

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSGRADO

**MAESTRÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS
FORESTALES**



**“EL MERCURIO EN LA CUENCA DEL TAMBOPATA.
REPERCUSIONES EN LA SALUD HUMANA Y DEL ECOSISTEMA”**

Presentado por:

LUIS MIGUEL APARICIO ALCÁZAR

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAGISTER SCIENTIAE EN
CONSERVACIÓN DE RECURSOS FORESTALES**

**Lima - Perú
2015**

T01,
No3
T

INDICE GENERAL

I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1 EL MERCURIO Y SU PRESENCIA EN EL AMBIENTE	3
2.2 EL MERCURIO Y LA MINERÍA AURÍFERA	6
2.3 EL ORÍGEN DEL MERCURIO EN LA AMAZONÍA	8
2.4 IMPLICANCIAS DE LA PRESENCIA DE MERCURIO EN EL ECOSISTEMA	10
2.4.1 IMPLICANCIAS PARA LA SALUD HUMANA	10
2.4.2 PRESENCIA DE MERCURIO EN PECES AMAZÓNICOS	14
2.4.3 ESTUDIOS SOBRE CONTAMINACIÓN POR MERCURIO EN POBLACIONES HUMANAS DE LA AMAZONÍA	15
2.4.4 IMPLICANCIAS DE LA PRESENCIA DE MERCURIO EN EL ECOSISTEMA PARA LA CONSERVACIÓN DE LA FAUNA SILVESTRE	17
III. MATERIALES Y METODOS	19
3.1 SELECCIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO	19
3.2 COLECCIÓN DE MUESTRAS	20
3.3 ANÁLISIS DE LABORATORIO	21
3.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	22
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
4.1 RESULTADOS	23
4.1.1 PRESENCIA DE MERCURIO TOTAL EN TEJIDO MUSCULAR DE PECES	23
4.1.2 PRESENCIA DE MERCURIO TOTAL EN CABELLO HUMANO	28
4.2 DISCUSIÓN	30
V. CONCLUSIONES	37

43964

VI. RECOMENDACIONES	39
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
VIII. ANEXOS	51

INDICE DE TABLAS

Cuadro 1.	Concentración de mercurio en tejido de peces (ppm) reportada por múltiples investigadores en la Amazonia (Brasil y Bolivia).	14
Cuadro 2.	Concentración de Mercurio Total (ppm) en tejido de peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según la sección de la cuenca donde fueron capturados.	52
Cuadro 3.	Concentración de Mercurio Total (ppm) en tejido de peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según su hábito alimenticio	52
Cuadro 4.	Concentración de Mercurio Total (ppm) en tejido de peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según a su palatabilidad.	53
Cuadro 5.	Concentración de mercurio total (ppm) en cabello humano de pobladores de la cuenca del río Tambopata, clasificados según su vinculación a la actividad minera.	53
Cuadro 6.	Concentración de mercurio total (ppm) en cabello humano de mineros de la cuenca del río Tambopata, clasificados según la sección de la cuenca donde desarrollan sus actividades.	54

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Concentración de mercurio en tejido de peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según la sección de la cuenca donde fueron capturados.	24
Figura 2.	Concentración de mercurio en tejido de peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según la sección de la cuenca donde fueron capturados.	25
Figura 3.	Concentración de mercurio total en peces de la cuenca del río Tambopata clasificados según su palatabilidad.	26
Figura 4	Concentración mediana de mercurio total en peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según su palatabilidad y hábito alimenticio.	27
Figura 5.	Concentración de mercurio total en cabello humano de pobladores de la cuenca del río Tambopata, según su vinculación con la minería.	29
Figura 6.	Concentración de mercurio total en cabello humano de mineros de la cuenca del río Tambopata, clasificados según la sección de la cuenca donde desarrollan sus actividades.	30
Figura 7.	Mapa de ubicación de los puntos de muestreo.	51
Figura 8.	Imagen de un centro poblado típico de la cuenca alta del río Tambopata.	57
Figura 9.	Imagen de una vivienda típica de la cuenca baja del río Tambopata.	58
Figura 10.	Imagen de una operación de extracción de oro a tajo abierto en la cuenca alta del río Tambopata.	60
Figura 11.	Imagen de una operación de extracción de oro en socavón en la cuenca alta del río Tambopata.	60
Figura 12.	Imagen de una operación de extracción artesanal de oro en la cuenca alta del Tambopata.	61

- Figura 13. Imagen de una operación de extracción de oro con “dragas” o “chupaderas” en la cuenca baja del río Tambopata (subcuenca del Malinowsky). 62
- Figura 14. Imagen de una operación de extracción de oro con “shooter” o “bombeo de agua” en la cuenca baja del río Tambopata (subcuenca del Malinowsky). 62
- Figura 15. Imagen de una operación de extracción artesanal de oro en la cuenca baja del río Tambopata (subcuenca del Malinowsky). 63
- Figura 16. Imagen de un molino manual o “Quimbalete” empleado en la cuenca alta del río Tambopata. 64
- Figura 17. Imagen de un molino motorizado empleado en la cuenca alta del río Tambopata. 65

INDICE DE ANEXOS

ANEXO 1 . MAPA DE UBICACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO	51
ANEXO 2. DATOS ESTADÍSTICOS	52
ANEXO 3. DESCRIPCION DEL ÁREA DE ESTUDIO	55

RESUMEN

El objetivo de esta investigación fue determinar la presencia de mercurio-total en la cuenca del río Tambopata. Se colectó un total de 163 muestras de tejido de peces y cabello de seres humanos durante los años 2003, 2004 y 2005. Las mismas fueron analizadas empleando la técnica de Espectrofotometría de Absorción Atómica por Arrastre de Vapor Frío de Mercurio. Los resultados indican presencia de mercurio total en las partes alta y baja de la cuenca; se detectaron valores cercanos o que superan los límites recomendados por la OMS tanto para tejido de peces de consumo humano como en el cabello de los humanos analizados. El mercurio encontrado en peces de consumo humano, con concentraciones cercanas a los niveles recomendados por la OMS, sugiere la necesidad de informar a la población sobre el riesgo enfrentado, así como de límites recomendables para el consumo de las especies en cuestión. Los resultados para cabello humano delatan presencia de mercurio en concentraciones superiores a los límites de seguridad comúnmente aceptados, significando un grave riesgo de neurotoxicidad para los sujetos y su descendencia. Las muestras de cabello correspondieron a personas dedicadas a la actividad minera, comerciantes de oro/azogue y personas no relacionadas con la actividad minera; encontrándose resultados positivos en los tres grupos.

Palabras Clave: Mercurio, Tamboopata, Tejido de Peces, Cabello Humano

ABSTRACT

The objective of this research was to determine the presence of total-mercury in the Tambopata river basin. A total of 163 samples were collected (fish muscle tissue, human hair and plants tissue), during years 2003, 2004 and 2005. The samples were analyzed using cold mercury vapor atomic absorption spectrophotometry. The analyses show presence of mercury in the higher and lower part of the basin, with results ranging close or higher than the WHO suggested safety limits both for fish tissue and human hair mercury concentrations. The mercury contents found in fish suggest the necessity of an information campaign to prevent consumers about the risks involved in the fish intake and to advise regarding safety consumption limits for certain high-risk species. The results found in human hair show concentrations well exceeding the commonly agreed safety limits, meaning an important safety risk for the study group and their descendants. Hair samples were taken from miners, gold and mercury traders and common people not related to the mining activities, finding positive results for mercury presence in the three groups.

Keywords: Mercury, Tambopata, Fish tissue, Human hair.

I. INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas numerosos científicos han estudiado, en diversas partes del planeta, el proceso por el cual el mercurio liberado en la atmósfera, se bioacumula y biomagnifica a lo largo de la cadena trófica, llegando a afectar negativamente la salud de los seres humanos así como la del ecosistema en general. Las consecuencias para el ser humano son tan alarmantes que ha sido necesario que la OMS establezca límites seguros para la ingesta de mercurio en sus diversas formas; llegándose a identificar a poblaciones en alto riesgo debido a su alta sensibilidad y exposición, especialmente laboral y alimenticia.

Esta investigación se realizó con el objetivo general de determinar la presencia de mercurio en la cuenca del río Tambopata; y el objetivo específico de cuantificar la concentración de mercurio que pudiera estar presente en el tejido muscular de peces y cabello humano, para poder inferir los riesgos para la salud humana y del ecosistema que éstos pueden significar.

La metodología aplicada consistió en la colección de muestras de tejido muscular de peces y cabello humano en diferentes secciones de la cuenca del Tambopata durante los años 2003, 2004 y 2005, las cuales fueron procesadas y analizadas de acuerdo a protocolos internacionales comúnmente empleados en estudios similares.

La minería aurífera utilizando mercurio es una actividad que se realiza desde hace siglos en la selva sur del Perú, siendo la cuenca del río Tambopata uno de los lugares donde ésta se iniciara de manera más temprana. Por tal razón la presencia de actividad minera fue un elemento a considerar tanto en el diseño del muestreo, que tuvo como alcance las partes alta y baja de la cuenca, como en la interpretación de los resultados encontrados.

Este estudio está justificado por la falta de información sobre la presencia del mercurio en la cuenca del río Tambopata y sus consecuencias para la salud del ser humano y del ambiente, que permita una toma acertada de decisiones en salvaguarda de los intereses de la población de la cuenca y del patrimonio natural de la Nación.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 EL MERCURIO Y SU PRESENCIA EN EL AMBIENTE

El mercurio (Hg), en su forma pura o elemental, es un metal pesado, brillante y líquido, que a temperatura ambiente se evapora formando vapores de mercurio, que son incoloros e inodoros cuya formación se incrementa conforme la temperatura aumenta (PNUMA, 2002; CONAMA, 2009). Este mercurio atmosférico puede depositarse y viajar grandes distancias en los cuerpos de agua al combinarse con las partículas del sedimento o bien puede permanecer en forma de vapor suspendido por años en la atmósfera e incluso viajar trans-continentalmente (USDHHS, 1999; Lutter y Irwin, 2002; PNUMA, 2002), pudiéndosele encontrar en lugares como el ártico, que registran mínimas emisiones de mercurio, debido a procesos de transporte y deposición atmosféricas (PNUMA, 2002, 2013a).

El mercurio existe naturalmente en la corteza terrestre y es liberado al ambiente tanto por causas naturales (volcanismo, evaporación oceánica, erosión y meteorización de rocas), como por actividades humanas, principalmente la industria (las plantas de producción de pulpa y papel, de insumos agrícolas y otros procesos), la minería (efluentes mineros y deposición del mercurio atmosférico liberado durante la quema de amalgamas oro-mercurio), los incendios forestales, la quema de combustibles fósiles y la disposición de residuos (Eisler 1987; Veiga, 1990; Forsberg, 1992; Lacerda, 1990; Lutter y Irwin 2002; PUNMA, 2103; PNUMA/WHO, 2008; WHO, 2013a).

Los compuestos inorgánicos de mercurio, también llamados sales de mercurio surgen de la combinación de éste con elementos como cloro, azufre y oxígeno. Al combinarse con el carbono los compuestos son llamados compuestos orgánicos de mercurio, siendo el más común de ellos el metil-mercurio (CH_3Hg^+), comúnmente simbolizado como MeHg. La mayoría de autores concuerda en que ésta es la fase en la cual el mercurio se encuentra más disponible para ser absorbido por los seres vivos, al contar con un radical orgánico que le

permite reaccionar con los tejidos; por ello, representa la casi totalidad del mercurio presente en el tejido de peces (Kehrig, 2008; PNUMA 20013a).

Varios autores (NAS, 1978; Compeau y Bartha, 1984; Berman y Bartha, 1986; Callister y Winfrey, 1986; Jackson, 1986, citados por Eisler, 1987; PNUMA 2002, 2013) coinciden en que en el ambiente acuático, condiciones de acidez, anoxia y presencia de alta cantidad de materia orgánica favorecen el proceso de metilación del mercurio. Estudios realizados en la Amazonía de Bolivia y Brasil detallan cómo se produce la metilación en los sedimentos de los cuerpos de agua y de qué manera ésta se ve multiplicada en presencia de macrófitas flotantes y en condiciones de alta presencia de materia orgánica. Se ha determinado que las lagunas con concentración de herbáceas flotantes son esenciales para el ciclo del metilmercurio en el ecosistema acuático tropical (Guimaraes *et al.*, 2000; Lutter y Irwin, 2002; Achá *et al.*, 2005).

El metil-mercurio ingresa a la cadena trófica a través de la microbiota acuática, bioacumulándose y biomagnificándose hasta alcanzar las mayores concentraciones en los niveles más altos de la cadena (USDHHS, 1999; PNUMA, 2002, 2013; PNUMA/WHO, 2008). Así, la Organización mundial de la salud (WHO, 2008) menciona que los peces longevos y carnívoros tienden a presentar las mayores concentraciones de metilmercurio en sus tejidos, haciéndolo fácilmente disponible para los humanos.

Eisler (1987) hace referencia a que mamíferos que se alimentan de peces pueden llegar a presentar concentraciones de mercurio en sus tejidos que son hasta diez veces mayores a las encontradas en los tejidos de sus presas. El mismo autor manifiesta que existe consenso en cuanto a que las aves que se alimentan de peces así como de otras aves muestran altas concentraciones de mercurio en sus tejidos. Asimismo, hace referencia a publicaciones de Itano (1984) en las cuales se muestra cómo las concentraciones de mercurio en delfines listados (*Stenella coeruleoalba*) se incrementan conforme aumenta la edad de los individuos. De manera análoga, Evers *et al.* (2008) describen cómo las concentraciones de mercurio total presentes en especímenes de pato colimbo (*Gavia immer*), en Norteamérica, aumentan con la edad de los individuos, registrándose

incrementos de 8.4% anualmente, relacionados con la ingesta continua de peces cuyos tejidos contienen mercurio.

Conclusiones similares sobre la biomagnificación se pueden deducir en base a los resultados de estudios realizados en la Amazonía, donde se han reportado concentraciones de mercurio en tejido de peces que fluctúan entre valores cercanos a 0.00 y 2.7ppm, con valores mayores para las especies carnívoras (Pfeifer y Lacerda, 1988; Martinelli et al., 1988; Lacerda, 1990; Malm et al., 1990, 1995; Tarras-Wahlberg et al., 2000; Maurice-Bourgoin et al., 2000; Sing et al., 2003; Kehrig et al., 2008); mientras que existen hallazgos de concentraciones de mercurio en pelo de nutria gigante de río (*Pteronura brasiliensis*) fluctuando entre 2.94 y 3.68 ppm (Dias Fonseca et al., 2005).

Existe consenso general sobre las implicancias de la contaminación por mercurio y su dispersión global, que se viene incrementando desde el inicio de la era industrial (Eisler, 1987; PNUMA, 2002, 2013a; Evers, 2008). Por ello PNUMA (PNUMA, 2002, 2013a) considera al Mercurio como una amenaza para la salud humana y del medio ambiente; reconociendo que a pesar de haber avances en el entendimiento del ciclo biogeoquímico del mercurio, existen todavía grandes vacíos de información sobre el mismo y advierte del posible riesgo de que el cambio climático global acreciente las tasas de metilación del mercurio y su consiguiente incorporación a la cadena trófica.

Con el objetivo de proteger a la salud humana y al medio ambiente de las liberaciones antropógenas de mercurio y compuestos de mercurio, en enero de 2013 se suscribió el Convenio de Minamata sobre el Mercurio. Se trata de un instrumento jurídicamente vinculante a nivel global que establece medidas para alcanzar dicho objetivo, entre las cuales cabe destacar el control del suministro y comercio de mercurio, el control de los productos con mercurio añadido y los procesos de fabricación en los que se utiliza mercurio o compuestos de mercurio; y la fiscalización de la minería aurífera artesanal y de pequeña escala (PNUMA, 2013b).

2.2 EL MERCURIO Y LA MINERÍA AURÍFERA

La minería aurífera es una actividad que ocurre desde tiempos pre-coloniales y se ha venido dando en Sudamérica en forma creciente (Nriagu, 1993; Malm *et al.*, 1990; Maurice-Bourgoin 2001, Forsberg, 1992).

El mercurio líquido, también conocido como azogue, ha sido empleado en la minería aurífera casi desde sus orígenes, tanto para la minería aluvial como subterránea a nivel mundial (Nriagu, 1993; Malm *et al.*, 1990; Maurice-Bourgoin, 2001; Forsberg, 1992).

