

Metodología de Valoración de Impactos de la Minería Ilegal de Oro en la Amazonía Colombiana



APOYADO POR

LIDERADO POR



Metodología de Valoración de Impactos de la Minería Ilegal de Oro en la Amazonía Colombiana

Autores

Pedro Gasparinetti
Leonardo Bakker
Victor Araujo
Myriam Vargas Morales

Colaboradoras

Martha Torres Marcos-Ibáñez
Priscila Crispi
Annie Morillo Cano

Este documento corresponde al tercer entregable, elaborado por CSF por encargo del proyecto regional del Programa Paisajes Sostenibles de la Amazonía (ASL), liderado por el Banco Mundial y con el apoyo del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF).

Cabe precisar que los cambios políticos en los últimos meses en los gobiernos de Perú y Colombia, así como el periodo de elecciones y los compromisos internacionales, inesperadamente retrasaron los avances en las actividades relacionadas a este entregable. Esto ha afectado los plazos acordados con el equipo del Banco Mundial. Ante esta situación el cronograma de actividades se ajustó.

Contexto

Esta publicación es el tercer entregable “Reporte Técnico y metodológico de la Calculadora de Impactos de la Minería Ilegal de Oro adaptado a Colombia” en el marco de la implementación del Proyecto “Calculating Social and Economic Impact from Artisanal Small Scale Gold Mining in the Amazon” por encargo del proyecto regional del Programa Paisajes Sostenibles de la Amazonía (ASL), liderado por el Banco Mundial y con el apoyo del Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF).

Este proyecto fortalece las capacidades en las instituciones de Brasil, Colombia y Perú para evaluar económicamente los impactos socioambientales de la minería artesanal y de pequeña escala, en particular a la ilegal de oro que utiliza el mercurio como parte del proceso de amalgamación. Mediante el uso de herramientas económicas, la Calculadora de Impactos de la Minería Ilegal de Oro, les proporcionará una fácil información económica, basada en evidencia confiable para presentar casos ante los tribunales, fortalecer su proceso de toma de decisiones y crear conciencia sobre los impactos irreversibles en el medio ambiente y la salud humana de la minería ilegal de oro en los países amazónicos.

Conservation Strategy Fund (CSF), quien lidera el proceso, cuenta con el apoyo de la Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible (FCDS) para la coordinación regional y la participación de las partes interesadas. Además, al aplicar la misma herramienta y metodología económica en los tres países, se mejorará la visión y el enfoque para abordar los problemas transfronterizos relacionados con la minería y la contaminación por mercurio en la cuenca amazónica, lo que beneficiará, a largo plazo, la cooperación regional.

La misión de CSF es apoyar la conservación de los ecosistemas y la promoción de la calidad de vida a través de estrategias impulsadas por la economía ambiental. Nuestros entrenamientos, análisis y conocimientos hacen que el desarrollo sea más inteligente, cuantifican los beneficios de la naturaleza y crean incentivos duraderos para la conservación.

Contenido

1.	Introducción	10
1.1.	Contexto de la exploración aurífera en la Amazonía colombiana	11
2.	Calculadora de impactos de la minería ilegal de oro en la Amazonía colombiana	19
3.	Minería de Aluvión	23
3.1.	Relación de oro extraído por hectárea afectada	23
3.1.1.	Ecuación que relaciona hectárea impactada y oro incautado con input del usuario de la calculadora en cantidad de oro incautado	23
3.1.2.	Ecuación que relaciona hectárea impactada y oro incautado con input del usuario de la calculadora con el área impactada	26
3.1.3.	Notas sobre diferentes productividades y oro por hectárea	26
3.2.	Valoración de la deforestación	27
3.2.1.	Recuperación de la cubierta forestal (capa superficial del suelo)	28
3.2.2.	Costo de oportunidad	30
3.2.2.1.	Productos madereros y no madereros	30
3.2.2.2.	Carbono Evitado	31
3.2.2.3.	Recreación	32
3.2.2.4.	Bioprospección	33
3.2.2.5.	Valor cultural + especies	34
3.2.3.	Valor total de los impactos de la deforestación: Combinación de costo de oportunidad y costo de recuperación	35
3.3.	Valoración de los impactos de sedimentación	37
3.3.1.	Relleno del pozo y estabilización del suelo	38
3.3.2.	Rectificación/dragado del lecho del río	40
3.3.3.	Remediación de mercurio en el suelo	41
3.3.4.	Contaminación por mercurio: Concentración, amalgamación y quema y sus efectos en la evaluación de los daños del mercurio a la salud humana	42
3.3.4.1.	Metodología que relaciona la existencia de la minería con el impacto y uso del mercurio con resultados en la salud humana en la Amazonía	46
a.	Proporción de mercurio utilizado para extraer kg de oro	46
b.	Proporción de mercurio liberado en agua y sedimentos y emitido a la atmósfera	46
c.	Proporción de mercurio que se transforma en metilmercurio (metilación)	47
d.	Absorción de metilmercurio en el pescado - nivel de contaminación en el pescado (ug Hg/g pescado)	47
e.	Área de impacto: radio de dispersión de mercurio y migración de peces	49
f.	Ingesta media diaria de pescado y metilmercurio según diferentes perfiles en Colombia	50

g.	Tiempo variable (años) para la ingestión de metilmercurio por peces y, posteriormente, humanos	52
h.	Relación de absorción de metilmercurio (de la minería) por parte de los humanos	52
i.	Cambio en el nivel de concentración en el cabello de una población (Relación entre consumo y stock)	53
j.	Población afectada por el aumento de la concentración de mercurio en cabello	54
3.3.4.2.	Economía de la Salud - Uso del indicador DALY para cuantificar el impacto en la salud humana	56
3.3.4.3.	Limitaciones de la metodología	56
3.3.4.4.	Impacto de la pérdida de coeficiente intelectual en los fetos	58
3.3.4.4.1.	Enfermedades cardiovasculares	60
3.3.4.4.1.1.	Cuantificación de la carga de enfermedad de infarto agudo de miocardio atribuible a la exposición al mercurio	61
3.3.4.4.1.2.	Cuantificación de la carga de enfermedad de hipertensión arterial atribuible a la exposición al mercurio	68
3.3.4.5.	Síntomas neuropsicológicos (temblores)	74
4.	Minería de Pozo	77
4.1.	Impacto promedio por cantidad de oro incautado	77
4.2.	Impacto por edad de la minería (investigación in situ)	77
4.3.	Valoración de los impactos de la minería de pozos/socavón	78
5.	Minería de Balsa	80
5.1.	Cálculo de producción de oro y cantidad de sedimentos	83
5.2.	Impacto promedio por cantidad de oro incautado	85
5.3.	Valoración de los impactos de la minería de balsa	85
6.	Conclusión	88
7.	Referencias Bibliográficas	90

Lista de Figuras

Figura 1:	Distribución departamental de minería de oro de aluvial en tierra y figuras de ley	13
Figura 2:	Porcentaje de minería de oro aluvial departamental por figura de ley (2020)	14
Figura 3:	Minería ilegal de oro en los ríos para la Amazonía colombiana	15
Figura 4:	Rutas fluviales de importancia para la minería ilegal en la triple frontera Brasil, Colombia y Perú	16
Figura 5:	Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia y minería de oro aluvial en Colombia (2020)	19
Figura 6:	Combinación de métodos de evaluación económica	36

Figura 7: Flujo de beneficios ecosistémicos sin impacto ambiental y con recuperación de impacto ambiental (valores meramente ilustrativos)	36
Figura 8: Línea lógica para relacionar la existencia de la minería los impactos en la salud humana	45
Figura 9: Concentración de mercurio después de cierta distancia (km)	49
Figura 10: Niveles de mercurio en el cabello de la población colombiana	54
Figura 11: Pirámide explicativa del resultado del infarto de miocardio asociado con la ingesta de mercurio en la Amazonía colombiana	64
Figura 12: Pirámide explicativa del escenario de hipertensión en la Amazonía colombiana	71
Figura 13: Oro calculado por oro contabilizado	83

Lista de Cuadros

Cuadro 1: Descripción general de la calculadora como categorías de impacto, abordaje para valoración económica y actividades específicas de impacto por tipo de minería	21
Cuadro 2: Unidades de entrada por tipo y minería	22
Cuadro 3: Productividad (gramos de oro por tonelada de mineral)	26
Cuadro 4: Variables consideradas para calcular el costo logístico de recuperación con plántulas	29
Cuadro 5: Valores monetarios de la bioprospección por hectárea	33
Cuadro 6: Estudios de valoración económica del valor de existencia en la Amazonía (US\$/ha) en valores 2020	34
Cuadro 7: Niveles de contaminación por mercurio en peces en la Amazonía	48
Cuadro 8: Distancia recorrida por el mercurio en los ríos	50
Cuadro 9: Cálculo de la ingesta media diaria de metilmercurio	51
Cuadro 10: Producción por edad de minería	78
Cuadro 11: Relación entre la potencia de bomba y la producción de oro en la región del Tapajós	82
Cuadro 12: Parámetros utilizados y calculados para estimar el caudal de las bombas	82
Cuadro 13: Pérdidas de mercurio por minería aluvial y en balsas	86

Resumen Ejecutivo

La minería ilegal de oro genera impactos acumulativos y potencialmente irreversibles en el medio ambiente y la salud humana. A pesar de que estos impactos son reconocidos internacionalmente, como en el caso del uso del mercurio, por el Convenio de Minamata, aún existen vacíos de conocimiento en cuanto a la sistematización de las relaciones causales de la minería y sus impactos socioambientales, lo que termina debilitando las actividades de las instituciones dedicadas a la prevención y sanción de los responsables de esta actividad ilícita. Este trabajo contribuye a llenar este vacío, ofreciendo una metodología innovadora y robusta para la valoración de estos impactos basada en la evidencia de la literatura científica sobre el tema.

El trabajo construye una fórmula generalizable basada en parámetros estandarizados, que establece la conexión entre el nivel de actividad minera ilegal y sus consecuencias sociales y ambientales. La metodología relaciona el tipo y tamaño de la minería o la cantidad de oro producida y sus impactos, que se dividen en tres grandes categorías: deforestación, sedimentación y contaminación por mercurio. La magnitud de estos impactos se ajusta por factores contextuales que influyen en los valores económicos, como la densidad y tamaño de la población afectada, el consumo promedio de pescado contaminado y los costos logísticos para la recuperación de áreas. Además, la metodología también permite la diferenciación de valores por tipo de minería: aluvión¹, balsa o socavón.

Como resultado, la metodología, que ya es adoptada oficialmente tanto por el Ministerio Público como por peritos la Policía Federal de Brasil, contribuye al fortalecimiento de la lucha contra la minería ilegal de oro, brindando agilidad a los cálculos y robustez a los procesos judiciales relacionados con el tema, desanimando a nuevos infractores y reduciendo la probabilidad de nuevos impactos. Considerando su aplicabilidad, el programa Paisajes Sostenibles de la Amazonía, financiado con recursos del GEF y bajo el liderazgo del BM, encargó a CSF para la adaptación de dicha metodología para Colombia y Perú. Además, los órganos de control pueden beneficiarse de la herramienta en los procesos de planificación de inversiones en fiscalización, vigilancia y prevención, ya que muestra el nivel de costos sociales que se pueden evitar si son invertidos en este tipo de acciones.

Los resultados obtenidos con la herramienta para Colombia muestran que, según las hipótesis consideradas, 1 kg de oro extraído genera impactos entre US\$340 mil y US\$1,4 millón de dólares, en su mayoría relacionados con los impactos del mercurio en la salud humana. Considerando un precio de venta del oro de US\$55 mil por kilo de oro, y que cerca del 30% de ese valor (US\$16.5 mil) es ganancia de quien lo extrae, es claro que el costo social del oro es mayor que el beneficio privado de quienes se benefician con la actividad.

¹ En este documento se utiliza el término *aluvión* y *aluvial* indistintamente.

Además de la metodología aquí presentada, se desarrolló la “Calculadora de Impactos de la Minería Ilegal de Oro”, una herramienta analítica y pedagógica en línea que permite el cálculo automatizado de valores de impactos. La herramienta presenta, de forma ilustrada, accesible y resumida, el paso a paso de la valoración y sus resultados para diferentes contextos y públicos, contribuyendo con la difusión del conocimiento, y sensibilizando a las personas y comunidades afectadas por la minería, con el objetivo de fortalecer la lucha por el derecho a la salud y a un ambiente equilibrado.

<http://calculadora.conservation-strategy.org>

Presentación

En las últimas décadas, muchos de los países amazónicos han pasado por procesos de desindustrialización, como consecuencia, los sectores primarios vinculados a la extracción de recursos naturales han ganado gran relevancia económica y política. El modelo imperante de explotación exhaustiva de los recursos hace que perdamos cada día nuestra base para el desarrollo a largo plazo, nuestro capital natural.

Por si fuera poco, la intensificación de este modelo cada vez más desregulado lleva a la contaminación, al conflicto y a la muerte, perjudicando otra base del desarrollo social, el capital humano. La minería ilegal de oro es un desastre invisible a los ojos de la mayoría de la población, pues ha ido contaminando, día tras día, de forma acumulativa e irreversible, los ríos, los alimentos y la población amazónica.

