurre por el enlace con los compuestos de los sedimentos, la columna de agua no retiene ni acumula mercurio de manera eficaz o significativa (Bowen, 1979).

Las concentraciones de mercurio analizadas, en el sedimento de la laguna de Aucacocha, muestran una tendencia de estabilización que no varió en el tiempo que duró el muestreo. Las concentraciones de mercurio en sedimentos con abundante arcilla suelen variar en relación al pH y los cloruros presentes (Bowen, 1979; Windom et al., 1989).

La relación entre los niveles de conductividad registrados para todo el tiempo de muestreo y de manera mensual, explican la cantidad de materia orgánica presente en la laguna. La concentración de mercurio presentó un patrón dependiente a las pequeñas variaciones de conductividad (Wilken et al., 1993).

La concentración de mercurio del fondo del sedimento es un banco de almacenamiento para el transporte a través de la red trófica, las diversas comunidades que allí habitan dependen exclusivamente de los horizontes que puedan poblar; la transferencia de elementos desde el sedimento hacia los organismos es efectiva, para el caso específico de sistemas lóticos.

5.3 Presencia de mercurio en Biota

La relación existente entre la concentración de mercurio de las larvas de insectos de los organismos bénticos y la concentración en el sedimento, es difícil establecer cuando las variaciones entre los grupos de organismos son amplias, es decir, al existir un mayor grupo de organismos presentes en una zona, la relación no se puede establecer para un tipo de alimentación (Tremblay et al., 1996). En la laguna de Aucacocha están bien representados los organismos detritívoros (Tabla 4.3), y son los que llevan a

cabo su alimentación en el fondo de la laguna, como parte de la descomposición de la materia orgánica.

Los órdenes encontrados en la laguna de Aucacocha (Tabla 4.3), son conocidos por habitar zonas con características extremas, acidez, altas temperaturas, etc, sin embargo todas estas características permiten valorar la disponibilidad del mercurio para la remoción. Esta ventaja permite identificar a la comunidad béntica como posible acumulador de mercurio, para este caso de estudio (Verta et al., 1986).

Los principales valores registrados en relación a la concentración de mercurio en biota se reportan para organismos que presentan un patrón de aumento en la concentración de su organismo; la mayoría de valores observados en organismos macroinvertebrados está muy relacionada al orden y al tiempo de exposición (Huckabee et al, 1979; Verta et al., 1986), las larvas poseen una disposición para la acumulación debido a la cantidad de tiempo que dura esta fase, sin embargo a pesar de la fase larvaria, órdenes como Díptera van a acumular ya gran parte de su alimentación la realiza en el sedimento (Huckabee et al., 1979).

Las concentraciones entre sedimento y biota han sido analizadas dentro del Índice de Bioacumulación (Anexo N° 13), al constituir en su mayoría, un grupo de organismos del fondo, la comunidad béntica podría ser considerada como mecanismo de remoción del mercurio debido a sus niveles de acumulación.

La habilidad de la comunidad béntica para remover mercurio mediante acumulación, para el caso de la laguna de Aucacocha se puede observar en los resultados de los coeficientes de acumulación Hg Biota/ Hg Sedimento (Tabla N° 4.4). Al determinarse mediante el Índice de Bioacumulación que el proceso ocurre en un grado de medio a intenso, la capacidad de estos organismos puede determinarse en relación al medio en el que habitan (Tabla N° 4.7).

El análisis estadístico de las pruebas no paramétricas favorecen la determinación de la existencia de bioacumulación en los organismos de la laguna de Aucacocha (Tabla N° 4.9). Los datos no presentan una desigualdad durante el tiempo de muestreo y tampoco de las ubicaciones de la laguna de Aucacocha (Tabla N° 4.1) (Tabla N° 4.2). El proceso de bioacumulación requiere una correlación entre las concentraciones de mercurio del factor biota con los componentes abióticos que afectan el desarrollo de las comunidades (Huckabee et al., 1979).

La laguna de Aucacocha presenta valores de las concentraciones de mercurio en agua y sedimento, muy relacionadas a la concentración en biota y al comportamiento ecológico de los organismos de la comunidad béntica, que habitan en esta zona (Tabla N° 4.2). La naturaleza acumuladora de los órdenes de macroinvertebrados registrados en Aucacocha (Tabla N° 4.3), permite establecer la factibilidad del uso de estos individuos para los procesos de remoción (Verta et al., 1986).

El período de exposición al mercurio, que se sugiere para que exista bioacumulación de los organismos bénticos depende de la concentración de mercurio en el agua y sedimento (Tremblay & Lucotte, 1996). La disponibilidad de los compuestos de mercurio para ingresar a los organismos va a depender de parámetros como el pH y la cantidad de cloruros (Lacerda et al.1989). En la laguna de Aucacocha las concentraciones de mercurio en agua frente a los valores de pH registrados, aseguran la solubilidad de las especies presentes, sin embargo las características ácidas del medio también limitan la presencia de organismos, lo que afecta de igual manera el proceso de bioacumulación.

El éxito del proceso de bioacumulación para organismos como los registrados en la laguna de Aucacocha, no depende de las concentraciones presentes en la columna de agua (Roulet et al, 1999), debido al tipo de alimentación de los órdenes Diptera y Ephemeroptera, la acumulación proviene de la concentración de mercurio presente en el sedimento de la laguna (Huckabee et al., 1979).

VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados de este estudio demuestran que la capacidad de la comunidad béntica para acumular mercurio desde la columna de agua y desde el sedimento está determinada por sus hábitos alimenticios, la composición de la comunidad béntica en relación a los órdenes de macroinvertebrados presentes favorece la posibilidad de bioacumulación por parte de los organismos.

Durante este estudio se observó que las características físicas y químicas determinadas para la laguna de Aucacocha, encajan en las clasificaciones de un cuerpo de aguas claras. Las variaciones temporales y los cambios estacionales de la zona, no fueron favorables en la determinación del comportamiento limnológico de la laguna, los cambios radicales en los niveles de agua permitieron determinar las irregularidades de la época lluviosa. Esto afectó de manera directa en los resultados del muestreo de los parámetros In Situ, por lo tanto se recomienda que para comprobar los resultados obtenidos durante Diciembre del 2001 a Junio del 2002, se realice un muestro durante la época seca y el resto del año.

Se observó que a partir de las concentraciones de mercurio en la columna de agua, la cantidad de mercurio presente en masa, varía en relación a la masa de agua en la laguna, esto se explica mediante el incremento de mercurio en el agua, que hace posible mantener una concentración casi invariante, para la laguna Aucacocha durante el período de muestreo.

La concentración de mercurio no tiene una fluctuación repentina como lo hacen las estaciones, el mercurio permanece en el ecosistema acumulándose, por lo tanto es recomendable realizar un monitoreo extenso como los realizados en Brasil y Canadá, con al menos tres años de muestreo.

Debido a la dificultad del muestreo y la logística necesaria para llevarlo a cabo, no se determinaron otros parámetros físico – químicos de gran

importancia como O₂ disuelto, cloruros, carbono orgánico disuelto y potencial Redox; los resultados del muestro de los parámetros In Situ analizados, brindan información relevante que podría ser ampliada mediante el análisis de los parámetros mencionados.

En este estudio se determinó que el Índice de Bioacumulación de la comunidad béntica para acumular el mercurio es evidente y puede considerarse óptima. Debido a los resultados obtenidos se recomienda evaluar la remoción de mercurio del ecosistema, por parte de los organismos, la evaluación puede realizarse mediante ensayos de laboratorio.

Los resultados obtenidos acerca de la capacidad de bioacumular de los organismos de la laguna de Aucacocha permiten tener una idea de la capacidad del ecosistema para distribuir y transportar los contaminantes dentro de la laguna, al conocer el ciclo biogeoquímico del mercurio se puede comprender el comportamiento de las especies de macroinvertebrados que estaría aptas para un ensayo exhaustivo.

La importancia de la determinación del Índice de Bioacumulación para la laguna de Aucacocha y otros sistemas acuáticos, está en la amplitud que tiene este índice para orientar los resultados hacia las tendencias más probables de acumulación. En el caso del Aucacocha se determinó que el nivel de acumulación del los organismos del ecosistema es de medio a intenso, esto justifica la necesidad de un estudio posterior del ecosistema y del mercurio complementado con ensayos ecotoxicológicos.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Agaki, H., Takabake, E. 1972. Photochemical Formation of Methylmercury Compounds from Mercury Acetate. *Chemosphere*, v.2, n.3, p. 131 – 133.
- Allard, B., Arsenie, I., 1991. Abiotic Reduction of Mercury by Humic Substances – An important Process of the Mercury Cycle. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 56, p. 457 – 464.
- Alexander, C.R, Smith, R.G., Calder, F:D., Schropp, S.J., Windom, H.L., 1993. The historical record of metal enrichment in two Florida estuaries. *Estuaries* 16, 627 – 637.
- Anderson, A., 1979. Mercury in Soils. In: *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*, p. 79 – 112, Ed. J. O. Nriagu. Elsevier / North Holland. Biomedical Press. Amsterdam, 696 p.
- Bajel, J., 1985. Mercury In: Standard Potentials in Aqueous Solution. O. 265 – 285. Ed. A.J., Bord; R. Parsons: J. Jordan. International Union Pure and Applied Chemistry, New York, Marcel Dekker Inc.
- Bidone, E.D.; Castilhos, Z.C.; Cid de Souza, T.M.; Lacerda, L.D., 1997. Fish Contamination and Human exposure to Mercury in the Tapajós River Basin, Pará State, Amazon Brazil: A Screening Approach. *Environmental Contamination and Toxicology*. v. 59, p. 194 – 201.
- Björnberg, A.; Hakanson, L.; Lundbergh, K., 1988. A Theory on a Mechanisms of Regulating the Bioavailability of Mercury in Natural Waters. *Environmental Pollution*, v.49, p. 53 – 61.
- Brinckman, F.E.; Iverson, W.P., 1975. Chemical and Bacterial Cycling of Heavy Metals in the Estuarine System. In: *Marine Chemistry in the Coastal Environment.*, p. 319 – 342. Ed. T.M. Church. Washington, D.C. American Chemical Society.
- Brosset C., Lord E., 1991. Mercury in Precipitation and Mercury Air: A new Scenario. *Water, Air and Soil Pollution*. v 56. p 493 – 506.
- Caldas, L.R., 1990. Um Pigmento nas Águas Negras. *Rev. Ciencia Hoje*, v. 11, n. 64, p. 54 – 60.

- Carvalinho, C., 1996. Mercury Speciation in contaminated soils by thermal release analysis. *Water, Air and Soil Pollution*. Kluwer Academic Publishers. V. 89, p. 399 – 419.
- Cassidy, D.R.; Furr, A. 1978. Toxicity of Inorganic and Organic Compounds in Animals. In: *Toxicity of Heavy Metals*. part 1.p. 330 – 333. Ed. F.W.Oehme. New York, Marcel Dekker Inc. 515 p.
- CETEM – Centro de Tecnologia Mineral, 1991. Estudos Biogeoquímicos sobre o Mercurio em Ambientes Aquáticos de Poconé, MT: Relatório Final de Pesquisa. 91p.
- Cranston, R.E.; Buckley, D.E., 1972. Mercury Pathway in a River and Estuary. *Environmental Science and Technology*, v.6, n.3, p.275 – 279.
- D'Itri, P.A.; D'Itri, F.M.,1977. *Mercury Contamination: A Human Tragedy*. New York, John Wiley, 311 p.
- Fageström, T.; Jenelöv, A. 1972. Some Aspects of the Quantitative Ecology of Mercury. *Water Research*, v.6, p.1193 – 1202.
- Fitzgerald, W.F., 1979. Distribution of Mercury in natural Waters. In: *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. P. 161 – 173. Ed. J.O. Nriagu – Elsevier/North – Holland Biomedical Press, Amsterdam, 696 p.
- Förstner, U.; Wittman, G.T., 1979. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin, Springer – Verlag. 486 p.
- Furch, K., 1984. Water Chemistry of the Amazon Basin: the distribution of chemical elements among freshwaters. In: *Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Ed. H. Sioli, p. 167 – 199. Dordrecht, Dr. W. Junker Publishers.
- Gavis, J., Ferguson, J.K., 1972 The cycling of mercury through the Environment. *Water Research*, v.6, p. 989 – 1008.
- Gilmour y Henry, 1991 Mercury Metilation in Aquatic Systems affected by Acid deposition. *Environmental Pollution*, v.71,p. 131 – 169.
- Goldberg, E.D., Griffin, J.J., Hodge, V., Koide, M., Windom, H., 1979. Pollution history of the Savannah river Estuary. *Environ. Sci. Technology* 13, 558 – 594.

- Heckman, C.W., 1994. New Limnological nomenclature to describe ecosystem structure in the tropical wet and dry climatic zone. *Archaeological Hydrobiology*, v. 4, p. 385 – 407.
- <http://sofia.usgs.gov/sfsf/rooms/mercury/manage/index.html>
- Huckabee, J.W.; Elwood, J.W.; Hildebrand, S.G., 1979. Accumulation of Mercury in Freshwater Biota. In: *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. p. 277 – 302. Ed. J.O. Nriagu. Elsevier/North – Holland Biomedical Press, Amsterdam, 696 p.
- Iverfeldt, A., 1991. Occurrence and Turnover of Atmospheric Mercury over the Nordic Countries. *Water, Air and Soil Pollution*. v 56 pg 251-265.
- Jonnason, I.; Boyle, R.W. 1979. The Biogeochemistry of Mercury. In: *Effects of Mercury in the Canadian Environment*. p, 28-49. National Research Council of Canada. Ottawa, 290p.
- Junk, W.J., y Furch, K., 1985. The Physical and Chemical Properties of Amazonian River and its Relationship with the Biota, In: *Key Environments: Amazonia*. Ed. G.T. Prance y T.E. Lovejoy, p: 3 –17. Oxford, Pergamon Press.
- Kersten, L. 1988. Geochemistry of Priority of Pollutants in Anoxic Sludges. Chapter 4: Mercury In: *Chemistry and Biological of Solid Waste: Dredged Material and Mine Tailing*. Ed. W. Salomons y U. Förstner. Springer – Verlag. Berlin. 305p.
- Lacerda, L.D.; De Paula, F.C.F.L; Ovalle, A.R.C.; Pfeiffer, W.C.; Malm, O. 1990. Trace Metals in Fluvial Sediments of the Medira River Watershed, Amazon, Brazil. *The Science of the Total Environment*, v.97/98, p. 525 – 530.
- Lee, H.Y., Hultberg, H., Anderson, I. 1985. Catalytic Effect of Various Metal Ions on the Methylation of Mercury in the Presence of Humic Substances. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 35, p. 391 – 400.
- Lindqvist, O., Johanson, K., Astrup, M., Anderson, A., Birnkman, L., Hovsenius, G., Hakanson, L., Iverdfelt, A., Meili, M., Timm, B., 1991. *Mercury in Swedish Environment – Recent Research on Cause,*

Consequence and Corrective Methods. *Water, Air and Soil Pollution*. v 55, p. 1 – 261.

- Luizao, R.C.C.; Luizao, F.J., 1991. *Liteira e Biomasa Microbiana do Solo no Ciclo da Materia Organica e Nutrientes em Terra Firme na Amazonia Central*. Ed. A.L. Val. Manaus – Brasil.
- Niagru, J.O., 1989. A Global Assessment of Natural Sources of Atmospheric Trace Metals. *Nature*, v. 338, p. 47 – 49.
- Morse, J.W., Presley, B.J., Taylor, R.J., Benoit, G., Santschi, P.H., 1993. Trace metal chemistry of Galveston Bay: water, sediments and biota. *Mar. Environ. Res.* 36, 1 – 37.
- Niagru, J.O.; Pacyna, J.M., 1988. Quantitative Assessment of Worldwide Contamination of Water, Air and Soils by Trace Metals. *Nature*, v. 333, p. 134 – 139.
- Pereira Filho, M., 1991. *Desenvolvimento e Preservacao das Areas de Várzea de Amazonia Brasileira*. P. 55 – 64. Ed. A.L. Val. Manaus – Brasil.
- Reimers, R.S. y Krenkel, P.A. 1974. Kinetics of Mercury Adsorption and Desorption in Sediments. *J. Water Pollution Control Federation*, v. 46, n.2, p. 352 – 365.
- Roulet, M.; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; Courcelles, J.; Guimaraes, R.D; Mergler, D.; Amorim, M., 1999. Increase in mercury contamination recorden in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemical Geology*. v. 165, p. 243 – 266. ELSEVIER.
- Roulet, M., Lucotte, M.; Canuel, R.; Rheault, S. 1998. Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *The science of the Total Environment*. V. 213, p. 203 – 211. ELSEVIER.
- Schroeder, W.; Yarwood, G.; Niki, H., 1991. Transformation Processes Involving Mercury Species in the Atmosphere – Results from a Literature survey. *Water, Air and Soil Pollution*, v.56, p. 653 – 666.

- Schuster, 1991. The Behavior of Mercury in the Soil with Special Emphasis on Complexation and Adsorption Processes – A Review of Literature. *Water, Air and Soil Pollution*, v.56, p. 667 – 680.
- Sioli, H. 1984. The Amazon and its main Afluents: Hidrography and morphology of the river courses and the river types. In: *The Amazon: limnology and landscape of a mighty tropical river and its basin*. Ed. H. Sioli p. 127 – 165. Dordrecht, Dr. W. Junk Publishers.
- Spangler, W.J., Spigarelli, J.L., Rose, J.M, Miller, H.M. 1973. Methylmercury: Bacterial Degradation in Lake Sediments. *Science*, v.180, p. 192 – 193.
- Stumm, W.; Morgan, J.J., 1981. *Aquatic Chemistry*. 2 ed. New York, John Wiley. 780 p.
- Taylor, S.R., 1964. Abundance of Chemical Elements in the Continental Crust: A New Table. *Geochimica et Cosmochimica. Acta*, v. 28, p. 1273 – 1285.
- Veiga, M., Meech, J., 1992. Expert System for Risk Assessment for Mercury Discharge from Gold Mining Operations. University of British Columbia.
- Varekamp, J.C.; Weibel, A.F., 1987. Natural Cause for Mercury Pollution at Clear Lake and Paleotectonic Interferences. *Geology*, v. 15, p. 118 – 120.
- Verta, M., Rekolinen, S., Kinnunen, K. 1986. Causes of Increased Fish Mercury Levels in Finnish Reservoirs, Publications of Water Research Institute, Vesihallitus – National Board of Waters, No. 65, Helsinki, Finland, p. 44 – 71.
- Walker, I., 1990. Ecología e Biología do Igapó e Igaparés. *Rev. Ciencia Hoje* v. 11, n. 64, p. 43 – 54.
- Watson, JR. J.D., 1979. Economic Considerations in Controlling Mercury Pollution. In: *The Biogeochemistry of Mercury in the Environment*. p. 41 – 77. Ed. J.O. Niagru. Elsevier/North – Holland Biomedical Press. Amsterdam, 696 p.

VIII. FIGURAS

Figura N° 1. Mapa de la ubicación de la Reserva de Producción de Fauna Cuyabeno.