En Perú se le conoce desde hace aproximadamente 2000 años y ha sido empleado por los habitantes de la civilización Moche, al norte del país, para la producción de artefactos de oro (Kauffman-Doig, 1978; citado por Brooks, 2007) hasta la actualidad. En el Perú, se conocen aproximadamente 20 yacimientos de mercurio aunque cabe resaltar que además del cinabrio, el mercurio está presente en proporciones importantes en el carbón mineral, del cual se conocen en el Perú aproximadamente 230 yacimientos naturales (Brooks, 2007).

La cuenca del río Tambopata ha sido escenario de actividad minera aurífera desde hace siglos, especialmente la parte alta de la cuenca (Contradrogas, 1999). El anexo 3 presenta una reseña de las condiciones socio-ambientales de la cuenca del río Tambopata, con énfasis en las características de la minería aurífera observadas al momento de realizarse el presente estudio.

El mercurio en su forma líquida (metálica o elemental), se liga fuertemente con el oro, produciendo una aleación conocida como amalgama; este proceso es empleado comúnmente en la minería a nivel industrial y artesanal para la extracción de oro y su posterior recuperación mediante la evaporación del mercurio. Las amalgamas son compuestos intermetálicos sólidos que presentan principalmente las siguientes composiciones: $AuHg_2$, Au_2Hg y Au_3Hg ; éstas no son uniformes y su formación dependerá principalmente de la limpieza de la superficie del oro y la efectividad del contacto mercurio-oro (Veiga *et al.*, 1990).

El mercurio se emplea ampliamente para recuperar oro de la arenilla aurífera obtenida en la minería aluvial pues por su bajo punto de ebullición (356 °C), es fácil separarlos calentando la amalgama para evaporar el mercurio (Wotruba *et al.*, 1998). El proceso de recuperación, llamado también refogado, es una importante fuente de contaminación por mercurio, puesto que bajo condiciones artesanales y sin medidas adecuadas de confinamiento y recuperación, la mayor parte del mismo escapa a la atmósfera en forma de vapor (PNUMA, 2002, 2013a; Ministerio de Energía y Minas, 2005).

La cantidad de mercurio que se libera al ambiente varía dependiendo del tipo de operación y el cuidado con el que se manipula este material, se estima de 1 a 3 gramos de mercurio son emitidos al ambiente por cada gramo de oro obtenido. (Pfeifer y Lacerda, 1988; PNUMA, 2006), aunque hay autores que han calculado niveles de contaminación por mercurio mucho mayores, con niveles de emisión variando entre los 5.6 y 13 gramos de mercurio por gramo de oro (Wotruba *et al.*, 1998).

Se estima que cerca del 40% de las pérdidas de mercurio ocurren durante los procesos iniciales de concentración y amalgamiento, cuando éste pasa directamente a los cuerpos de agua, donde se mezcla con el sedimento. El otro 60% es liberado a la atmósfera cuando la amalgama Oro-Mercurio es quemada al final del proceso de purificación; ese mercurio gaseoso puede ser dispersado sobre grandes áreas pudiéndose contaminar una gran variedad de ecosistemas acuáticos y terrestres (Maurice-Bourgoin *et al.*, 1999).

El mercurio que se libera en el agua, una vez asociado con el sedimento y las partículas finas en suspensión, puede viajar varios kilómetros aguas abajo de los puntos de emisión, afectando así a grandes áreas del ecosistema acuático. Se ha determinado en la amazonía de Brasil que la contaminación mercurial afecta áreas ubicadas hasta 150 Km aguas debajo de los puntos de origen (Maurice-Bourgoin, 1999), con altas concentraciones en agua y sedimentos, llegándose a observar la formación de amalgama oro-mercurio en el lecho del río, antes de ser extraído por las dragas (Forsberg, 1992).

La evaluación mundial del mercurio del 2013 ha estimado que la minería aurífera artesanal y de pequeña escala es responsable del 37% del total de las emisiones antropogénicas de mercurio a nivel global. Cabe resaltar que las cifras reportadas por PNUMA corresponden a estimados, sujetos a grandes incertidumbres por basarse en una serie de asunciones, extrapolación de datos y vacíos de información, calculándose conservadoramente que las emisiones antropogénicas totales estarían en el orden de las 1960 toneladas anuales (PNUMA 2013a).

2.3 EL ORIGEN DEL MERCURIO EN LA AMAZONÍA

Cuando se comenzó a detectar casos de contaminación con mercurio, se realizaron numerosos de estudios a nivel mundial, vinculando a la contaminación con actividades humanas como la minería aurífera o el vertimiento de desechos industriales. En la amazonía, estos estudios comenzaron en Brasil durante la década de 1980, vinculándose inicialmente la existencia de operaciones mineras auríferas a la presencia de mercurio en los cuerpos de agua, peces y especialmente en los seres humanos. Sin embargo, investigaciones posteriores han arrojado resultados que generan divergencias entre los autores respecto al origen del mercurio en los ríos de la cuenca amazónica: considerando que existen formaciones geológicas que contienen mercurio en la cordillera de los andes y en los suelos de la llanura amazónica.

Algunos investigadores atribuyen a causas naturales la presencia del mismo en la amazonía, (Roulet, 1998^a, 1998^b; Lechler, 2000, Roulet, 2001; Maurice-Bourgoin y Quiroga, 2002; Wasserman, 2003). Diferentes autores afirman que la corteza terrestre tiene en promedio una concentración de 0.02ppm a 0.05ppm de mercurio, mientras que los principales yacimientos conocidos, que están situados en zonas volcánicas, contienen de 20 a 150 ppm de mercurio (Wotruba *et al.*, 1998; Brooks, 2007).

Roulet (1998a y 1998b) describe suelos en la cuenca del río Tapajós, con contenidos de mercurio de 90 a 210 ng.g⁻¹ (es decir de 0.09 a 0.21 ppm), hallando concentraciones en los primeros 20 centímetros del suelo que varían de 19 a 33 mg/m². Las conclusiones de Roulet señalan que para la cuenca del río Tapajós las descargas producidas por la minería a

los ríos no afectan el contenido de mercurio de las aguas tanto como lo hace el mercurio proveniente de la erosión de los suelos tipo Podsol y Oxisol; causada por el cambio de uso del suelo. Fadini (2001) encontró resultados similares para la cuenca del río Negro, con concentraciones de mercurio en suelo que promedian los $172 \mu\text{g.Kg}^{-1}$ (es decir, 0.172ppm). Wasserman (2003) propone que el horizonte B de los suelos de la Amazonía actúa como una esponja que ha absorbido mercurio a través de las eras geológicas y lo libera nuevamente al ciclo natural mediante procesos de erosión e incendios; el autor sugiere que este proceso se está viendo exacerbado por degradación ambiental que producen las actividades humanas.

Estudios realizados en la cuenca del río Madeira, entre 2001 y 2003, en una zona donde la minería se dejó de practicar hace aproximadamente 20 años, muestran que las concentraciones de mercurio en peces y cabello de humanos se mantienen al mismo nivel que durante la operación minera; los investigadores apuntan a la removilización del mercurio que se encuentra entre los sedimentos, además de las emisiones aceleradas por la deforestación (Bastos *et al.*, 2006).

Wasserman (2003) y Roulet (comunicación personal, 2004) manifiestan que aunque las concentraciones de mercurio en aguas y sedimentos de zonas aledañas a operaciones mineras de la Amazonía se ven temporalmente incrementadas, el aporte de dichas actividades al balance de la Amazonía en general es insignificante, considerando los contenidos naturales de mercurio reportados en los suelos.

Estudios más recientes (Farella *et al.*, 2006) muestran cómo al quemarse la vegetación en la Amazonia, para añadir nutrientes al suelo que permitan su posterior uso agrícola, se libera el mercurio almacenado dado que las cenizas aportadas favorecen la movilización catiónica en el suelo. De manera similar, Mainville (2006) propone que la deforestación en partes altas de la cuenca amazónica como los Andisoles e Inceptisoles en la partes altas de la cuenca del Napo, con concentraciones naturales de mercurio de 225 y 95 ng.g^{-1} respectivamente (0.225 y 0.095ppm) y la consiguiente liberación del mercurio que

contienen serían la explicación para la contaminación mercurial encontrada en peces de la parte baja de esta cuenca.

A la luz de tales hallazgos, PNUMA (2013) estima que la deforestación es responsable de la emisión anual de 260 toneladas de mercurio al agua a nivel mundial, aunque reconoce que se necesita mayores estudios para poder cuantificar mejor esta fuente de aportes al ciclo biogeoquímico global de este elemento.

2.4 IMPLICANCIAS DE LA PRESENCIA DE MERCURIO EN EL ECOSISTEMA

El mercurio y sus compuestos carecen de funciones biológicas conocidas y su presencia en los organismos vivos es indeseable y potencialmente peligrosa (Eisler, 1987). Por este motivo PNUMA (2002, 2013a, 20013b) reconoce al mercurio como una amenaza para la salud humana y la salud ambiental.

Diversos estudios conducidos a nivel mundial han determinado la presencia de metil mercurio en las cadenas tróficas acuáticas y terrestres, creando riesgos para el hombre, las aves y los mamíferos que consumen peces con altas concentraciones de mercurio; muchos de estos estudios han sido desarrollados en países amazónicos (Eisler 1987; Martinelli *et al.*, 1988; Malm *et al.*, 1995; Padovani *et al.*, 1995; Kehrig *et al.*, 1997, 1998; Barbosa *et al.*, 1997; Maurice-Bourgoin *et al.*, 1999, 2000, 2001, 2002; Tarras-Wahlberg *et al.*, 2000; Evers *et al.* 2008, PNUMA/WHO, 2008). Del mismo modo, múltiples investigaciones han demostrado cómo la exposición laboral al mercurio inorgánico resulta en grave riesgo para la salud de las personas.

2.4.1 IMPLICANCIAS PARA LA SALUD HUMANA

Numerosos autores concuerdan en que la primera vez que se detectaron problemas en la salud humana relacionados con el mercurio fue a finales de la década de 1950, cuando una enfermedad desconocida surgió en la bahía de Minamata, Japón, causando la muerte de más de 2000 personas (los afectados por la enfermedad fueron probablemente más de 8000). El incidente de Minamata ha sido ampliamente descrito en la literatura: una

empresa dedicada a la producción de acetaldehído había estado vertiendo metilmercurio, restante del proceso industrial, a las aguas de la bahía durante casi cuatro décadas. El metilmercurio que se diluyó en las aguas de la bahía fue concentrándose hasta alcanzar altos niveles (mediante bioconcentración y bioacumulación) en peces y moluscos de los cuales la población humana asentada en la bahía se alimentaba. Las personas presentaron síntomas de intoxicación y efectos adversos se presentaron también en la fauna doméstica y silvestre: perros, gatos, cerdos, ratas y aves comenzaron a actuar erráticamente y morir, gran cantidad de peces muertos comenzaron a aparecer flotando en la bahía (Eisler, 1987; Forsberg, 1992, Harada, 2009).

El fenómeno, conocido como Enfermedad de Minamata, se caracterizó porque aunque las madres permanecieran asintomáticas, los niños de la siguiente generación presentaron síntomas como microcefalia, déficit mental y malformaciones congénitas (WHO, 2008).

El ser humano está expuesto a contaminación por mercurio en sus formas inorgánicas y orgánicas. Toda exposición a mercurio inorgánico se debe a actividades antrópicas, siendo la principal forma de exposición la inhalación de gases de mercurio por exposición laboral, con efectos nocivos para la salud a nivel renal, ocular, de encías, sistema inmune y sistema nervioso (WHO, 2008; PNUMA/WHO, 2008).

El metil mercurio se absorbe por vía gastrointestinal, parenteral y transplacentaria, acumulándose en el cerebro (WHO, 2008). La principal forma de exposición de los humanos al metil-mercurio es mediante la ingesta de pescado y moluscos contaminados; así los pescadores de subsistencia, pescadores recreativos y sujetos con altas tasas de consumo de pescado y moluscos conforman una sub-población en alto riesgo de exposición al mercurio orgánico (PNUMA/WHO, 2008).

Los efectos del metil-mercurio en los humanos incluyen la afectación del sistema nervioso central, en especial las áreas relacionadas con las funciones sensoriales, visuales, auditivas y aquellas relacionadas con la coordinación, (los efectos más severos llevan a daño cerebral generalizado resultando en desequilibrios mentales, coma y muerte), así como

daños en el sistema cardiovascular (Clarkson y Marsh, 1982, citados por Eisler, 1987, WHO 2008).

Numerosos autores refieren la alta vulnerabilidad del sistema nervioso humano a la exposición prenatal al metilmercurio, determinándose en niños que existen relaciones entre déficits de atención, comunicación y memoria y el incremento de las dosis de MeHg a que fueron expuestos durante dicha etapa (Lodenius, 1998; Weihe, 2003; PNUMA/WHO, 2008; Strain, 2008; WHO, 2008, 2013). Las concentraciones de mercurio en cerebros fetales superan en varias veces las concentraciones en la sangre de las madres, siendo el sistema nervioso fetal el objeto de la mayor preocupación ante la contaminación mercurial. De manera adicional a la exposición *in utero* otra forma de exposición de los recién nacidos es a través de la lactancia pues la leche materna también presenta concentraciones de mercurio (PNUMA/WHO, 2008).

Weihe (2003) determinó relación entre incremento de la dosis de MeHg con el incremento en la presión arterial en niños menores de 7 años. Estos resultados son coherentes con hallazgos de Choi (2009) que apuntan a que la exposición a MeHg incrementa el desarrollo de enfermedades cardiovasculares en humanos y con los resultados de Grandjean *et al.* (2004) quien determinó que la función cardíaca de los niños está afectada por la exposición a MeHg por ingesta de peces contaminados.

Con respecto al metabolismo del mercurio en el cuerpo humano, estudios de Canuel (2006a y 2006b) muestran que ante tasas de ingesta similares la respuesta metabólica y por tanto la presencia de mercurio en cabello de individuos estudiados puede ser diferente. Las diferencias se atribuyen a factores genéticos o interacción con otros alimentos ingeridos.

El mercurio es excretado por el organismo lentamente, tal como ha sido descrito por varios autores, existiendo sustancias que favorecen la excreta, tales como el ácido mercapto-1-propanoulfónico (DMPS por sus siglas en inglés), que moviliza el metilmercurio almacenado en los riñones (Nerudová *et al.*, 2000; Pingree *et al.*, 2001; Böse-O'Reilly *et al.*, 2003; WHO, 2008) facilitando su eliminación por vía urinaria y fecal.

Además existen indicios de que el consumo de frutas interactúa con el metabolismo, absorción y excreta del mercurio en seres humanos (Passos *et al.*, 2003), infiriéndose que para dietas similares en contenido de mercurio (en productos hidrobiológicos), personas con mayor consumo de frutas tropicales presentan menores niveles de mercurio en la sangre (Passos *et al.*, 2008).

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha establecido como nivel de alerta los 50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de contenido de mercurio en cabello humano, nivel al que se presentan los primeros síntomas clínicos de intoxicación; sin embargo, estudios de Amorim *et al.* (2000) muestran los daños relacionados con la reducción en la producción de linfocitos de sujetos que presentaban concentraciones de mercurio menores. Coincidentemente, otros estudios (Lebel *et al.*, 1996 y 1998) muestran los efectos neurotóxicos de concentraciones de mercurio en cabello humano menores a los 50 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, registrándose impedimentos motrices y reducción del campo visual.

Considerando que la ingesta de pescado y moluscos constituye la principal forma de exposición al mercurio para los humanos, la Organización Mundial de la Salud fijó en 0,5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de tejido fresco el contenido máximo permisible de mercurio en peces de consumo humano, siendo 0.2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ el límite recomendado de para poblaciones vulnerables con altas tasas de consumo de pescado (Campbell *et al.* 2008). Bajo los mismos criterios, la Unión Europea, adoptó (European Commission Decision 78/2005) como límite de seguridad 0.5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso húmedo como concentración máxima permisible de mercurio en tejido muscular para la mayoría de especies marinas comestibles (Gibicar, 2009; PNUMA/WHO, 2008; Peycheva, 2014).

En algunos países como los Estados Unidos de América, las autoridades emiten lineamientos y advertencias a la población en mayor riesgo de intoxicación por ingesta de pescado contaminado por mercurio (como mujeres embarazadas y pescadores deportivos), de manera que ésta conozca las cantidades máximas recomendadas de las diferentes especies de pescado según las concentraciones promedio detectadas en cada una (US-EPA, 1992; USDHHS, 2004, PNUMA/WHO, 2008).