En este contexto, es fundamental el papel de las instituciones de control, como la Fiscalía y otras instituciones de fiscalización, que vienen actuando para reprimir las actividades ilícitas, sancionar a los responsables por los daños generados por la minería ilegal y desalentar la apertura y contaminación de nuevas áreas. Una herramienta importante para desincentivar la actividad es el cobro de indemnizaciones por los impactos generados por la actividad ilícita. Su cálculo económico es complejo y necesario. Para evitar la arbitrariedad en las decisiones de valores, es necesario establecer metodologías y criterios transparentes para la evaluación de los impactos sociales y ambientales.

En este contexto, CSF Brasil ha desarrollado la primera metodología de valoración económica de impactos de la minería artesanal de oro que considera los impactos de la deforestación, sedimentación y contaminación por mercurio (Gasparinetti et al. 2021; Bakker et al, 2021). Este exitoso trabajo, hecho en alianza con el Ministerio Público de Brasil, ahora es adaptado a la realidad de otros países amazónicos para apoyar instituciones gubernamentales a enfrentar el problema de la minería ilegal de oro.

Entendiendo la relevancia del proceso y buscando escalar su alcance, el proyecto regional del Programa Paisajes Sostenibles de la Amazonía, financiado por recursos del GEF y bajo el liderazgo del BM, contrataron a CSF para desarrollar la “Calculadora de Impacto de la Minería Ilegal de Oro en Colombia”, una herramienta de valoración económica que aportará robustez y rapidez al cálculo de los costos socioambientales de la minería ilegal de oro en múltiples contextos.

Este estudio es un primer paso hacia la construcción de consensos sobre los tipos y magnitudes de los impactos relacionados con la minería ilegal de oro. Presenta bases de datos y parámetros medios adaptables para valoraciones en una amplia gama de contextos, apuntando a la definición de valores indemnizatorios. La herramienta también contribuye con los procesos de planificación, demostrando que mayores inversiones en fiscalización y en tecnologías más limpias valen la pena desde el punto de vista

socioeconómico, generando reducciones en los impactos sociales con políticas sostenibles que también sensibilizan y crean conciencia sobre los impactos.

1. Introducción

La minería ilegal de oro se ha ido expandiendo en la Amazonía colombiana, causando importantes impactos sociales, económicos y ambientales en la región. El auge del precio del oro, que entre 2013 y mediados de 2019 no superaba los 43.69 US/ gr y actualmente alcanza los 61.45 US/gr (World Gold Council, 2021), ha dinamizado su explotación pasando de las 36.67 toneladas en 2019 a las 47.6 toneladas en 2020. Sin embargo, gran parte de la producción es de origen ilícito (OEA, 2022); en particular, para la minería de oro de aluvión que es la principal en Colombia, el porcentaje corresponde a un 69% de acuerdo con UNODC y MinMinas (2020). A pesar del consenso sobre la existencia de los impactos, actualmente no existe un acuerdo sobre metodologías para cuantificar los daños que contribuyen al momento de la judicialización. Esta situación se traduce en valores de multas definidos arbitrariamente, provocando menor credibilidad del proceso por parte del poder judicial.

Ante ello, CSF ha desarrollado una metodología de cálculo que toma en cuenta los impactos sociales y ambientales de la actividad ilícita para reducir esta arbitrariedad de valores al ser judicializada (Gasparinetti et al. 2021; Bakker *et al.* 2021). Las metodologías de valoración económica son útiles para estimar la variación de bienestar de las personas como resultado de cambios en la calidad o cantidad de bienes y servicios ambientales (Da Motta, 1997). El valor de la conservación o un impacto negativo en la naturaleza, depende de las consecuencias de acciones o de cambios de escenarios sobre la sociedad y los individuos.

La valoración de un impacto ambiental contribuye con estandarizar procesos para cuantificar los daños, con el objetivo de reducir la arbitrariedad en el cálculo de los valores de las penas y las indemnizaciones. También, favorece la concientización de la población y de los actores, de modo que aumente el consenso sobre la magnitud de los daños ambientales, influenciando comportamientos y políticas públicas.

La calculadora de impacto se basa en la Teoría Económica de Valoración, que proporciona una metodología robusta para contribuir a un consenso conceptual respecto a los valores económicos del daño socioambiental. De esta forma, el trabajo busca desarrollar una herramienta automática para el cálculo parametrizado del valor monetario de los impactos causados por la minería ilegal en la Amazonía. La herramienta calcula resultados a partir de la síntesis de relaciones entre daños biofísicos y sus impactos sobre la economía, sociedad y ambiente con base en la literatura académica y especializada en el tema.

La presentación de estas relaciones, desde la comprensión de los procesos técnicos mineros hasta la valoración económica en sus diversos impactos es inédita en la literatura y representa un avance importante para el debate. Dada la complejidad del tema, la concatenación de estas informaciones presenta de manera objetiva estas relaciones de

causa, efecto y valor económico para una mejor comprensión de las dinámicas de esta actividad y sus impactos y consecuencias.

Así, la calculadora busca dar soporte a la evaluación de impactos, judicialización de los daños socioambientales de esta actividad ilícita y la evaluación de políticas públicas relacionadas a la fiscalización y prevención de esta actividad. La construcción de la metodología contribuye a la incorporación de los impactos por parte de los tomadores de decisión y amplía la discusión sobre los efectos de la actividad de la minería ilegal en una zona estratégica como la Amazonía para el desarrollo económico de los países amazónicos.

Este documento comienza con una sección que explica, en general, la calculadora de impacto de la minería ilegal de oro en la Amazonía en Colombia, mostrando los métodos de valoración económica aplicados, así como una descripción de los principales impactos y tipos de minería de oro en Colombia.

El siguiente capítulo detalla la metodología para medir el impacto de la minería aurífera, en específico el tipo de minería aluvial. En secuencia, el siguiente capítulo demuestra cómo el tipo de extracción de oro en socavón/pozo difiere del aluvión. Finalmente, el último capítulo destaca los impactos de la minería de oro en balsa/flotante, demostrando principalmente su diferencia en términos de evaluación del daño por sedimentación fluvial.

1.1. Contexto de la exploración aurífera en la Amazonía colombiana

Históricamente, en Colombia, la explotación ilícita de yacimientos de oro se ha concentrado en Bolívar, Antioquia y Chocó; pero recientemente se destaca la región del Amazonas (Amazonas, Guainía, Caquetá, Putumayo, Vaupés, Guaviare) como nueva área de explotación ilícita. Por ejemplo, de acuerdo con la Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada (RAISG), en 2020 se encontraron cerca de 100 sitios de minería ilegal de oro a lo largo de los ríos Caquetá, Putumayo y Cotuhé. Sin embargo, la investigación de la actividad en esta región aún está en desarrollo.

Según el Organized Crime and Corruption Reporting Project (OCCRP, 2021), desde 2014, Colombia ha experimentado un aumento de la actividad minera ilegal. Esto se refleja en las operaciones contra la actividad en el país: de 2010 a 2015, se realizaron 34 operativos antimineros ilegales; mientras que en los primeros meses de 2020 se contabilizan más de 2000.

La producción de oro pasó de 37,5 t en el 2019 a 47,8 t en el 2020, cuando el precio del oro se ha ubicado como el más alto históricamente, con cotizaciones cercanas a US \$2.100 dólares la onza (agosto del 2020) (UNODC, 2021). En Colombia no hay cifras claras sobre la cantidad de oro ilegal. Sin embargo, de las 51 toneladas que exportó Colombia hasta

septiembre de 2012 por el valor de US\$ 2,331 millones, más de la mitad provenía de la minería informal² (Revista Semana, 2013).

Un estudio de la Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Crimen (UNODC, 2021) presenta la distribución de la minería de oro aluvial por departamento (ver Figura 1).

² Cabe destacar la diferencia entre la minería de oro informal e ilegal. La primera es aquella que incumple las normas administrativas, técnicas, sociales y ambientales que regulan la actividad minera. La segunda, además de lo anterior, se realiza en zonas de exclusión minera. Es decir, donde está expresamente prohibido el ejercicio de la actividad minera. Fuente: <https://preveniramazonia.pe/delito-ambiental/mineria-ilegal/>

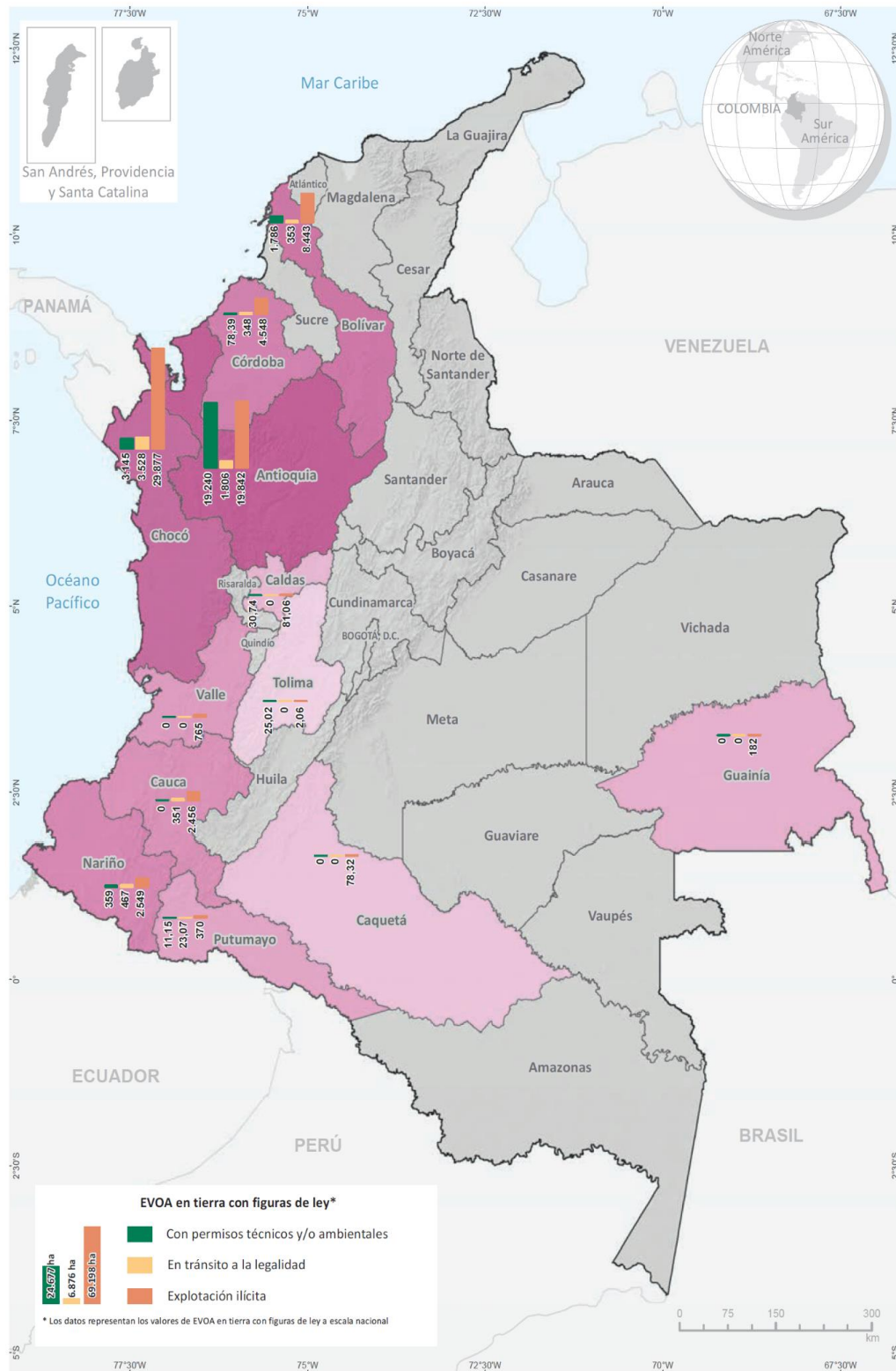


Figura 1: Distribución departamental de minería de oro de aluvial en tierra y figuras de ley³.
Fuente: UNODC (2021).

En la Figura 2 se puede observar que los departamentos en la Amazonía colombiana como Guainía, Caquetá y Putumayo tienen más del 80 % de la minería de oro aluvial en la categoría de Explotación ilícita.

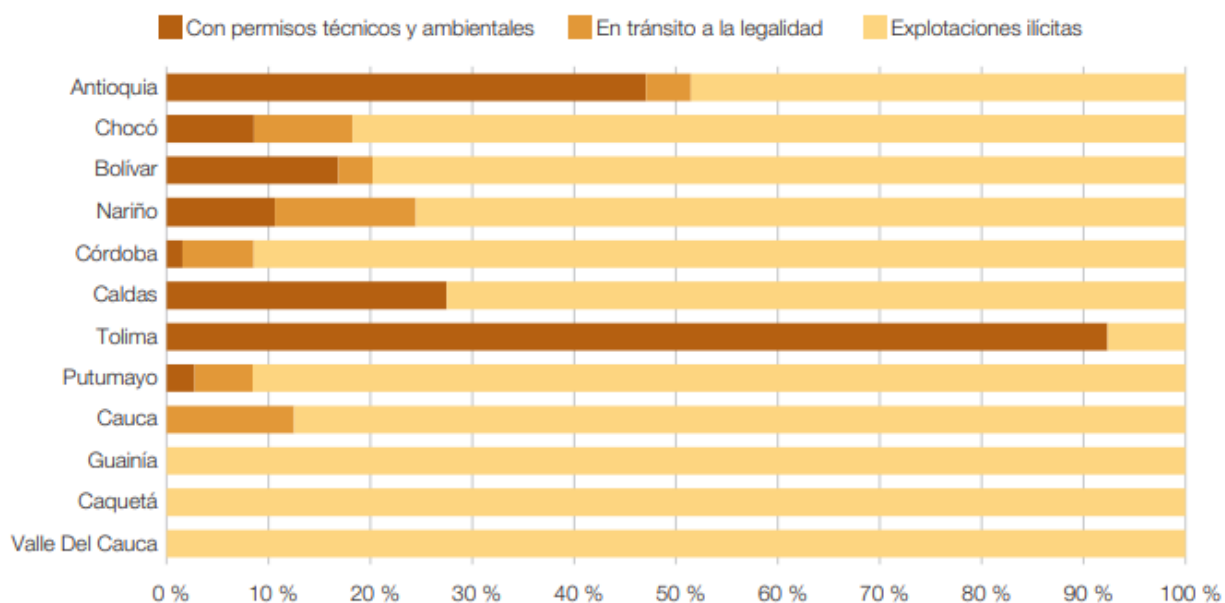


Figura 2: Porcentaje de minería de oro aluvial departamental por figura de ley (2020). Fuente: UNODC (2021).