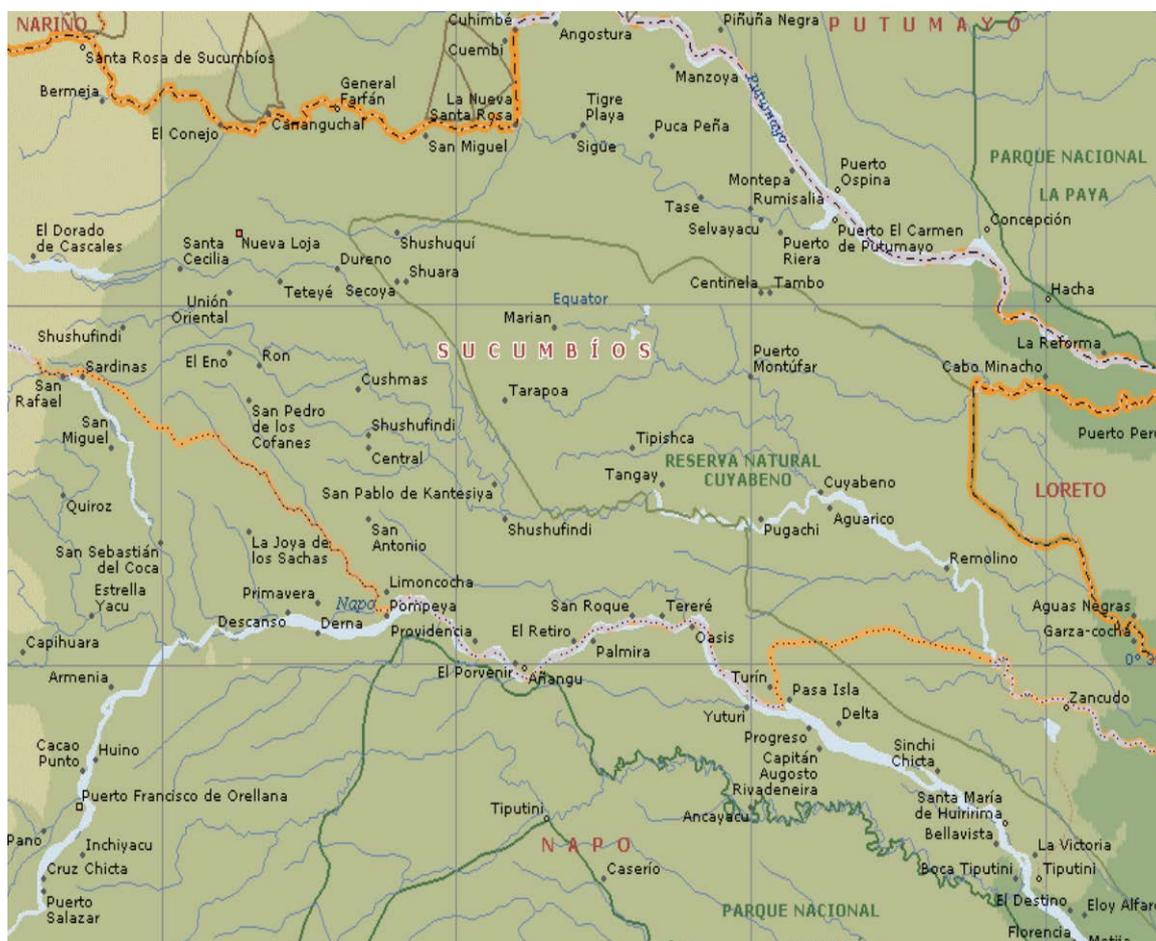


Figura N° 2. Mapa de Ubicación de lagunas mayores.

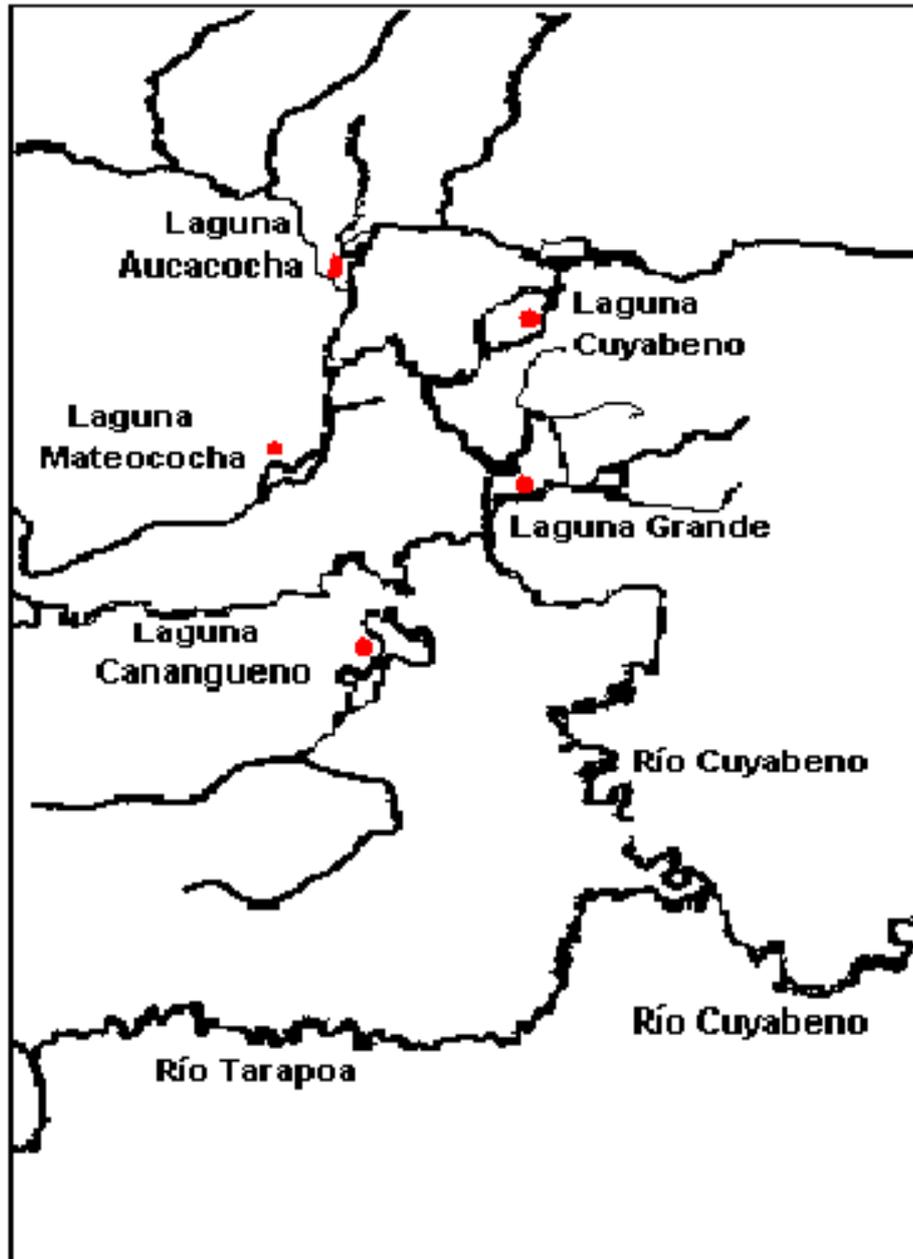


Figura N° 3. Sistema Lacustre del Río Cuyabeno.

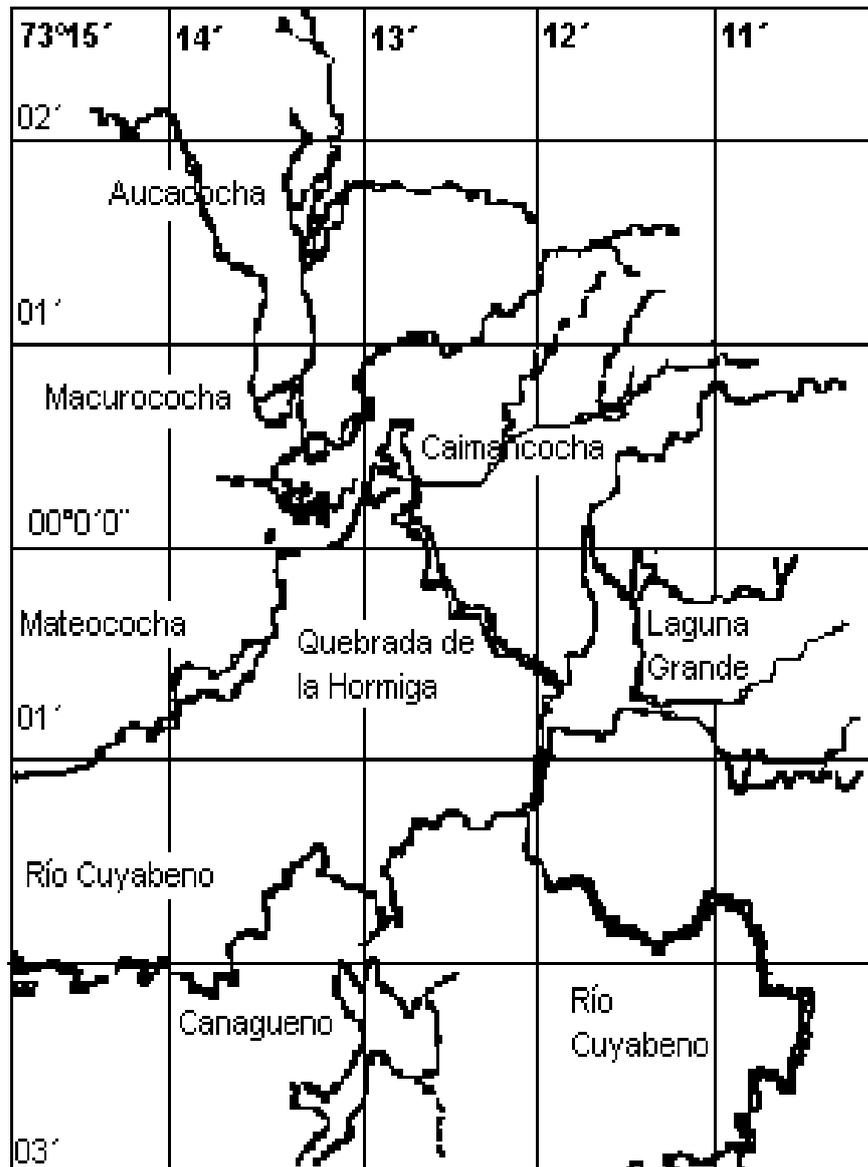
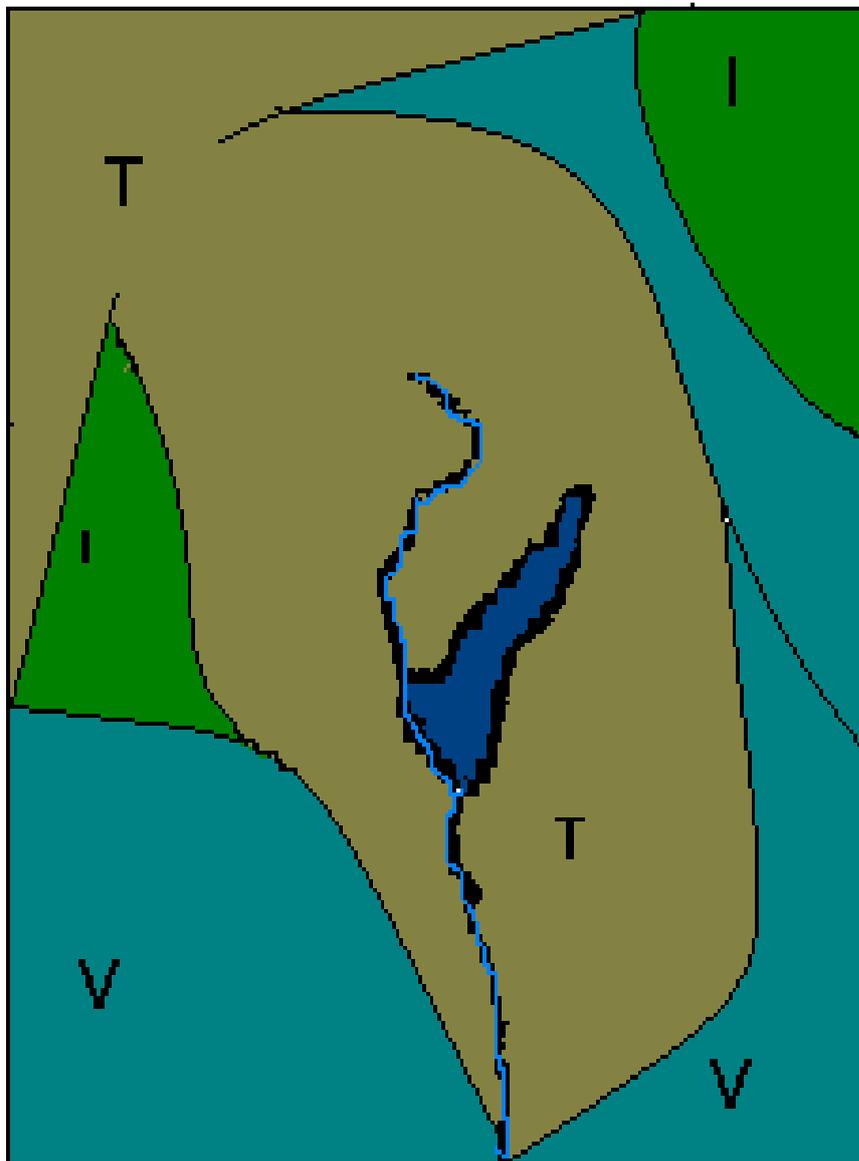


Figura N° 4. Zonas Limnológicas en Aucacochoa



T	Terra Firme	●
V	Várzea	●
I	Igapó	●

Figura N° 5. Posición geográfica de la laguna de Aucacocho

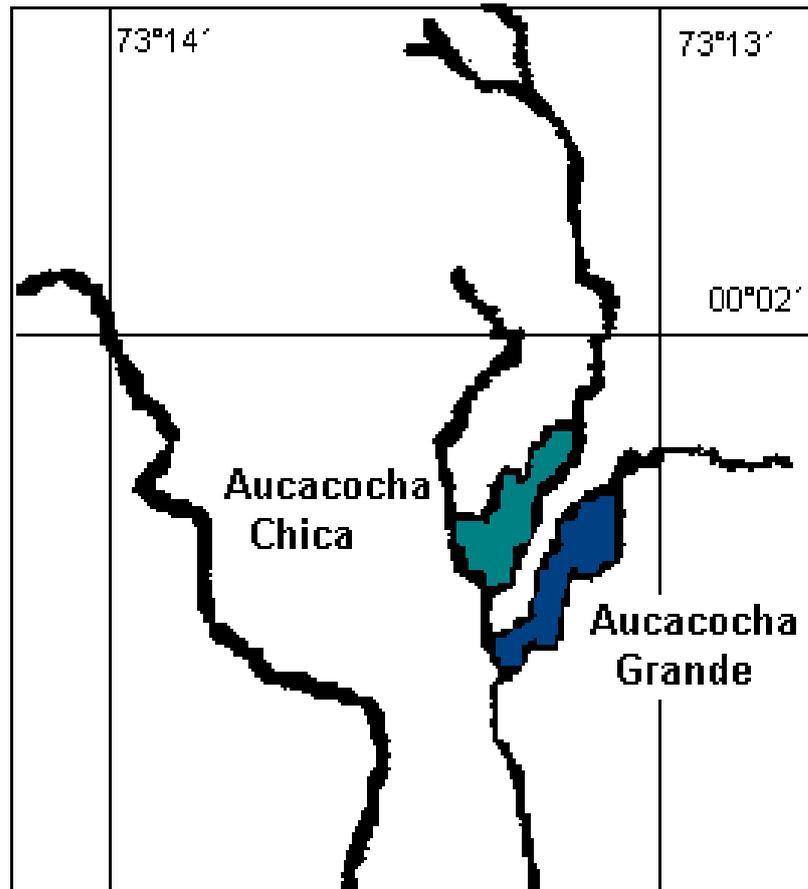


Figura N° 6. Morfología de la laguna de Aucacocha gradilla superpuesta.

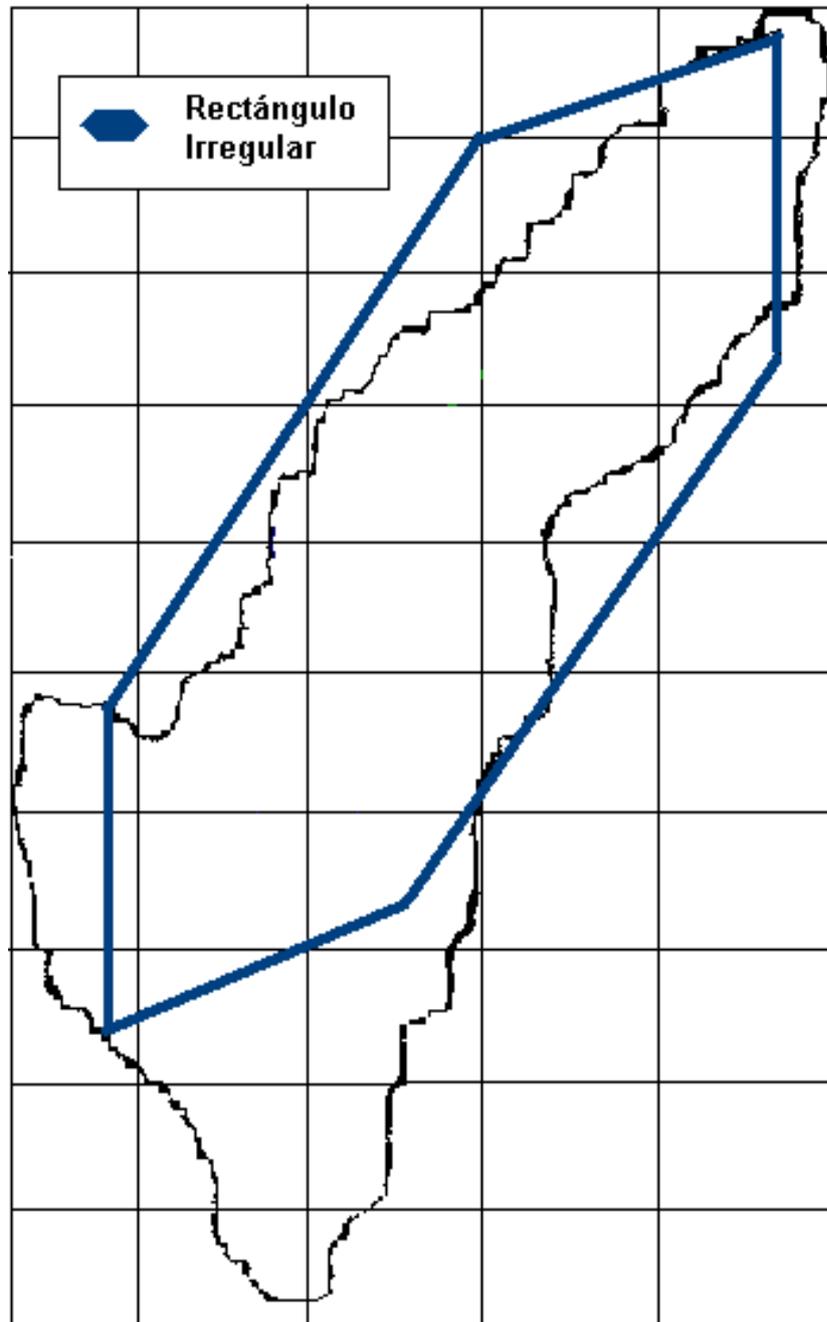


Figura N° 7. Coordenadas geográficas de la laguna de Aucacocho.