La evaluación de la exposición al mercurio sobre la base de indicadores como las mediciones de contenido del mismo en sangre, orina y cabello humano son consideradas por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente y la Organización Mundial de la Salud como excelentes formas de biovigilancia, siendo que el análisis de muestras de cabello es normalmente preferido dado que se trata de una técnica no invasiva y está demostrada la relación directa entre la concentración de mercurio en el cabello y en la sangre de los individuos (PNUMA/WHO, 2008).

2.4.2 PRESENCIA DE MERCURIO EN PECES AMAZÓNICOS

Los análisis de la presencia de mercurio en muestras de tejido de peces permiten estimar sobre los riesgos para la salud humana que encarna el consumo de esos peces, asimismo permite hacer inferencias sobre las posibles repercusiones en la salud del ecosistema en general. (USEPA, 1992).

Numerosos estudios han sido realizados en la Amazonía boliviana y brasileña, encontrando concentraciones variables de mercurio en tejido de peces, con valores superiores relacionados a especies de peces de hábito carnívoro, según se puede apreciar en el Cuadro 1, que resume los resultados de varias investigaciones en la Amazonia. Como puede apreciarse, las concentraciones de mercurio encontradas llegan a superar ampliamente el nivel máximo recomendado por la OMS para peces de consumo humano.

Cuadro 1: Concentración de mercurio en tejido de peces (ppm) reportada por múltiples investigadores en la Amazonia (Brasil y Bolivia).

Fuente	Concentración en carnívoros	Concentración en omnívoros	Concentración en detritívoros
Pfeifer y Lacerda (1988)	2.7		
Martinelli <i>et al.</i> (1988)	0.57 – 2.24	0.04 – 0.82	
Lacerda (1990)	0.04 – 0.16		

Malm <i>et al.</i> (1990)	0.07 – 2.10		
Malm <i>et al.</i> (1995)	0.69		
Tarras-Wahlberg <i>et al.</i> (2000)			0.06 – 0.74
Maurice-Bourgoin <i>et al.</i> (2000)	0.986 (valor máximo = 2.304)		
Sing <i>et al.</i> (2003)	0.235 – 1.084		
Kehrig <i>et al.</i> (2008)	0.04 – 1.43		

2.4.3 ESTUDIOS SOBRE CONTAMINACIÓN POR MERCURIO EN POBLACIONES HUMANAS DE LA AMAZONÍA

A partir del incidente de Minamata, numerosos estudios fueron realizados a nivel mundial para detectar la contaminación mercurial y sus efectos en la salud humana y animal. En la Amazonia brasileña, a finales de la década de 1980, se demostró las poblaciones más expuestas a envenenamiento por mercurio son los quemadores de amalgama de oro, quienes inhalan el Hg metálico evaporado, así como los pescadores y sus familias que están expuestas a metilmercurio en su dieta.

Aunque los estudios iniciales vincularon la contaminación mercurial solo a la minería aurífera, posteriores estudios demostraron que la contaminación por mercurio no era restringida a las áreas de minado o quemado de oro; por ejemplo, se detectó altas concentraciones en el reservorio Tucurí aunque no se reportaban fuentes de emisión cercanas, allí la contaminación por metilmercurio en peces era relativamente alta, afectando a la población local, con concentraciones de Hg en cabello que variaban entre 1 y 241 ppm (Wasserman 2003).

Malm *et al.*, (1990) encontró concentraciones de mercurio en cabello humano con medias entre 0.04 y 31.8 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para zonas mineras y entre 0.74 y 13 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en el grupo de control, no relacionado a la actividad minera, donde el valor más alto corresponde a consumidores frecuentes de pescado en la costa de Brasil. Posteriormente el mismo autor (Malm, 1995) detectó, en la cuenca del río Tapajós, niveles máximos de mercurio total en cabello humano de hasta 151 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de peso seco, con dos poblaciones que presentaban promedios cercanos a 25 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

Maurice-Bourgoin *et al.* (1999 y 2000) encontraron que los indios Ese'ejas de la cuenca del Beni presentaban las más altas concentraciones de mercurio en cabello, variando entre 4.30 y 19.52 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, con media de 9.81 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$.

De manera similar PNUMA/WHO (2008) citan los resultados hallados por Oliveira Santos *et al.* (2002), quienes determinaron la presencia de mercurio en niños y mujeres indígenas de la Amazonía brasileña, con concentraciones medias de 14.45 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ y 17.7 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ respectivamente.

Estudios de Dolbec (2001) muestran que existe relación directa entre consumo de pescado y presencia de mercurio en el cabello humano de poblaciones amazónicas en Brasil. Al respecto, Sing *et al.*, (2003) citan a Barbosa *et al.* (1997), quienes reportaron presencia de mercurio en cabello humano de los indios Apiaká con un promedio de 32.4ppm; así también cita a Kehrig *et al.* quien reportó concentraciones en cabello de 59.4 ppm en un individuo y a Boischio *et al.* que encontró a un individuo con 303.1ppm en una población con alto consumo de pescado.

A la luz de los estudios anteriormente citados, Lodenius, (1998), Maurice-Bourgoin *et al.* (1999 y 2000) y Fonseca (2008) concluyen que debido a la alta dependencia del pescado en la dieta, las comunidades ribereñas amazónicas tradicionales se encuentran crónicamente expuestas altos niveles de metilmercurio.

2.4.4 IMPLICANCIAS DE LA PRESENCIA DE MERCURIO EN EL ECOSISTEMA PARA LA CONSERVACIÓN DE LA FAUNA SILVESTRE

El mercurio es mutágeno, teratógeno y carcinógeno, causando efectos embriocidas, citoquímicos e histopatológicos; llegando a tener efectos adversos e incluso letales para ciertas especies animales, aunque también es cierto que algunas especies muestran altas concentraciones de mercurio en sus organismos sin mostrar aparentes efectos negativos en sus poblaciones. (Eisler, 1987).

Eisler (1987) determinó que altas concentraciones de mercurio total en la dieta de ciertos animales sensibles puede llegar a ser letal: concentraciones en el rango entre los 4 y 40 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en la dieta de aves y concentraciones entre 1 y 5 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en el caso de mamíferos. Sin embargo concentraciones bastante menores llegan a tener efectos adversos subletales: 0.05-0.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ producen efectos negativos en la reproducción de algunas aves. El mismo autor señala que para la protección de especies de aves y mamíferos que se alimentan principalmente de peces y otros organismos acuáticos, la concentración de mercurio total en sus presas no debería exceder los 0.1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ para el caso de aves y 1 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ en el caso de mamíferos pequeños.

Evers *et al.* (2008) describen efectos potencialmente negativos de la presencia de mercurio en aves acuáticas que influyen el comportamiento, fisiología, supervivencia y éxito reproductivo de las mismas. Con base en un muestreo realizado durante 18 años determinaron efectos negativos en patos colimbo (*Gavia immer*) relacionados con alta presencia de mercurio en los tejidos de estos animales; los efectos descritos incluyen comportamientos anómalos de anidamiento, aletargamiento y asimetría en la superficie de las alas, entre otras anomalías.

Resultados de investigaciones con nutria europea (*Lutra lutra*), nutria americana de río (*Lutra canadensis*) y visón (*Mustela vison*), realizados en Europa y Norteamérica, indican que estos animales piscívoros son indicadores sensibles de la salud medioambiental y sugieren que el hecho de que sus poblaciones se hayan reducido en las últimas décadas

podría estar relacionado directamente al envenenamiento por metales pesados, como el mercurio (Halbrook, 1994; Hyvärinen *et al.* 2003).

En la amazonía, la nutria gigante de río, *Pteronura brasiliensis*, ocupa junto a otros predadores importantes la posición superior en la cadena trófica. Se trata de una especie en peligro de extinción, cuya dieta se compone casi exclusivamente de peces (Carter y Rosas, 1997; Álvarez-León, 2008), lo que la hace sensible a la contaminación, tal como ocurre con sus parientes mustélidos europeos y norteamericanos. Basándose en los hallazgos europeos y norteamericanos, así como en las evidencias encontradas por estudios de Forsberg, Lacerda, Pfeifer y otros en la Amazonia y Orinoquia, a principios de la década de 1990, Carter y Rosas (1997) advertían sobre la amenaza para la conservación de *P. brasiliensis* que la minería aurífera significa. El mismo año Arno *et al.* (1997) dedujeron que las poblaciones de nutria gigante de río en el Parque Nacional Manu, Perú, en la cuenca del río Madre de Dios, se encontraban en riesgo dado que la concentración de mercurio detectada en el tejido del pescado, del cual se alimentan casi exclusivamente, superaba el límite de 0.1 mg.kg^{-1} establecido para la dieta de la nutria europea (*Lutra lutra*) en base a estudios realizados en Europa y Norteamérica¹.

Dias Fonseca *et al.* (2005) llegó a determinar la presencia de mercurio en el pelo de individuos de *P. brasiliensis*, hallados en la cuenca del río Negro, encontrando que los niveles promedio de concentración fluctuaron entre 2.94 y $3.68 \mu\text{g.g}^{-1}$. Cabe mencionar que al igual que las muestras de cabello humano, las de pelo de mamíferos o plumas de aves permiten detectar con mayor facilidad la presencia de mercurio, dado que ahí se encuentran altas concentraciones del mismo (Eisler, 1987).

¹ Cabe resaltar que el valor de $0.1 \text{ microg.g}^{-1}$ en tejido de peces es también adoptado por la Agencia de Protección Ambiental de los EEUU (USEPA) como nivel de alerta para la salud de los mamíferos acuáticos piscívoros (Scudder 2009).

III. MATERIALES Y METODOS

Se analizó el contenido total de mercurio (orgánico e inorgánico) en muestras de tejido muscular de peces y cabello humano procedentes de distintos sectores de la cuenca del Tambopata. Todas las muestras fueron colectadas y analizadas de acuerdo a los protocolos estándar para la prueba de espectrometría de absorción atómica por arrastre de vapor frío, método comúnmente empleado para detección de mercurio total (Martinelli *et al.*, 1988; Lacerda, 1990; Veiga, 1990; Malm *et al.*, 1995; Tarras-Wahlberg *et al.*, 2000; Maurice Bourgoïn *et al.*, 2001; PNUMA/WHO, 2008).

3.1 SELECCIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

El área de trabajo incluye la cuenca alta y baja del río Tambopata. En la parte alta de la cuenca los puntos de muestreo se ubicaron desde las áreas otorgadas bajo denuncios mineros, aguas arriba de San Juan del Oro, hasta el sector Paujil Playa, punto más bajo al cual se puede acceder mediante vía carrozable. En la parte baja de la cuenca se tomó muestras en la sub-cuenca del río Malinowsky, donde se desarrollaba la actividad minera de forma exclusiva al momento de realizarse el muestreo, así como en puntos alejados de la actividad minera al interior de la R.N. Tambopata-Candamo y el P.N. Bahuaja-Sonene.

El mapa presentado a continuación muestra la ubicación de los puntos de muestreo en el área de estudio, así como los límites de la cuenca del río Tambopata y la posición de las actividades mineras formales en el terreno. Cabe resaltar que a nivel nacional no se cuenta con información georeferenciada detallada sobre la minería informal, teniéndose que recurrir en el campo a las entrevistas con personas clave para ubicar la posición de estas actividades; al respecto es importante también señalar el gran porcentaje que significan las operaciones informales respecto a los derechos formalmente otorgados por el Ministerio de Energía y Minas.

3.2 COLECCIÓN DE MUESTRAS

Se realizó 4 campañas de muestreo, dos en la parte baja de la cuenca (setiembre 2003 y setiembre 2005) y dos en la parte alta de la cuenca (setiembre 2003 y marzo 2004). El Anexo 1 muestra el mapa de ubicación de los puntos de muestreo.

Se tomaron 2 tipos de muestras: muestras de cabello humano (un mechón por persona) y muestras de tejido muscular de peces (aproximadamente 30 g de músculo o tanto como el espécimen pudiera presentar en casos de pesos menores).

Se emplearon procedimientos estrictos para asegurar y controlar la calidad de la toma de muestras; se empleó la técnica “*clean-hands/dirty-hands*” mencionada por (Alhers, 1990) para evitar la contaminación de las muestras: mediante esta técnica solo la persona con “manos limpias” toca la muestra y el envase que la contendrá. Todas las muestras fueron manipuladas empleando guantes de látex sin talco, envasadas por separado en bolsas plásticas herméticas, resistentes a la congelación, antes de ser introducidas en un tanque criogénico conteniendo nitrógeno líquido. Las muestras se mantuvieron congeladas todo el tiempo hasta su entrega al laboratorio para los respectivos análisis.

Las muestras de cabello humano fueron tomadas de personas relacionadas y no relacionadas con la actividad minera, clasificándolas como mineros, comerciantes y personas comunes (no relacionadas con la actividad minera). La toma de muestras de cabello fue acompañada de la aplicación de una encuesta en la forma de entrevista no estructurada; de esta manera se pudo recabar información sobre la edad de las personas así como su grado de relación con la actividad minera, para poderlas clasificar en los estratos antes mencionados.

Las muestras de peces correspondieron al total de especies e individuos que se pudo coleccionar durante el tiempo que duraron los viajes de investigación, tratándose de un muestreo oportunista, dadas las enormes dificultades y alto costo de este tipo de colecta en zonas alejadas y de difícil acceso. En todos los casos se contó con el apoyo de pescadores

locales, de quienes se recogió información sobre la palatabilidad de las especies capturadas.

Se capturó a los peces y se les tomó medidas de longitud y peso fresco. En todos los casos, como medida para estandarizar los resultados se tomó muestras de tejido muscular, eliminando la piel, dado que por su contenido mayor de tejido graso se presenta mayor afinidad del metil mercurio por este tipo de tejido².

Para obtener datos confiables respecto a la procedencia de los peces analizados, todos ellos fueron pescados directamente por miembros del equipo tal como recomienda (PTI Environmental Services, 1987) en el “Manual para la Evaluación de Riesgos para la Salud Humana procedentes de peces y moluscos contaminados químicamente” que fuera elaborado por encargo de la Agencia de los EEUU para la Protección Ambiental (US-EPA).

En todos los casos se consultó a un profesional de ingeniería pesquera con quien, a través de bibliografía especializada se procedió a la identificación de los individuos colectados a nivel de género (y de especie cuando fue posible) para determinar los hábitos alimenticios.

3.3 ANÁLISIS DE LABORATORIO

Todas las muestras fueron trasladadas en tanque criogénico, verificando la integridad y codificación de los empaques individuales durante la entrega al laboratorio. La metodología de análisis consistió en la determinación de mercurio total empleando Espectrometría de Absorción Atómica, de conformidad con lo estipulado por las normas EPA 245.1 y los métodos estándar APHA 31120-Hg-B; de acuerdo con la metodología empleada en diversos estudios en la cuenca amazónica (Forsberg, 1992; Martinelli *et al.*, 1988; Maurice-Bourgoin *et al.*, 2001a, 2001b, 2002-a; Tarras-Wahlberg *et al.*, 2000), de

² Para un mismo individuo muestras con piel podrían arrojar concentraciones de mercurio total mayores que muestras sin piel (PTI Environmental Services, 1987; Lutter y Irwin, 2002).

manera que los resultados permitieran realizar posteriores comparaciones. Nótese que todos los resultados de concentración fueron calculados en función al peso húmedo de las muestras, siguiendo la metodología aplicada por la mayoría de las fuentes bibliográficas consultadas.

3.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se realizó el análisis estadístico de los datos obtenidos en laboratorio, para hallar los principales estadísticos que permiten conocer el análisis de dispersión y las medidas de tendencia central; asimismo se realizó pruebas estadísticas tradicionales y no paramétricas para el establecimiento de comparaciones. Para estos propósitos se empleó el programa estadístico SPSS (versión 17.0). Las pruebas estadísticas realizadas corresponden a las sugerencias y usos más comunes encontrados en la bibliografía especializada.

Se siguió las recomendaciones en cuanto a análisis estadísticos que son descritas en la bibliografía (PTI Environmental, 1987; Scudder *et al.*, 2009) en cuanto a que los resúmenes estadísticos sobre concentración de mercurio deben incluir el tamaño de muestra, el estimado de la media aritmética de la concentración, el rango y la medida de varianza.