Es importante mencionar que las alertas identificadas en los ríos ubicados en la Amazonía y la Orinoquía se ubican en la categoría de Explotación Ilícita.

La Figura 3 a continuación muestra las principales rutas de la minería ilegal de oro en los ríos hacia la Amazonía colombiana, en la que podemos destacar los ríos que también pertenecen a países vecinos como el río Puré en la frontera con Brasil.

³ Se entiende como figuras de ley cualquier aspecto de la normatividad de la explotación, con atributos geográficos y con condiciones reglamentadas, que pueda ser circunscrito a un territorio.

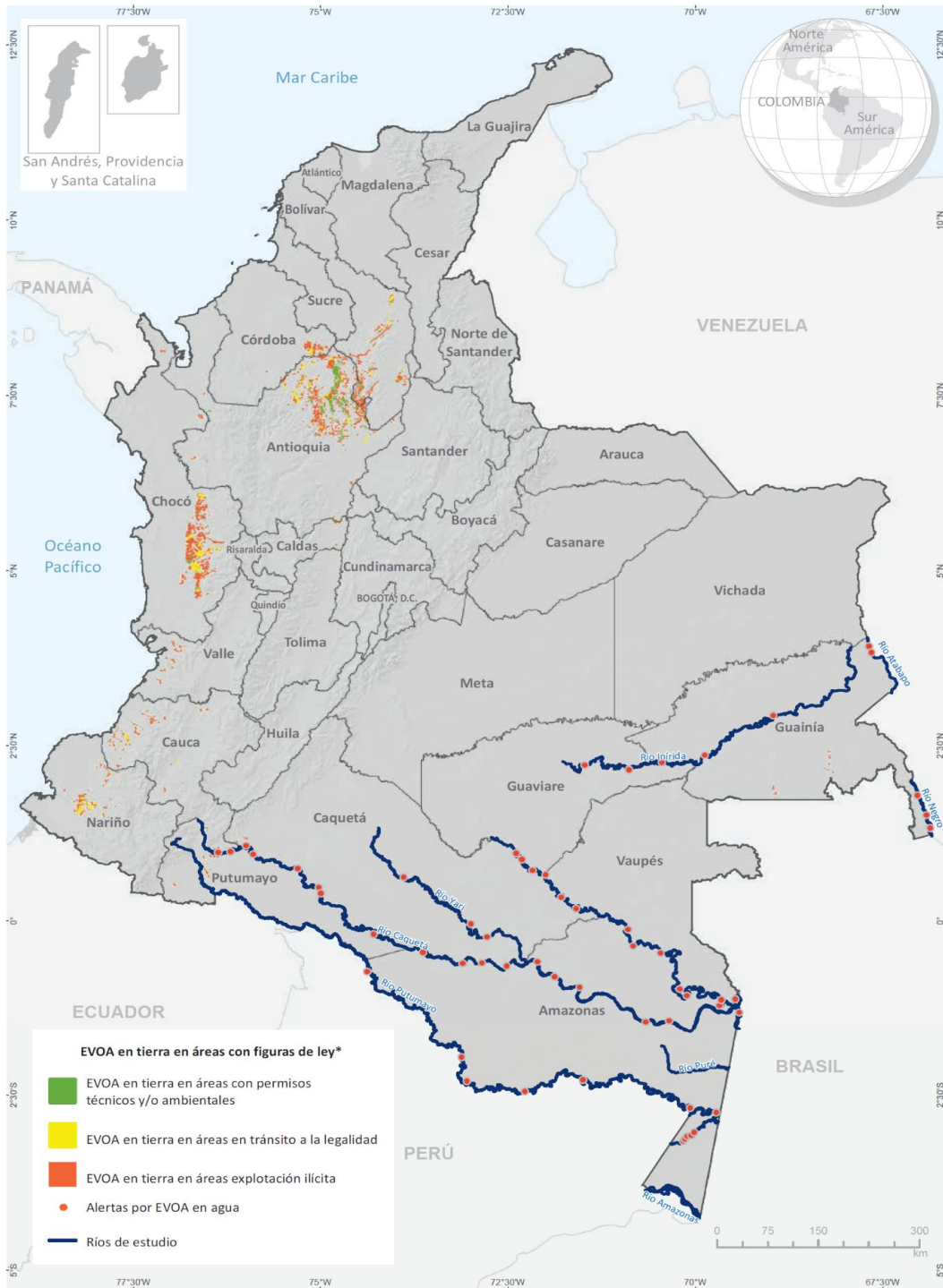


Figura 3: Minería ilegal de oro en los ríos para la Amazonía colombiana.
Fuente: UNODC (2021).

Para analizar la importancia de la minería ilegal en la triple frontera y mejorar la comprensión de esta actividad en un escenario transfronterizo, intercultural diverso y en un contexto de cuenca, es menester ilustrar la transformación de los ríos amazónicos

presentes en el área de estudio y destacar las áreas donde hay evidencia de presencia de balsas o dragas mineras en las rutas fluviales (Figura 4).

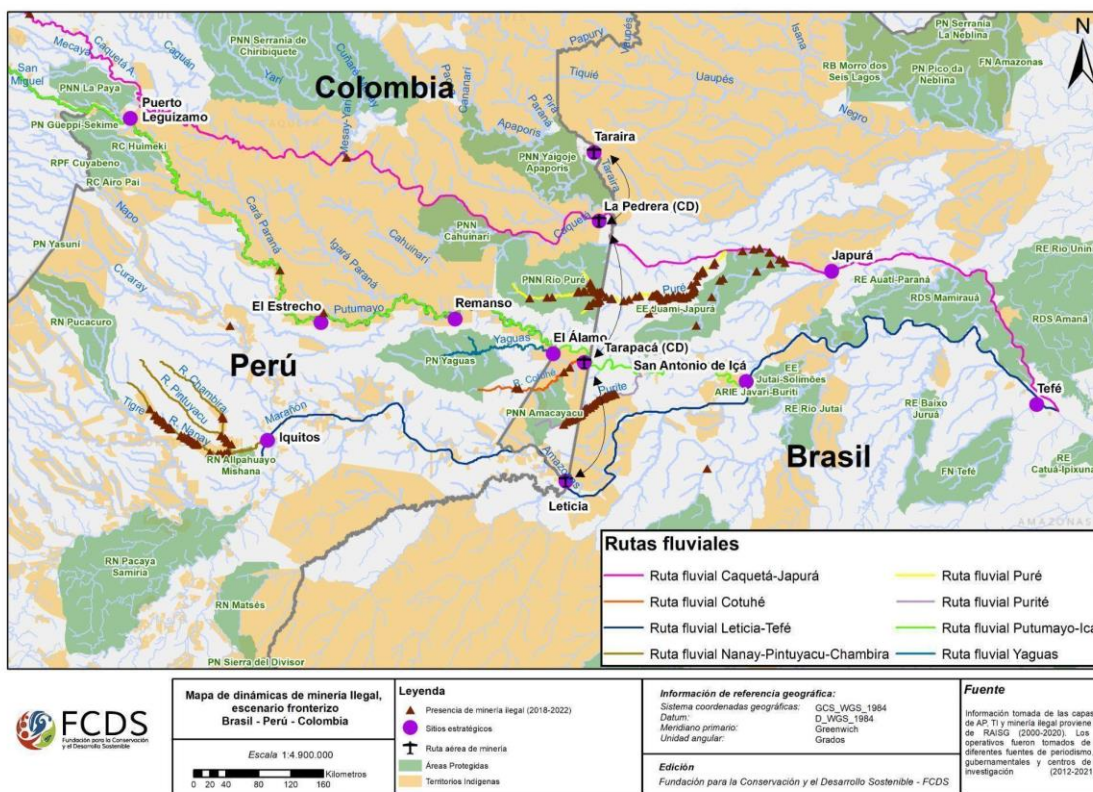


Figura 4: Rutas fluviales de importancia para la minería ilegal en la triple frontera Brasil, Colombia y Perú. Fuente: FCDS (2022).

Finalmente, la Figura 5 se observa que la presión también se da en áreas conocidas como Zonas Excluidas Mineras, según el Código de Minería en su artículo 34, las cuales son áreas que integran el sistema de parques nacionales naturales de Colombia, parques naturales de carácter regional y zonas de reservas forestales. Es posible observar una fuerte presión en las áreas protegidas de la Amazonía colombiana, principalmente en La Reserva Nacional Natural (RNN) Puinawai, pero también en el Parque Nacional Natural (PNN) Amacayacu, PNN Cahuinari y otros.

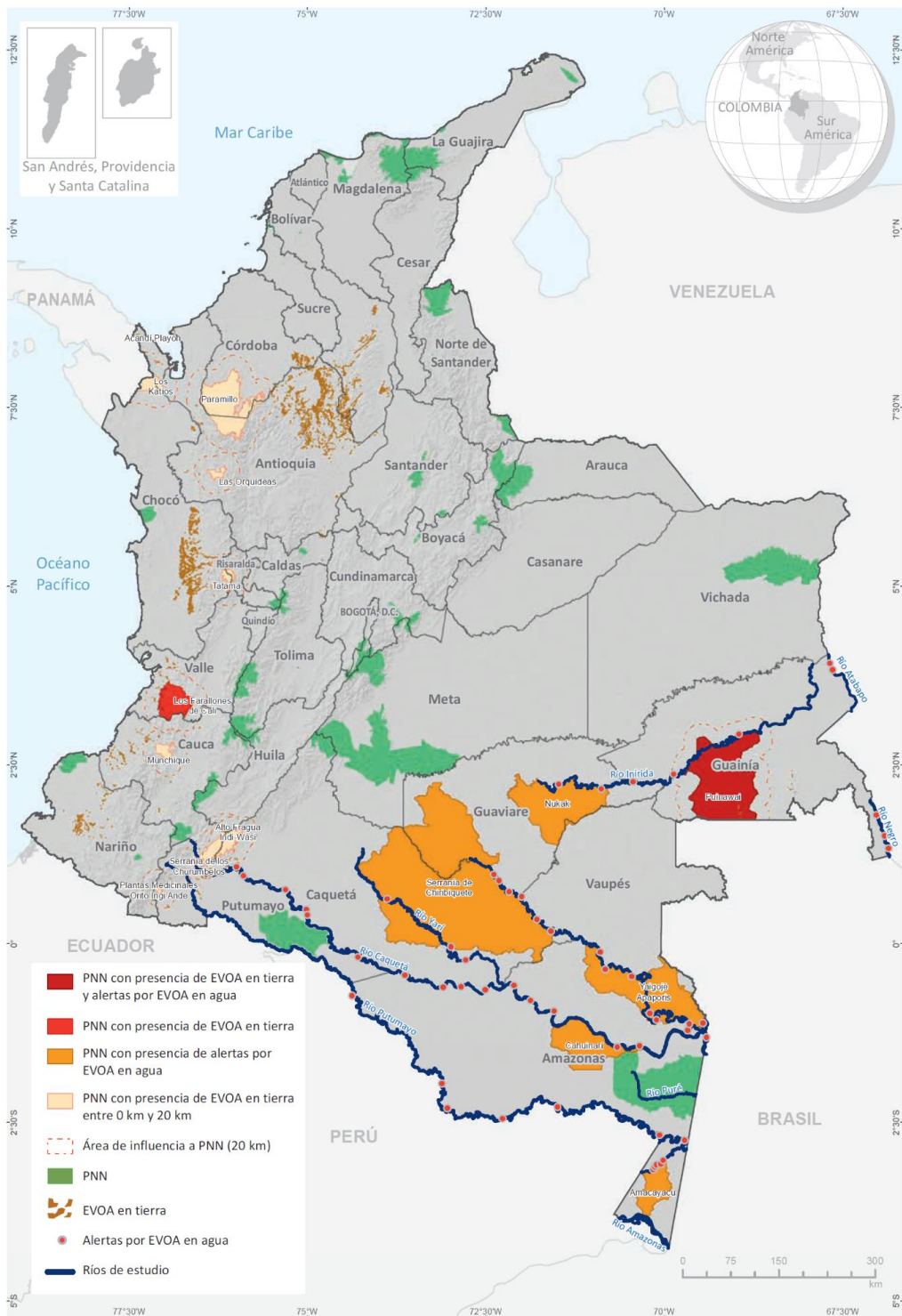


Figura 5: Sistema de Parques Nacionales Naturales y minería de oro aluvial en Colombia (2020). Fuente: UNODC (2021).