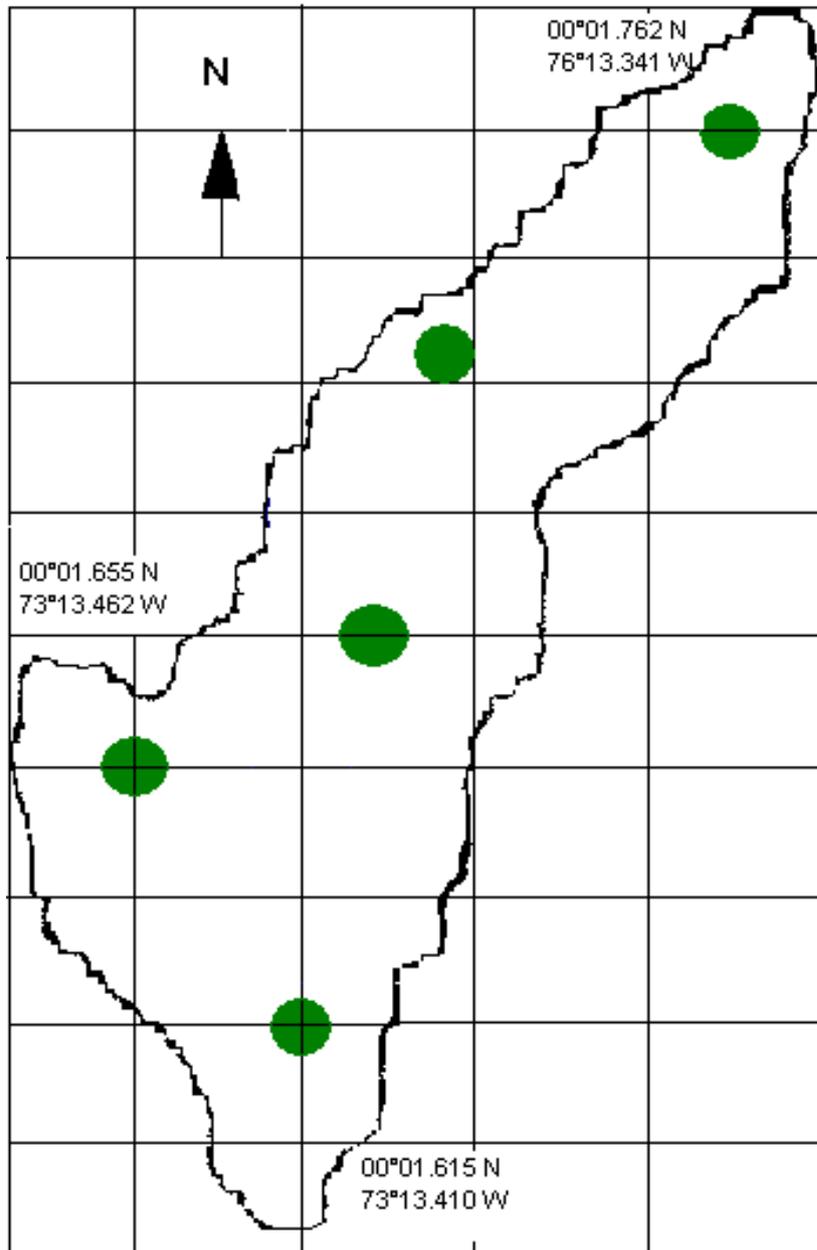


Figura N° 8. Ubicación de las zonas de muestreo en la laguna de Aucacochoa.

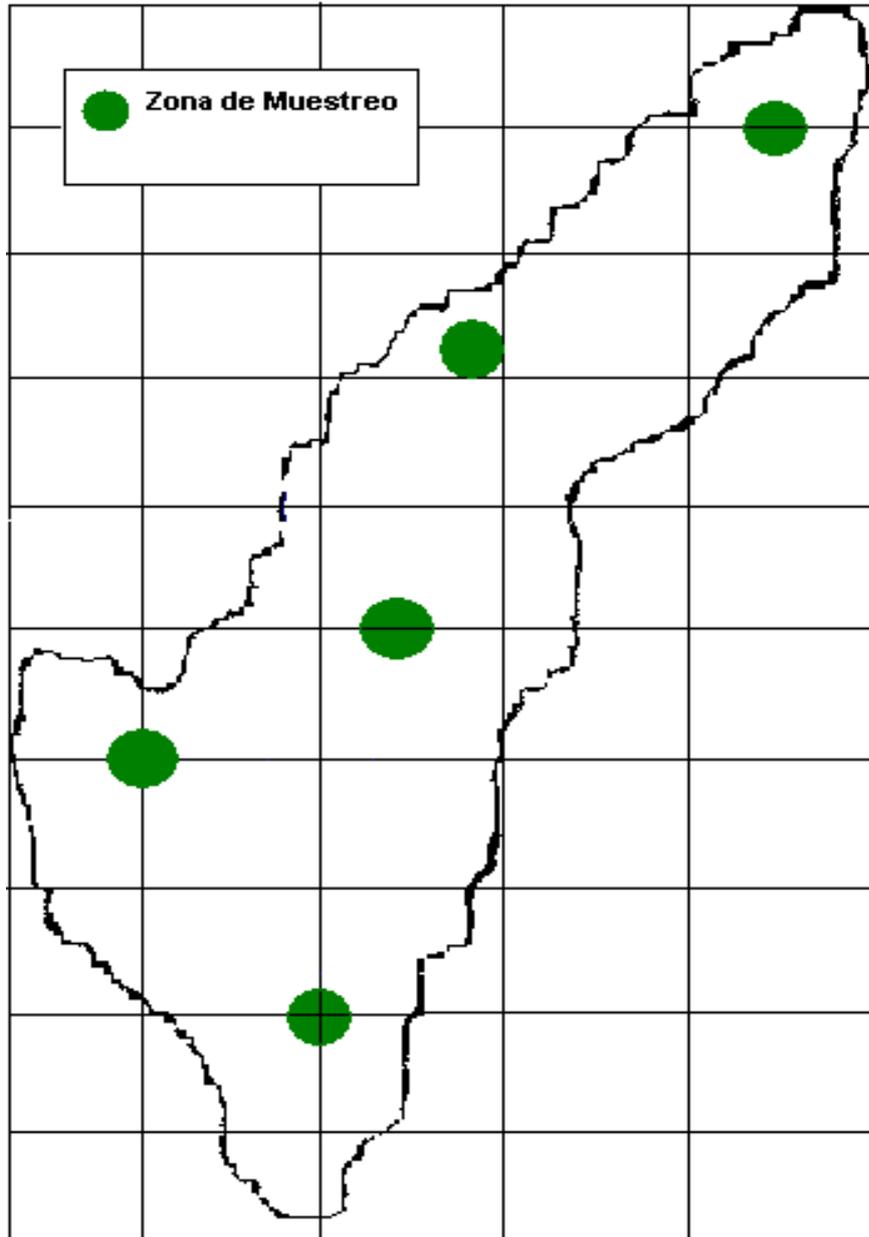


Figura N° 9. Ubicación de los puntos de muestreo, codificados.

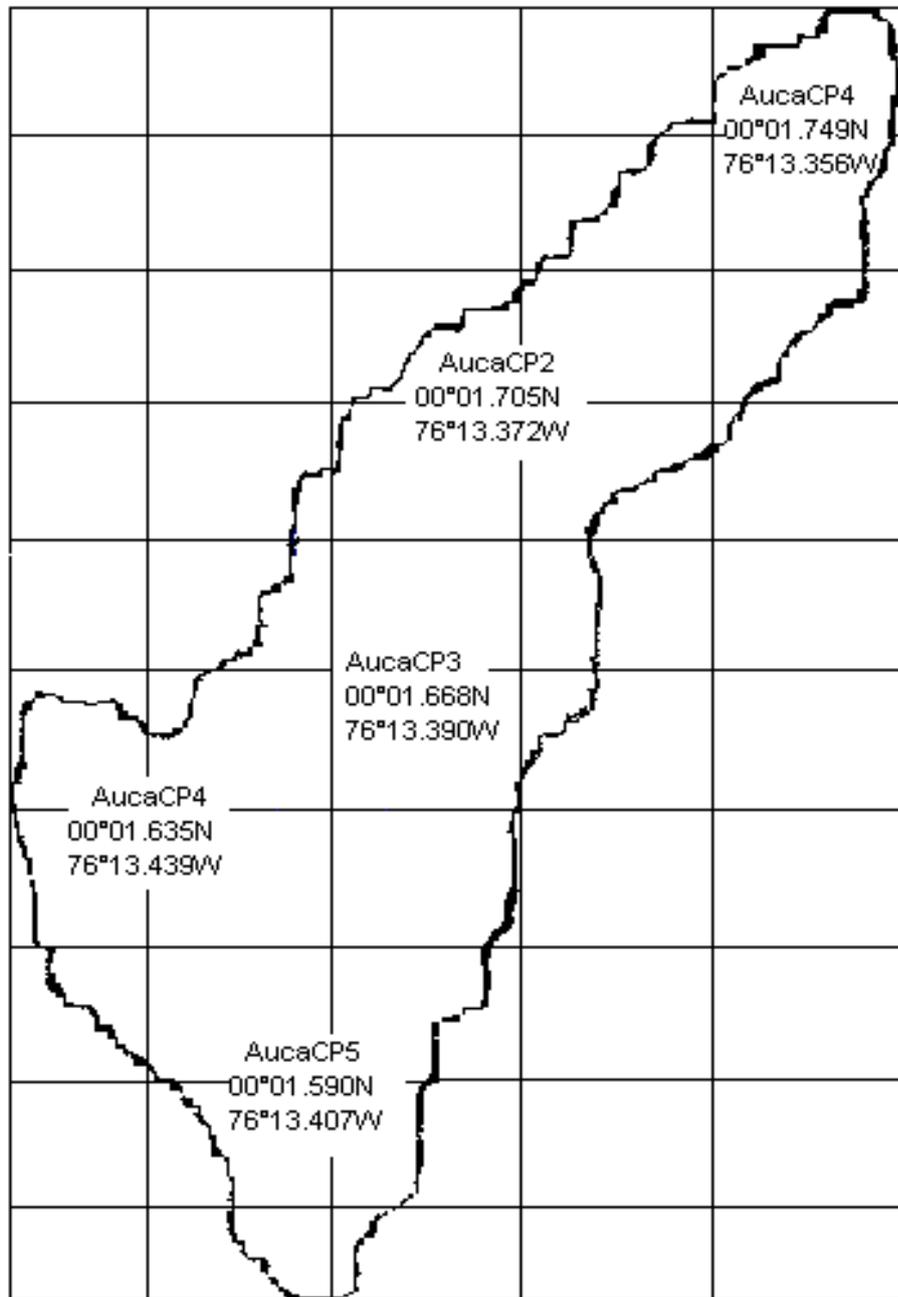


Figura N° 10. Ubicación de los pozos de petróleo Auca - Sansahuari.

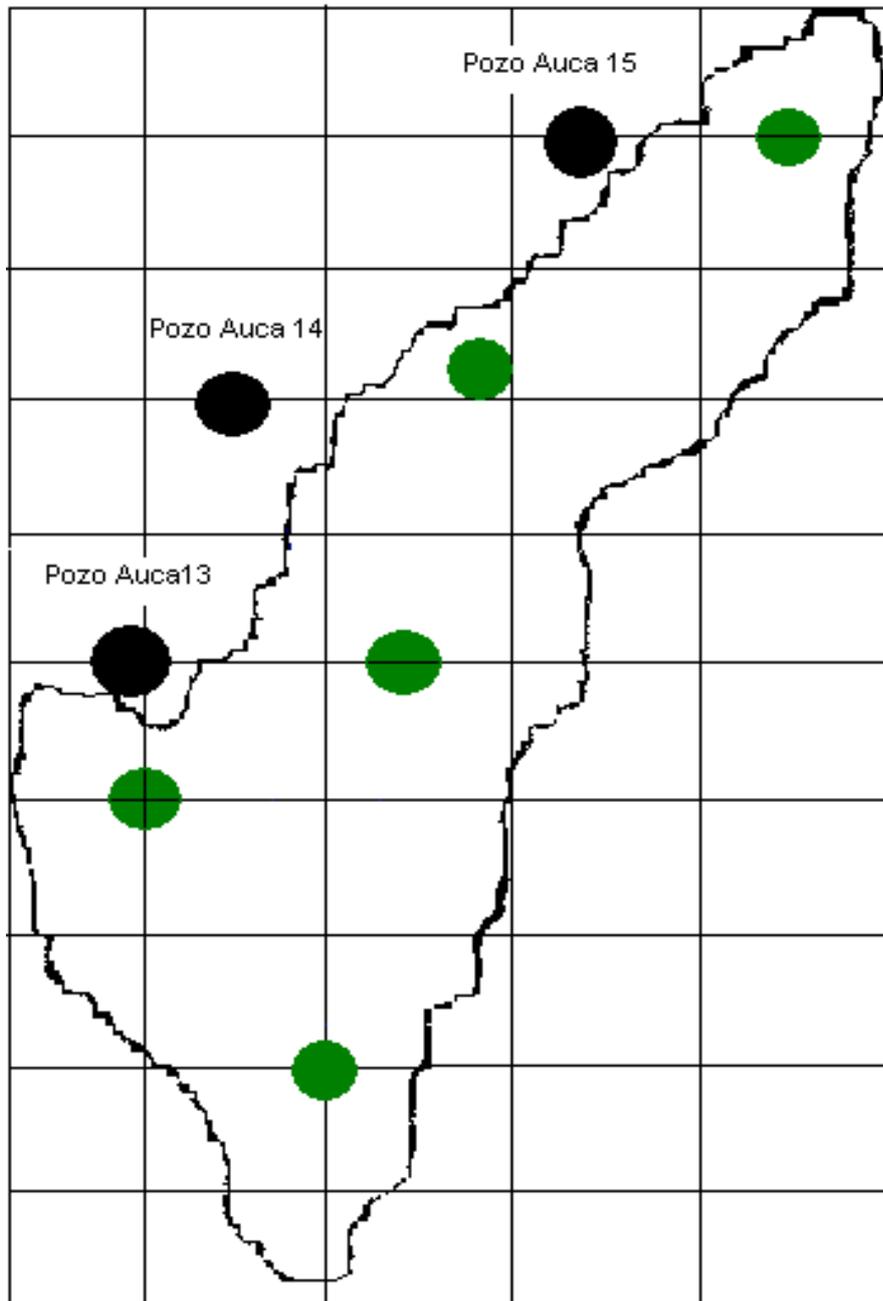


Figura N° 11. Variaciones Puntuales de pH en la laguna de Aucacocha de Diciembre a Junio.

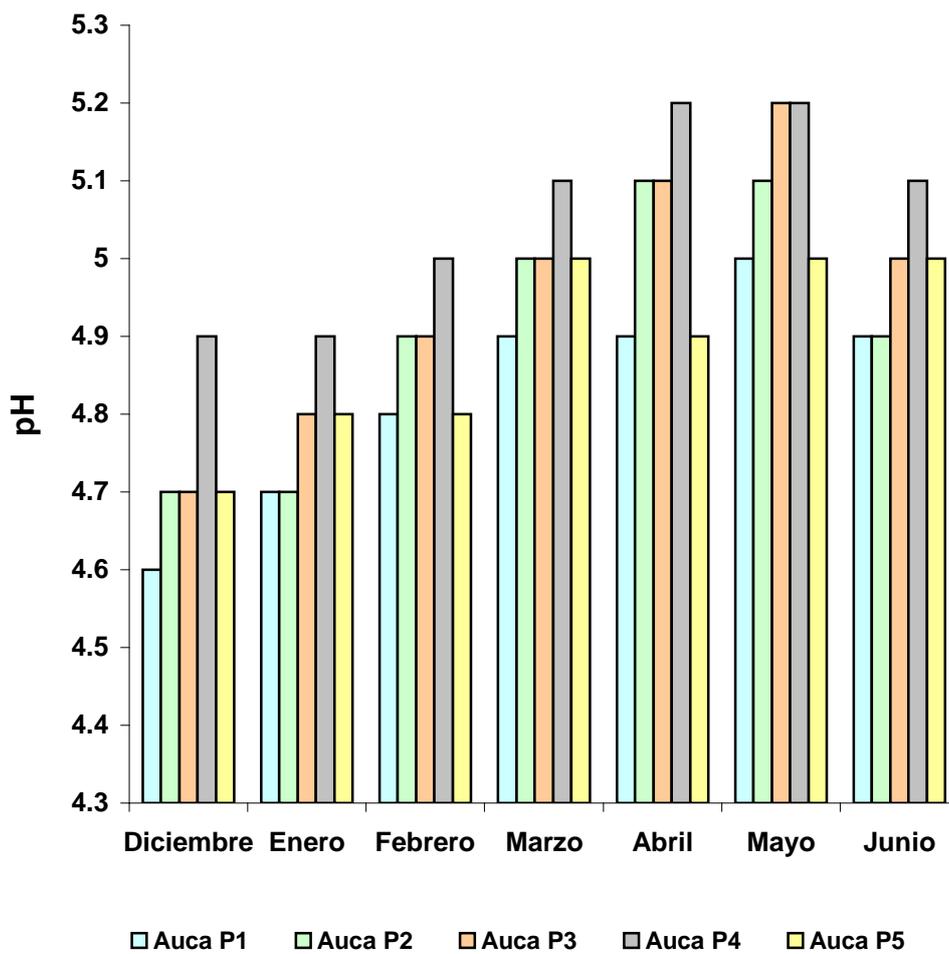


Figura N° 12. Variaciones Puntuales de Conductividad en la laguna de Aucacocha de Diciembre a Junio.