Se añadió a los estadísticos antes mencionados una descripción gráfica de los resultados hallados, mostrando en Diagramas de Cajas la distribución estadística mediante el uso de medianas y percentiles, de acuerdo con la metodología propuesta por Scudder *et al.*, (2009) y se empleó estadísticas no paramétricas para la determinación de coeficientes de correlación Rho de Spearman entre las variables estudiadas, siguiendo la metodología propuesta por ese mismo estudio.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 RESULTADOS

Los análisis efectuados sobre las muestras colectadas tanto en la parte alta como baja de la cuenca arrojan resultados positivos para todos los tipos de muestra: tejido muscular de peces y cabello humano, colectados tanto en la parte alta como en la parte baja de la cuenca.

4.1.1 PRESENCIA DE MERCURIO TOTAL EN TEJIDO MUSCULAR DE PECES

Se recogió un total de 71 muestras de tejido muscular de peces, correspondiendo el 40.8% a la parte baja de la cuenca y 59.2% a la parte alta.

A continuación se presentan los resultados disgregados de acuerdo a la parte de la cuenca donde fueron colectadas las muestras, así como a los hábitos alimenticios y la palatabilidad de las especies colectadas:

La concentración media encontrada para mercurio total fue 0.258 ppm para la totalidad de las muestras colectadas la cuenca, con mediana de 0.20 ppm para la totalidad de la cuenca y un rango entre 0.00 y 1.63 ppm.

Los valores promedio para las partes alta y baja de la cuenca fueron de 0.297 ppm y 0.202 ppm, respectivamente, como se muestra en el Anexo2 y las medianas en ambos casos fueron de 0.20 ppm.

La representación gráfica de los resultados de concentración de mercurio total en tejido muscular de peces, disgregados según la parte de la cuenca donde se colectó los individuos puede observarse en la Figura 1:

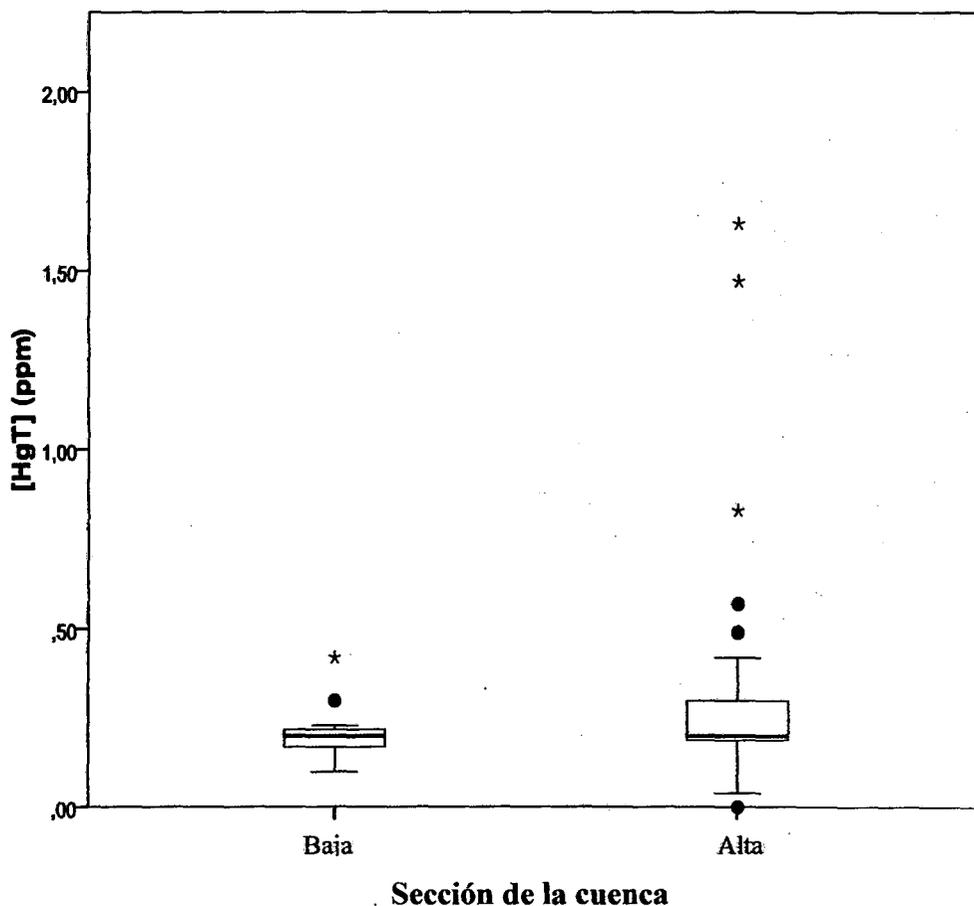


Figura 1. Concentración de mercurio en tejido de peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según la sección de la cuenca donde fueron capturados.

Se clasificó los peces, según sus hábitos alimenticios, en tres grupos: (a) carnívoros, (b) detritívoros y (c) omnívoros. Se encontró que los peces carnívoros presentaron mayor concentración media que los detritívoros y omnívoros, con medias de 0,42ppm, 0.18 ppm y 0.21ppm, respectivamente. Los valores estadísticos detallados se presentan en el Anexo 2.

Cabe mencionar que la media para los peces carnívoros es más elevada debido a la influencia de algunos individuos colectados que presentaban concentraciones atípicas y extremas, bastante mayores a la mediana, presentándose en este grupo el mayor valor reportado en todo el muestreo: 1.63ppm. La Figura 2 muestra las concentraciones de mercurio total encontradas en tejido de peces, clasificando las muestras de acuerdo a los hábitos alimenticios de las especies.

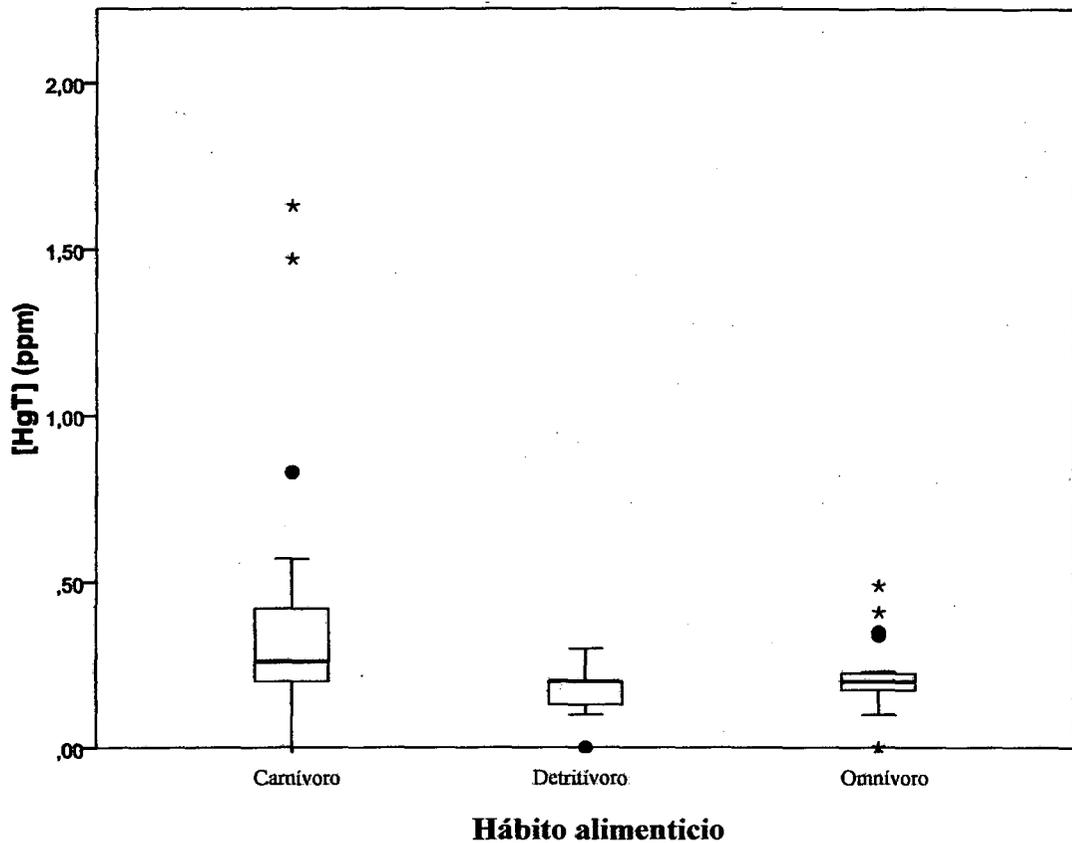


Figura 2. Concentración de mercurio total en tejido de peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según hábitos alimenticios

Igualmente se clasificó a las especies de peces según su palatabilidad, hallándose que los peces de mayor palatabilidad presentan más concentración de mercurio total, con una media de 0.352 ppm y mediana de 0.21 ppm. Los valores extremos reportados para peces de alta palatabilidad coinciden con los valores extremos reportados para peces carnívoros. Los resultados estadísticos son presentados en el Anexo 2.

Como puede apreciarse en el diagrama de cajas presentado en la Figura 3, las medianas son muy similares presentándose un valor ligeramente más elevado para los peces de palatabilidad alta, de forma similar a los resultados encontrados para carnívoros.

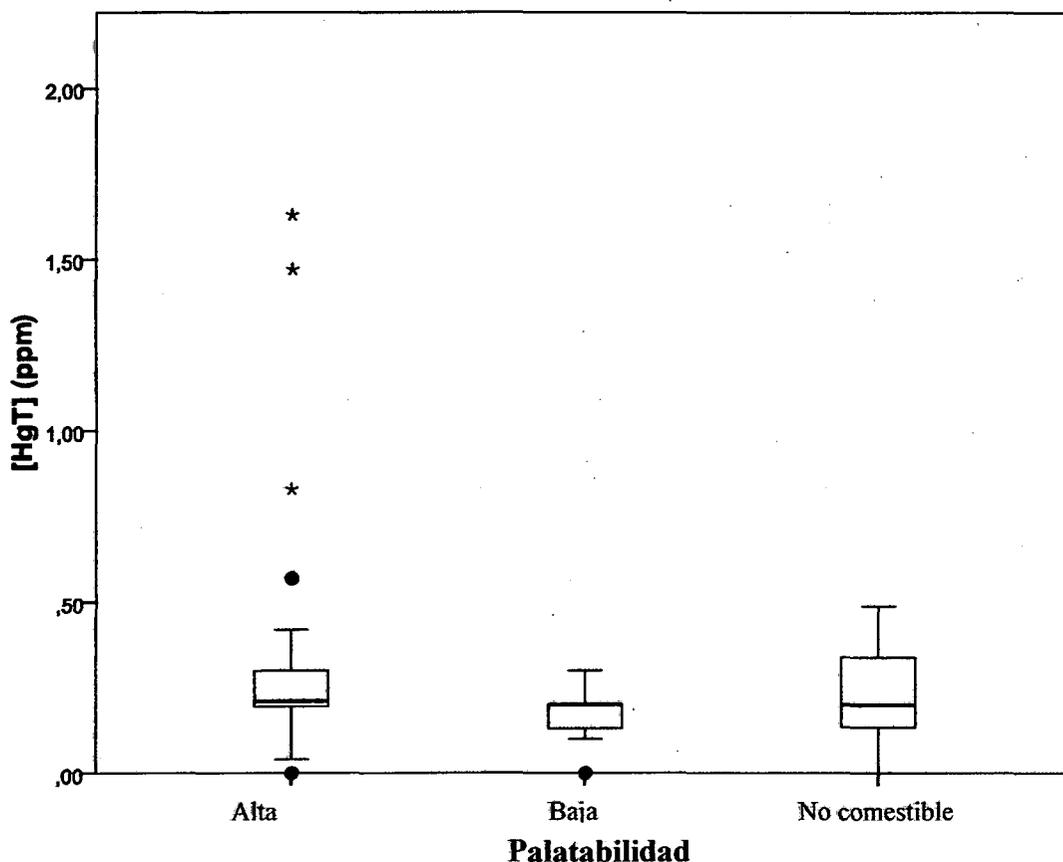


Figura 3. Concentración de mercurio total en peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según su palatabilidad.

Se analizó el valor de las medianas de las concentraciones detectadas para todos los tipos de peces bajo el alcance del estudio (todos los hábitos alimenticios y todos los grados de palatabilidad), con la intención de comparar estos valores con el límite general máximo recomendado por la OMS (0.5ppm) y con el límite de concentración máxima recomendable para poblaciones en riesgo de intoxicación mercurial por su alto consumo de pesacado (0.2ppm), encontrando que las medianas para todos los niveles de palatabilidad alcanzan el nivel de 0.2ppm. La Figura 4 muestra la representación gráfica de los valores alcanzados por las medianas de todos los tipos de peces analizados:

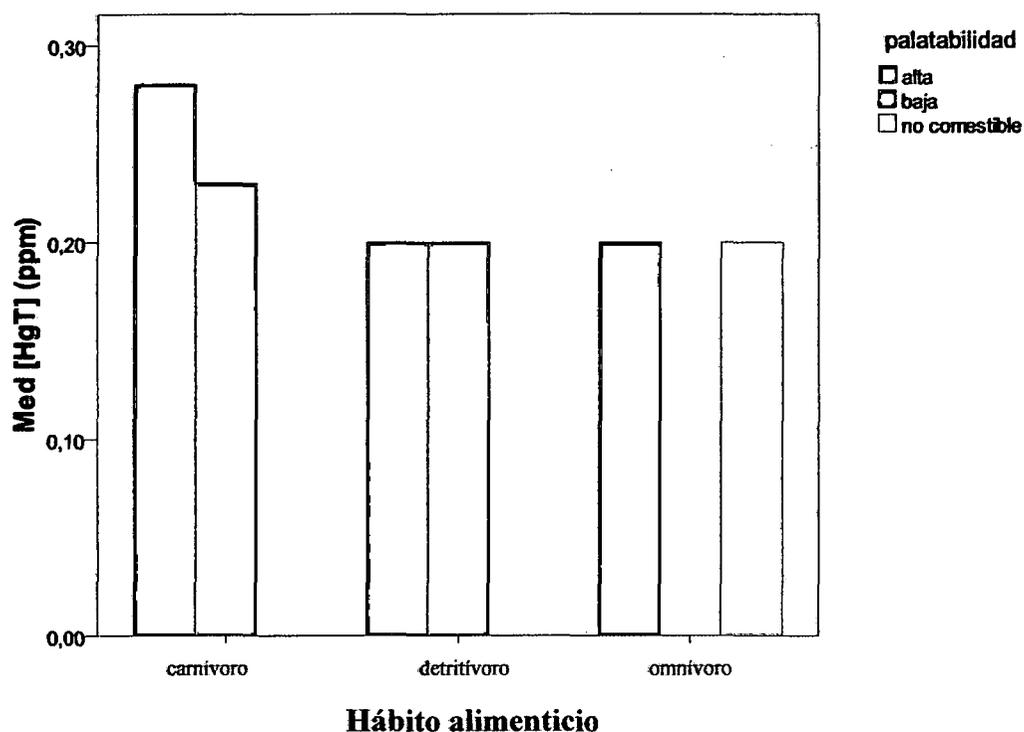


Figura 4 Concentración mediana de mercurio total en peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según su palatabilidad y hábito alimenticio.

Se analizó la correlación existente entre el hábito alimenticio carnívoro y la concentración de Hg total detectada en las muestras, con la finalidad de establecer si existe relación entre ambas variables, encontrándose un coeficiente de correlación Rho de Spearman (ρ) de 0.304 el cual demuestra que sí existe correlación positiva. De igual manera se evaluó la correlación entre concentración de mercurio total y tamaño de los peces, hallando un coeficiente Rho de Spearman (ρ) de 0.12, demostrando una correlación positiva algo menor que en el caso anterior.

El tamaño promedio de los peces capturados fue de 19.75 cm con mediana de 17.70 cm y valores máximo y mínimo de 60 cm y 8 cm, respectivamente.

43964

4.1.2 PRESENCIA DE MERCURIO TOTAL EN CABELLO HUMANO

Se recogió un total de 68 muestras, que fueron acompañadas de sendas entrevistas. Todos los entrevistados, incluyendo aquellos sin relación directa con la actividad minera (no minero, no comerciante) mostraron resultados positivos con un valor promedio general de 5.43 ppm y mediana de 3.54ppm.

Se clasificó a las personas de acuerdo a su participación en actividades vinculadas a la minería, separando comerciantes, mineros y personas comunes, encontrando que mineros y comerciantes presentan concentraciones mucho mayores a las personas comunes en toda la cuenca, tanto para los valores medios como para los máximos detectados mediante los análisis.