La Alianza Regional Amazónica para la Reducción de los Impactos de la Minería de Oro señala que la minería ilegal toma lugar en 5 áreas naturales protegidas (PNN Amacayacu, PNNN Cahuinarí, PNNN Río Puré, Parque Nacional Yaguas y Estación Ecológica Juami-Japurá) y 16 territorios indígenas de la Amazonía colombiana. UNODC y MinMinas (2020) alerta la presencia de minería de aluvión en los departamentos de Amazonas, Guainía, Caquetá, Putumayo, Vaupés, Guaviare y Cauca; específicamente cerca de los ríos Apaporis, Caquetá, Cotuhé, Inírida, Negro y Atabapo.

2. Calculadora de impactos de la minería ilegal de oro en la Amazonía colombiana

La cantidad de daño estimado por la “calculadora de impactos” depende de algunos parámetros, como el tipo de minería (aluvión, balsa o pozo), región minera, cercanía a las comunidades, etc. Así, para el cálculo, el usuario debe ingresar las características de la mina en cuestión, lo que genera automáticamente valores monetarios ajustados de acuerdo con estos parámetros de entrada. También existe la posibilidad de utilizar un “nivel base” de cada parámetro que se refiera a los valores promedio encontrados en la literatura, en caso de que no exista más información sobre la minería.

En cuanto a los tipos de minería, la calculadora presenta la siguiente división:

- Minería de Aluvión: Extracción del mineral mediante la excavación de zanjas abiertas (pozos), generalmente en las márgenes de los ríos.
- Minería de Balsa/flotante/fluvia: Extracción de mineral mediante dragado de cauces. Realizado en barcos o flotantes.
- Minería de Pozo/socavón: Extracción del mineral a través de profundos túneles subterráneos.

Para la definición de categorías generales de impactos mineros, fue realizada una extensa revisión de la literatura y una amplia consulta con diversos especialistas en el tema. Las categorías de impacto se dividen en:

- Deforestación: Impacto en la capa superficial del suelo con remoción del perfil del suelo, compuesto por materiales ricos en materia orgánica. Entre los impactos ambientales están la pérdida de diversos servicios ambientales, como la recreación, la captura de carbono, la provisión de recursos madereros y no madereros, entre otros.
- Sedimentación: Desmonte mecánico o hidráulico de conglomerados. Si es mecánico, mediante excavadoras hidráulicas o herramientas manuales de excavación que retiran el material del fondo del pozo para ser procesado en el área de concentración; si es hidráulico, por medio de un conjunto de motobomba de captación de agua para lavado a presión de la veta o veta del mineral, formando la pulpa. Parte de estos sedimentos caen a los ríos, generando sedimentación. El impacto también puede ser causado por el uso de balsas con motores de bomba que hacen girar el lecho del río, lo que también provoca una mayor erosión y sedimentación de los ríos.
- Contaminación por mercurio: El uso de mercurio en la minería del oro genera consecuencias para la salud humana tanto por la inhalación de mercurio elemental, como por la ingestión de pescado contaminado con metilmercurio. Los daños a la salud humana seleccionados en la calculadora son la pérdida de coeficiente

intelectual en los niños, enfermedades cardiovasculares y síntomas neuropsicológicos (temblores en mineros).

La medición de las categorías de impacto hace uso de diferentes métodos de valoración. En resumen, se clasifica como dos posibles abordajes:

- Costo de reposición o recuperación del área minera: técnicas para recuperar el medio ambiente, tanto en su capa superficial, como profunda, así como recuperar el bienestar humano
- Costo de oportunidad de la minería o beneficios cesantes: se presentan los beneficios que fueron perdidos con la existencia de la minería.

Es importante tener en cuenta que la calculadora de impacto utiliza estos dos métodos de valoración juntos. Es decir, se asume que puede haber una recuperación hipotética realizada en el año inmediatamente posterior a la realización de la actividad minera. Sin embargo, incluso con la recuperación, pueden pasar varios años antes de que los servicios ambientales se restablezcan. Esta metodología se describe mejor a lo largo del informe.

Así, según la literatura sobre valoración económica, existen diferentes posibilidades para calcular un mismo impacto ambiental. El Cuadro 1 a continuación presenta las categorías de impacto, el método de valoración utilizado en cada una de ellas, las actividades impactadas y el tipo de minería que causa determinado impacto. Así, la fórmula de la calculadora de impactos es una combinación de los componentes de cada categoría de impactos.

Categoría de impacto	Abordaje/ Método de Valoración	Actividades específicas de impacto	Aluvión	Balsa	Pozo
Deforestación	Costo de oportunidad de la minería	Bioprospección; carbón; productos no madereros y madereros; recreación; cultural/especies	•		•
	Costo de recuperación del área minera	Recuperación forestal	•		•
Sedimentación	Costo de oportunidad de la minería	Servicios Ecosistémicos – sedimentación	•	•	•
		Estabilización del suelo	•		•

	Costo de recuperación del área minera	Dragado de sedimentos/ Rectificación del lecho del río	•		•
Contaminación por mercurio	Costo de oportunidad de la minería	Síntomas neuropsicológicos	•	•	•
		Enfermedades cardiovasculares	•		
		Pérdida CI ⁴ en niños	•	•	•
	Costo de recuperación del área minera	Aplicación de técnicas para la remediación de suelos contaminados con mercurio	•		•

Cuadro 1: Descripción general de la calculadora como categorías de impacto, abordaje para valoración económica y actividades específicas de impacto por tipo de minería. Fuente: Elaboración propia.

Es importante señalar que, para la minería de balsa, los impactos del mercurio en el agua serán proporcionalmente mayores que los impactos de la minería aluvial porque no habrá pérdida de mercurio en el suelo ⁵. Mientras tanto, en la minería aluvial hay pérdidas de mercurio a los suelos y ríos y en la minería de balsa toda esa pérdida va para los ríos.

Otro punto importante para destacar en la calculadora es con relación a sus parámetros de entrada (inputs del usuario en la calculadora). La fórmula básica utilizada para evaluar los daños mineros fue desarrollada a partir de dos situaciones evidenciadas en las actuaciones de los organismos públicos asociados al combate de esta actividad ilícita.

Algunas instituciones públicas hacen decomisos de oro al final de la cadena, sin que se conozca el origen de esta producción. La otra situación se presenta cuando existe una denuncia de minería y/o observación satelital, requiriendo trabajo de campo, pero con poco o ningún decomiso de oro. Así, en la primera situación, el único dato disponible para calcular el daño es la cantidad de oro, mientras que, en la segunda situación, se pueden recolectar diferentes datos biofísicos sobre el impacto ambiental en el sitio minero, como el área impactada y la profundidad de los hoyos (para minería aluvial), tiempo de extracción (meses o años de extracción de minería de pozo o balsa) o por tipo de motor de balsa para minería de oro flotantes en ríos. Por lo tanto, se decidió desarrollar una valoración con dos entradas posibles para las fórmulas de valoración para cada tipo de minería.

⁴ El CI (Cociente Intelectual) es una medida, un número que expresa la capacidad intelectual de un individuo en base a criterios de referencia y comparaciones, estableciendo una relación entre su edad mental y cronológica.

⁵ Se puede ver más información en el apartado que trata específicamente del impacto en flotantes.

El Cuadro 2 a continuación resume las diferentes unidades de entrada por tipo de minería:

Tipo de minería	Unidades de entrada
Aluvión	Gramo de oro
	Hectárea
Socavón	Gramo de oro
	Ños de minería de pozos
Balsa	Gramo de oro
	Meses de minería de balsa

Cuadro 2: Unidades de entrada por tipo y minería. Fuente: Elaboración propia.

Las dos formas de entrada (inputs) llegarán a resultados monetarios similares y, para eso, fue necesario comprender la conversión entre las dos unidades de entrada (inputs) como, por ejemplo, gramos de oro y hectárea para aluvión. Tales conversiones serán más detalladas en las próximas secciones. Los siguientes capítulos describen los tipos de minería (aluvión, balsa o socavón) mostrando sus diferencias en el impacto sobre el medio ambiente y la salud humana.

3. Minería de Aluvión

Para el caso específico de la minería de aluvión, un análisis de percepción remota realizado en 2019 encontró que el 66% de la explotación de oro de aluvión con maquinaria en tierra en Colombia se realiza por fuera de cualquier figura legal, abarcando un total de 64,727 hectáreas (UNDOC y MinMinas, 2020), lo cual no es despreciable, considerando que la mayoría del oro colombiano proviene principalmente de la actividad minera de aluvión (OEA, 2022). En el mismo estudio se alerta por la presencia de minería de aluvión en agua en los departamentos de Amazonas, Guainía, Caquetá, Putumayo, Vaupés, Guaviare y Cauca.

La conversión de la unidad de medida de gramos de oro a hectáreas impactadas en minería aluvial se calcula automáticamente a partir del momento en que lo llamamos “productividad” (que es el gramo de oro por tonelada de mineral⁶) y profundidad del hueco (en metros). Así mismo, si se utiliza el ingreso de datos por hectáreas impactadas, es posible obtener datos sobre la cantidad aproximada de oro producido. Las siguientes subsecciones presentan la metodología para cada tipo de entrada de la fórmula para este tipo de minería.

3.1. Relación de oro extraído por hectárea afectada

3.1.1.1. Ecuación que relaciona hectárea impactada y oro incautado con input del usuario de la calculadora en cantidad de oro incautado

Esta entrada de cálculo utiliza la cantidad de oro en gramos (g) incautada para llegar a los impactos biofísicos de la minería. Como no se sabe el tipo de minería (aluvión, flotante o socavón) que se utilizó, la calculadora brinda valores monetarios para cada una de estas opciones. De antemano, se sabe que la cantidad de oro incautada puede ser muy inferior a la que realmente se produjo en una mina determinada y, por lo tanto, se subestimarán el valor real de los daños.

Para llegar a los daños biofísicos a partir de la cantidad de oro incautado, primero se debe calcular el volumen de suelo removido. El hueco abierto para la exploración de oro consta de dos partes: hay una parte estéril y una parte de mineral. El mineral es una roca o un mineral que se puede explotar económicamente. Mineral de mina es cualquier mineral del que se pueden extraer económicamente una o más sustancias químicas, simples o complejas (por ejemplo, hematita). Por su parte, el estéril es la roca que se presenta dentro o fuera del cuerpo del mineral, sin valor económico, que se extrae en la operación minera (Adones, s.d).

⁶ Diversas referencias adoptan la nomenclatura “Contenido” para delimitar lo que aquí llamamos productividad. Se denomina contenido a la concentración de elementos útiles en una asociación mineral o yacimiento (Damasceno, 2017).

Así, para la extracción de oro, existe una relación estéril/mineral (definida por las siglas REM) que representa la tonelada de estéril que se debe remover para acceder a una tonelada de mineral (se utilizará una relación de 7:1 aquí – Yamana Gold, s.d). Así, se entiende que el oro se encuentra dentro del mineral y no dentro del estéril. Como consecuencia, la productividad del oro medida en gramos de oro por tonelada de mineral se cuenta solo en la cantidad total de mineral revuelto (o extraído).

Dados los diferentes contextos observados en la Amazonía Colombiana, tomamos como referencia tres parámetros distintos de productividad de oro en el mineral: 0,67, 0,2 y 0,17 (Hernández y Valdés, 1990; Cuellar, 1997; Alianza para la Minería Responsable, 2021) gramos de oro por tonelada de mineral. De esa forma, la cantidad de mineral volcado (en toneladas) es calculada dividiendo la cantidad de oro (en gramos) por la productividad (gr Au/ton).

Para estimar la cantidad de volcado (o removido), la cantidad de mineral se multiplica por 7 (que es la relación estéril/mineral⁷). Sumando el mineral al estéril, tenemos, en toneladas, la cantidad de sedimento removido del suelo. Por lo tanto, para calcular el volumen total de suelo (o sedimentos) removido, dividimos la cantidad total de sedimentos en toneladas por la densidad media de estéril y mineral⁸, que aquí asumimos 2,76 ton/m³.⁹

También suponemos que, dada la precariedad de los procesos mineros, se utilizó la misma hipótesis utilizada para Brasil, en que hay una pérdida del 50% en la cantidad total de oro recolectado. Es decir, en este volumen estimado con cierta productividad, para obtener la cantidad total de oro según esta fórmula, sería necesario duplicar el volumen extraído. Por lo tanto, este volumen se multiplica por 2 (dado el 50 % de pérdida) para estimar el material total extraído. Así, con el volumen (medido en m³) se puede calcular el área impactada (en m²) dependiendo de la profundidad del hoyo estipulado. Para ello se divide el volumen (m³) por la profundidad del pozo (metros). Para calcular el área impactada en hectáreas, se divide el área en metros cuadrados por 10,000.

Así, para estimar la cantidad de oro por hectárea, la cantidad inicial de oro se divide por el área impactada (ha). Asimismo, para estimar el número de hectáreas impactadas por kilogramo de oro, se divide el número de hectáreas impactadas por la cantidad inicial de oro.