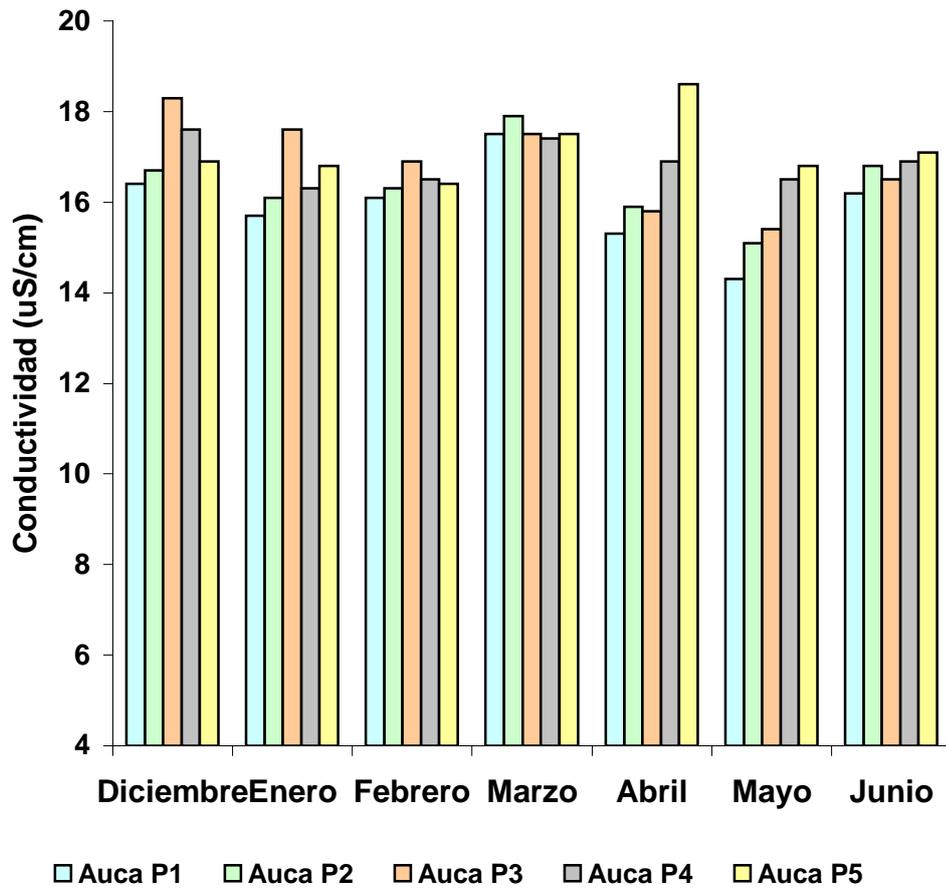


Figura N° 13. Variaciones Puntuales de Temperatura en la laguna de Aucacocha de Diciembre a Junio

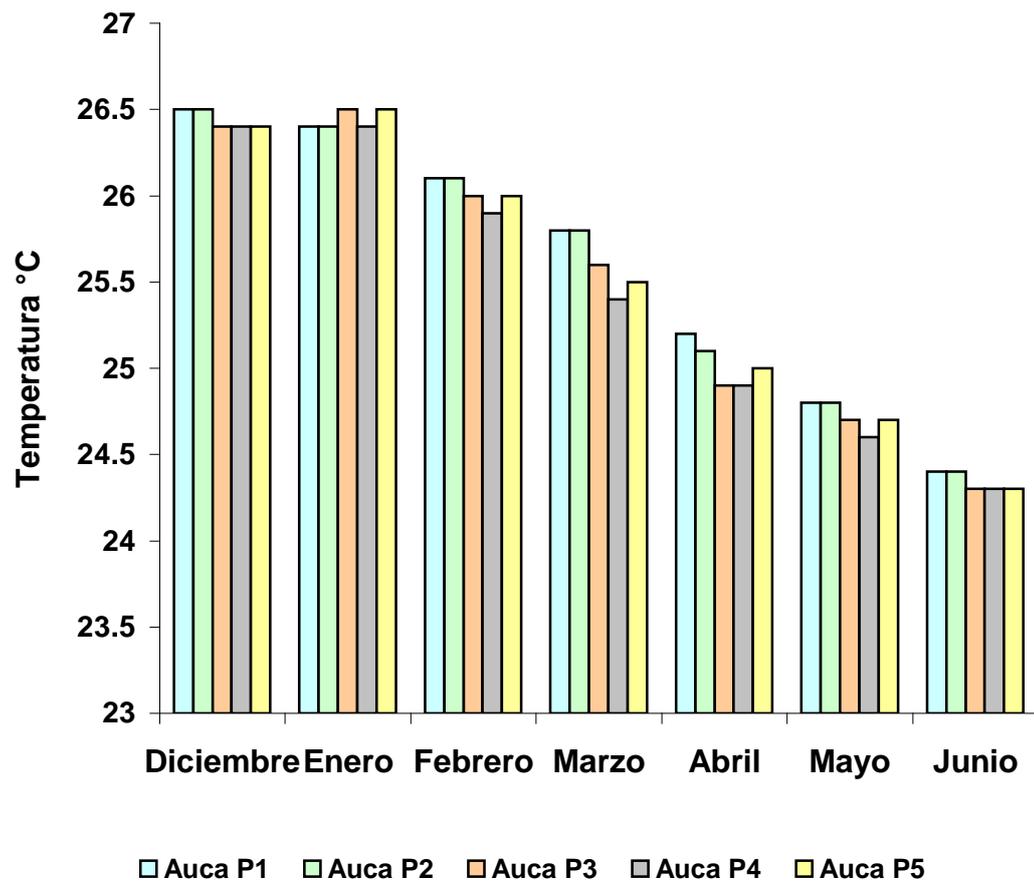


Figura N° 14. Variaciones Puntuales de Profundidad en la laguna de Aucacocha de Diciembre a Junio

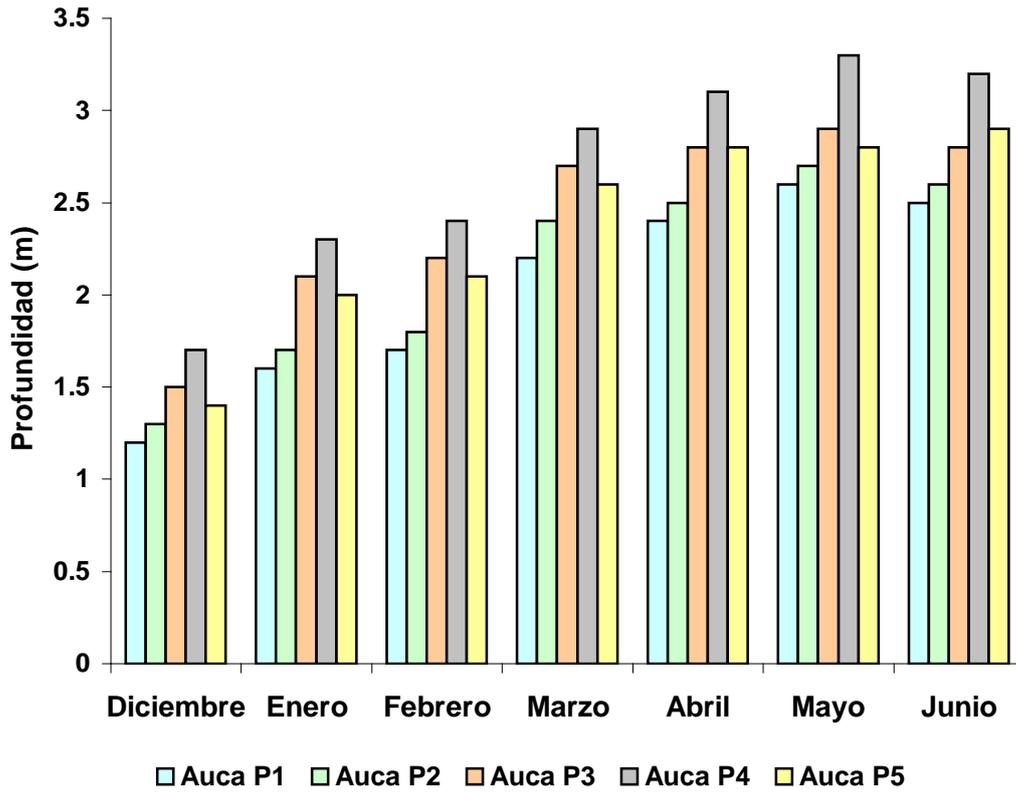


Figura N ° 15. Variaciones Puntuales de mercurio en Agua en la laguna de Aucacocha de Diciembre a Junio

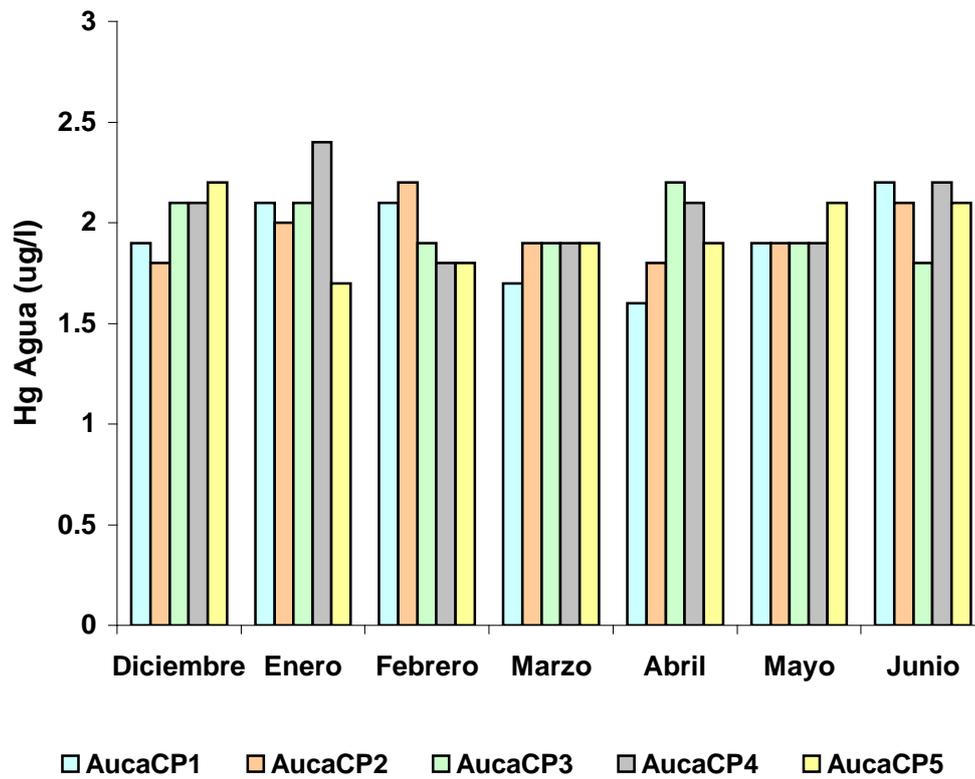


Figura N° 16. Variaciones Puntuales de mercurio en Sedimentode la laguna de Aucacocha de Diciembre a Junio.

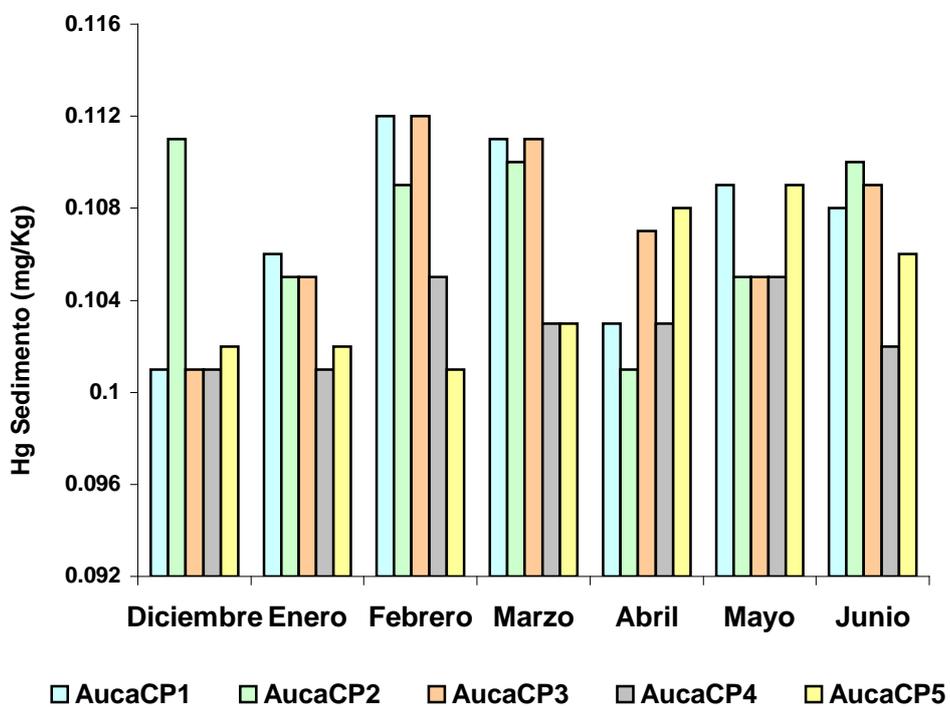
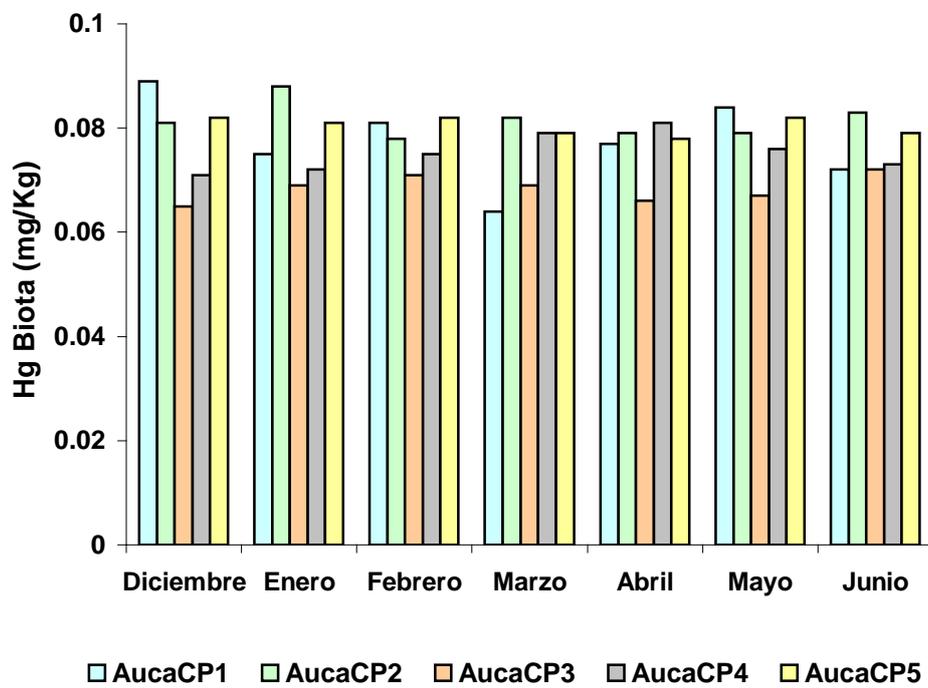


Figura N° 17. Variaciones Puntuales de mercurio en Biota de la laguna de Aucacocha de Diciembre a Junio.



**Figura N° 18. Coeficiente de Acumulación
Sedimento - Biota**

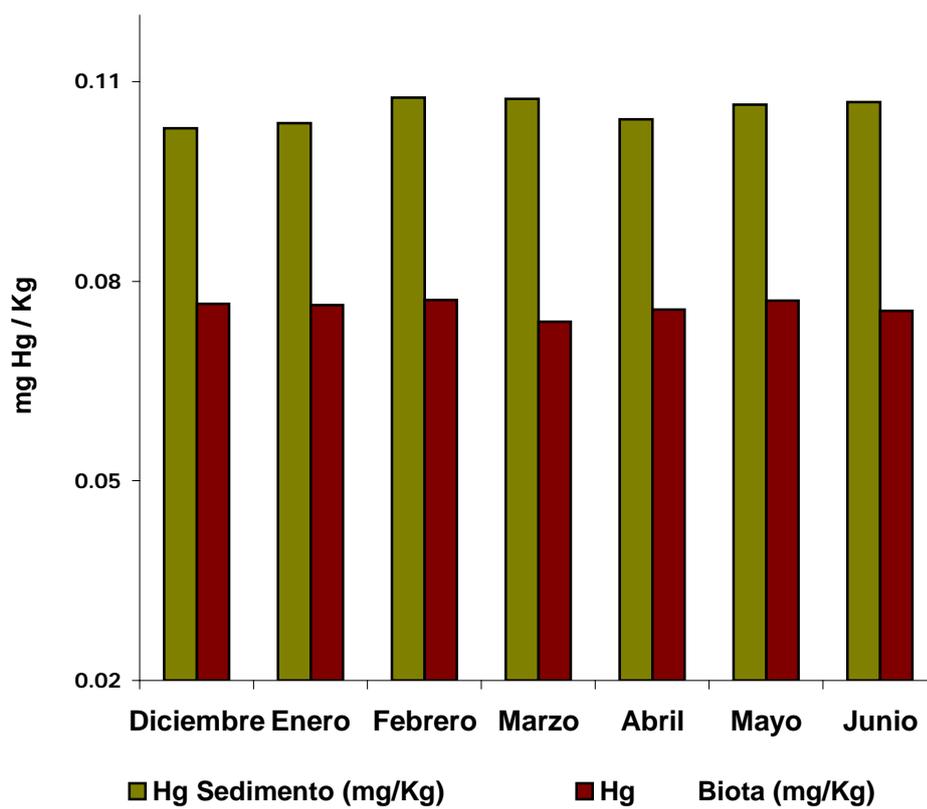
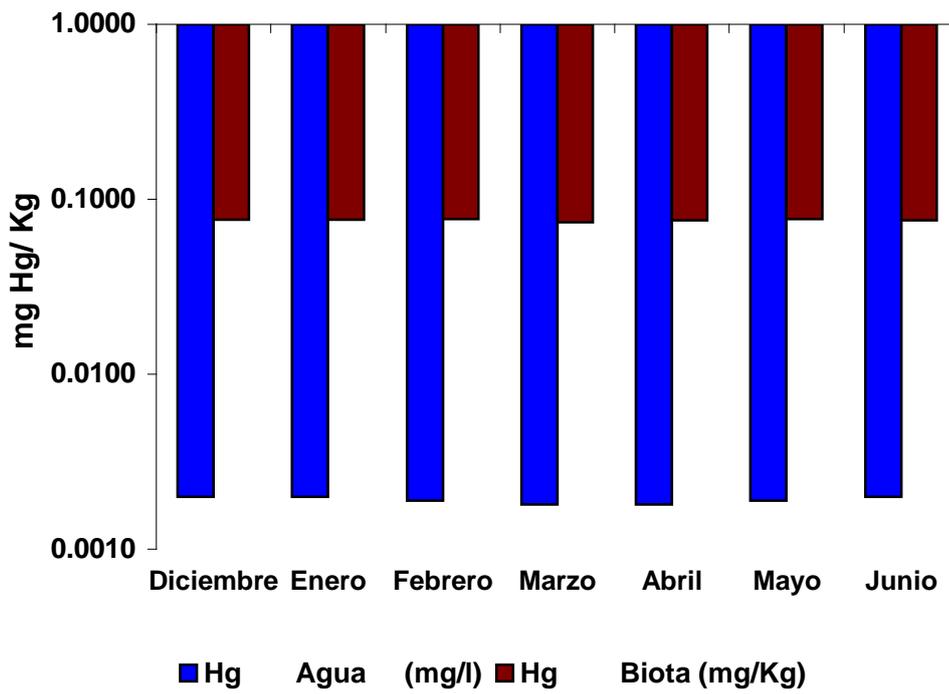


Figura N° 19. Coeficiente de Acumulación Biota - Agua



**Figura N° 20. Coeficiente de Acumulación
Sedimento - Agua**

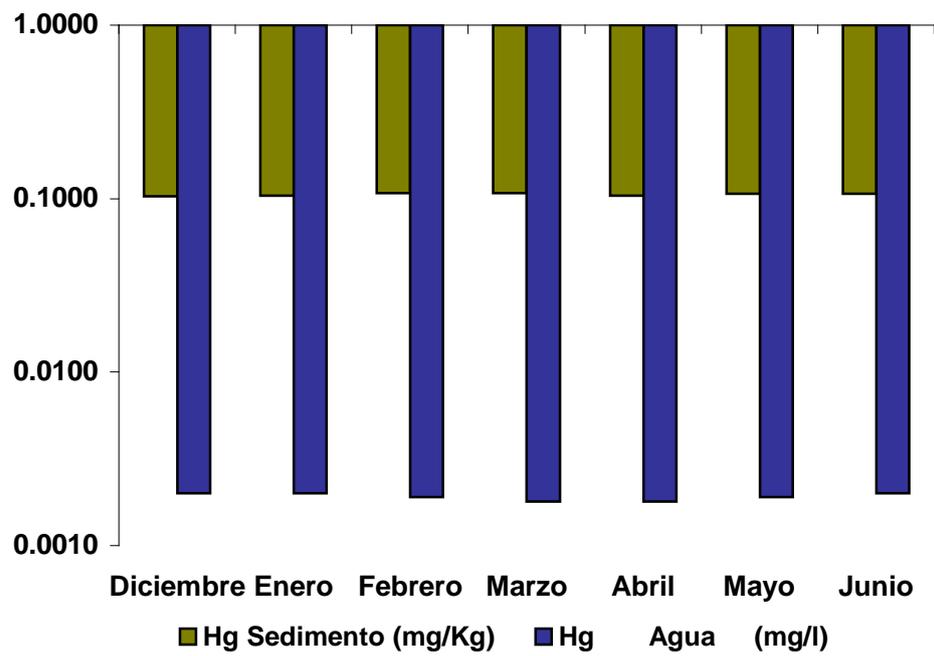


Figura N° 21. Comportamiento de la Temperatura en relación al pH y la Profundidad de la laguna de Aucacochoa.