El Anexo 2 muestra los estadísticos calculados. Se puede apreciar para el caso de comerciantes que la media y mediana se encuentran muy cercanas a 10.5 ppm (valor máximo detectado de 16.08 ppm), mientras que los mineros presentan media de 5.44 ppm y mediana de 3.3 ppm (valor máximo detectado 29.84 ppm) Los análisis de cabello correspondiente a personas comunes, sin vinculación con la minería o el comercio de oro, también arrojaron resultados positivos, con una media de 3.16 ppm, mediana de 2.74 ppm (valor máximo de 6.95). Tal como puede observarse en los datos presentados en el Cuadro 5, las observaciones encontradas presentan una alta variabilidad.

Según puede observarse en la Figura 5, a pesar de que el valor promedio detectado para cabello de personas dedicadas a la actividad minera es relativamente bajo en comparación con el promedio para comerciantes e incluso es comparable al de personas sin vinculación con la actividad minera o comercial, en algunos individuos se ha detectado altos niveles de concentración de mercurio, con valores muy superiores a la media y mediana, que han llegado a alcanzar las casi 30ppm.

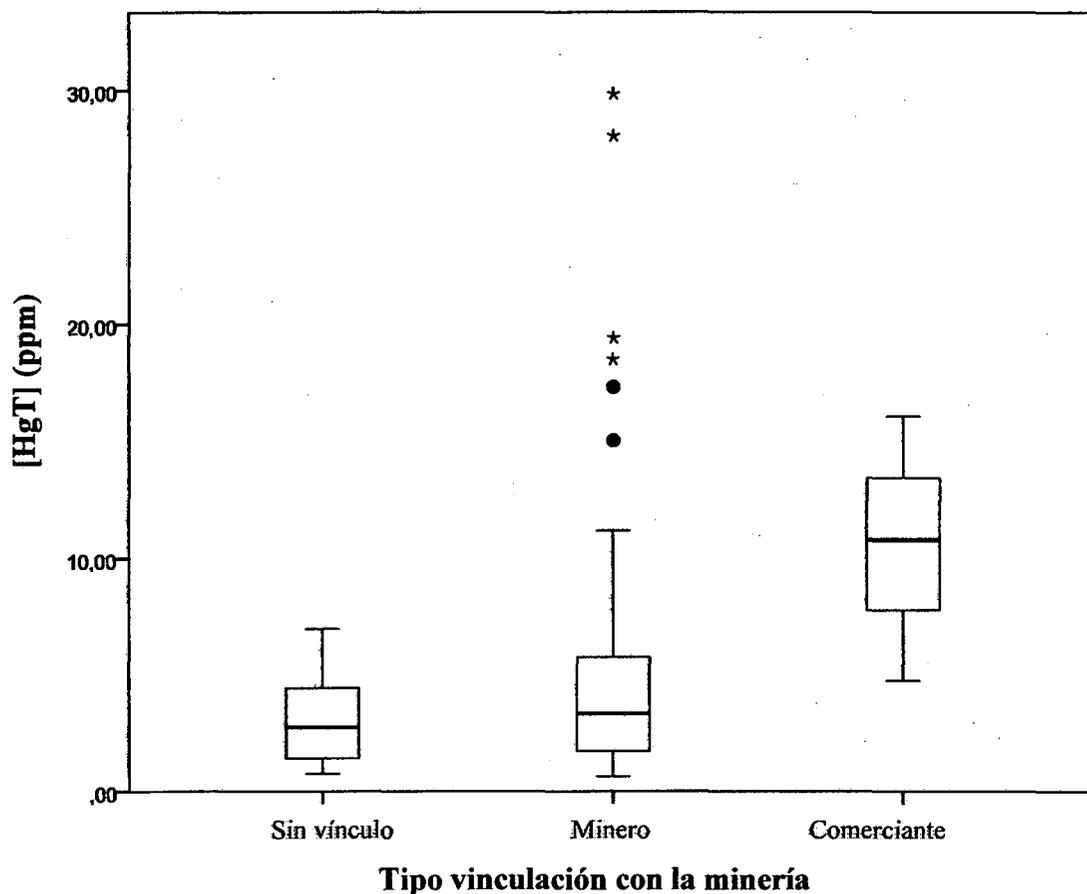


Figura 5. Concentración de mercurio total en cabello humano de pobladores de la cuenca del río Tambopata, según su vinculación con la minería.

Se realizaron pruebas para determinar el grado de correlación entre la presencia de mercurio en cabello de mineros con el tiempo de participación en actividad minera, no hallándose correlación (Rho de Spearman (ρ) = -0.036).

El Anexo 2, muestra los estadísticos calculados para población minera, diferenciando valores para mineros de las partes alta y baja de la cuenca. En él se puede apreciar que los mineros de la parte baja de la cuenca presentan mayores concentraciones de mercurio en su cabello, con una media de 5.73 ppm y mediana de 3.89ppm, en comparación con los mineros de la cuenca alta, quienes presentan una concentración media de 4.74 ppm y mediana de 1.72 ppm.

Sin embargo, tal como se aprecia en la Figura 6, existen, tanto en la parte alta como baja de la cuenca, individuos que presentan concentraciones de mercurio total en el cabello excepcionalmente altas, cercanas a 30ppm.

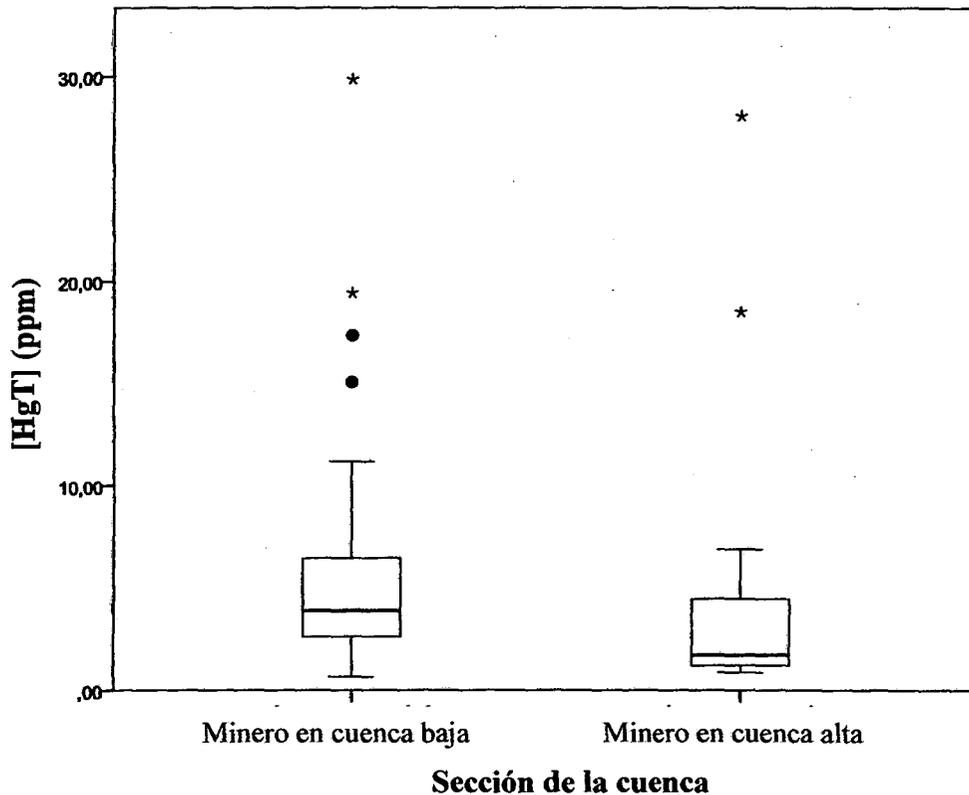


Figura 6. Concentración de mercurio total en cabello humano de mineros de la cuenca del río Tambopata, clasificados según la sección de la cuenca donde desarrollan sus actividades.

4.2 DISCUSIÓN

Las concentraciones de mercurio total detectadas se encuentran dentro del rango reportado por los diversos autores citados en la Revisión Bibliográfica, demostrándose asimismo los procesos de biomagnificación al hallarse concentraciones mayores en especies de hábitos carnívoros que en las especies omnívoras y detritívoras.

Los resultados encontrados en cuanto a presencia de mercurio total en tejido muscular de peces arrojan valores que encarnan amenazas tanto la salud de humanos como del ecosistema en general, por cuanto las medianas halladas para todos tipos de peces analizados (todos los grados de palatabilidad y todos los hábitos alimenticios), superan los límites recomendables para animales piscívoros (0.1 ppm), alcanzan el nivel de alerta (límite de concentración máxima recomendable) para poblaciones humanas en riesgo por su alto consumo de pescado (0.2 ppm). Cabe recordar que se pudo detectar individuos con concentraciones extremas de mercurio total en sus tejidos musculares que alcanzan y superan estos límites recomendables.

De acuerdo con la literatura consultada el contenido de mercurio en tejido muscular de peces es menor al contenido presente, para los mismos individuos, en grasas, huevos y piel. Por tanto, el nivel de riesgo que se puede inferir tanto para los seres humanos como para animales piscívoros que se alimenten de los peces de la cuenca del Tambopata es aún mayor, puesto que los mismos consumen la totalidad de los peces capturados, en lugar de separar únicamente el tejido muscular.

Si bien los valores promedio encontrados están por debajo del límite general recomendado por la OMS (0.5ppm), hay que resaltar la existencia de individuos que exceden tal concentración (valor máximo reportado de 1.63ppm). Considerando que el tamaño promedio de los peces encontrados durante el muestreo puede ser superado ampliamente (nótese que el tamaño promedio de los peces capturados fue menor a 20cm, con mediana menor a 19cm), especialmente en el caso de los peces carnívoros muestreados en la parte baja de la cuenca, y tomando en cuenta la correlación positiva hallada entre tamaño y concentración de mercurio, se puede inferir que en el caso de capturarse peces de mayor tamaño las concentraciones a encontrar serán mayores.

Hay que resaltar que los mayores valores encontrados se refieren justamente a los peces de mayor palatabilidad y preferencia de consumo por parte de la población ribereña, con valor promedio y observaciones individuales que superan ampliamente el nivel recomendado por OMS. Esta situación hace evidente la necesidad de establecer los riesgos de toxicidad y

determinar niveles de consumo de referencia para las especies consumidas por la población, de manera que se limite el consumo de ciertas especies o combinaciones de especies a niveles seguros.

En cuanto a la parte alta de la cuenca, donde el consumo de peces locales no es una costumbre muy difundida entre la población migrante de la cuenca, las muestras fueron colectadas con la colaboración de pobladores locales que sí tienen la costumbre de pescar, destinando las presas capturadas al consumo familiar, con el consiguiente riesgo para la salud, especialmente si se considera que en esta zona se detectaron las mayores concentraciones de todo el muestreo, justamente en peces carnívoros y altamente palatables. Cabe mencionar que de acuerdo a la bibliografía consultada, los individuos de las especies colectadas en la parte alta de la cuenca mostraban tamaños cercanos a los máximos registrados para su etapa de madurez.

Dado que existen en el ecosistema amazónico fuentes naturales de mercurio no se puede, en base a los resultados de esta investigación, establecer en qué grado la presencia de mercurio en los peces se deba a la actividad minera de la cuenca. Por tanto resulta difícil establecer una relación causa-efecto para el hecho de que los mayores valores reportados de concentración de mercurio total en tejido de peces hayan sido hallados en peces de la parte alta de la cuenca, pudiéndose atribuir esta situación a todos o algunos de los siguientes factores, que no son mutuamente excluyentes. (a) tanto de manera histórica como durante el periodo de tiempo que duró el estudio existió mayor presencia de actividad minera en esa sección de la cuenca que en la parte baja de la misma, (b) los peces fueron colectados justamente en las zonas de actividad minera, (c) esta parte de la cuenca podría ser importante fuente emisora natural de mercurio procedentes de los suelos ahí presentes, (d) los peces carnívoros colectados en esta zona habían alcanzado su tamaño de madurez y por tanto habían ido acumulando mercurio durante tiempo prolongado.

Cabe mencionar que los individuos capturados en la parte baja de la cuenca presentaron los mayores tamaños de todo el muestreo, sin embargo no se encontraron en ellos las concentraciones de mercurio más altas; siendo el caso inverso para la parte alta de la

cuenca donde individuos carnívoros de especies que no alcanzan tamaños tan grandes como las especies de la parte baja de la cuenca presentaron las mayores concentraciones de mercurio total en sus tejidos musculares: de ahí que la correlación encontrada entre tamaño y concentración de mercurio, aunque sea positiva no resulta tan notoria.

Otro aspecto resaltante es el hecho de que peces capturados al interior de la RN Tambopata Candamo, donde no existe actividad minera presentaron resultados positivos de presencia de mercurio en sus tejidos. Tal hallazgo podría atribuirse a que el curso de agua arrastrara el mercurio (en sus diferentes formas) río abajo desde las zonas de actividad minera en la parte alta de la cuenca, haciéndolo disponible para su incorporación a la cadena trófica. Sin embargo también podría atribuirse al hecho de que el mercurio se encuentre naturalmente presente en el ecosistema amazónico, tal como lo han demostrado las publicaciones de múltiples investigadores, citadas en el capítulo Revisión Bibliográfica. Incluso podría atribuirse, al menos parcialmente, a que se estuviese presentando transporte atmosférico de mercurio a nivel regional, desde las fuentes de emisión del mismo en su estado gaseoso hasta los puntos de deposición mediante precipitación pluvial.

En cuanto a la presencia de mercurio en cabello humano, los valores de concentración de mercurio encontrados se encuentran en el rango reportado por los diversos autores citados.

La presencia de mercurio en cabello humano puede deberse a la ingesta de pescado contaminado o la inhalación de gases de mercurio metálico emitidos como parte del proceso de recuperación del oro. Otras fuentes de contaminación son posibles pero se esperaría que contribuyeran en menor grado a la situación descrita: presencia de amalgamas metálicas en curaciones odontológicas, otras fuentes de contaminación de aguas y alimentos como presencia de efluentes de desechos domésticos.

Se pudo verificar también que en el 100% de los casos que los entrevistados no emplean sistemas de recuperación de mercurio. A pesar de que en la parte baja de la cuenca existían retortas del modelo distribuido por el Ministerio de Energía y Minas, estas no se empleaban debido a que el refogado toma más tiempo, prefiriéndose la quema con soplete,

en hornos artesanales o al aire libre. Esa práctica también es muy común en la parte alta de la cuenca, donde se pudo constatar asimismo que la mayoría de comerciantes (quienes compran oro en amalgama o la reciben en trueque por productos) practican el refogado al interior de sus tiendas, donde por lo general también comercializan alimentos, con el consiguiente riesgo para su salud, la de los miembros de sus familias y la de su clientela, que entra a formar parte de la población amenazada aun no teniendo relación directa con la actividad minera (sea por inhalación directa de gases o por ingesta de alimentos contaminados).

El hecho de no encontrarse correlación entre el tiempo de vinculación a la actividad minera con la concentración de mercurio hallada en el cabello de las personas analizadas denota una desigual participación de los individuos muestreados en la actividad de refogado, por cuanto esta es una labor encargada solo a personas de la mayor confianza del titular de la operación minera (legal o ilegal y al margen de la escala de la misma), en los casos que no se trate de ésta misma persona o del comerciante (acopiador) al que se le vende la amalgama. Nótese que en el caso de comerciantes el valor mínimo detectado fue de 4.76 ppm, denotando en todos los casos la íntima participación en la actividad de refogado en ausencia de sistemas de recuperación de mercurio gaseoso.

Una situación notoria es que los valores de contenido de mercurio (media y mediana) para cabello de mineros ubicados en la parte baja de la cuenca sean mayores a los detectados para mineros de la parte alta de la cuenca. Esta situación parece guardar relación con el hecho de que las operaciones en la parte baja de la cuenca se encontraban en sitios bastante alejados de los centros poblados (en especial Puerto Maldonado) donde se realiza el acopio y comercio de oro y el refogado de la amalgama, a diferencia de la parte alta de la cuenca, donde las operaciones mineras se encuentran más o menos cercanas a centros poblados y puntos de comercialización, donde los comerciantes realizan con mayor frecuencia tal labor. Sin embargo, es también notorio que los valores máximos de concentración detectados para cabello de mineros en ambas partes de la cuenca sean similares, cercanos a 30ppm, situación que podría, como se dijo antes, guardar relación con el hecho de ser los titulares de la operación quienes personalmente realicen el refogado de parte importante de la producción, antes de realizar los pagos en especie a sus trabajadores.