Estas estimaciones servirán de base para calcular los valores del impacto de voladuras y excavaciones en la capa profunda del suelo. Las siguientes fórmulas detallan esto paso a paso.

$$\text{Min} = \text{Og}/\text{Pd}$$

$$\text{E} = \text{M} * \text{Rem}$$

⁷ http://www.inema.ba.gov.br/wp-content/files/RIMA_projeto_santa_luz_parte1.pdf

⁸ Como la densidad se mide en masa/volumen, el cálculo se realiza a la inversa para llegar al volumen que tiene la densidad.

⁹ Klein (2002, apud Lima et al. 2007). Disponible en: <https://repositorio.ufba.br/ri/bitstream/ri/2640/1/11450-36776-1>

$$E = M \cdot 7$$

$$S = M + E$$

$$V = S / D$$

$$V_t = V \cdot \text{Per}$$

$$V_t = V \cdot 2$$

$$A_m = V_t / P_f$$

$$A_h = A_m / 10.000$$

$$H = A_h / O_g$$

$$O_h = O_g / A_h$$

Donde:

Min = Mineral volcado (ton)
 Og = Cantidad de oro incautado (gramos)
 Pd = Productividad (gr Au/ton mineral)
 Rem = Relación estéril/mineral
 E = Estéril (ton) Per = Pérdida = 2
 S = Sedimentos removidos del suelo (ton)
 D = Densidad media de estéril y mineral (2.76 ton/m³)
 V = Volumen de sedimentos (m³)
 Vt = Volumen total con pérdida (m³)
 Am = Área impactada en metros (m²)
 Pf = Profundidad del pozo (metros)
 Ah = Área impactada en hectáreas (ha)
 H = Hectárea impactada por kilogramo de oro
 Oh = Cantidad de oro por hectárea

Haciendo todas estas sustituciones en las fórmulas, podemos llegar a dos fórmulas finales para estimar el área impactada que engloban la cantidad de oro incautado, la productividad y la profundidad del hoyo, que son las tres variables que se pueden modificar en la calculadora. Las fórmulas para el área impactada en metros cuadrados y en hectáreas se presentan a continuación:

(Ecuación 1) $A_m = 5,8 * ((O_g / (P_d * P_f))$

(Ecuación 2) $A_h = A_m / 10.000$

3.1.1.2. Ecuación que relaciona hectárea impactada y oro incautado con input del usuario de la calculadora con el área impactada

Se debe considerar el área dañada en hectáreas identificada en el sitio minero, siendo medido in situ por instituciones de investigación o por drones. Con esto, los expertos que van a la mina necesitan contabilizar algunas informaciones e ingresarlas en la calculadora de impactos. Cuando tenemos la información del área impactada en hectáreas o en metros

cuadrados, la calculadora hace el camino inverso de las fórmulas presentadas anteriormente para llegar a las cantidades de sedimentos y de oro potencialmente extraídos en un lugar determinado. Por lo tanto, una ecuación reducida para esta otra entrada de fórmula es demostrada en la ecuación 3 a continuación:

$$(Ecuación 3) \text{ Og} = (\text{Ah} * 10.000 * \text{Pd} * \text{Pf}) / 5,8$$

A partir del cálculo de la cantidad de oro y el área impactada por la minería, es posible desarrollar metodologías de valoración económica para cada impacto de esta actividad. Las siguientes secciones tratan estos temas.

3.1.2. Notas sobre diferentes productividades y oro por hectárea

Incluso para la minería con yacimientos con niveles más altos de oro, las técnicas no serían de alta productividad, como en la minería a gran escala realizada legalmente por grandes empresas. Por lo tanto, incluso con un posible contenido de oro más alto, asumimos que una mina ilegal no sería capaz de extraer todo el potencial de este depósito y, por lo tanto, el uso de un contenido conservador. En otras palabras, la extracción de oro por hectárea sería mucho menor que la cantidad total presentada en los yacimientos. Así, según el cálculo presentado en los apartados anteriores, en función de los contenidos, se llega a diferentes estimaciones de kilo de oro por hectárea en función de la profundidad del hoyo. El Cuadro 3 mostrado a continuación proporciona algunos ejemplos con niveles de productividad tomadas de la literatura (Hernández y Valdés, 1990; Cuellar, 1997; Alianza para la Minería Responsable, 2021).

Sitio	Contenido (gramo de oro por tonelada mineral)	→	Hectárea impactada por kg de oro (pozo de 2,5 m de profundidad)	Kg de oro por hectárea (pozo de 2,5 m de profundidad)
Putumayo	0.67	→	0.3	2.9
Vaupés	0.2	→	1.2	0.9
Colombia	0.17	→	1.4	0.7

Cuadro 3: Productividad (gramos de oro por tonelada de mineral). Fuente: Elaboración propia.

De la tabla anterior se pueden extraer de 0.7 a 2.9 kg de oro por hectárea.

Finalmente, se puede apreciar que los valores encontrados por las ecuaciones 2 y 3 descritas en la metodología convergen con los datos reportados por Hernández y Valdés, 1990; Cuellar, 1997; Alianza para la Minería Responsable, 2021. Por lo tanto, se asume que esta metodología a partir del contenido de oro es la mejor estimación encontrada para

demostrar la producción de oro por área impactada. Esta elección de grado conservador nos permite encontrar cantidades de oro más realistas por cada hectárea deforestada.

3.2. Valoración de la deforestación

La deforestación tratada en este apartado consiste en la excavación del perfil del suelo, removiendo material superficial, también más rico en materia orgánica¹⁰. Los impactos de la deforestación se valoran desde dos perspectivas de valoración económica (i) el costo de recuperación de la capa superficial del suelo y por el (ii) costo de oportunidad de la minería.

El costo de oportunidad se calcula a partir del beneficio de mantener el bosque en pie. Así, se debe calcular el valor de los servicios ecosistémicos que se verían afectados por la deforestación, utilizando el valor de uso directo, el valor de uso indirecto, el valor de opción y el valor de existencia. El costo de oportunidad involucra los componentes relacionados a alternativas económicas tales como productos madereros y no madereros, recreación, bioprospección, valor del carbono secuestrado y valor de existencia/cultural/especies.

Cada metodología de los componentes presenta costos sociales de dólares por hectárea por año. Así, cada valor final debe ser multiplicado por el área impactada. Es importante resaltar que esa área impactada puede ocurrir en hasta 12 veces más que el área de la minería (Sonter et al, 2017). Esto podría explicarse por la construcción de pistas de aterrizaje, apertura de vías para la logística del transporte, etc. Así, el usuario de la calculadora puede construir escenarios con o sin el multiplicador, lo que llamamos desbordamiento de deforestación. De ese modo, se puede calcular el tamaño de la deforestación multiplicando la extensión del área impactada por los componentes de impacto que se presentarán en las siguientes subsecciones:

- Costo social de la deforestación con desbordamiento = $12 * \text{Área deforestada (hectáreas)} * \text{componentes}$;
- Costo social de la deforestación sin desbordamiento = $\text{Área deforestada (hectáreas)} * \text{componentes}$.

Cabe señalar que esta opción de adoptar o no el desbordamiento se utiliza solamente cuando la entrada de la fórmula es una estimación por área impactada. Para la entrada de la fórmula por gramo de oro, la hipótesis es que siempre hay desbordamiento. Esto se justifica porque cuando se analiza un área impactada, en esta medición in situ es posible verificar si el área impactada era solo un hoyo o si existen otras áreas degradadas. Lo ideal es que sea utilizada en la calculadora un área de hoyo y posteriormente sea utilizado el factor de desbordamiento. En cuanto a la medida por gramo de oro incautado, se hace necesario utilizar automáticamente el desbordamiento para que las estimaciones de la

¹⁰ Los efectos más profundos sobre el suelo están asociados con el proceso de voladura hidráulica o mecánica y se discutirán en secciones posteriores.

calculadora sean más realistas. Si no se utiliza el desbordamiento en la medición por gramo de oro, el área afectada sería extremadamente subestimada.

3.2.1. Recuperación de la cubierta forestal (capa superficial del suelo)

Para evaluar los impactos de la deforestación, es posible calcular los costos de restaurar la cubierta forestal. El estudio de Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (CONIF) (2013) establece costos de recuperación de US\$ 4.8 mil/ha para siembra directa en la Amazonía y Cabezas et al (2021) establece costos de US\$ 1.7 mil/ha en un escenario con la misma actividad. La valoración de este impacto se da multiplicando el área impactada por el costo de recuperación.

Además de los costos de recuperación descritos anteriormente, existe un costo adicional relacionado con la logística de transporte de plántulas que debe agregarse al costo de recuperación. Dichos valores varían según la ubicación de la mina, más específicamente la distancia de un vivero a la mina. Para calcular el flete, inicialmente se calculó la distancia entre la localización de la minería ilegal (base RAISG¹¹) y el local de los centros urbanos (DANE, 2021).

Para cada departamento se calculó la distancia del sitio minero más cercano (a partir de datos RAISG) a cualquier tipo de zona urbana. Las distancias se calcularon utilizando el software QGIS 3.16, considerando una línea recta entre los centros urbanos y los sitios de minería ilegal. Se utilizó esta metodología debido a la dificultad de obtener distancias a través de caminos y vías fluviales, ya que una parte importante de las minas ilegales se encuentran en zonas remotas y de difícil acceso. Por lo tanto, esta estimación subestima la distancia realmente recorrida y, por lo tanto, el flete.

La distancia promedio de los cascos urbanos departamentales a la mina más cercana fue de 85 km. Si el usuario de la calculadora no conoce el departamento donde se ubica la mina, el costo logístico considerará dicha distancia. Se sabe que la disponibilidad de viveros es baja en el país, especialmente en la Amazonía. Pero elegimos usar este proxy para los centros urbanos de forma conservadora para los cálculos. El costo de transporte de plántulas por kilómetro se estimó con base en US\$ 0,32 por km (mismo del Brasil)¹², el precio del diésel a US\$ 0,75/litro (Ministerio de Minas y Energía, 2021)¹³ y kilómetros recorridos por litro de diésel con 3.17 km/litro (UPME, 2015).

¹¹ Red Amazónica de Información Socioambiental Georreferenciada es un consorcio de organizaciones de la sociedad civil de los países amazónicos, enfocado en la sostenibilidad socioambiental de la Amazonía y apoyado por la cooperación internacional.

¹² <https://ruralpecuaria.com.br/tecnologia-e-manejo/seringueira/duvidas-frecuentes-sobre-a-cultura-daseringueira.html#:~:text=8%2D%20QUANTAS%20MUDAS%20CABEM%20EM,%2C60%20%2F%20KM%20@2F%20RODADO>

¹³ Corresponde al promedio aritmético de los precios de los departamentos de la región amazónica. Se hace la conversión a litros.

Se utilizó el salario medio de un camionero de US\$ 362 por mes como base para el pago de la mano de obra¹⁴. Se utilizó como hipótesis que se requeriría aproximadamente dos días para recorrer una distancia promedio de 85 km. Así, dividiendo US\$ 240 por 85, llegamos al costo de la mano de obra por kilómetro, que sería de US\$ 0.28 por kilómetro recorrido.

Tomando como base las distancias específicas de cada departamento a su punto de minería, es posible estimar los costos totales de envío de las plántulas. Como a menudo se necesitan varios camiones para transportar la cantidad de plántulas necesarias, la cantidad de camiones debe variar de acuerdo con la cantidad de hectáreas impactadas. Si en cada hectárea es necesario sembrar 1.100 plántulas, en este caso variará el número de camiones, asumiendo que esta restauración ambiental se daría en un año. Cada camión tiene capacidad para cargar 2.700 plántulas (misma información del Brasil). El Cuadro 4 presenta los parámetros utilizados.

Parámetros utilizados	Valores
Distancia media (km)	85
Costo de transporte de plántulas (por km)	0.32
Precio del diésel (litro)	0.75
Kilómetros recorridos por litro de diésel (litros)	3.17
Salario del conductor (US\$/conductor)	362
Salario del conductor por km (US\$/km)	0.28
Número de plántulas por hectárea	1.100
Capacidad de carga de un camión (número de plántulas)	2.700

Cuadro 4: Variables consideradas para calcular el costo logístico de recuperación con plántulas. Fuente: Elaboración propia.

$$Rcf = A * Crec$$

$$Ctm = Dm * Cp$$

$$L = Dm / K$$

$$Cc = L * Pd$$

$$Cm = Dm * 0.28$$

$$CT = 2 * (Ctm + Cc + Cm)$$

$$Nc = (A * Np) / Ctp$$

$$CTA = CT * Nc$$

$$(Ecuación 4) Rcft = Rcf + CTA$$

¹⁴ Corresponde al costo de dos días hábiles.

Donde:

Rcf = Recomposición de la cubierta forestal (en US\$) Crec = Costo unitario de recuperación = US\$ 1.7 mil/ha o US\$ 4.8 mil per ha

Cp = Costo de transporte de plántulas por km = US\$ 0.32/km

Ctm = Costo de transporte de plántulas Dm = Distancia departamental (km)

K = Kilómetros recorridos por litro de diésel = 3.17 km/litro

L = Litros de diésel consumidos

Pd = Precio del diesel por litro = US\$ 0.75/litro

Cc = Costo de combustible

Cmm = Costo del conductor por km = US\$0.28 /km

Cm = Costo del conductor

CT = Costo total del flete (ida + vuelta)

Nc = Número de camiones

A = Área deforestada (hectáreas)

Np = Número de plántulas por hectárea = 1.100 plántulas/ha

Ctp = Capacidad de carga de un camión (número de plántulas) = 2.700 plántulas / ha

CTA = Costo total de flete para toda el área afectada

RcfT = Recomposición de la cubierta forestal total sumada a los costos logísticos

3.2.2. Costo de oportunidad

3.2.2.1. Productos madereros y no madereros

Los daños a los productos madereros y no madereros fueron valorados por su valor de uso. Es decir, en un área deforestada se pierde el potencial de utilizar la madera de los árboles para un proyecto de concesión forestal, así como se pierde la oportunidad de extraer productos no maderables como açai (*Euterpe oleracea*), guaraná (*Paullinia cupana*), castaña (*Bertholletia excelsa*), entre otros.