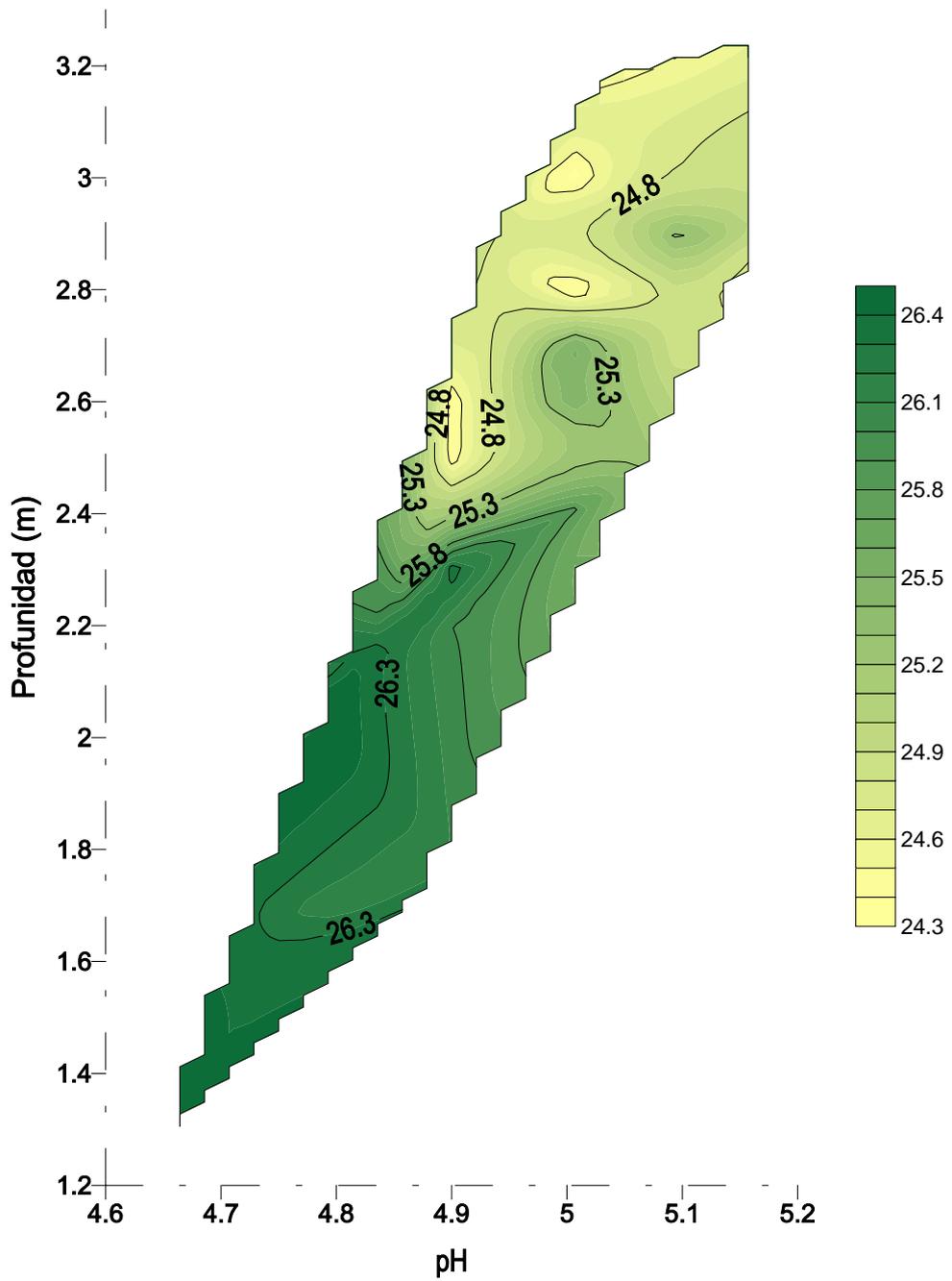


Figura N° 22. Comportamiento de la Temperatura en relación a la Conductividad y el pH

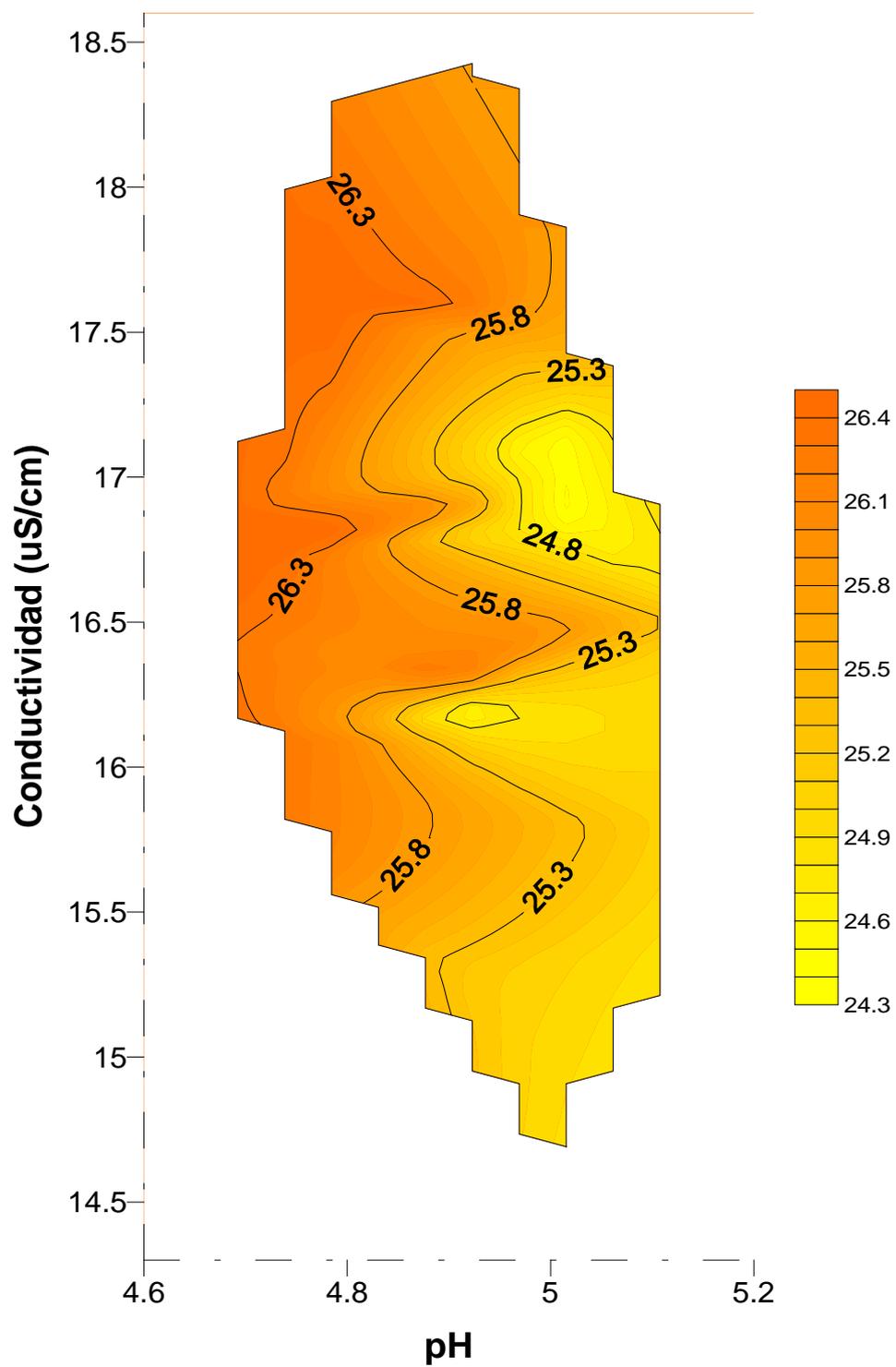


Figura N° 23. Comportamiento de Hg en Agua en relación con el pH y la Profundidad.

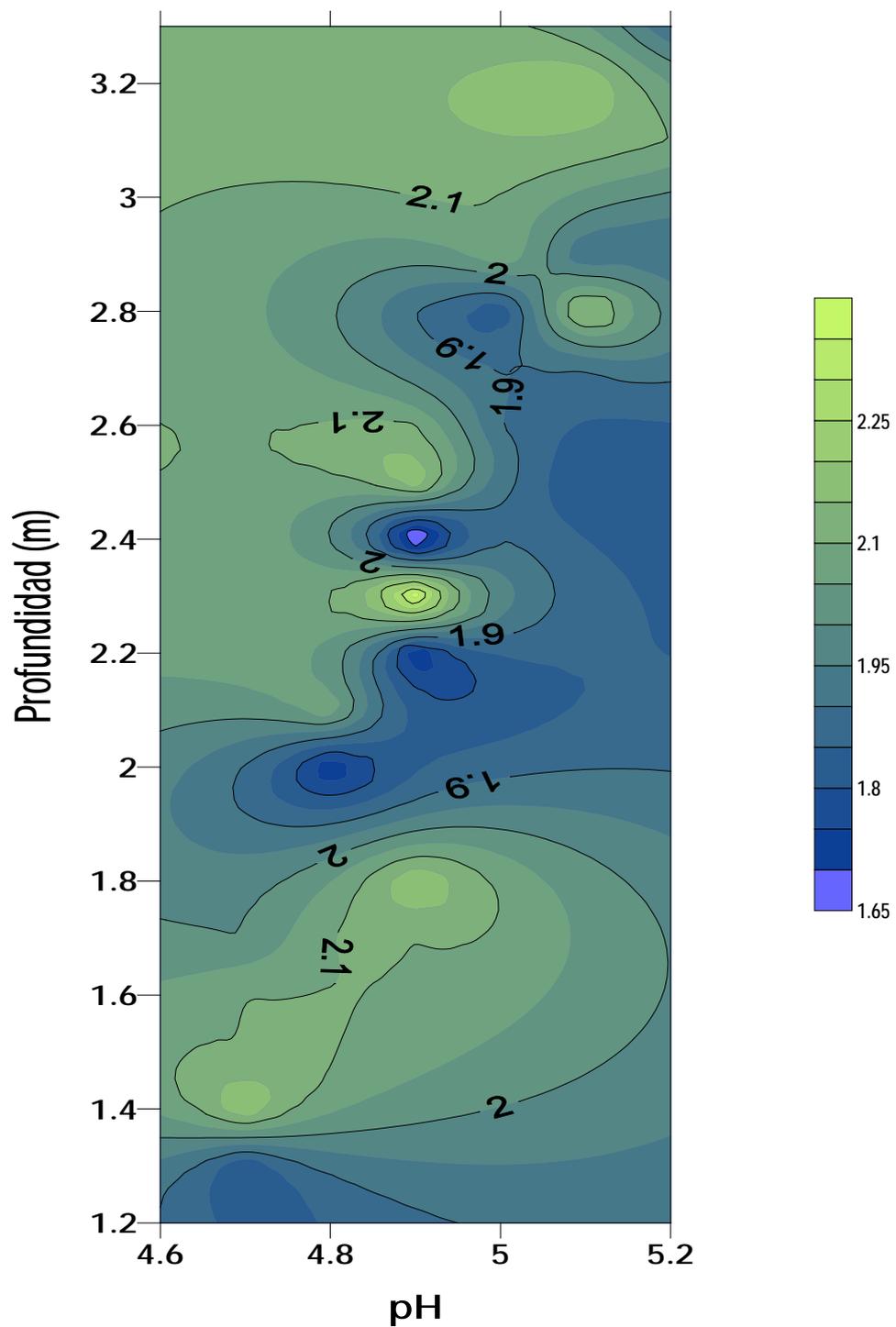


Figura N° 24. Comportamiento del Hg en Agua en relación al Hg en Sedimento determinados por la Profundidad.

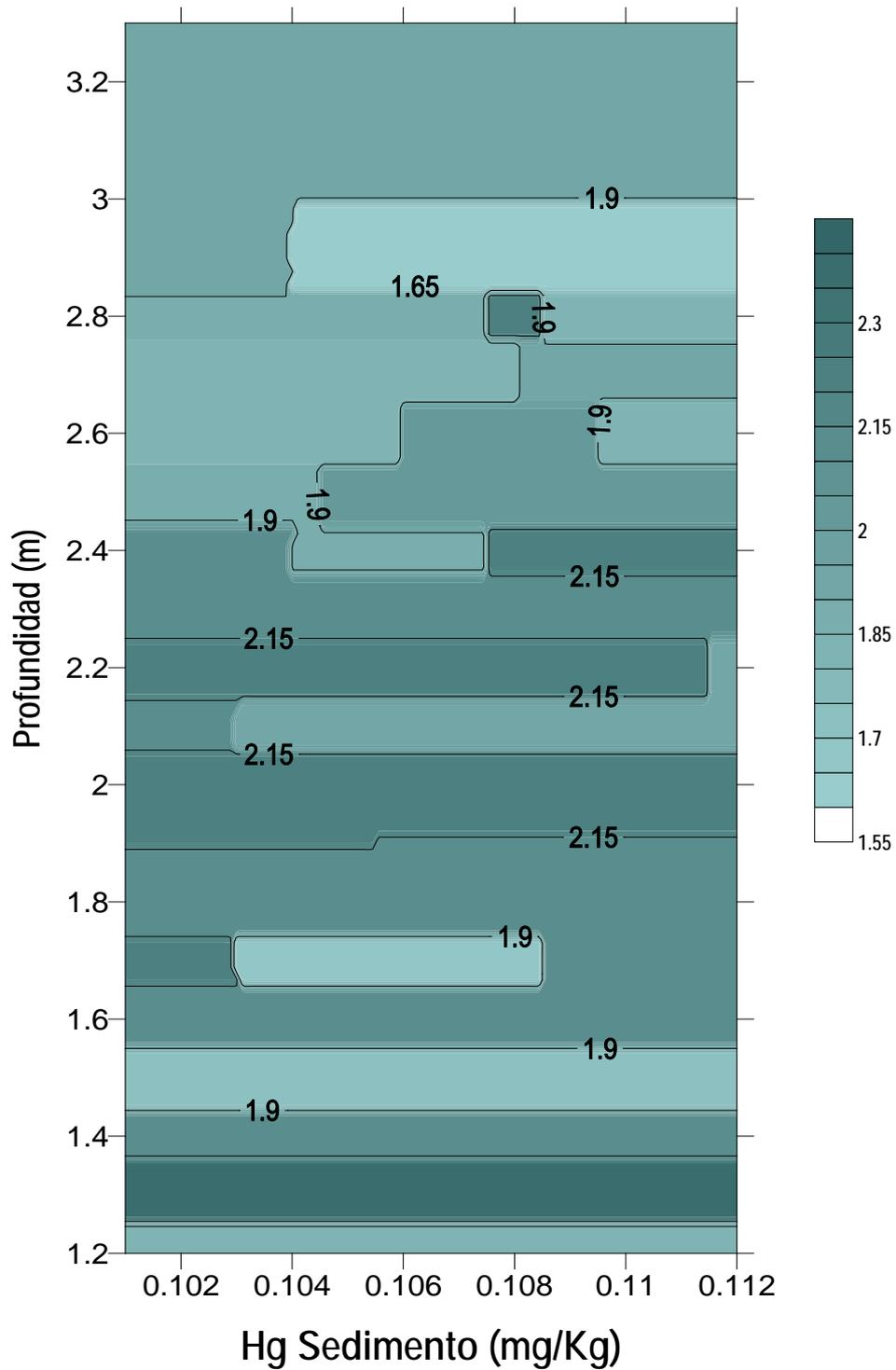


Figura N° 25. Presencia de Hg en Biota determinado por las concentraciones de Hg en Agua y Sedimento.