Tal como se describe en la Revisión Bibliográfica, el nivel de alerta para intoxicación clínica determinado OMS es de 50ppm, siendo que varios autores señalan condiciones médicas importantes en niveles bastante menores. En el caso de la cuenca del Tambopata se pudo encontrar individuos con concentraciones cercanas a las 30ppm, sin embargo, ningún entrevistado manifestó sentir malestares que pudiesen atribuirse a una intoxicación de ningún tipo.

No es posible determinar mediante el análisis de mercurio total en cabello humano si éste procede de la ingesta de pescado o de la inhalación de amalgama evaporada, dado que los procesos analíticos empleados no diferencian las fracciones de mercurio orgánica e inorgánica. Sin embargo, se debe considerar algunos factores:

- a) En la parte alta de la cuenca el consumo de peces de río no es una costumbre muy difundida entre la población local, por lo que se puede inferir que la presencia de mercurio está vinculada principalmente a la inhalación de mercurio inorgánico y la ingesta de alimentos contaminados en los centros de expendio. En el caso de la parte baja de la cuenca, donde sí se consume pescado como parte importante de la dieta, resulta notorio que se haya detectado mercurio en el cabello de personas no vinculadas de manera alguna a la actividad minera;
- b) La falta de uso de sistemas de recuperación de mercurio en el refogado que fue observada durante la ejecución del trabajo de campo de esta investigación parece tener relación directa con el grado de intoxicación detectado en mineros y comerciantes de la cuenca. Este hecho es particularmente evidente en la parte alta de la cuenca, el consumo de pescado es casi nulo, dada la escasez de peces de consumo humano y la falta de costumbre de pescar en la población de la zona, en su mayoría inmigrante;
- c) Una posible fuente de error en la interpretación de los resultados para cabello humano es que el pescado de que integra la dieta contenga mercurio, pero que éste no sea proveniente de la misma cuenca. Este aspecto resulta aplicable de manera particular para el caso de la parte alta de la cuenca donde muchos de los alimentos consumidos son llevados desde regiones de la costa y sierra del país;
- d) Durante el desarrollo de este estudio se tomó contacto con pescadores de la comunidad indígena de Infierno (Ese'ija), los cuales accedieron a que se les tomara muestras de

cabello, determinándose que existe contenido de mercurio en sus organismos, aun cuando tales personas fueran completamente ajenas a la actividad minera y a la compra de alimentos en centros de expendio donde también se refogara amalgama de oro. Al respecto, cabe recordar que Maurice-Bourgoin identificó en la cuenca del río Beni, Bolivia, a poblaciones de esta misma etnia como el grupo más vulnerable a la contaminación mercurial en peces de aquella cuenca, detectando valores de concentración de mercurio en cabello que resultaban alarmantes, tal como se refiere en la Revisión Bibliográfica.

V. CONCLUSIONES

1. Se ha demostrado la presencia de mercurio en la cuenca del río Tambopata, tanto en las muestras de tejido de peces, como de cabello humano.
2. La presencia de mercurio en tejido muscular de peces de consumo humano y alta palatabilidad pone riesgo la salud de la población que habita la cuenca.
3. Los análisis arrojaron resultados positivos para peces de todos los hábitos alimenticios, encontrándose correlación positiva entre el hábito carnívoro y la alta palatabilidad con las mayores concentraciones de mercurio detectadas.
4. La mediana de la concentración de mercurio en peces de toda la cuenca, de todos los hábitos alimenticios y con todos los niveles de palatabilidad alcanza el límite máximo recomendado de concentración de mercurio en peces a ser consumidos por poblaciones humanas en riesgo por su alto consumo tradicional de pescado.
5. La mediana de la concentración de mercurio en peces de toda la cuenca, de todos los hábitos alimenticios supera el nivel máximo de seguridad determinado para mamíferos piscívoros como las nutrias, representando una amenaza para la conservación de tales especies y del ecosistema en general.
6. Las mayores concentraciones de mercurio en peces carnívoros demuestran el proceso de biomagnificación descrito en la literatura.
7. La presencia de mercurio en peces de consumo humano así como en cabello de personas no relacionadas con la actividad minera en la parte baja de la cuenca, apuntan a una intoxicación por ingesta de pescado contaminado.
8. Dadas sus costumbres de consumo tradicional de pescado como base de su alimentación y las concentraciones de mercurio encontradas en los peces de consumo humano en aguas de la parte baja de la cuenca, la población indígena ahí asentada enfrenta riesgos para su salud asociados a intoxicación por mercurio.
9. La presencia de mercurio en cabello humano de personas no relacionadas a la minería en la parte alta de la cuenca es un indicador de intoxicación por inhalación de mercurio gaseoso.

10. Las altas concentraciones de mercurio halladas en cabello de mineros ponen de manifiesto que los sistemas disponibles para recuperación de mercurio en el refogado no están siendo empelados adecuadamente, emitiéndose importantes cantidades de mercurio a la atmósfera y poniéndose en grave riesgo la salud de la población dedicada a esta actividad económica.

VI. RECOMENDACIONES

1. Los resultados encontrados demuestran la pertinencia de realizar más estudios en la cuenca del río Tambopata, conforme a un programa integral sobre presencia natural y antrópica de mercurio, que considere:
 - Colección y análisis de muestras de suelos, sedimentos, aguas, plantas acuáticas y terrestres, así como peces y otros organismos acuáticos en toda la cuenca, incluyendo también puntos alejados de la actividad humana (como las subcuencas de los ríos Távora y La Torre), de manera que se cuente con información que permita estimar acertadamente los aportes naturales y antrópicos al ciclo del mercurio en la cuenca.
 - Análisis de la influencia de la contaminación mercurial en la salud humana, tanto en la población minera como no minera de la cuenca de la región en general, de manera que se identifique grupos y niveles de riesgo. Será conveniente que esta investigación verifique la presencia de mercurio en la dieta de los pobladores de la cuenca alta, considerando que los elementos que la componen proceden en su mayoría de áreas ajenas a la cuenca;
 - Estudio toxicológico en predadores del ecosistema boscoso de la cuenca, tales como nutrias, felinos, aves y reptiles que se alimentan de peces y por tanto son vulnerables a la contaminación mercurial;
 - Un análisis detallado de la presencia y concentración de mercurio en las formaciones geológicas y suelos presentes en la cuenca;
 - Un análisis histórico y modelación futura de los cambios en el uso de la tierra a fin de estimar su potencial incidencia sobre la liberación de mercurio procedente de formaciones geológicas que contengan niveles notorios de este metal en su composición natural;
 - El análisis de fuentes potenciales de mercurio además de las naturalmente ocurrentes y de la minería, tales como: desechos urbanos, productos agroquímicos, quema de combustibles, cambios en el uso de la tierra y quema de vegetación en la cuenca.

2. Se recomienda poner énfasis en analizar la salud de las poblaciones ribereñas de la cuenca, en especial de los miembros de la Comunidad Nativa (Ese'Eja) de Infierno, cuya dieta tradicionalmente se compone de grandes cantidades de pescado.
3. Se recomienda informar a los consumidores de pescado en la cuenca del Tambopata (especialmente en la parte baja de la cuenca) sobre los riesgos de consumir ciertas especies propensas a presentar altas concentraciones de mercurio por bioacumulación.
4. Igualmente se recomienda implementar un programa de información a los potencialmente afectados de la cuenca del Tambopata (mineros, comerciantes y población en general) sobre los riesgos asociados a la quema de mercurio en ambientes cerrados y sin los adecuados sistemas de recuperación y de reducción de emisiones.
5. Tomando en cuenta que en algunas regiones del país se consumen reptiles piscívoros que podrían estar acumulando mercurio en sus tejidos, se recomienda realizar estudios en dichas especies para detectar la presencia del mismo y alertar a la población que las consume, de ser necesario
6. Considerando la amplia presencia y variadas formas de dispersión del mercurio a nivel global se recomienda llevar a cabo estudios similares a este en las principales ciudades y centros poblados del país con la finalidad de cuantificar su presencia y potenciales efectos en la salud de la población humana a nivel nacional.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 1) Achá, D.; Iñiguez V.; Roulet, M.; Guimarães, J-R; Luna, R.; Alanoca, L.; Sanchez, S.; 2005. Sulphate-reducing bacteria in floating macrophyte rhizospheres from an Amazonian floodplain lake in Bolivia and their association with Hg methylation. *Applied and environmental microbiology* 2005;71(11):7531-5
- 2) Alhers, W.; Reid, M.; Kim, J.; Hunter, K. 1990 Contamination-free sample collection and handling protocols for trace elements in natural freshwaters. *Austr. J. Mar. Freshwater Res.* 41, 713-720
- 3) Alvarez-Leon, R. 2008. Importancia de los peces en la nutrición de la nutria gigante de río (*Pteronura brasiliensis*) (Carnívora: Mustelidae) en Colombia. *Revista Luna Azul online – Universidad de Caldas.* Octubre 2008. Consultado el 20 de julio de 2009. Disponible en: <http://www.lunazul.ucaldas.edu.co>
- 4) AMAP/UNEP. 2008. Technical Background Report to the Global Atmospheric Mercury Assessment. Arctic Monitoring and Assessment Programme / UNEP Chemicals Branch. 159 pp.
- 5) Amorim, M.; Mergler, D.; Bahia, M.; Dubeau, H.; Miranda, D.; Lebel, J.; Burbano, R.; Lucotte, M. 2000. Cytogenetic damage related to low levels of methyl mercury contamination in the Brazilian Amazon. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 2000; 72(4):497-507.
- 6) Aparicio, L.M; 1999. Diagnóstico del uso actual de los recursos hídricos de la Cuenca del río Pachitea. Tesis Ing. For. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- 7) Arno, C.; Schneck, C.; Staib, E. 1997. Giant Otter (*Pteronura brasiliensis*) at Risk? Total mercury and methylmercury levels in fish and otter scats, Peru. *Ambio*, Vol. 26, No.8, pp 511-514.
- 8) Aspillaga-Plenge, I.; 2006. Ordenación del territorio y la industria extractiva minera en el Perú. CT2006-044-00. Comunicação Técnica ao CYTED/CETEM/MCT/UIA, 2006, 298p., ISBN 85-7227-229-1.

- 9) Asquin, D.M. 1984 A Method for impact assessment of suspended sediment levels at point sources. Alberta. 1984.
- 10) Barbosa, A.; Garcia, A.; de Souza J. 1997. Mercury contamination in hair of riverine populations of Apiacas Reserve in the Brazilian Amazon. *Water, Air and Soil Pollution*, 97: 1-8.
- 11) Bastos, W.; Gomes, J.; Oliveira R.; Almeida, R.; Nascimento, E.; Bernardi, J.; Lacerda, L.; da Silveira, E.; Pfeiffer, W. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *The Science of the total environment* 2006;368(1):344-51
- 12) Bastos, W.; Rebelo, M.; Fonseca, M.; Almeida, R.; Malm, O. 2008. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Acta Amazonica* vol. 38(3) 2008: 431 – 438
- 13) Böse-O'Reilly, S.; Drasch, G.; Beinhoff, C.; Maydl, S.; Vosko, MR.; Roider, G.; Dzaja, D. 2003. The Mt. Diwata study on the Philippines 2000-treatment of mercury intoxicated inhabitants of a gold mining area with DMPS (2,3-dimercapto-1-propane-sulfonic acid, Dimaval). *The Science of the total environment* 2003;307(1-3):71-82
- 14) Brooks, W.; Sandoval, E.; Yepez, M.; Howell, H. 2007. Peru Mercury Inventory, 2006. U.S. Geological Survey Open-File Report 2007-1252, 55 p. Consultado el 30 de Setiembre de 2009. Disponible en: <http://pubs.usgs.gov/of/2007/1252>.
- 15) Campbell, L; Verburg, P.; Dixon, D.; Hecky, R. 2008. Mercury biomagnification in the food web of Lake Tanganyika (Tanzania, East Africa). *Sci Total Environ.* 2008 Sep 1;402(2-3):184-91.
- 16) Canuel, R. ; de Grosbois, S.; Lucotte, M.; Atikessé, L.; Larose, C.; Rheault, I. 2006. New evidence on the effects of tea on mercury metabolism in humans. *Archives of environmental & occupational health* 2006;61(5):232-8.
- 17) _____; de Grosbois, S.; Atikessé, L.; Lucotte, M.; Arp, P.; Ritchie, Ch.; Mergler, D.; Chan Hing, M.; Amyot, M.; Anderson, R. 2006. New evidence on variations of human body burden of methylmercury from fish consumption. *Environmental health perspectives* 2006; 114(2):302-6.
- 18) Carter, S.; Rosas, F. 1997. Biology and conservation of giant otter *Pteronura brasiliensis*. *Mammals Review* 1997, volume 27, No 1, 1-26

- 19) Chang, F. 1998. Fishes of the Tambopata – Candamo reserved zone, SouthEastern Peru. *Revista Peruana de Biología* 5(1): 15-26.
- 20) Choi, A.; Weihe, P.; Budtz-Jørgensen, E.; Jørgensen, P.; Salonen, J.; Tuomainen, T.; Murata, K.; Nielsen, H.; Petersen, M.; Askham, J.; Grandjean, P. 2009. Methylmercury exposure and adverse cardiovascular effects in Faroese whaling men. *Environmental health perspectives* 2009;117(3):367-72
- 21) CONAMA (Comisión Nacional del Medio Ambiente). 2009. Plan nacional para la gestión de los riesgos del mercurio. Gobierno de Chile. Consultado el 30 de noviembre de 2010. Disponible en: http://www.sinia.cl/1292/articles-45524_Plan_actualizado_Junio2009.pdf
- 22) Contradrogas. 1999. Información extractada para difusión, valles de Inambari y Tambopata. Distritos de Massiapo-Alto Inambari, San Juan del Oro-Alto Tambopata. San Juan del Oro. 1999.
- 23) Dias Fonseca, F.; Malm, O.; Francine, W. 2005. Mercury levels in tissues of Giant otters (*Pteronura brasiliensis*) from the Rio Negro, Pantanal, Brazil. *Environmental research* 2005;98(3):368-71
- 24) D'Itri, F. 1992. El ciclo del metil mercurio y otros metales pesados en ambientes lacustres. *Ingeniería Hidráulica en México*. May-Dic 1992: 75-86.
- 25) Dolbec, J.; Mergler, D.; Larribe, F.; Roulet, M.; Lebel, J.; Lucotte, M. 2001. Sequential analysis of hair mercury levels in relation to fish diet of an Amazonian population, Brazil. *The Science of the total environment* 2001; 271(1-3):87-97.
- 26) Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife and invertebrates. A synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 85(1.10).
- 27) Ever, D.; Savoy, L.; DeSorbo, C.; Yates, D.; Hanson, W.; Taylor, K.; Siegel, L.; Cooley, J.; Bank, M.; Major, A.; Munney, K.; Mower, B.; Vogel, H.; Schoch, N.; Pokras, M.; Goodale, M.; Fair, J. 2008. Adverse effects from environmental mercury loads on breeding common loons. *Ecotoxicology* (2008) 17:69–81.
- 28) Fadini P.; Jardim W. 2001. Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally occurring mercury? *The Science of The Total Environment* 2001: 275(1-3):71-82

- 29) Farella, N.; Lucotte, M.; Davidson, R.; Daigle, S. 2006. Mercury release from deforested soils triggered by base cation enrichment. *The Science of the total environment* 2006; 368(1):19-29.
- 30) Fonseca, M.; Dórea, J.; Bastos, W.; Marques, R.; Torres, J.; Malm, O. 2008. Poor psychometric scores of children living in isolated riverine and agrarian communities and fish-methylmercury exposure. *Neurotoxicology* 2008;29(6):1008-15
- 31) Forsberg, B. 1992. Mercury contamination in the amazon: another Minamata? *Water Report* 2(4): 6-8.
- 32) Gibicar, D.; Horvat, M.; Logar, M.; Fajon, V.; Falnoga, I.; Ferrara, R.; Lanzillotta, E.; Ceccarini, C.; Mazzolai, B.; Denby, B.; Pacyna, J. 2009. Human exposure to mercury in the vicinity of chlor-alkali plant. *En: Environmental research* 2009;109(4):355-67.
- 33) Grandjean, P.; Murata, K.; Budtz-Jørgensen, E.; Weihe, P. 2004. Cardiac autonomic activity in methylmercury neurotoxicity: 14-year follow-up of a Faroese birth cohort. *The Journal of pediatrics* 2004;144(2):169-76.
- 34) Guimaraes, JR.; Meili, M.; Hylander, LD.; de Castro e Silva, E.; Roulet, M.; Mauro, JB.; de Lemos, R. 2000. Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils. *The Science of the total environment* 2000;261(1-3):99-107.
- 35) Harada, M. 2009. Global lessons of Minamata disease--a man's worth. *Nihon Hansenbyo Gakkai zasshi = Japanese journal of leprosy : official organ of the Japanese Leprosy Association* 2009;78(1):55-60.
- 36) Hylander, L.; Gröhn, J.; Tropp, M.; Vikström, A.; Wolpher, H.; de Castro, S.; Meili, M.; Oliveira, L. 2006. Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil. *Journal of environmental management* 2006; 81(2):155-66.
- 37) Hyvärinen H.; Tyni P.; Nieminen P. 2003. Effects of Moulting, Age, and Sex on the Accumulation of Heavy Metals in the Otter (*Lutra lutra*) in Finland. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* (2003) 70:278–284.
- 38) Kehrig, H., Malm, O., and Akagi, H., 1997. Methylmercury in hair samples from different riverine groups, Amazon, Brazil. *Water, Air and Soil Pollution*, 97:17-29.