En cuanto al valor de la madera, se tomó como base la disponibilidad de madera por hectárea del estudio de Rodrigues (2016), que demostró que, para ser considerada viable, la concesión forestal debe tener una productividad mínima de 17,75 m³/ha a un costo de US\$ 144/m³ (promedio de informaciones para Caquetá, Putumayo, Amazonas y Guaviare en Colombia, según Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2021). A partir de esto, se calculó cuánto ingreso se podría generar si se dejara el bosque conservado para una concesión forestal maderera. La fórmula de valorización del componente maderable se da multiplicando el área impactada por la disponibilidad de madera por hectárea (17,75 m³/ha) y el precio de la madera de US\$ 144 /m³.

La proyección de los beneficios perdidos provenientes de los productos no maderables se basa en la verificación de los beneficios de productos como Moriche (*Mauritia flexuosa*), Açai (*Euterpe oleracea*) y Seje (*Oenocarpus bataua*). Según un estudio del Instituto Sinchi

(2020), en 1 hectárea de la Amazonía colombiana hay 332 kilogramos de estos frutos, los cuales podría ser vendido en los mercados de San José, Florencia, Mitú o Leticia al precio de US\$ 0.52 por kilogramo o US\$ 173 por hectárea. Así, para la valoración de productos no maderables, el área impactada se multiplica por este valor. Por lo tanto, para capturar un valor que no es enteramente madera o no maderero, se optó por calcular un promedio entre las dos opciones para obtener un valor de uso de la deforestación.

$$Pmt = A * Dmh * Pm$$

$$Pnmt = A * Pnm$$

$$(Ecuación 5) Pmnm = (Pmt + Pnmt) / 2$$

Donde:

Pmt = Productos total de madera (US\$)

A = Área impactada (ha)

Dmh = disponibilidad de madera por hectárea (17,75 m³/ha)

Pm = Precio de los productos madereros por hectárea = US\$ 144/ha

Pnmt = Productos no maderables (US\$)

Pnm = Precio de los productos no madereros = US\$ 173/ha

Pmnm = Productos maderables y no maderables

3.2.2.2. Carbono Evitado

El carbono fue valorado por el costo de oportunidad de la conservación, es decir, si el bosque se mantiene en pie, el sistema REDD+¹⁵ puede generar créditos de carbono. El objetivo es considerar en el cálculo, las reservas de carbono forestal, la gestión forestal sostenible y el aumento de las reservas de carbono forestal. Así, fue utilizado un valor de US\$ 10,00 por tonelada de CO₂ (Banco Mundial, 2020), considerando que en cada hectárea de la Amazonía hay un stock de 544 tCO₂ (Minambiente y IDEAM, 2019). La tasa de cambio utilizada varía según la situación económica. En ese momento, se utilizaba una tasa de cambio de COP\$ 3.744 COP\$/US\$ (Banco de la República de Colombia, 2021). La fórmula para la valoración de este componente está dada por multiplicar el área impactada por el precio de mercado de la tCO₂ (US\$ 10/ton), tipo de cambio y stock de carbono (544 tCO₂/ha).

$$(Ecuación 6) C = A * Vton * Txc * Ec$$

Donde:

Vton = Valor de la tonelada de carbono = 10

Txc = Tasa de cambio = 3.744

¹⁵ REDD+ es un incentivo desarrollado bajo la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) para recompensar financieramente a los países en desarrollo por su Reducción de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero por Deforestación y Degradación Forestal.

Ec = Reserva de carbono = 544
C = Emisiones de carbono evitadas
(US\$) A = Área impactada (en hectáreas)

3.2.2.3. Recreación

Para evaluar este componente se utilizó un metaanálisis desarrollado por Siikamäki et al (2015), en el cual los autores estiman 86 valores de recreación, que incluyen la caza y la pesca. Los resultados de la estimación sugieren que los valores están determinados tanto por factores socioeconómicos como ecológicos. La función utilizada por Siikamäki (2015) para estimar el valor de recreación al año por hectárea es calculado de la siguiente manera:

$$\text{(Ecuación 7) } \text{Rec} = \text{EXP}(0,562 * \text{LN}(\text{Dd}) + 0,566 * \text{LN}(\text{PIB pc}) + 0,0178 * \text{T} + 1,133 * \text{LN}(\text{Re}) - 8,375) * \text{T}$$

Donde:

Rec = Recreación (ha/año)

Dd = Densidad demográfica municipal

PIBpc = PIB per cápita = 5.334

T = Temperatura

Re = riqueza de especies del departamento

Txc = Tipo de cambio

A partir de esta fórmula, estimamos los parámetros para el caso colombiano. En cuanto a los factores socioeconómicos, tanto la densidad de población (obtenida a nivel departamental por DANE, 2022a) como el PIB per cápita (valor fijo de US\$ 5.334, según el Banco Mundial, 2021) se asocian positiva y estadísticamente con los valores de recreación. El valor de los servicios de recreación por hectárea de bosque aumenta en cerca de un 6% por cada 10% de aumento en la densidad de población y en el PIB per cápita, manteniendo todo el resto constante.

En relación a las condiciones ecológicas, los valores de recreación están positiva y estadísticamente asociados a la biodiversidad, medida por la riqueza de especies. Utilizamos datos proporcionados por el Global Biodiversity Information Facility (GBIF)¹⁶ sobre la presencia de especies. En seguida, calculamos la intersección entre los datos de las especies y los departamentos de la Amazonía colombiana usando el software QGIS.

Este cálculo nos permitió ver el número de ocurrencias de especies registradas por departamento. Ese procedimiento es consistente en modelos que incluyen controles por continente y distancia del gradiente, que representa el gradiente latitudinal de la riqueza

¹⁶ <https://www.gbif.org/>

de especies. Este resultado proporciona nuevas evidencias del valor de la biodiversidad en la recreación.

La temperatura también se asocia positivamente a los valores de recreación, pero la relación estimada no es estadísticamente significativa. La temperatura se incluye porque es un determinante plausible de los valores recreativos. El valor considerado es 26,30, siendo un promedio para departamento del Amazonas (IDEAM, 2021).

3.2.2.4. Bioprospección

Para la bioprospección utilizamos la metodología de Gasparinetti et al (2021) en Brasil porque no encontraron estudios específicos para la Amazonía colombiana. Este estudio (Gasparinetti et al, 2021) recoge valores de estos servicios ambientales en cinco estudios diferentes y se crean dos escenarios para el valor de la bioprospección por hectárea: valor mínimo de US\$ 13,64 y valor máximo de US\$ 23,39. Así, el área impactada se multiplica por el valor de bioprospección por hectárea.

Referencia	Año	Valor en 2020 (US\$/ha)
May et al. (2013)	1996	13,64
Andersen (1997)	1990	23,39
Torras (2000)	1993	12,69
Groot et al. (2012)	2007	11,03

Cuadro 5: Valores monetarios de la bioprospección por hectárea. Fuente: MPF (2018).

(Ecuación 8) $Bio = A * V_{bio}$

Donde:

Bio = Bioprospección por hectárea por año (US\$) /ha/año)

A = Área impactada (ha)

V_{bio} = Valor de la bioprospección (US\$/ha)

3.2.2.5. Valor cultural + especies

Para la valoración de este componente se hizo un traslado de beneficios a partir de algunos estudios que estimaban el valor de existencia en la Amazonía colombiana. El valor cultural consiste en un valor de existencia, siendo la única categoría que no está relacionada con

ningún uso de los recursos o servicios ambientales.¹⁷ El siguiente cuadro presenta los valores del valor de existencia por hectárea en la Amazonía.

Referencia	Valor (US\$/ha)
Sierra de la mota (2002)	46,15
Verweij et. al. (2009)	1,37
Torras (2000)	24,18
Navrud y Strand (2017)	2,61
Siikamäki et. al. (2019)	19,94

Cuadro 6: Estudios de valoración económica del valor de existencia en la Amazonía (US\$/ ha) en valores 2020. Fuente: Gasparinetti et al. (2021).

A partir de estos valores, estimamos valores medios (US\$ 16,20) y máximos (US\$ 24,18) para la calculadora. La fórmula de valoración por el valor de existencia de los impactos de la minería se describe a continuación.¹⁸

$$(Ecuación 9) \quad EV = A * V$$

Donde:

EV = Valor de existencia (US\$/año) A = Área impactada (ha)

V = Margen de valores existentes (US\$/ha)

Cabe señalar que esta metodología se utiliza únicamente en lugares donde no existen comunidades indígenas y ribereñas dentro de un radio de 10 km de la mina¹⁹. Si existen comunidades indígenas o ribereñas en una proximidad menor a 10 km, se utilizará la función utilizada por Siikamäki (2015) con respecto al valor cultural y protección de especies para estimar el valor de recreación por año por hectárea. La fórmula está dada por:

$$(Ecuación 10) \quad Cult = (EXP(0,643 * LN(Dd) + 1.655 * LN(PIB_pc) - 0,234 * T + 2.145 * LN(Re) - 20,85)) * Txc$$

Donde:

Cult = Cultural/Protección de Especies (ha/año)

¹⁷ Como argumenta Seroa da Motta (1997), el valor de la existencia deriva: "de una posición moral, cultural, ética o altruista en relación a los derechos de existencia de especies no humanas o la preservación de otras riquezas naturales, incluso si estas no representan uso actual o futuro para el individuo".

¹⁸ Estudios como el de Young et al (2018) y Souza et al (2018) utilizan la metodología MGM (Money Generation Model by Stynes et al., 2000) para estimar el impacto del turismo en la economía como proxy del valor cultural. Sin embargo, para aplicar esta metodología sería necesario conocer el número de visitantes de cada región, lo cual no es el caso en la presente evaluación de daños mineros.

¹⁹ Esta distancia se utilizó como hipótesis dada la definición del Código de Minería - artículo 34 que delimita las zonas excluidas de minería como las que se constituyen conforme a las disposiciones vigentes, como áreas que integran el sistema de parques nacionales naturales, parques naturales de carácter regional y zonas de reserva forestales.

Dd = Densidad demográfica departamental

PIBpc = PIB per cápita

T = Temperatura

Re = Riqueza de especies

Txc = Tipo de cambio

Esto se justifica porque los autores llevan en consideración valores posibles a ser aplicados a nivel departamental y que representarían: la estética del paisaje; cultural / existencia; protección del hábitat / especies, demostrando un papel fundamental de las comunidades indígenas y ribereñas tradicionales. Para eso, el metaanálisis desarrollado por Siikamäki et al (2015) estima 54 valores culturales que también incluye protección de especies lo que demuestra relaciones positivas y estadísticamente significativas entre el valor de la protección del hábitat y las especies y la densidad de población (aquí obtenida en el nivel departamental por DANE, 2021) y el PIB per cápita (en un monto fijo de US\$ 5.334 en 2021, según el Banco Mundial).

Los valores para la protección del hábitat y de las especies son altamente dependientes de la renta; el coeficiente estimado del PIB es grande y estadísticamente significativo. Siikamäki et al (2015) estima que el valor cultural / protección de especies aumenta cerca de un 17 % a medida que el PIB aumenta en un 10%. Intuitivamente, esto no es sorprendente y sugiere que la protección del hábitat y de las especies es un bien de lujo extremadamente importante en los niveles de ingresos altos. Curiosamente, los resultados también muestran una relación estadísticamente significativa y positiva entre la riqueza de especies y el valor del hábitat y la protección de especies por hectárea. El estudio sugiere que el valor cultural / protección del hábitat y de las especies aumenta en cerca del 21 % cuando la riqueza de especies aumenta en un 10%. En otras palabras, las áreas con una riqueza de especies particularmente alta también son particularmente valorizadas para la protección de hábitats y especies.

3.2.3. Valor total de los impactos de la deforestación: Combinación de costo de oportunidad y costo de recuperación

Para no incurrir en una doble contabilidad, la calculadora no considera los beneficios perdidos (o el costo de oportunidad) de forma integral a lo largo del tiempo (Fu et al, 2011). Se consideró que la recuperación del área se realiza en su totalidad en el año 1. A partir de ahí, los servicios ecosistémicos se vuelven a brindar durante 30 años. En el año 30 cerca del 80% de estos beneficios estarían siendo promovidos. Tal proyección está de acuerdo con la revisión de literatura hecha en estudios como Meli et al. (2017) que construyó metaanálisis con 166 estudios de restauración alrededor del mundo. La Figura 6 abajo busca ejemplificar el comportamiento del costo de recuperación en el primer año, mientras que el costo de la pérdida de los servicios ecosistémicos se reduce a lo largo de los años con la recuperación del ambiente. La Figura 7 ejemplifica cómo una actividad económica impactante como la

minería de oro influye en el flujo de beneficios proporcionados por la naturaleza. A partir del momento en que la recuperación del área es realizada hay una retomada de la provisión de los servicios ecosistémicos.