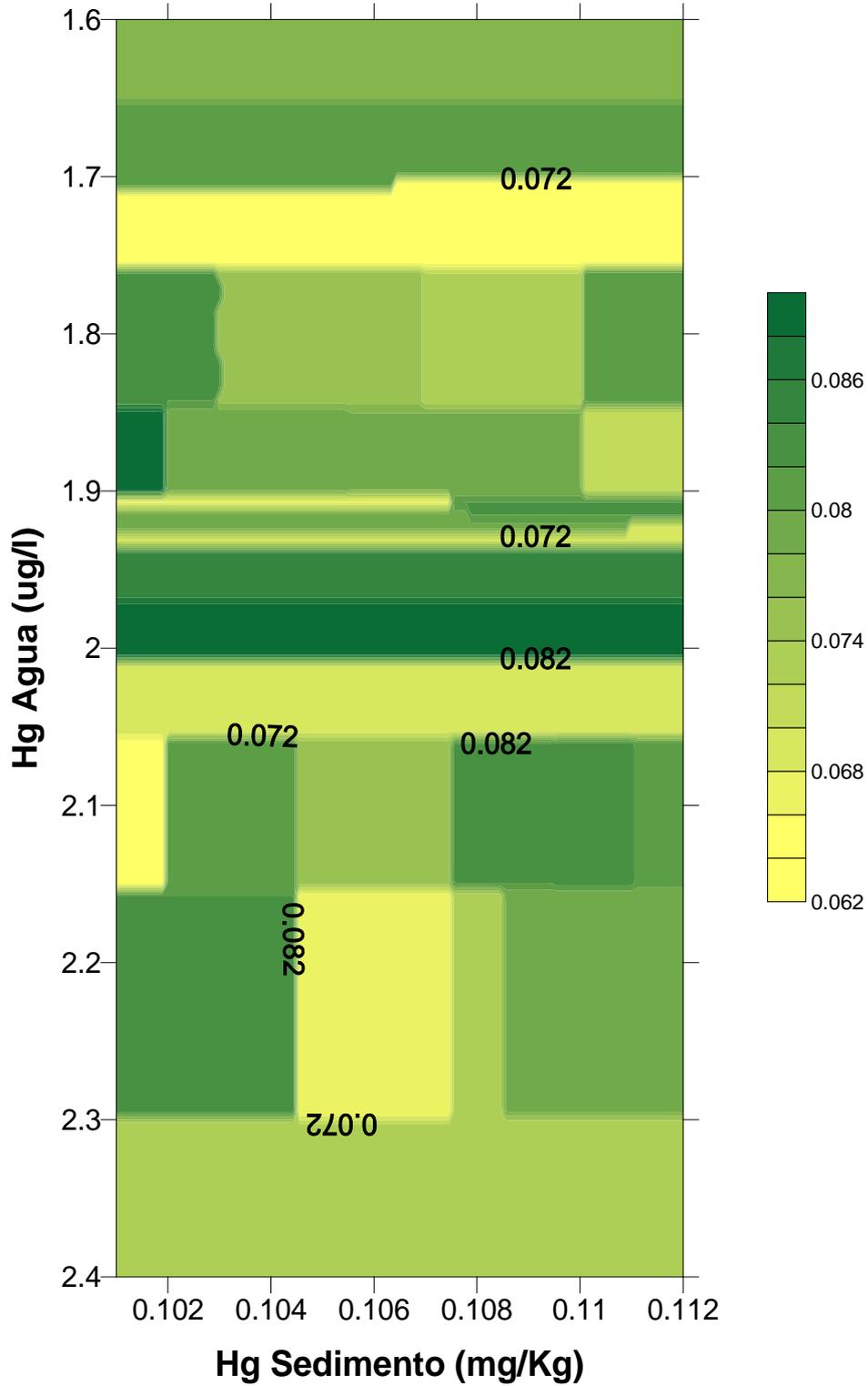


Figura N° 26. Presencia de mercurio en los componentes ambientales de Aucacocha

Diciembre

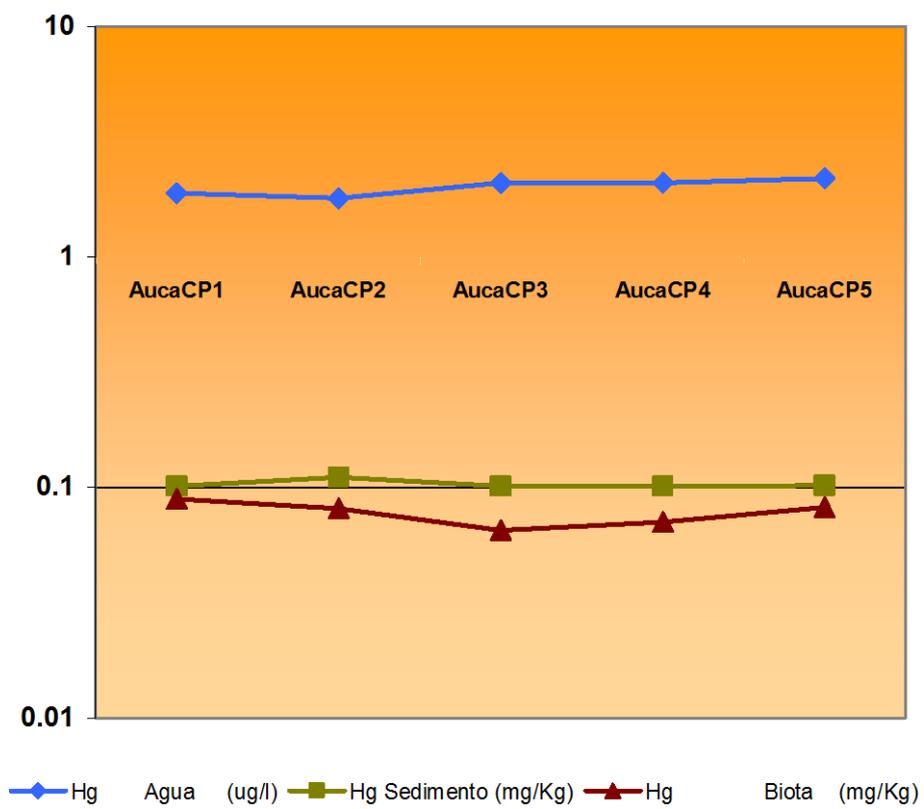


Figura N° 27. Distribución de mercurio en la columna de agua de Aucacocho
Diciembre

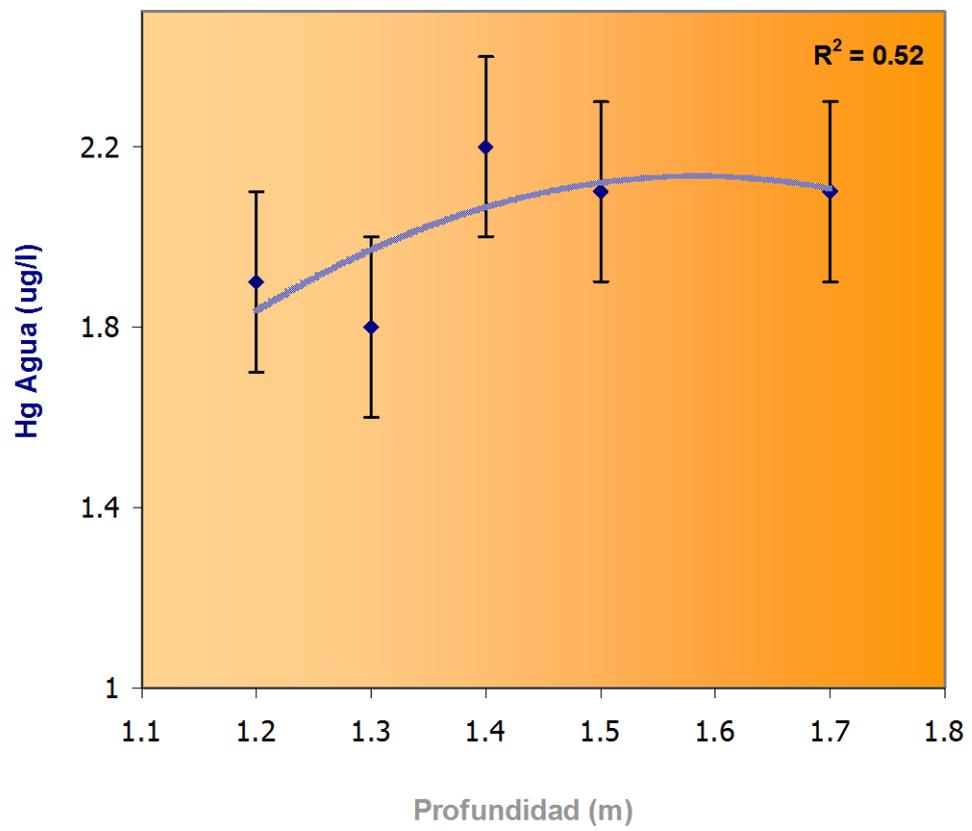


Figura N° 28. Presencia de mercurio en Sedimento asociado a la Conductividad.

Diciembre

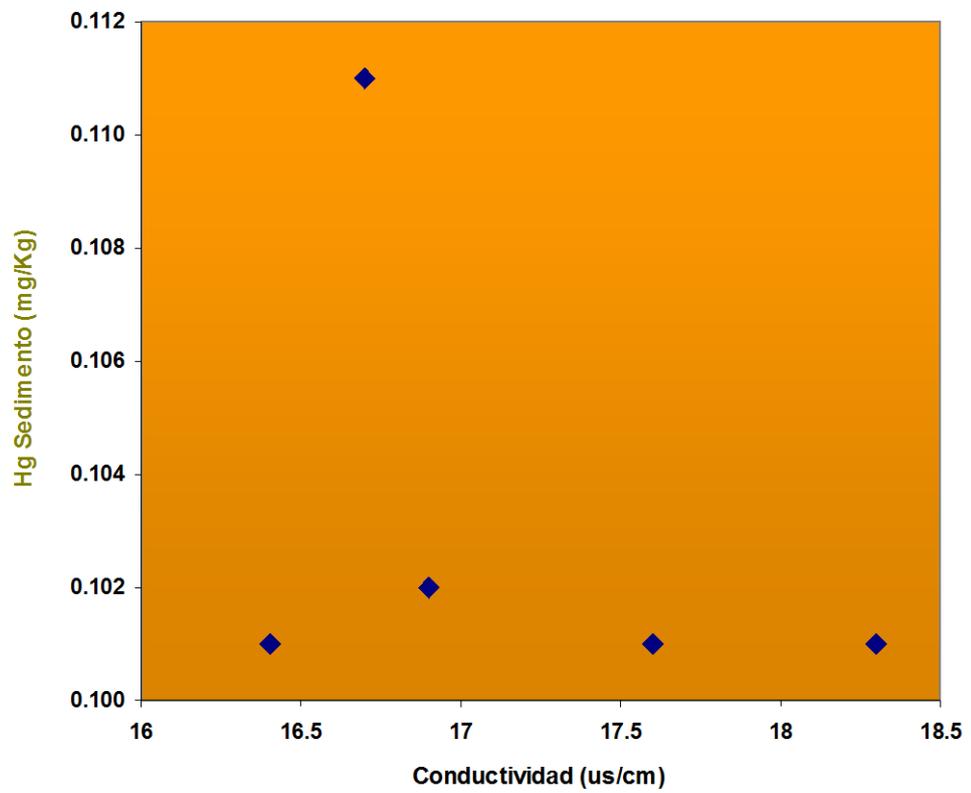


Figura N° 29. Variaciones de pH con la Profundidad
Diciembre

$R^2 = 0.8564$

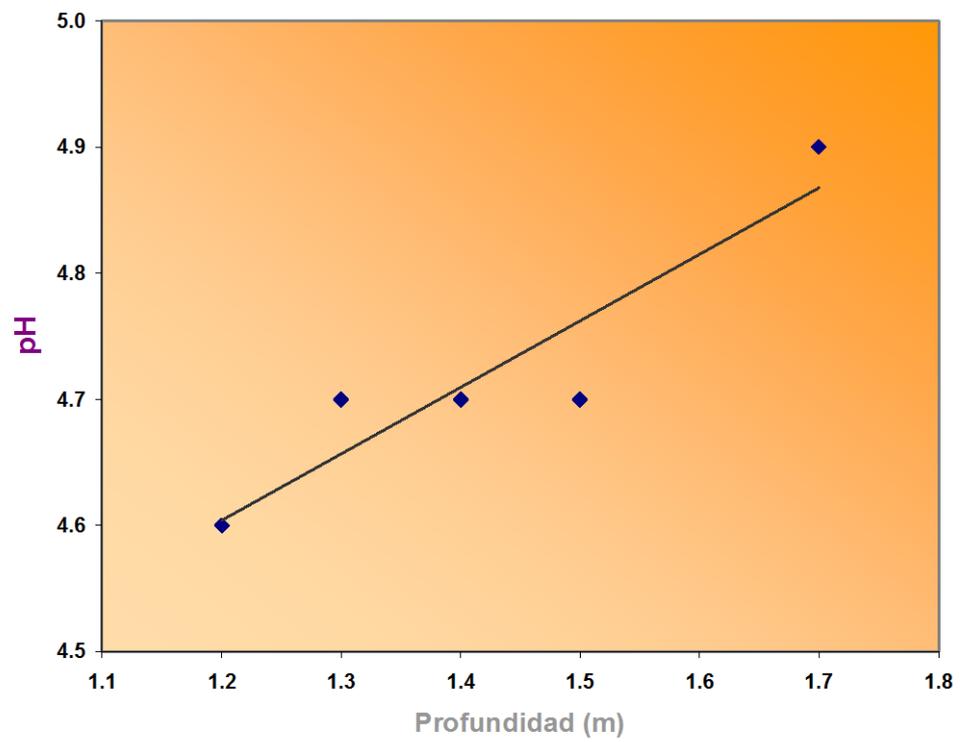


Figura N° 30. Presencia de mercurio en los componentes ambientales de Aucacocha
Enero

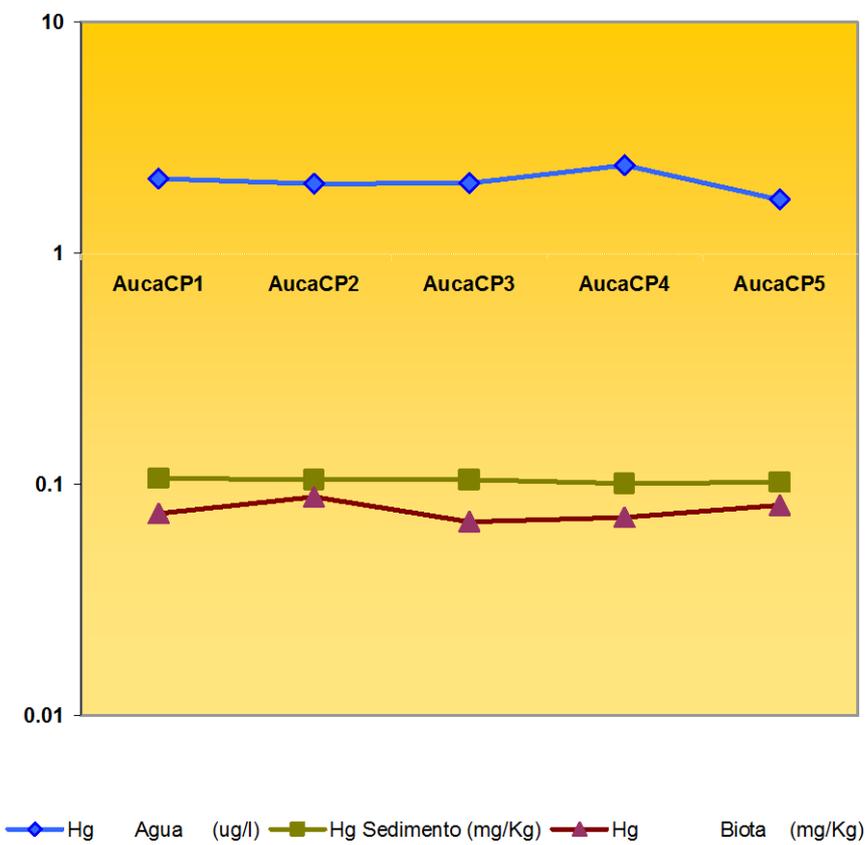


Figura N° 31. Distribución de mercurio en la columna de agua de Aucacocha

Enero

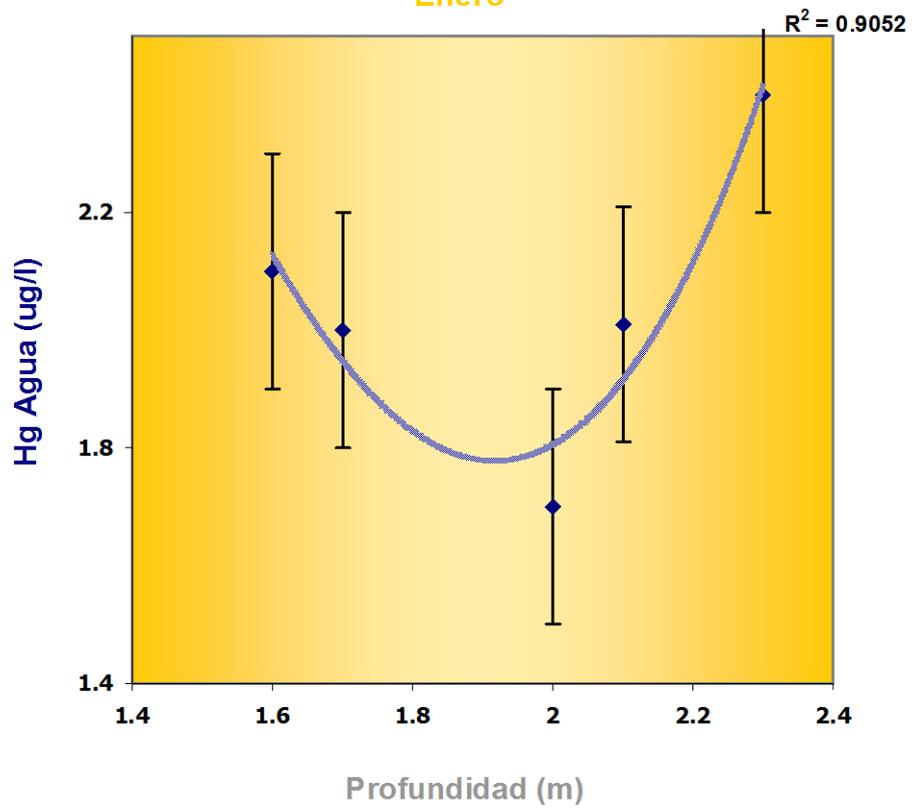


Figura N° 32. Variaciones de pH con la Profundidad
Enero

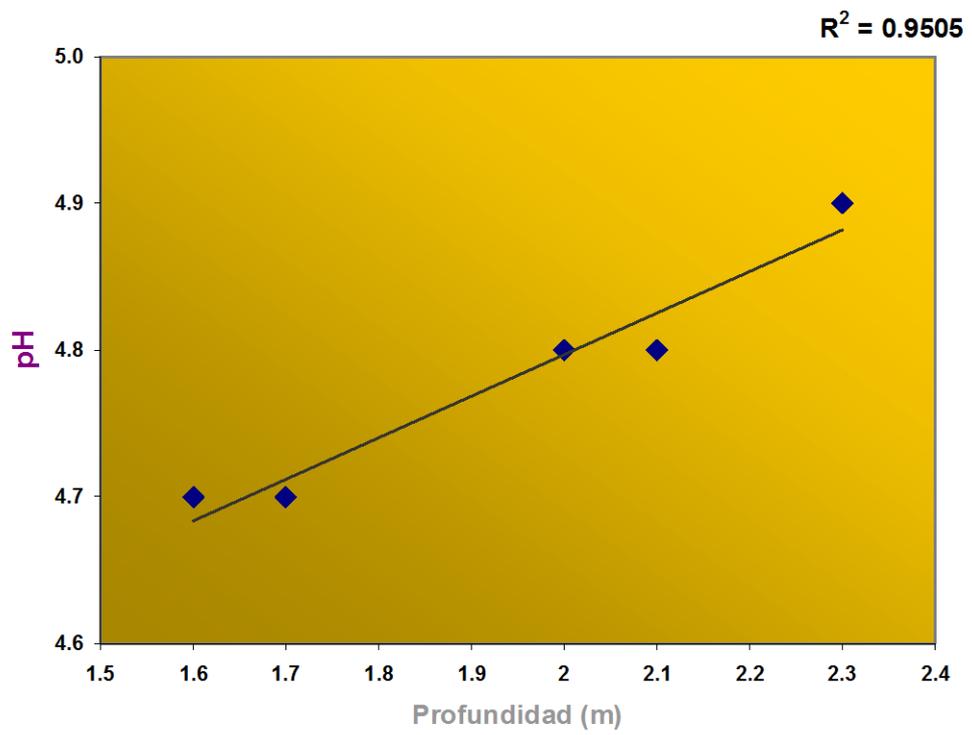


Figura N° 33. Presencia de mercurio en los componentes ambientales de Aucacocho

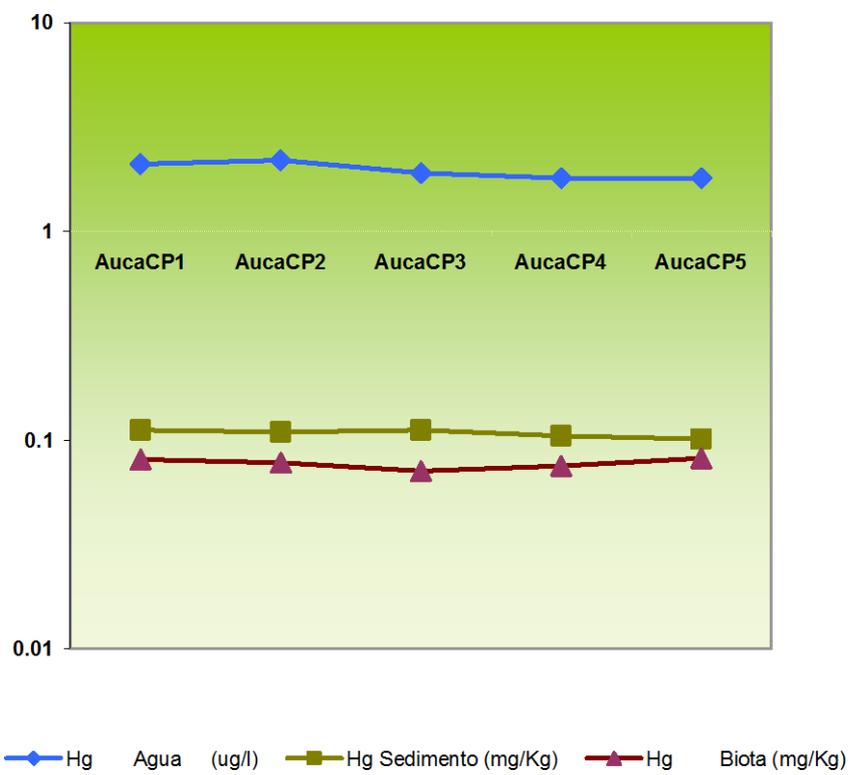


Figura N° 34. Distribución de mercurio en la columna de agua de Aucacocha
Febrero