- 39) _____; Malm, O., Akagi, H., Guimarães, JR.; Torres, JP. 1998. Methylmercury in Fish and hair samples from the Balbina reservoir, Brazilian Amazon, Environmental Research, Section a 77: 84-90.
- 40) _____; Howard, B.; Malm, O. 2008. Methylmercury in a predatory fish (*Cichla* spp.) inhabiting the Brazilian Amazon. Environmental pollution (Barking, Essex : 1987) 2008;154(1):68-76.
- 41) Lacerda, L. 1990. Dispersao de mercurio em uma drenagem afetada por rejeitos de atividade garimpeira em Poconé, Mato Grosso. Contribución técnica para FOREST'90: Primer simposio internacional de estudios ambientales en bosque húmedo tropical.
- 42) Lebel, J.; Mergler, D.; Lucotte, M.; Amorim, M.; Dolbec, J.; Miranda, D.; Arantès, G.; Rheault, I.; Pichet, P. 1996. Evidence of early nervous system dysfunction in Amazonian populations exposed to low-levels of methylmercury. Neurotoxicology 1996;17 (1):157-67.
- 43) _____; Mergler, D.; Branches, F.; Lucotte, M.; Amorim, M.; Larribe, F.; Dolbec, J. 1998. Neurotoxic effects of low-level methylmercury contamination in the Amazonian Basin. Environmental Research 1998;79(1):20-32.
- 44) Luna, N. Sepultados en Mercurio. Especial Amazonía devastada. En prensa: El Comercio 10 de Noviembre de 2009. Consultado el 30 de noviembre de 2009. Disponible: <http://elcomercio.pe/imprensa/notas/sepultados-mercurio/20091110/366858>
- 45) Lutter, R.; Irwin, E. 2002. Mercury in the environment. A volatile problem. Environment, Noviembre 2002.
- 46) Mainville, N.; Webb, J.; Lucotte, M.; Davidson, R.; Betancourt, O.; Cueva, E.; Mergler, D. 2006. Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. The Science of the total environment 2006 ;368(1):88-98.
- 47) Malm, O.; Pfeiffer, WC.; Souza, C; M.M. and Reuther, R. 1990. Mercury Pollution Due to Gold Mining in the Madeira River Basin, Brazil. Ambio, 19 (1): 11-15.
- 48) _____; Branches FJ.; Akagi, H.; Castro, MB.; Pfeiffer, WC.; Harada, M.; Bastos, WR.; Kato, H. 1995. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. The Science of Total Environment. 1995, 175: 141-150.

- 49) Martinelli, L.; Ferreira, J.; Forsberg, B.; Victoria, R. 1988. Mercury contamination in the amazon: a gold rush consequence. *AMBIO* 17(4): 252-254.
- 50) Maurice-Bourgoin, L.; Quiroga, I.; Guyot, J.; Malm, O. 1999. Mercury pollution in the upper Beni river, amazonian basin: Bolivia, *AMBIO* 28(4): 302-306.
- 51) _____; Quiroga, I.; Chincheros, J.; Courau, P. 2000. Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira rivers and mercury exposure in riparian Amazonian populations. *The Science of the Total Environment* 260 (2000): 73-86.
- 52) _____. 2001. El mercurio en la amazonía boliviana. Edobol (Ed.) La Paz-Bolivia. 75 pp.
- 53) _____; Quiroga I. 2002. Total mercury distribution and importance of the biomagnification process in rivers of the bolivian amazon. *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. IAHS Special Publication no. 6, 2002.
- 54) McDowell, M.; Dillon, C.; Osterloh, J.; Bolger, P.; Pellizzari, E.; Fernando, R.; Montes de Oca, R.; Schober, S.; Sinks, T.; Jones, R.; Mahaffey, K. 2004. Hair Mercury Levels in U.S. Children and Women of Childbearing Age: Reference Range Data from NHANES 1999–2000. *Environ Health Perspect.* 2004 August; 112(11): 1165–1171. doi:10.1289/ehp.7046.
- 55) Ministerio de Energía y Minas - Gobierno del Perú. 2005. Guías Mineras 2005. Uso y Manejo del Mercurio. Lima, Peru. 18pp.
- 56) _____, 2009. Producción Minera. Consultado 20 de Julio de 2014.
Disponible en:
<http://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/Mineria/PUBLICACIONES/ANUARIOS/2009/04%20PRODUCCION.pdf>
- 57) Nakanishi, J. 1992. Interview with Dr. Horikatsu Akagi: The blind spot of mercury contamination survey. *En: Water Report* 2(4): 8-9.
- 58) Nerudová, J.; Cábelková, Z.; Frantík, E.; Lukás, E.; Urban, P.; Bláha, K.; Pelclová, D.; Lebedová, J.; Cikrt, M. 2000. Mobilization of mercury by DMPS in occupationally exposed workers and in model experiments on rats: evaluation of body burden. *International journal of occupational medicine and environmental health.* 2000;13(2):131-46.

- 59) Nriagu, J. 1993. Mercury pollution from silver mining in colonial South America. Proc. Of Perspectives for Environmental Geochemistry in Tropical Countries, Niteroi, Brasil, (J.J. Abrao, J.C. Wasserman & E.V. Silva-Filho, Eds), pp.365-368.
- 60) Padovani, C., Forsberg, B., y Pimentel, T. 1995. Contaminacao mercurial em peixes do rio madeira: resultados e recoimendacoes para consumo humano. Acta Amazónica, Quito 1995.
- 61) Passos, C.; Mergler, D.; Gaspar, E.; Morais, S.; Lucotte, M.; Larribe, F.; Davidson, R.; de Grosbois, S. 2003. Eating tropical fruit reduces mercury exposure from fish consumption in the Brazilian Amazon. Environmental Research 2003; 93(2):123-30.
- 62) _____; Da Silva, D.; Lemire, M.; Fillion, M.; Guimarães, JR.; Lucotte, M.; Mergler, D. 2008. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. Journal of exposure science & environmental epidemiology 2008;18(1):76-87.
- 63) Pfeiffer, W.; Lacerda, L. 1988. Mercury inputs into the amazon region, Brazil. Environmental Technology Letters, Vol.9, pp. 325-330.
- 64) _____; Lacerda, L.; Malm, O.; Souza, C.; da Silveira, E.; Bastos, W. 1989. Mercury concentrations in inland waters of gold-mining areas in Rondônia, Brazil. The Science of the total environment 1989;87-88():233-40.
- 65) Pingree, S.; Simmonds, P.; Woods, J. 2001. Effects of 2,3-dimercapto-1-propanesulfonic acid (DMPS) on tissue and urine mercury levels following prolonged methylmercury exposure in rats. Toxicological sciences: an official journal of the Society of Toxicology 2001;61(2): 224-33.
- 66) PNUMA. 2002. Evaluación Mundial sobre el Mercurio. Extractos del Informe Completo: Índice, Conclusiones principales, Resumen del Informe. PNUMA. División de Tecnología, Industria y Economía. Ginebra, Suiza.
- 67) _____. 2006. Summary of supply, trade and demand information on mercury. Ginebra, Suiza.
- 68) _____. 2013a. Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.

- 69) _____. 2013b. El Convenio de Minamata sobre el Mercurio. Texto y Anexos. Consultado en internet el 10 de Julio de 2014. Disponible en: [http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/1400283_S WEB.pdf](http://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/1400283_S_WEB.pdf)
- 70) PNUMA/WHO. 2008. Guidance for identifying populations at risk from mercury exposure. UNEP DTIE Chemicals Branch and WHO Department of Food Safety, Zoonoses and Foodborne Diseases. Geneva, Switzerland
- 71) Peycheva, K.; Makedonski, L.; Stancheva, M. 2014. Daily intake of arsenic and mercury by consumption of bulgarian black sea fishes. Scripta Scientifica Pharmaceutica, vol. 1, 2014, pp. 38-43. Medical University of Varna.
- 72) Roulet, M.; Lucotte, M.; Saint-Aubin, A.; Tran, S.; Rhéault, I.; Farella, N.; De Jesus Da Silva, E.; Dezencourt, J.; Sousa Passos, C.J.; Santos Soares, G; Guimarães JR.; Mergler, D.; Amorim, M. 1998. The geochemistry of mercury in central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós River Valley, Pará state, Brazil. The Science of the total environment 1998;223(1):1-24.
- 73) _____; Lucote, M.; Camuel, R; Rheault, I.; Tran, S.; De Freitas, Y.; Farella, N.; Souza do Vale, R.; SouzaPasos, C.; De Jesus, E.; Mergler, D.; Amorim, M. 1998. Distribution and partition of total Mercury in waters of the Tapajós river basin, Brazilian Amazon. The Science of the Total Environment 213(1998) 203-211.
- 74) _____; Lucotte, M.; Canuel, R.; Farella, N.; De Freitas, Y.; Pacheco, J.; Guimarães, JR.; Mergler, D.; Amorim, M.. 2001. Spatio-temporal geochemistry of mercury in waters of the Tapajo's and Amazon rivers, Brazil. Limnology and Oceanography 46(5), 2001, 1141–1157.
- 75) Sarica, J.; Amyot, M.; Hare, L.; Blanchfield, P.; Drew, B.; Hintelmann, H.; Lucotte, M. 2005. Mercury transfer from fish carcasses to scavengers in boreal lakes: the use of stable isotopes of mercury. Environmental pollution (1987) 2005;134(1):13-22.
- 76) Scudder, B.; Chasar, L.; Wentz, D.; Bauch, N.; Brigham, M.; Moran, P.; Krabbenhoft, DP. 2009. Mercury in fish, bed sediment, and water from streams across the United States, 1998–2005: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2009–5109, 74 p.

- 77) Sing, K.; Hryhorczuk, D.; Saffirio, G.; Sinks, T.; Paschal, D.; Sorensen, J.; Chen E. 2003. Organic Mercury Levels among the Yanomama of the Brazilian Amazon Basin. *Ambio* Vol. 32 No 7, Nov. 2003.
- 78) Strain, J.; Davidson, P.; Bonham, M.; Duffy, E.; Stokes-Riner, A.; Thurston, S.; Wallace, J.; Robson, P.; Shamlaye, C.; Georger, L.; Sloane-Reeves, J.; Cernichiari, E.; Canfield, R.; Cox, C.; Huang Li, S.; Janciuras, J.; Myers, G.; Clarkson, T. 2008. Associations of maternal long-chain polyunsaturated fatty acids, methyl mercury, and infant development in the Seychelles Child Development Nutrition Study. *Neurotoxicology* 2008;29(5):776-82.
- 79) Tarras-Wahlberg, H.; Flachier, A.; Frederiksson, G.; Lane, S.; Lundberg, B.; Sangfors, O. 2000. Environmental impact of small scale and artisanal gold mining in southern Ecuador. *AMBIO* 29(8): 484-491.
- 80) Telmer, K.; Veiga, M. 2009. "World Emissions of Mercury from artisanal and small scale mining. "Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere. 2009 pp161-172. ISBN 978-0-387-93958-2
- 81) Veiga, F.; Fernandes, F. 1990. Poconé: Um campo de estudos do impacto ambiental do garimpo. Contribución técnica para FOREST'90: Primer simposio internacional de estudios ambientales en bosque húmedo tropical.
- 82) USEPA (US Environmental Protection Agency, US). 1992. Guidelines for exposure assessment. Consultado el 30 de setiembre de 2009. Disponible en: <http://www.epa.gov/nceawww1/pdfs/guidline.pdf>.
- 83) _____. 2001. Code of Federal Regulations: 40CFR26, parts 470-71.
- 84) _____. s.f. IRIS database (Integrated Risk Information System). Consultado el 7 de Octubre de 2010. Disponible en: <http://www.epa.gov/iris/index.html>.
- 85) USDHHS (US Department of Health and Human Services, US). 1999. Toxicological profile for mercury. Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR).
- 86) _____. 2004. What You Need to Know About Mercury in Fish and Shellfish. EPA-823-R-04-005. March 2004.

- 87) Wasserman; Hacon; Wasserman. 2003. Biogeochemistry of Mercury in the Amazonian Environment. En: AMBIO Vol. 32 No. 5, August 2003.
- 88) Weihe, P.; Debes, F.; White, R.; Sørensen, N.; Budtz-Jørgensen, E.; Keiding, N.; Grandjean, P. 2003. Environmental epidemiology research leads to a decrease of the exposure limit for mercury. Ugeskrift for læger 2003;165(2):107-11
- 89) WHO (World Health Organization). 2008. Children's Health and the Environment. WHO Training Package for the Health Sector. Consultado el 7 de Octubre de 2010. Disponible en <http://www.who.int/ceh/capacity/Mercury.pdf>
- 90) _____. 2013. Mercury and health. Fact sheet N°361. Consultado el 10 de Agosto de 2014. Disponible en <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/en/>
- 91) Wotruba, H.; Hentschel, T.; Hruschka, F.; Priester, M. 1998. Manejo Ambiental en la pequeña minería. MEDMIN/COSUDE. Bolivia. 302 pp.

ANEXO 2. DATOS ESTADÍSTICOS

Cuadro 2. Concentración de Mercurio Total (ppm) en tejido de peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según la sección de la cuenca donde fueron capturados.

Sección de la cuenca	Media	N	Desv. Típ.	Mediana	Mínimo	Máximo	Varianza	% del total de N
Cuenca Baja	0.2021	29	0.07664	0.2000	0.10	0.42	0.006	40.8%
Cuenca Alta	0.2967	42	0.32320	0.2000	0.00	1.63	0.104	59.2%
Total Cuenca	0.2580	71	0.25637	0.2000	0.00	1.63	0.066	100.0%

Cuadro 3. Concentración de Mercurio Total (ppm) en tejido de peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según su hábito alimenticio

Hábito alimenticio	Media	N	Desv. Típ.	Mediana	Mínimo	Máximo	Varianza	% del total de N
Carnívoro	0.4205	19	0.43891	0.2600	0.00	1.63	0.193	26.8%
Detritívoro	0.1843	28	0.08044	0.2000	0.00	0.30	0.006	39.4%
Omnívoro	0.2154	24	0.10653	0.2000	0.00	0.49	0.011	33.8%
Total	0.2580	71	0.25637	0.2000	0.00	1.63	0.066	100.0%

Cuadro 4. Concentración de Mercurio Total (ppm) en tejido de peces de la cuenca del río Tambopata, clasificados según a su palatabilidad.

Palatabilidad	Media	N	Desv. típ.	Mediana	Mínimo	Máximo	Varianza	% del total de N
Alta palat.	0.3519	27	0.38094	0.2100	0.00	1.63	0.145	38.0%
Baja palat.	0.1854	28	0.08085	0.2000	0.00	0.30	0.007	39.4%
No comestible	0.2269	16	0.12914	0.2000	0.00	0.49	0.017	22.5%
Total	0.2580	71	0.25637	0.2000	0.00	1.63	0.066	100.0%

Cuadro 5. Concentración de mercurio total (ppm) en cabello humano de pobladores de la cuenca del río Tambopata, clasificados según su vinculación a la actividad minera.

Vinculación	Media	N	Desv. típ.	Mediana	Varianza	Mínimo	Máximo
Común (no vinculado)	3.1614	7	2.22178	2.7400	4.936	0.76	6.95
Minero	5.4410	58	6.17595	3.3250	38.142	0.65	29.84
Comerciante	10.5467	3	5.66425	10.8000	32.084	4.76	16.08
Total	5.4316	68	5.96316	3.5450	35.559	0.65	29.84

Cuadro 6. Concentración de mercurio total (ppm) en cabello humano de mineros de la cuenca del río Tambopata, clasificados según la sección de la cuenca donde desarrollan sus actividades.