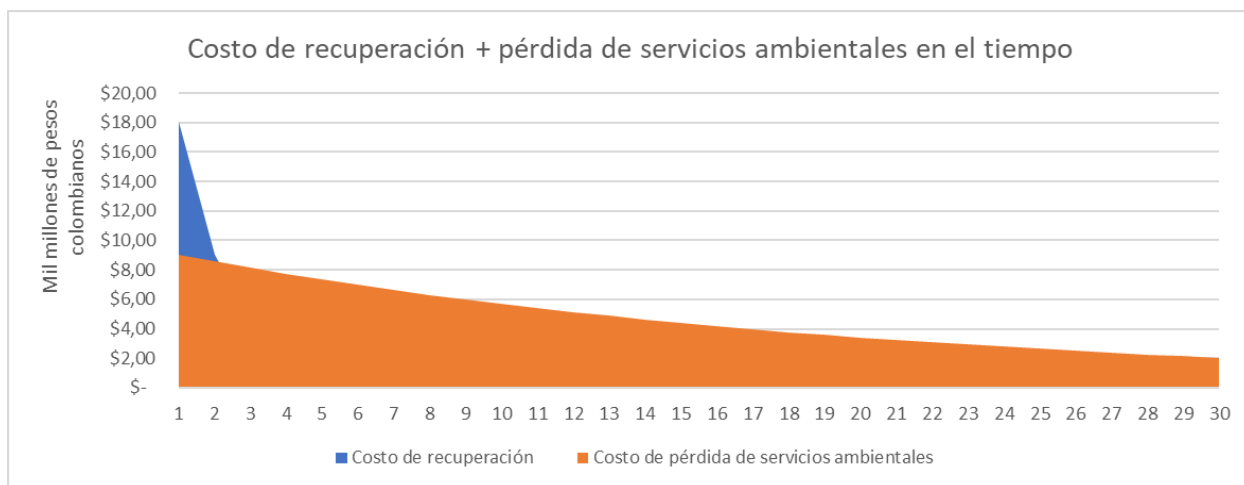


Figura 6: Combinación de métodos de evaluación económica. Fuente: elaboración propia.

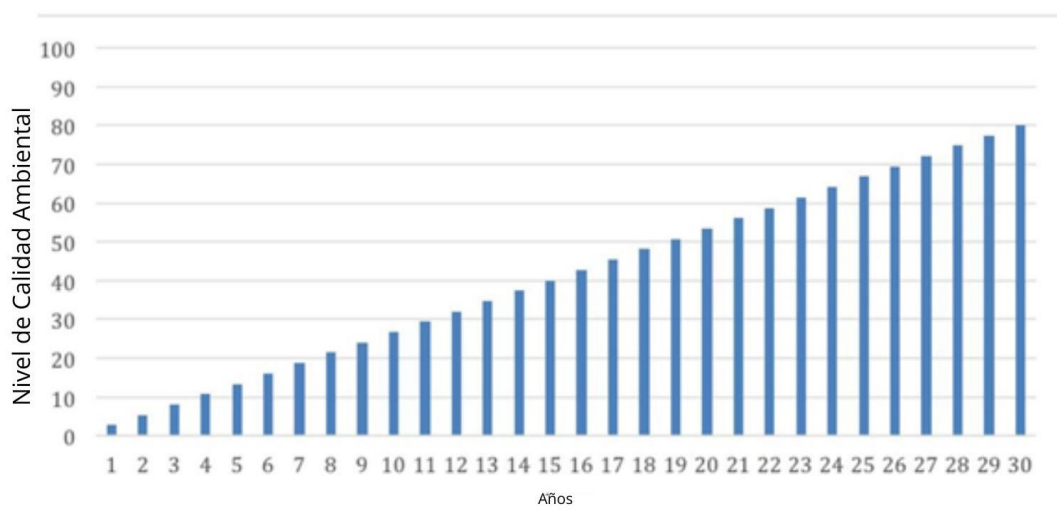


Figura 7: Flujo de beneficios ecosistémicos sin impacto ambiental y con recuperación de impacto ambiental (valores meramente ilustrativos). Fuente: Gasparinetti et al. 2021.

Para la estimación de los valores monetarios a lo largo del período, se consideró el uso de una tasa de descuento del 3%. El uso de la tasa de descuento es necesario para poder

comparar valores en el tiempo.²⁰ Se optó por utilizar la tasa de descuento del 3%, pues es aplicada en estudios de economía de la salud (Haacker, Hallet & Atun, 2020), en proyectos ambientales (US Environmental Protection Agency, 2000), en el cálculo del costo social del carbono (Nordhaus, 2014) y en proyectos sociales en países de América Latina (Moore et al., 2019).

Por lo tanto, debe haber una combinación de los valores monetarios (costo de recuperación -aquí representado solo por la restauración de la cubierta forestal- y costo de oportunidad) de los componentes de los impactos de la deforestación para llegar a la valoración final de este impacto. Los valores presentados en cada componente son en dólares por año, sin embargo, la reanudación de la provisión de servicios ambientales ocurre gradualmente a lo largo de los años posteriores a la deforestación. Por lo tanto, es necesario considerar los flujos de beneficios a lo largo de los años y, para ello, se utiliza la fórmula del Valor Actual Neto (VAN), que trae todos los flujos para la fecha cero de análisis. El VAN es utilizado con una tasa de descuento del 3%, periodo de 30 años y recuperación de sólo el 80% a los 30 años.

(Ecuación 11) $CSDs = RcfT + \sum \text{VAN de cada componente en 30 años}$
 $CSDt = 12 * (Rcft + \sum \text{VAN de cada componente en 30 años})$

Donde:

CSDs: Costo social de la deforestación sin desbordamiento

CSDt: Costo social de la deforestación con desbordamiento

RcfT = Recomposición de la cubierta forestal total sumada a los costos logísticos

3.3. Valoración de los impactos de sedimentación

En esta categoría, asumimos que los impactos de la apertura del hoyo deben medirse a través de la recuperación del medio ambiente en capas profundas. Por lo tanto, se asume que esta recuperación se da a través del (i) relleno del pozo y estabilización del suelo, (ii) Rectificación/dragado del lecho del río, (iii) Remediación de mercurio en el suelo.

Una variable importante para estimar el impacto en la capa profunda es la productividad promedio de oro por tonelada de mineral extraído. Como fue demostrado anteriormente, se utiliza el valor de productividad mínima de 0,17 gramos de oro por cada tonelada de mineral y 0,2 para productividad media y 0,67 para productividad alta. Además, otra variable relevante corresponde a la profundidad del hueco en la minería ilegal de pequeña escala, siendo posible valores que van desde 1,5 a 30 metros. Como fue descrito en el apartado de parámetros de entrada, con estas variables tenemos el volumen de tierra

²⁰ La elección de la tasa de descuento es fundamental, ya que los seres humanos, en general, otorgan menos importancia relativa al futuro que al presente, teniendo preferencias a corto plazo más que a largo plazo (Murray 1994; Murray & Lopez, 1996).

volcado. Luego de definir estas variables, es posible definir cada uno de los costos de restauración de los impactos en la capa profunda.

3.3.1. Relleno del pozo y estabilización del suelo

La primera restauración consiste en la estabilización del suelo por medio del relleno de los pozos tanto en la capa más profunda con tierra “normal”, como también en la capa superficial de tierra fértil (en promedio 0,4 metros según CID PUCESE, 2011). Como la minería ilegal de oro no utiliza la técnica de separación de sedimentos para una posterior estabilización, se requieren costos adicionales para restaurar la capa profunda.²¹

Para el aterramiento de la fosa, primero se debe calcular el volumen de suelo fértil y normal. Se obtienen multiplicando el área impactada por la profundidad de suelo fértil (0,4 metros, en este caso) y suelo normal (dado por la diferencia entre la profundidad total del pozo -ya calculado previamente- con el suelo fértil).

De ahí se calcula el valor monetario del aterramiento, que se obtiene multiplicando los respectivos volúmenes de tierra fértil y normal por sus precios. Según diferentes informes de la Policía Federal en Brasil (2014; 2018), el costo local en la Amazonía por servicios de movimiento de tierra es de US\$,0.20 por mover un m³ de tierra a una distancia no superior a 50 metros. Mientras tanto, el costo de mover un m³ de tierra fértil corresponde a US\$ 0.4 por m³ (Tonietto & Silva, 2011). Así, tenemos que la fórmula del costo de aterramiento con tierra fértil y normal es:

$$V_f = A \cdot V_f \cdot C_{amf}$$

$$V_n = A \cdot P_n$$

$$C_{tf} = V_{tf} \cdot C_{mtf}$$

$$C_{tn} = V_{tn} \cdot C_{lt}$$

$$(Ecuación 12) C_{at} = C_{tf} + C_{tn}$$

Donde:

A = Área impactada (en hectáreas)

V_{tf} = Volumen de tierra fértil (en m³)

C_{amf} = capa superficial de tierra fértil = 0,4

V_{tn} = Volumen de tierra normal (en m³)

P_n = profundidad del pozo de suelo normal = profundidad total del pozo – profundidad de tierra fértil

C_{lt} = Costo local en la Amazonía por servicios de movimiento de tierras = US\$ 0,20/m³

²¹ Cabe recalcar que todas estas técnicas aún no resuelven por completo el daño, ya que son necesarias técnicas de plantación. Por lo tanto, se supone que existe, en primer lugar, este aterramiento del pozo y luego la replantación, como se describe en la metodología de la categoría 1 de desbroce/deforestación.

Cmtf = Costo de mover un m³ de tierra fértil = US\$ 0.4/m³

Ctf = Costo de aterramiento con tierra fértil (US\$)

Ctn = Costo de aterramiento con tierra normal (US\$)

Cat = Costo de aterramiento del pozo (en US\$)

El relleno del pozo también debe reajustarse por costos logísticos. Este cálculo implica el precio del flete de esa maquinaria a la ubicación. Para calcular la distancia que debe recorrer esta carga, se utilizó la misma metodología para la distancia utilizada para el transporte de plántulas.²² Tomando como base las distancias específicas de cada municipio a su punto de minado, es posible estimar los costos totales de flete de un tractor y una retroexcavadora como sustituto de la maquinaria de dragado. El costo de transportar un tractor es de US\$ 0,76/km.

(Ecuación 13) CTFT = 2 * (Ctt + Cc + Cm)

Ctt = Dm * 0,76

CC = L * 0,75

L = Dm / 3.17

Cm = Dm * Sm

Donde:

CTFT = Costo total del flete del tractor (ida + vuelta)

Ctt = Costo de transporte del tractor

Dm = Distancia departamental (km)

Cc = Costo de combustible

L = Litros de diésel consumidos

Cm = Costo del conductor

Sm = Salario del camionero (US\$/km) = US\$ 0.28 / km

Para el aterramiento del pozo, si cada retroexcavadora tiene capacidad para movilizar 64 m³/hora (Carranza y Combita, 2015), una máquina trabajando 10 horas al día, los 365 días del año, sería capaz de movilizar 584.500 m³ por año. De esta forma el costo total del flete al aterramiento sería:

(Ecuación 14) Nma = V / Ret

CA=CTFT * Nma

CTA = CA + Cat

Donde:

Ret = Capacidad de la retroexcavadora = 584.000 m³/año

Nma = Número de máquinas para aterramiento

CA = Costo total de flete del tractor para toda el área impactada – aterramiento (US\$)

²² Se obtuvo la ubicación de las minas ilegales (base de la RAISG) y se eligió la ubicación de las mismas a partir de la distancia de las minas desde la base de la RAISG a los centros urbanos (DANE, 2021).

CTA = Costo total de aterramiento (US\$)
CTFT = Costo total del flete del tractor (ida + vuelta)
Cat = Costo de relleno del pozo (en US\$)

3.3.2. Rectificación/dragado del lecho del río

Además de la recomposición y estabilización del suelo, la no separación correcta de los escombros en la minería ilegal contribuye para que parte de este material sea destinada a los ríos, provocando sedimentación y aumento de la turbidez del agua. Se supone que el 15% de todo el sedimento volcado se destinará a los ríos, según Costa (2016). Así, para la recuperación de ese daño se debe cuantificar el dragado de este material del fondo de los ríos. Hernández y Valdés (1990) muestran que una draga de succión tiene un costo promedio de US\$ 5,19 por m³ (valores actualizados para 2021).

Así, la valoración de ese impacto se da multiplicando el porcentaje de terreno excavado que generó sedimentación (15%) por el volumen de sedimentos (en m³) por el costo de rectificación o dragado (US\$ 5,19/ m³).

(Ecuación 15) $R = Prop * V * Pdr$

Donde:

R = Rectificación del lecho del río (en US\$)

Prop = Proporción de sedimento de la minería que se dirige a los ríos = 15%

V = Volumen de sedimentos (en m³)

Pdr = Precio una draga de succión = US\$ 5,19/m³

Sin embargo, el dragado del lecho del río debe ajustarse a los costos logísticos. Como a menudo se requieren varias máquinas para realizar este trabajo, la cantidad de máquinas debe variar según el tamaño del impacto. En este caso, el número de máquinas varía según la cantidad de sedimentos disueltos, suponiendo que esa restauración ambiental ocurriría en un año.