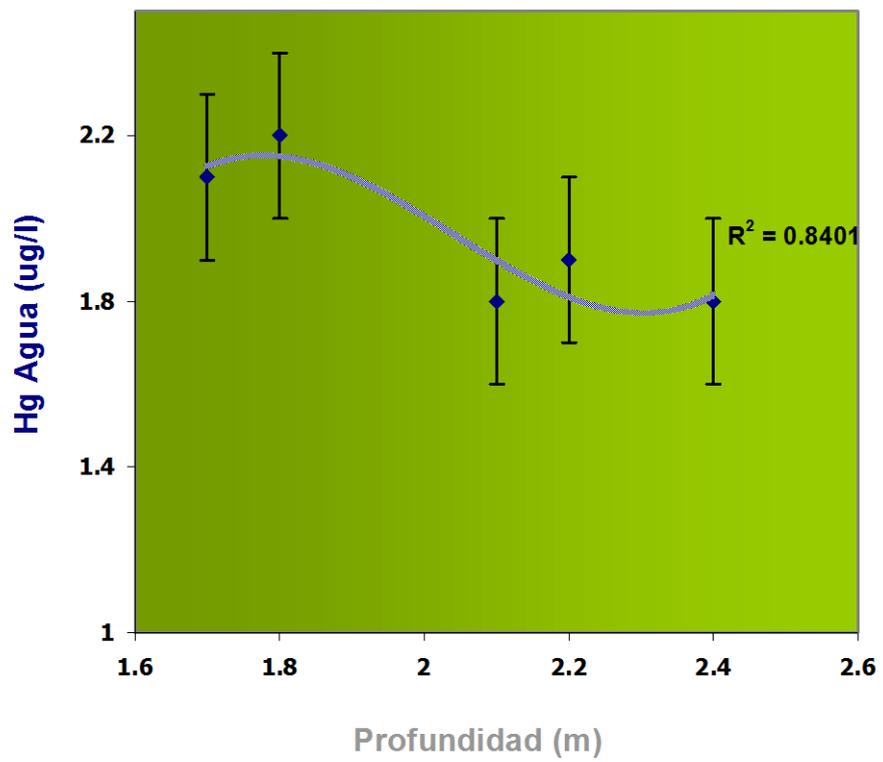


Figura N° 35. Variaciones de pH con la Profundidad
Febrero

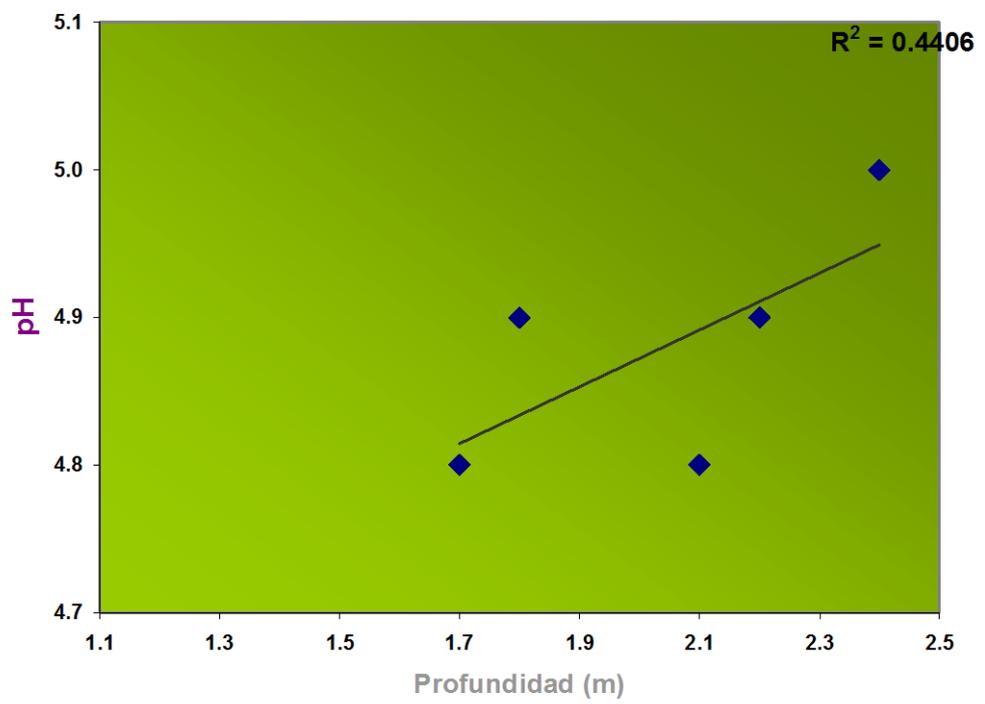


Figura N° 36. Presencia de mercurio en los componentes ambientales de Aucacocha
 Marzo

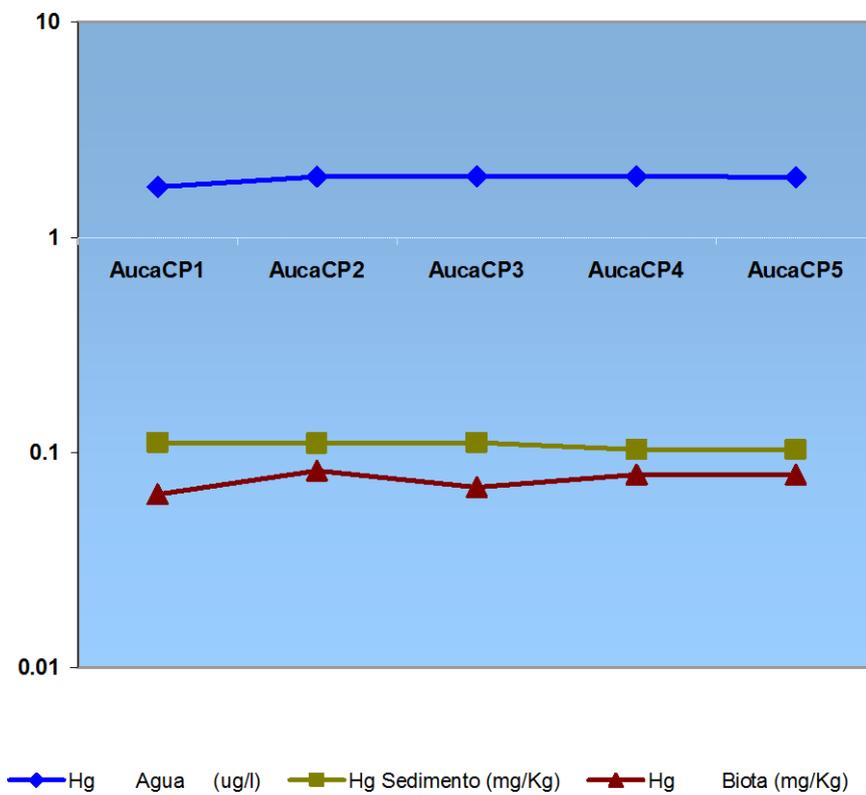


Figura N° 37. Distribución de mercurio en la columna de agua de Aucacocha
Marzo

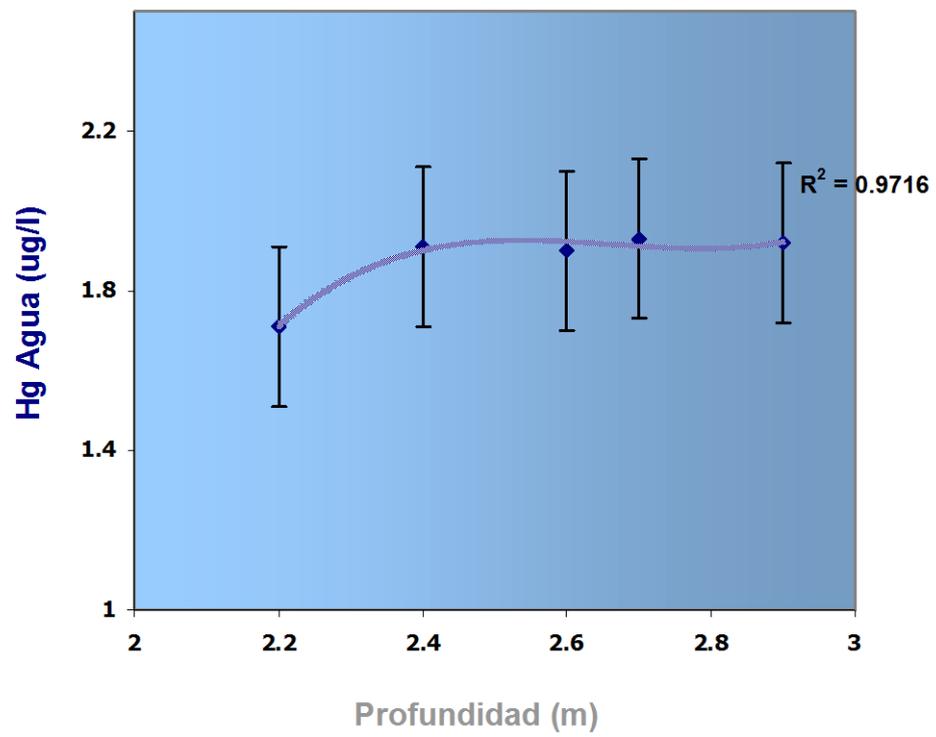


Figura N° 38. Variaciones de pH con la Profundidad
Marzo

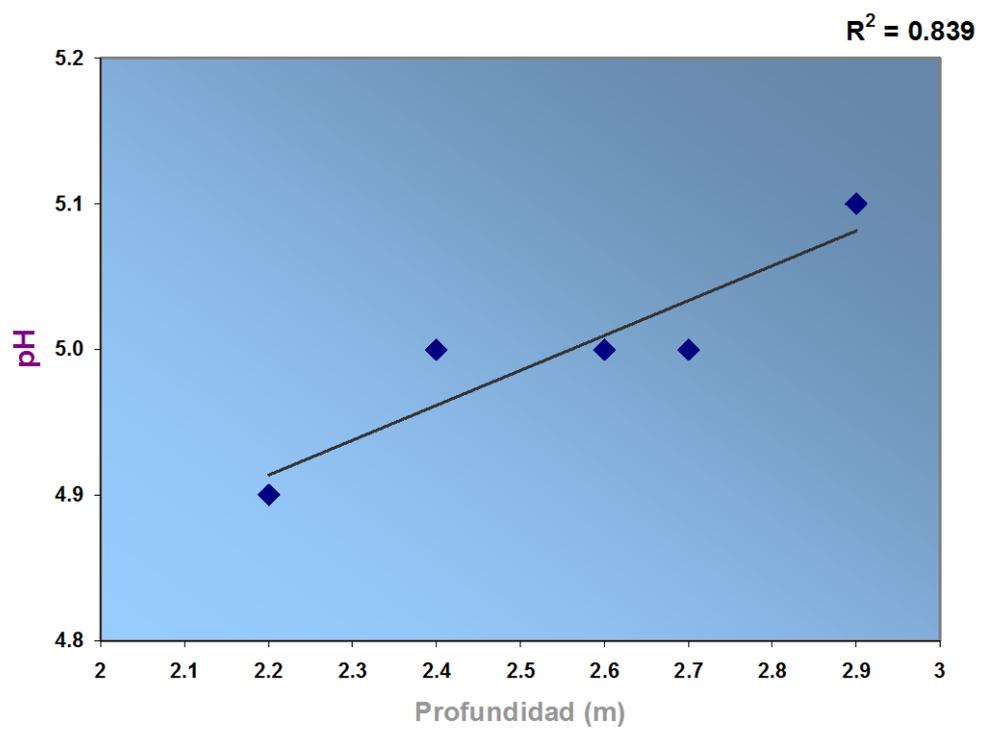


Figura N° 39. Presencia de mercurio en Iso componentes ambientales de Aucacocha
Abril

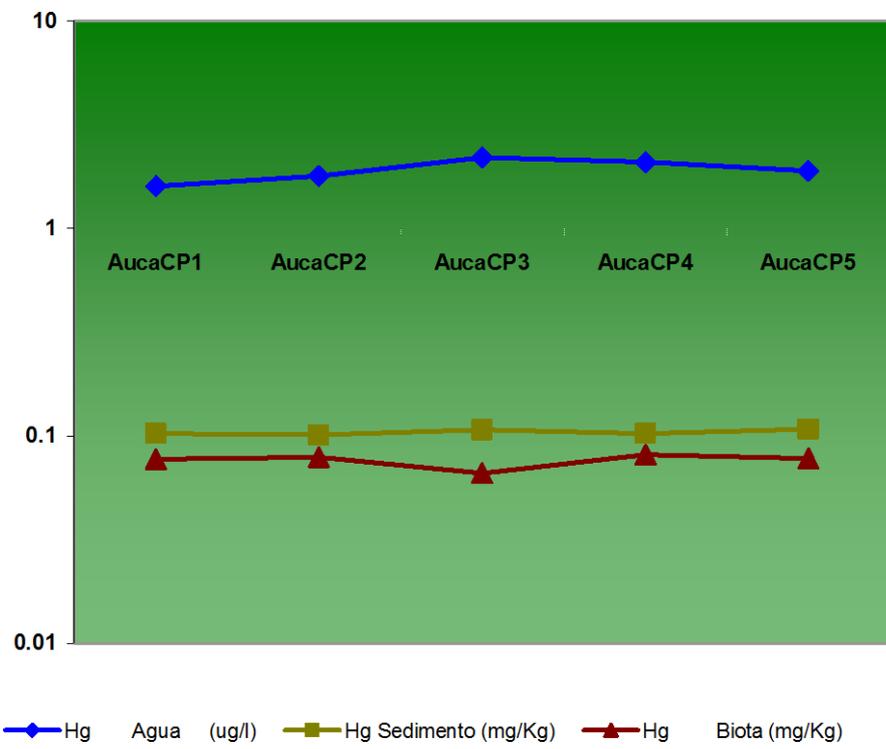


Figura N° 40. Distribución de mercurio en la columna de agua de Aucacocho
Abril

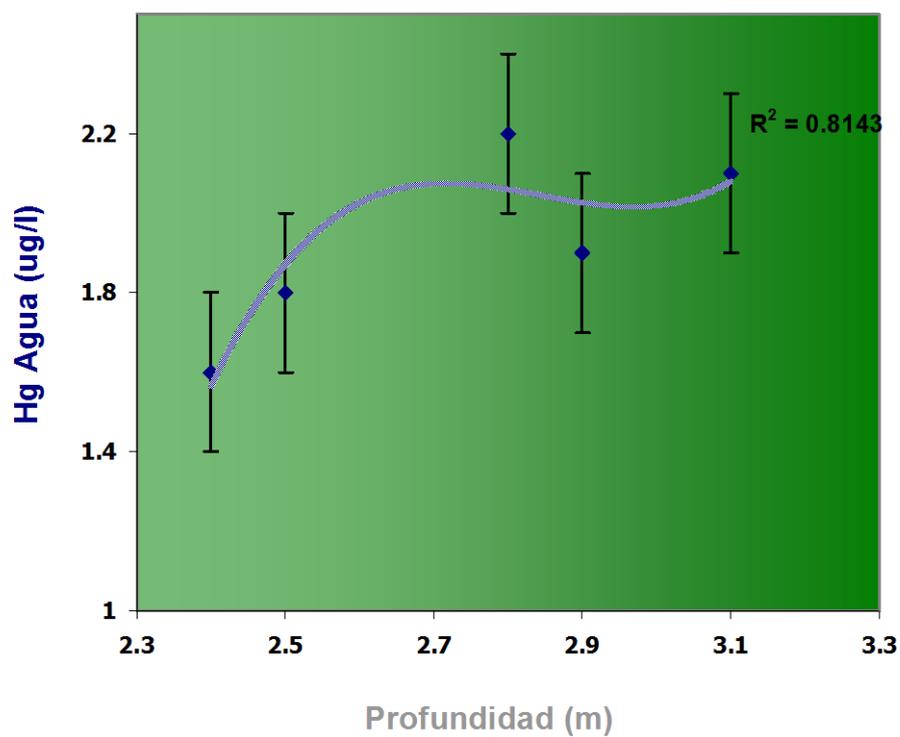


Figura N° 41. Presencia de mercurio en los componentes ambientales de Aucacocha
 Mayo