	Media	N	Desv. típ.	Mediana	Varianza	Mínimo	Máximo
Minero en cuenca baja	5.7327	41	5.68102	3.8900	32.274	0.65	29.84
Minero en cuenca alta	4.7376	17	7.37927	1.7200	54.454	0.87	28.05
Total	5.4410	58	6.17595	3.3250	38.142	0.65	29.84

ANEXO 3. DESCRIPCION DEL ÁREA DE ESTUDIO

LA CUENCA DEL RÍO TAMBOPATA

La cuenca del río Tambopata, está ubicada al sureste del territorio peruano, abarca parte de los departamentos de Puno y Madre de Dios y tiene una superficie total de 1'517,758.56 ha. Se caracteriza por su diversidad de paisajes, ecosistemas y biodiversidad asociada; estas características han valido que el Estado Peruano disponga que gran parte de la misma quede protegida bajo las categorías de Parque y Reserva Nacionales: Parque Nacional Bahuaja Sonene y Reserva Nacional Tambopata.

El río Tambopata tiene sus orígenes sobre los 4125 msnm, en el departamento de Puno, llegando a los 184 msnm en su punto de desembocadura sobre el río Madre de Dios, el cual, al confluir con el río Beni en Bolivia conforman el río Madeira, uno de los principales tributarios del Amazonas.

La cuenca del río Tambopata presenta patrones de estacionalidad en su régimen de descarga, estrechamente ligados a las condiciones climáticas, concentrándose los mayores valores de aforo entre los meses de Diciembre y Marzo, coincidentes con la temporada lluviosa; mientras que los caudales menores se experimentan entre los meses de Junio y Octubre. Naturalmente, debido al proceso de concentración de los caudales, los picos máximo y mínimo de aforo suceden antes en la parte alta de la cuenca.

El curso del río Tambopata es bastante torrencioso en la parte alta, tal como lo describió (Chang, 1998), siendo su lecho caracterizado por la alta pendiente y la presencia de cantos rodados. Recién en la parte baja de la cuenca, pasando el límite de la región Puno hacia Madre de Dios, el curso comienza a ser más meándrico, empezando a aumentar en tamaño y frecuencia los complejos de orillares a lo largo del Tambopata y sus tributarios como los ríos La Torre y Malinowsky.

LA CUENCA ALTA DEL RÍO TAMBOPATA

Se ubica en la parte norte del departamento de Puno, en la provincia de Sandia. Presenta una geomorfología abrupta, donde las vías de penetración carrozables son muy limitadas, los caminos hechos por el hombre son eventuales y de difícil tránsito pues se cubren fácilmente de vegetación. El río Tambopata nace en las cumbres puneñas y discurre por un lecho de valles estrechos donde forma cañones, incrementando notablemente su caudal. Los afluentes importantes en esta parte de la cuenca son los ríos Pablobamba y Lanza.

LA CUENCA BAJA DEL RÍO TAMBOPATA

Corresponde a terrenos boscosos, con menores pendientes, pero con gran influencia de la zona montañosa, que se traduce en el tipo de materiales que se encuentra a lo largo del lecho del río. Conforme se desciende en altitud, el río Tambopata comienza su discurrir por la Región Madre de Dios, tornándose más meándrico pero sin dejar de poseer características torrentosas, dada la cercanía a sus orígenes cordilleranos, lo cual altera muy rápidamente su batimetría y caudal con la aparición de precipitaciones en las partes altas de la cuenca.

ENTORNO SOCIOECONÓMICO

La parte alta de la cuenca, ubicada al Norte del departamento de Puno, está habitada principalmente por pobladores altiplánicos que se establecieron ahí desde tiempos prehispánicos. El proceso de poblamiento de la cuenca se inició en la época prehispánica debido a la costumbre ancestral de utilizar diferentes pisos ecológicos; en la actualidad este patrón migratorio se mantiene, incrementándose en los últimos años por la baja demanda de mano de obra en las zonas altoandinas, así como las expectativas de conseguir acceso a tierras, iniciarse en labores agrícolas, minería y/o comercio, principales actividades económicas de la zona.

Los principales asentamientos humanos en esta parte de la cuenca son San Juan del Oro, Yanahuaya, Yanamayo, Putinapuncu y San Ignacio. La Figura 8 muestra una imagen de un centro poblado típico de la parte alta de la cuenca del río Tambopata.

Lo extremado de sus pendientes impide la formación de depósitos aluviales que permitan el desarrollo de actividades agrícolas, salvo en pequeñas terrazas aluviales y depósitos coluvio-aluviales donde se cultiva café, frutales, cultivos de pan llevar y coca. Estas actividades son complementadas en muchos casos por actividad minera artesanal, que en otros casos se convierte en actividad minera formal, presentándose áreas donde el gobierno peruano ha otorgado derechos formales para el desarrollo de minería.



Figura 8. Imagen de un centro poblado típico de la cuenca alta del río Tambopata.

La parte baja de la cuenca, ubicada al sur del departamento de Madre de Dios está habitada por descendientes de los pobladores originales de la zona y del mestizaje formado por éstos y los migrantes serranos, en su mayoría procedentes de los departamentos de Cusco y Puno que se han venido estableciendo a lo largo del último siglo. Las actividades económicas principales en esta parte de la cuenca son la agricultura, extracción forestal, pesca, minería y turismo.

Junto a la desembocadura del río Tambopata se encuentra la ciudad de Puerto Maldonado, capital de la región Madre de Dios y sede de las instituciones que norman el desarrollo de la minería en la parte baja de la cuenca y la gestión de su territorio. Puerto Maldonado es también el punto principal para el comercio de productos e insumos para la minería en esta

parte de la cuenca. Los demás centros poblados en la parte baja de la cuenca del río Tambopata corresponden a conjuntos de viviendas relativamente distantes una de la otra que comparten algunos servicios comunes mínimos como postas médicas o escuelas. La figura 9 muestra la imagen de una vivienda típica de la parte baja de la cuenca.

Cabe resaltar que durante el periodo de tiempo cubierto por este estudio, la actividad minera en la cuenca baja del Tambopata se restringía a la subcuenca del río Malinowsky. Posteriormente la actividad minera se ha incrementado, afectando a otras áreas de la cuenca, desarrollándose a lo largo del cauce y hasta la desembocadura del mismo Tambopata, frente a la ciudad de Puerto Maldonado.



Figura 9. Imagen de una vivienda típica de la cuenca baja del río Tambopata.

LA MINERÍA AURÍFERA EN LA CUENCA DEL RÍO TAMBOPATA

La cuenca del río Tambopata ha sido escenario de la actividad minera desde tiempos remotos. Se afirma que la población de San Juan del Oro, ubicada en la cuenca alta del Tambopata, fue fundada por los españoles en 1550 y fue gradualmente abandonada por la disminución de la disponibilidad de oro. Hacia 1800 el centro poblado de San Juan del Oro estaba completamente despoblado, su repoblamiento se inició varias décadas después

cuando surgió el interés por otros productos de la zona como la cascarilla, el caucho y más recientemente el café; a causa de este repoblamiento se reiniciaron las actividades mineras como un complemento de las otras actividades agrícolas y extractivas de la población (Contradrogas, 1999).

Por otro lado, en la parte baja de la cuenca del Tambopata, la minería aurífera se inicia como consecuencia del incremento de la popularidad de la actividad minera en la vecina cuenca del río Inambari, que atrajo a numerosos migrantes buscadores de oro haciendo insuficientes los recursos, hecho que los obligó a buscar nuevos lugares disponibles. De esta manera, las actividades se inician en las cabeceras del río Malinowsky, afluente del Tambopata en su curso medio-bajo (Entrevistas personales a pobladores de la subcuenca del Malinowsky).

EL PROCESO DE MINADO EN LA CUENCA DEL TAMBOPATA

La primera fase es el *minado de material*, que consiste en la remoción de material conteniendo oro: en la parte alta de la cuenca éste procederá de tajos abiertos y vetas de mineral a las que se accede mediante socavones abiertos con fuerza humana y cargas explosivas, asimismo el oro puede ser obtenido mediante la extracción de sedimentos finos de los cauces de los ríos; en la parte baja de la cuenca el material extraído consiste en sedimentos procedentes de cauces, orillas y terrazas aluviales adyacentes, extrayéndose este mediante bombas neumáticas.

Debido a las evidentes diferencias en las condiciones naturales de las partes alta y baja de la cuenca, la actividad minera presenta algunos matices en cuanto a la técnicas de extracción del material, siendo las más comunes en la parte alta de la cuenca la extracción a tajo abierto (aventaderos), la extracción en vetas (minería de socavón) y los lavaderos aluviales artesanales (bateas y canaletas).

Las figuras 10, 11 y 12 muestran imágenes de las técnicas de extracción de oro aplicadas en la parte alta de la cuenca del Tambopata.



Figura 10. Imagen de una operación de extracción de oro a tajo abierto en la cuenca alta del Tambopata.



Figura 11. Imagen de una operación de extracción de oro en socavón en la cuenca alta del Tambopata.



Figura 12. Imagen de una operación de extracción artesanal de oro en la cuenca alta del Tambopata.

En la parte baja de la cuenca, específicamente en la subcuenca del río Malinowsky, donde se focalizaba esta actividad durante los años cubiertos por este estudio, las técnicas de extracción más empleadas eran las mecanizada, mediante el uso de dragas, carancheras o chupaderas así como los métodos artesanales (canaletas y bateas).

Cabe resaltar que en este proceso se elimina la cobertura vegetal que conforma el bosque ribereño, cuya relevancia en términos de control de la escorrentía superficial y sus efectos en el transporte superficial de sedimentos y la regulación de la calidad de las aguas fluviales ha sido ampliamente estudiada y reconocida (Aparicio, 1999).

Las Figuras 13, 14 y 15 muestran imágenes de los tipos de operación de extracción de oro presentes en la cuenca baja del río Tambopata en el período en que se realizó esta investigación.

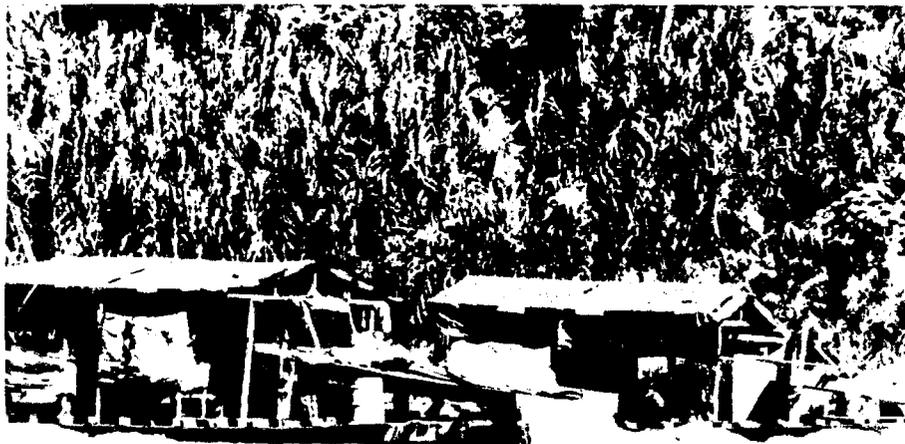


Figura 13. Imagen de una operación de extracción de oro con “dragas” o “chupaderas” en la cuenca baja del río Tambopata (subcuenca del Malinowsky).

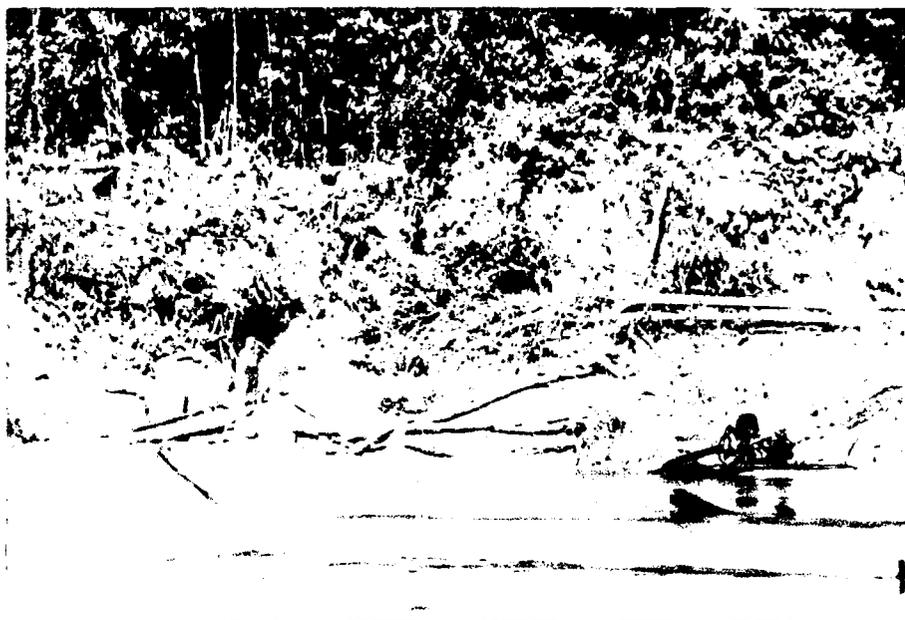


Figura 14. Imagen de una operación de extracción de oro con “shooter” o “bombero de agua” en la cuenca baja del río Tambopata (subcuenca del Malinowsky).



Figura 15. Imagen de una operación de extracción artesanal de oro en la cuenca baja del río Tambopata (subcuenca del Malinowsky).

La siguiente fase es el *filtrado de arenilla*, que emplea filtros³ en serie, dispuestos en una plataforma, sobre la que discurre un flujo laminar de sedimentos. La piedra y arena son desechadas en el caudal de desfogue, mientras el sedimento fino - en particular el oro por su mayor gravedad específica - se deposita entre los filamentos. En esta etapa, las diferencias entre las partes alta y baja de la cuenca se derivan principalmente de las escalas de operación y tecnología aplicada. En los sistemas artesanales, manuales, el procedimiento es similar en ambas secciones de la cuenca.

En la parte baja de la cuenca, las “carancheras” distribuyen un flujo laminar de material dragado sobre una rampa cubierta de alfombras. Un proceso similar (rampas y alfombras) sigue a la remoción del material depositado en las terrazas aluviales mediante el uso de shooters o mangueras de bombeo. La arenilla es luego mezclada con mercurio mediante pisoteo en cilindros, exprimiendo manualmente el exceso de mercurio que no ha reaccionado con el oro.

³ Comercialmente se emplean alfombras sintéticas, producidas y adquiridas especialmente para tal fin. Los sistemas artesanales emplean raíces, polipropileno o pieles.

A continuación se realiza la *extracción de oro*, donde la arenilla aurífera filtrada se mezcla en húmedo con mercurio, produciendo una aleación pastosa llamada amalgama u “oro verde”. El agua residual del proceso contiene altas cantidades de mercurio en suspensión, (conocido como “harina de mercurio”) que constituye una parte importante del total de emisiones del proceso. Estas aguas son vertidas de vuelta a los cursos de agua sin mediar tratamiento de recuperación. Evidencias de ello son los hallazgos de amalgama de oro-mercurio en las bateas de los operadores artesanales junto con la arenilla que estos recogen.

En la parte alta de la cuenca, donde se emplea molinos manuales (conocidos como quimbaletes) o motorizados para fraccionar el material, el mercurio es añadido inmediatamente después de la etapa de molido, mientras el material se encuentra aún en el molino.



Figura 16. Imagen de un molino manual o “Quimbalete” empleado en la cuenca alta del río Tambopata.



Figura 17. Imagen de un molino motorizado empleado en la cuenca alta del río Tambopata

EL PROCESO DE SEPARACIÓN DEL ORO EN LA CUENCA DEL TAMBOPATA

La fase final es llamada *refogado* y consiste en calentar la amalgama, de manera que el mercurio metálico se evapore, quedando sólo el oro recuperado para su comercialización.

El mineral obtenido, éste es adquirido por compradores individuales en las propias zonas de extracción o es llevado por los productores a los principales centros poblados (Sandia, San Juan del Oro, Putina Punco, Puerto Maldonado). Los compradores adquieren el producto tanto en su estado de amalgama con mercurio o ya refogado.

A pesar de la existencia de tecnología sencilla (retortas) para la recuperación del mercurio en esta fase, la misma no era empleada por quienes practicaban la quema de amalgama, según se pudo observar, siendo ésta una fuente importante de emisiones de mercurio a la atmósfera.