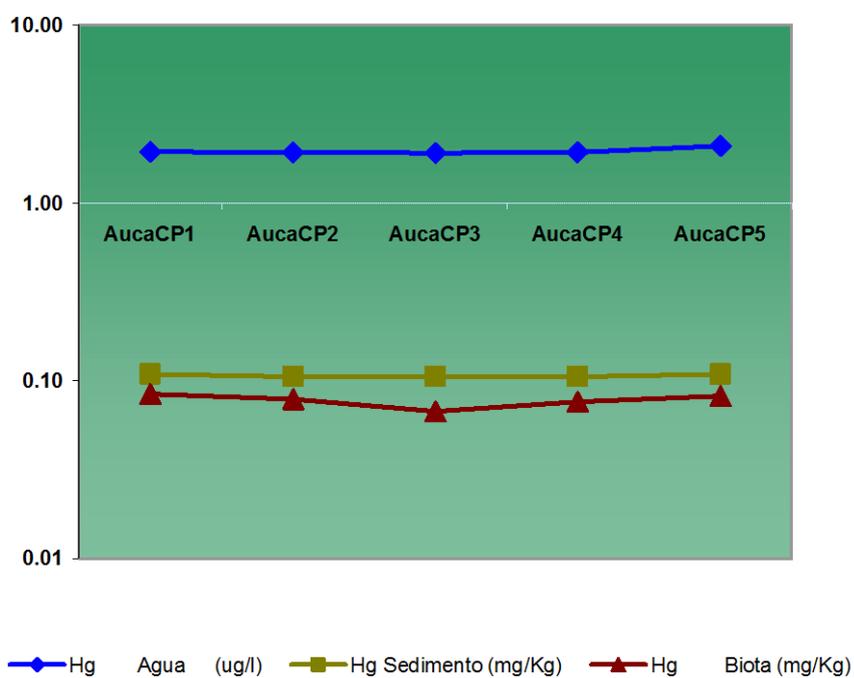


Figura N° 42. Distribución de mercurio en la columna de agua de Aucacocha
Mayo

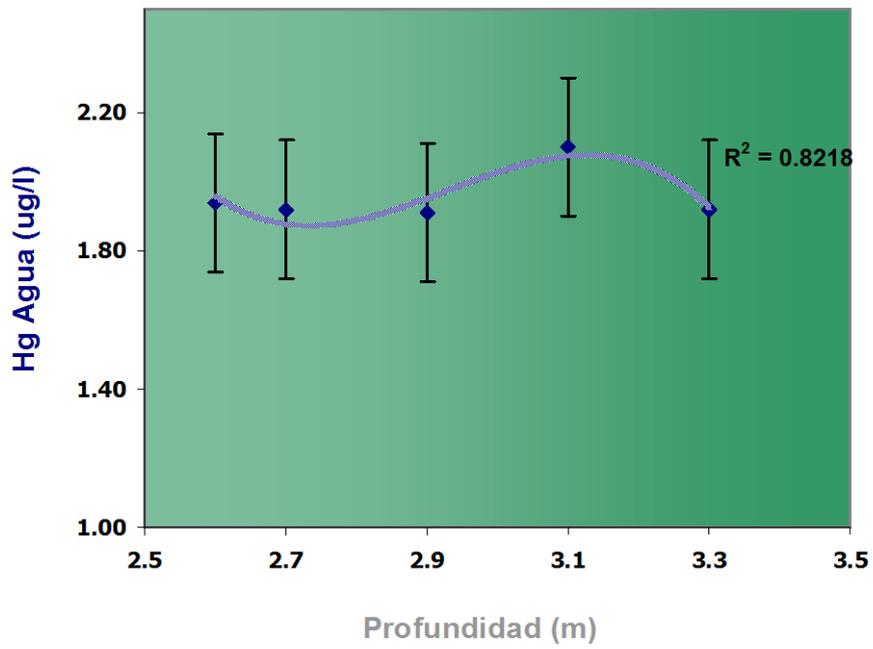


Figura N° 43. Presencia de mercurio los componentes ambientales de Aucacocha
Junio

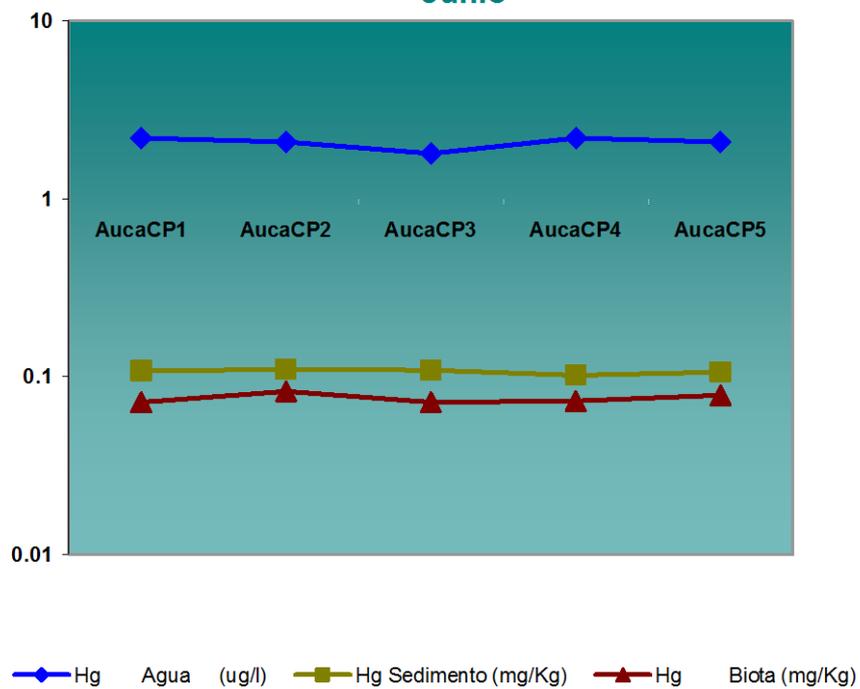


Figura N° 44. Distribución de mercurio en la columna de agua de Aucacocha
Junio

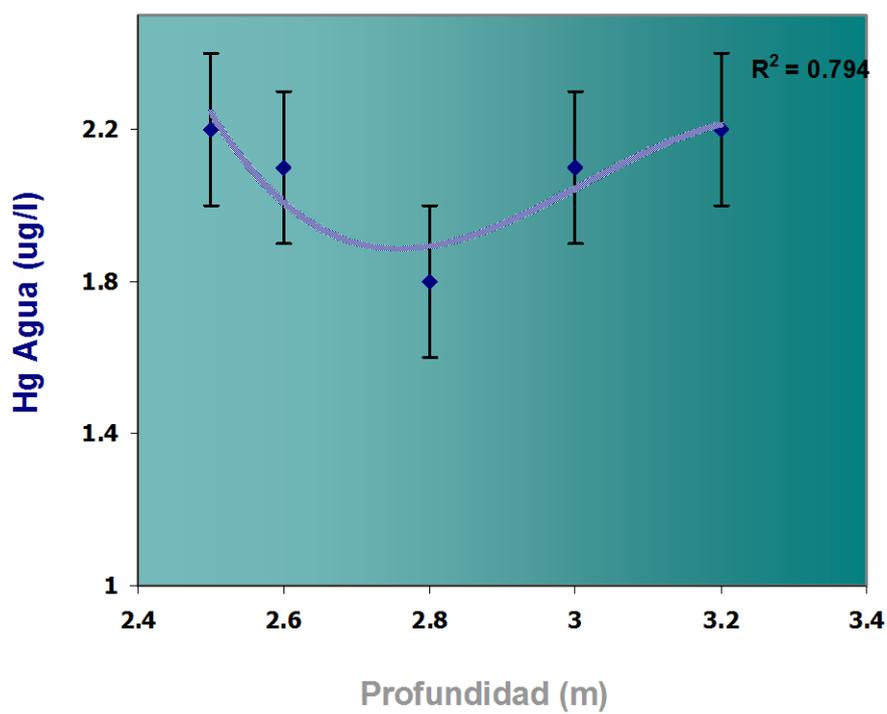
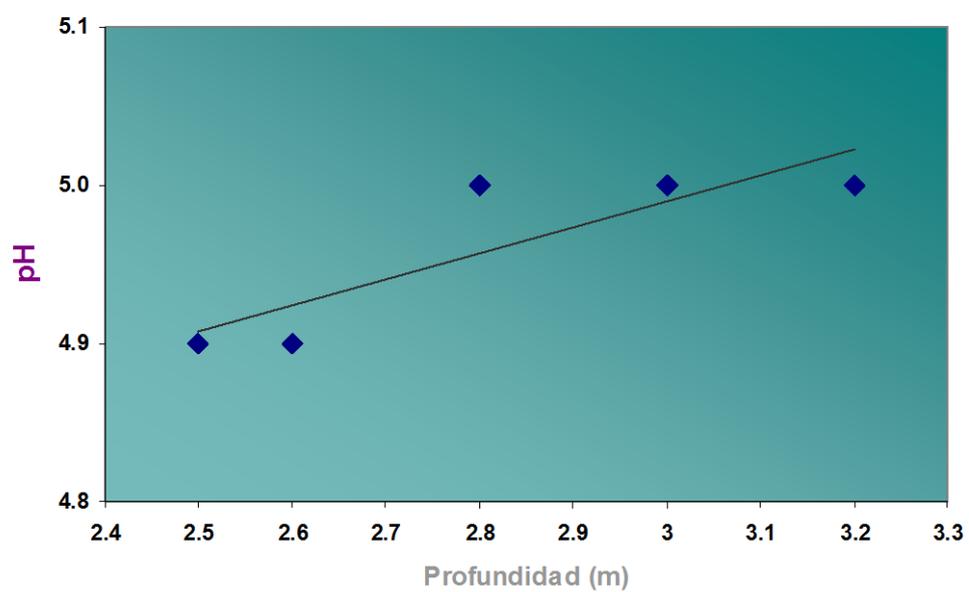


Figura N° 45. Variaciones de pH con la Profundidad

Junio

$R^2 = 0.7409$



IX. ANEXOS

ANEXO N° 1



Fuente: **Daniela Rosero**

ANEXO N° 2.

FICHA DE MUESTREO DEL LAGO

Sedimento

Muestra N° Punto N° Fecha:.....
Nombre del Lago:.....Sistema Fluvial.....
Localidad:.....Tipo de Fondo.....
Cobertura del Cielo:.....Viento: si no.....
Altitud.....Área.....
Profundidad:.....Vegetación: si..... no.....
Coordenadas Geográficas:.....N
.....E

Agua

Muestra N° Punto N° Colector.....
pH.....Temperatura °C.....
Conductividad..... Color.....
Observación.....Volumen.....

Bentos

Invertebrados.....Algas.....

Etiqueta.....

ANEXO N° 3

ETIQUETA DE MUESTRA

Muestra N° Fecha.....
Punto N° Colector:.....
Localidad:..... Laguna.....
Agua.....

ETIQUETA DE MUESTRA

Muestra N° Fecha.....
Punto N° Colector:.....
Localidad:..... Laguna.....
Sedimento.....

ETIQUETA DE MUESTRA

Muestra N° Fecha.....
Punto N° Colector:.....
Localidad:..... Laguna.....
Biota.....

ANEXO N° 4

METHOD 1631, REVISION D

Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry

1.0 Scope and Application

1.1 Method 1631, Revision D (the "Method") is for determination of mercury (Hg) in filtered and unfiltered water by oxidation, purge and trap, desorption, and cold-vapor atomic fluorescence spectrometry (CVAFS). This Method is for use in EPA's data gathering and monitoring programs associated with the Clean Water Act, the Resource Conservation and Recovery Act, the Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act, and the Safe Drinking Water Act. The Method is based on a contractor-developed procedure (Reference 16.1) and on peer-reviewed, published procedures for the determination of mercury in aqueous samples, ranging from sea water to sewage effluent (References 16.2–16.5).

1.2 This Method is accompanied by Method 1669: *Sampling Ambient Water for Determination of Trace Metals at EPA Water Quality Criteria Levels* (Sampling Method). The Sampling Method guidance document is recommended to preclude contamination during the sampling process.

1.3 This Method is for determination of Hg in the range of 0.5–100 ng/L. Application may be extended to higher levels by selection of a smaller sample size or by calibration of the analytical system across a higher range. The Method may be extended to a lower level by calibration to a lower calibration point.

1.4 The ease of contaminating ambient water samples with mercury and interfering substances cannot be overemphasized. This Method includes suggestions for improvements in facilities and analytical techniques that should minimize contamination and maximize the ability of the laboratory to make reliable trace metals determinations. Certain sections of this Method contain suggestions and other sections contain requirements to minimize contamination.

1.5 The detection limit and minimum level of quantitation in this Method usually are dependent on the level of interferences rather than instrumental limitations. The method detection limit (MDL; 40 CFR 136, Appendix B) for Hg has been determined to be 0.2 ng/L when no interferences are present. The minimum level of quantitation (ML) has been established as 0.5 ng/L. An MDL as low as 0.05 ng/L can be achieved for low Hg samples by using a larger sample volume, a low BrCl level (0.2%), and extra caution in sample handling.

1.6 Clean and ultraclean—The terms "clean" and "ultraclean" have been applied to the techniques needed to reduce or eliminate contamination in trace metals determinations. These terms are not used in this Method because they lack an exact definition. However, the information provided in this Method is consistent with the summary guidance on clean and ultraclean techniques (References 16.6-16.7).

1.7 This Method follows the EPA Environmental Methods Management Council's "Guidelines and Format for Methods to Be Proposed at 40 CFR, part 136 or part 141."

1.8 This Method is "performance based." The laboratory is permitted to modify the Method to overcome interferences or lower the cost of measurements if all performance criteria are met. Section 9.1.2.1 gives the requirements for establishing method equivalency.

1.9 Any modification of this Method, beyond those expressly permitted, shall be considered a major modification subject to application and approval of alternate test procedures under 40 CFR 136.4 and 136.5.

1.10 This Method should be used only by analysts experienced in the use of CVAFS techniques and who are trained thoroughly in the sample handling and instrumental techniques described in this Method. Each laboratory that uses this Method must demonstrate the ability to generate acceptable results using the procedures in Section 9.2.

1.11 This Method is accompanied by a data verification and validation guidance document, *Guidance on the Documentation and Evaluation of Trace Metals Data Collected for CWA Compliance Monitoring* (Reference 16.8), that can be used for verification and validation of the data obtained.

1.12 This Method uses either a bubbler or flow-injection system for determination of mercury in water. Separate calibration, analysis, and calculation procedures are provided for a bubbler system (Sections 10.2, 11.2.1, and 12.2) and for a flow-injection system (Sections 10.3, 11.2.2, and 12.3).

1.13 A National Pollutant Discharge Elimination System permittee or an industrial user of a publicly-owned treatment works may elect not to implement certain clean techniques and quality control provisions of this Method in its discretion and at its peril, unless specifically provided otherwise by the relevant permitting agency or pretreatment control authority, as the case may be. The clean techniques and quality control provisions to which this election applies are designated by italicized text in brackets [*italicized text*] in this Method.

2.0 Summary of Method

2.1 A 100- to 2000-mL sample is collected directly into a cleaned, pretested, fluoropolymer or glass bottle using sample handling techniques designed for collection of mercury at trace levels.

2.2 For dissolved Hg, the sample is filtered through a 0.45- μ m capsule filter prior to preservation.

2.3 The sample is preserved by adding either pretested 12N hydrochloric acid (HCl) or bromine monochloride (BrCl) solution. If a sample will also be used for the determination of methylmercury, it [*must*] be preserved with HCl solution only.

2.4 Prior to analysis, all Hg in a 100-mL sample aliquot is oxidized to Hg(II) with BrCl.

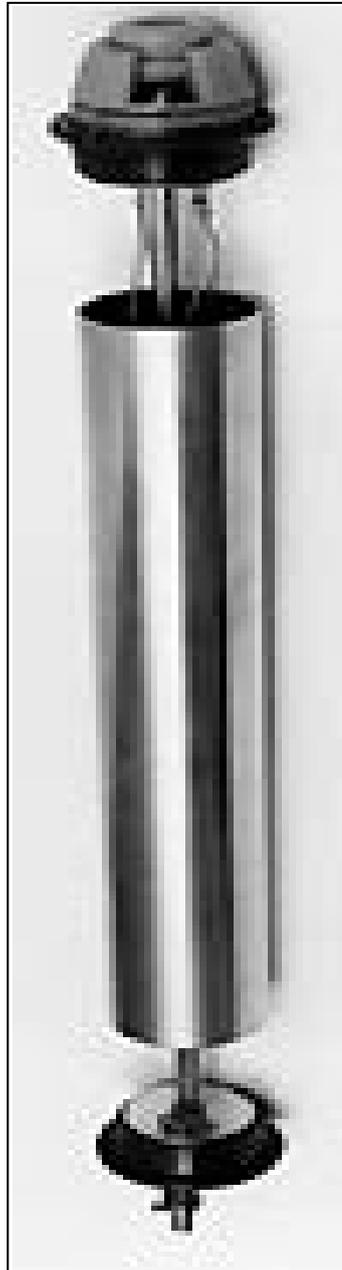
2.5 After oxidation, the sample is sequentially prereduced with $\text{NH}_2\text{OH} \cdot \text{HCl}$ to destroy the free halogens, then reduced with stannous chloride (SnCl_2) to convert Hg(II) to volatile Hg(0).

2.6 The Hg(0) is separated from solution either by purging with nitrogen, helium, or argon or by vapor/liquid separation. The Hg(0) is collected onto a gold trap (Figures 1, 2, and 3).

2.7 The trapped Hg is thermally desorbed from the gold trap into an inert gas stream that carries the released Hg(0) into the cell of a cold-vapor atomic fluorescence spectrometer (CVAFS) for detection (Figures 2 and 3).

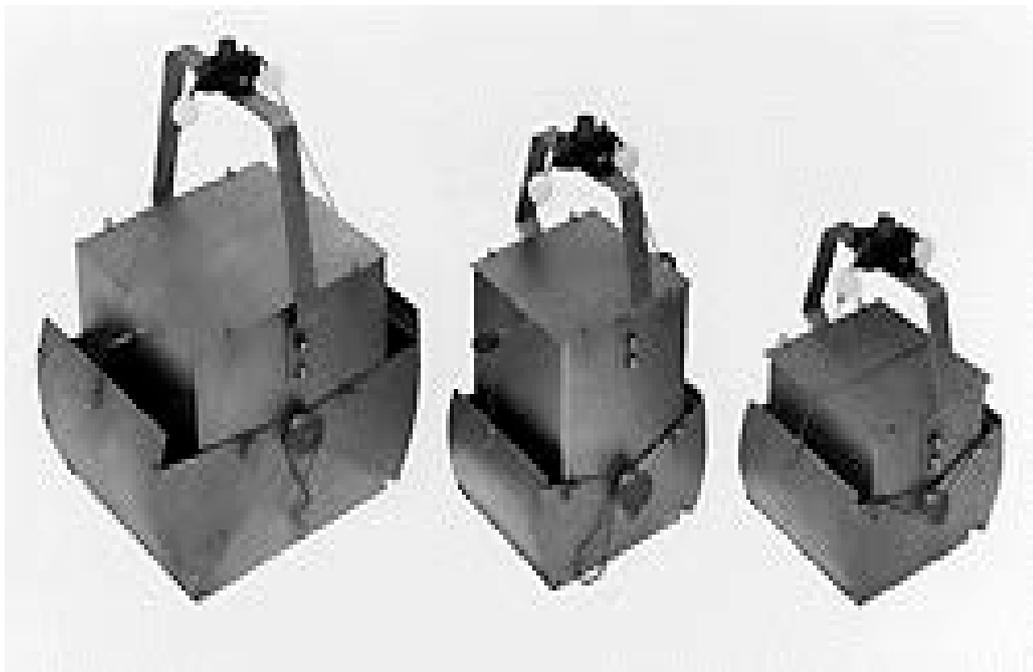
2.8 Quality is assured through calibration and testing of the oxidation, purging, and detection systems.

ANEXO N° 5



ANEXO N° 6

ANEXO N° 7



ANEXO N° 8

ANEXO N° 9.

**I_B = cantidad de contaminante (organismo) / cantidad contaminante
(suelo o agua)**

índice de Bioacumulación	1.0	Intensa	Grado de Acumulación
	0.1	Media	
	0.01	Ligera	
	0.001	Carencia	