Para el dragado, una máquina es capaz de movilizar 175 mil de m³ al año.²³ El número de máquinas se calcula dividiendo el volumen de sedimento que va a los ríos por la capacidad de la máquina de 175 mil m³ por año. El costo total de dragado está dado por la suma de la puesta en funcionamiento de las máquinas para rectificar el lecho del río (en US\$) con el costo total de flete de esa maquinaria.

(Ecuación 16) $Nmd = (Prop * V) / Cdr$

CD = CTFT * Nmd

CDT = CD+R

²³ Considerando que una draga debe trabajar las 24 horas del día y todos los días con una capacidad de utilizar 20m³/hora, conforme consta estudio de Gómez-Mutumbajoy (2018).

Donde:

Nmd = Número de máquinas para dragar

Prop = Proporción de sedimento de la minería que se dirige a los ríos = 15%

V = Volumen de sedimentos (en m³)

Cdr = Capacidad de una draga por año

CD = Costo total del flete del tractor para toda el área impactada – dragado CTD = Costo total de dragado

3.3.3. Remediación de mercurio en el suelo

Finalmente, un tercer impacto en la capa profunda del suelo es el uso de mercurio en la minería aurífera, lo que significa que parte del mercurio se destina a los sedimentos (Meaza et al, 2017). Wan et al (2015) demuestran los costos de las técnicas de biorremediación de mercurio en el suelo. La biorremediación es el método aplicado más ampliamente y tiene un costo de US\$ 37,6/m³.

Otro dato revisado en la literatura para calcular la cantidad de suelo contaminado por mercurio fue la concentración promedio de mercurio en los suelos en la que se puede mencionar el estudio de Sepúlveda y Casallas (2009) con 0.21 gramos de mercurio por tonelada de suelo. Para calcular el valor de remediación del mercurio, se divide el mercurio liberado a los ríos por el parámetro fijo de mercurio contenido en suelos y sedimentos (0,21), dividido por 2,76 (densidad del suelo) para conocer los m³ de suelo contaminado y se multiplica por el costo de remediación.

$$\text{(Ecuación 17) } Rhg = ((M/Ms)/D) * Cre$$

Donde:

Rhg = Remediación de mercurio (en US\$)

Ms = parámetro fijo de mercurio contenido en suelos y sedimentos = 0,24

D = Densidad del suelo (t/m³) = 2,76 t/m³

Cre = Costo de biorremediación = US\$ 37,6 /m³

M = Mercurio liberado en los suelos (en gramos de mercurio)

3.3.4. Contaminación por mercurio: Concentración, amalgamación y quema y sus efectos en la evaluación de los daños del mercurio a la salud humana

El desastre de Minamata en Japón, en el que miles de personas resultaron gravemente contaminadas por el mercurio vertido por las industrias, inició un proceso de sensibilización sobre los impactos de esta sustancia. Esta conciencia derivó en el Convenio de Minamata, en 2013, para restringir su uso (ONU Medio Ambiente, 2019), siendo considerada por la Organización Mundial de la Salud (OMS) como una de las seis sustancias más peligrosas para la salud debido a su alta toxicidad y riesgos que representa para la salud humana y el medio ambiente (Galvis, 2020).

Sin embargo, hoy en día, el mercurio sigue siendo ampliamente utilizado en la extracción de oro en todos los países amazónicos, una actividad que crece cada año debido al alto precio del oro y la falta de inspección. Instituciones que defienden los derechos de las poblaciones afectadas por la minería, como la Fiscalía General de la Nación en Colombia, han buscado reprimir esta actividad a través de sanciones y multas. Sin embargo, estas instituciones han tropezado con cuellos de botella técnicos para la definición de los valores de estas multas en la corte, que depende de atribuir una relación entre el vertido de toneladas de mercurio al medio ambiente y el nivel de daño potencial a la salud humana.

El argumento de que el mercurio es un elemento naturalmente presente en la naturaleza y la dificultad de evidenciar y sistematizar los impactos adicionales del mercurio proveniente de la minería hace que varios procesos legales no se sustenten en los tribunales, eximiendo a los mineros ilegales de responsabilidad por esta contaminación irreversible.

De hecho, parte del mercurio se encuentra en su forma natural en el medio ambiente, depositándose en los suelos de la Amazonía, por ejemplo (Wasserman et al. 2001). Por otro lado, las estadísticas mundiales indican que el 30% de este contaminante es resultado de actividades antrópicas, y de este total, la minería aurífera a pequeña escala es responsable del 37% (PNUMA, 2013), siendo la mayor responsable.

La minería hace uso del mercurio en la técnica de amalgamación, en la que el mercurio se une inicialmente al oro. Aunque gran parte del mercurio se reutiliza en el proceso, hay una pérdida del material, que termina disperso en ríos, suelos y atmósfera (Lacerda 1997; Castilhos & Domingos, 2018; Bastos et al, 2006; Goix et al, 2019; Lopez & Cólón, 2010). El Ministerio del Medio Ambiente en Brasil estima, por ejemplo, que en 2016, en un escenario optimista, se perdieron 18,5 toneladas de mercurio por la minería en Brasil y, en un escenario pesimista, 221 toneladas (tanto por emisiones a la atmósfera como vertidas a ríos y suelos) (MMA, 2018).

En Colombia no hay cifras claras sobre la cantidad de oro ilegal. Sin embargo, de las 51 toneladas que exportó Colombia hasta septiembre de 2012 por un valor de US\$ 2,331 millones, más de la mitad provenía de la minería informal (FCDS, 2015). En el período comprendido entre 1975 y 2002, se cree que de la región amazónica se extrajeron alrededor de 2000 t de oro y que, como resultado de este proceso, se arrojaron alrededor de 3000 t de mercurio (Thornton et al., 1992; Lacerda & Salomons, 1998; Lacerda, 2003 apud Bastos et al., 2006).

El mercurio metálico utilizado en la minería artesanal, al ser vertido en el medio acuático y combinado con el carbono contenido, sufre modificaciones y se transforma en un compuesto orgánico de mercurio, denominado metilmercurio, que es unas 30 veces más tóxico que el mercurio inorgánico (Beckvar et al. 1996). La ingesta de metilmercurio se produce a través del consumo de pescado contaminado. Una vez ingerido, el metilmercurio es rápidamente absorbido por el tracto gastrointestinal y se distribuye ampliamente por todo el cuerpo, llegando al Sistema Nervioso Central, lo que puede causar pérdida de coeficiente intelectual en los niños y enfermedades cardiovasculares (Vasconcellos, 2015; Salonen et al, 1995, Hu et al, 2018).

La literatura viene sistematizando el aumento de los niveles de contaminación de las poblaciones amazónicas (Fiocruz, 2020; Hacon et al, 2020). El nivel promedio de contaminación por mercurio en muestras tomadas en la Amazonía presenta valores altos como 7 $\mu\text{g/g}$ en la comunidad indígena Mundurukú de Tapajós (Fiocruz, 2020). Dichos niveles de concentración son mucho más altos que los recomendados por la Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. (USEPA, 2001) (1 $\mu\text{g/g}$) y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2003) (2,3 $\mu\text{g/g}$). A pesar de las evidencias de contaminación de la población, aún es un desafío atribuir una cuota aproximada de responsabilidad a la actividad minera, siendo estos uno de los aportes de este informe.

La literatura documenta ampliamente el impacto del mercurio en resultados como la pérdida de coeficiente intelectual en los niños de la Amazonía (Vasconcellos, 2015; Hacon et al, 2020). Vasconcellos (2015) muestra, por ejemplo, que por cada 1 $\mu\text{g/g}$ adicional de mercurio en el cabello materno, se espera una reducción de 0,18 puntos del Cociente Intelectual (CI) en el niño que se está gestando (Axelrad et al., 2007). Considerando que los valores del CI en la población general tienen una distribución normal (curva de Gauss) y que el 95% de los individuos tiene valores de CI entre 70 y 130, la pérdida de CI provocada por la exposición al mercurio durante el período prenatal puede causar un retraso mental leve en individuos que nacerían con valores de CI cercanos a 70. Este desenlace depende de los niveles de mercurio detectados en el cabello materno, a mayor exposición de la madre, mayor pérdida de CI en el hijo.

El “retraso mental leve” es un resultado de salud que conduce a la pérdida de productividad y renta desde el nacimiento del niño infectado hasta su muerte (Poulin y Gibb, 2008).

La literatura sobre el impacto del mercurio en el aumento de las enfermedades cardiovasculares aún es escasa, pero existe evidencia de esta relación en países no amazónicos (Salonen et al, 1995; Rice, 2010). Salonen et al (1995) muestra un aumento del 69% en el riesgo relativo de tener un ataque al corazón en hombres mayores de 40 años con niveles de mercurio en el cabello por encima de 2ug/g, frente a los hombres con menos de 2ug/g. Por otro lado, los resultados de la literatura no son unánimes (Dórea et al., 2005; Bélanger et al., 2008).

Para efectos de evaluar las políticas públicas se utilizan indicadores no monetarios, como DALY y QALY (Fox- Rushby, 2002; Steckling et al, 2014; Swain et al, 2007), así como indicadores monetarios, basados en la disposición a pagar por la reducción del riesgo (Cameron et al, 2008) o hedónicos, en función de las variaciones de productividad (Gulley, 2017; Spadaro & Rabl, 2008). Además, los indicadores no monetarios se pueden monetizar por la combinación con el abordaje de Valor de la Vida Estadística (Kenkel, 2006, Hammit et al., 2005; Šýasný, 2012).

Ejemplos de estudios que utilizan indicadores en las políticas públicas se pueden encontrar en la política estadounidense, como en Rice et al (2010) en el que los autores estiman los beneficios económicos relacionados con el costo evitado en la salud humana en función de la reducción de la ingesta de mercurio por parte de la población. En otro estudio, Rice et al (2005) evaluaron los beneficios para la salud humana dado un control en las emisiones de mercurio de las plantas termoeléctricas a carbón en los Estados Unidos. Sin embargo, estos estudios (Rice et al, 2005; Rice et al, 2010) no abordan directamente el tema del mercurio de la minería del oro.

Por otro lado, algunos estudios buscan evaluar los impactos de la minería de oro en la salud y el medio ambiente (Steckling et al, 2014; Cid-Pucese, 2011), sin embargo, estos estudios abordan los impactos en la salud solo por la contaminación del aire en minas en Zimbabue y abordan los impactos ambientales, no abordando la salud respectivamente.

Guley (2017) desarrolla un metaanálisis que relaciona los valores de impacto en la pérdida de CI en niños asociados a la extracción de oro, sin embargo, sin relacionar toda la línea lógica del uso de mercurio en la minería hasta el efecto en la salud humana. En otro estudio, Kahatt et al (2019) también estima impactos en la salud humana a partir del kilo de oro extraído en Perú. En este caso, los autores no realizan una estimación monetaria, haciendo uso de la plataforma USEtox, como manera de estimar las enfermedades cancerígenas y no cancerígenas.

Así, los principales vacíos en la literatura abordados aquí son: (i) ejemplos de la definición del área de impacto del derrame de mercurio, así como la población afectada y su nivel de contaminación, dado un nivel de descarga. (ii) definición de funciones dosis-respuesta para diferentes grupos de población, especialmente en la Amazonía. (iii) valoración de estos impactos en términos monetarios. Por lo tanto, buscamos contribuir al encadenamiento de conceptos y estimaciones disponibles en la literatura, actualmente desconectada, que

relacionan el uso del mercurio en minas de oro de pequeña escala con los efectos causados a la salud humana.

La Figura 8 a continuación presenta una cadena lógica desarrollada a partir de una extensa revisión de la literatura sobre los diversos temas, así como una discusión con expertos en biofísica, bioquímica, epidemiología y salud pública. Esta cadena es la base para conectar diversas etapas observadas en la literatura: desde el proceso de uso y dispersión del mercurio por minería hasta los efectos adversos en la salud humana.



Figura 8: Línea lógica para relacionar la existencia de la minería con los impactos en la salud humana. Fuente: Elaboración propia.

De ese modo, las siguientes subsecciones discuten diferentes áreas del conocimiento, como la transformación del mercurio en su forma orgánica llamada metilmercurio, la absorción de mercurio en los peces que luego afectan la salud humana. La metodología también discute la definición del área de impacto, de la población contaminada según el consumo promedio de pescado. Finalmente, se discuten conceptos epidemiológicos de la Economía de la Salud, con el fin de evaluar los impactos en términos de aumento de la probabilidad de desarrollo de (i) pérdida de CI en los niños; (ii) infarto de miocardio; (iii) hipertensión. Todos estos daños ocurren con la ingestión de mercurio a través de pescado contaminado.

Cabe señalar que este esfuerzo es una primera estimación de los impactos promedio que la minería puede generar en la salud humana por el uso de mercurio. El estudio busca sistematizar valores promedio de la literatura científica para sustentar la evaluación de impactos, judicialización de los daños socioambientales de esta actividad ilícita y

evaluación de políticas públicas relacionadas con la fiscalización y prevención de esta actividad. La construcción de la metodología contribuye para la incorporación de los impactos en la salud humana por parte de los tomadores de decisiones y amplía la discusión sobre los efectos de la actividad minera ilegal en un área estratégica como la Amazonía para el desarrollo económico de Colombia.

Por lo tanto, asumimos que los impactos asociados al proceso de concentración, amalgamación y quema de amalgamas están directamente relacionados con el uso del mercurio y su liberación y emisión. Así, la valoración de este proceso incluye otro posible impacto de síntomas neuropsicológicos causados por la inhalación de mercurio por parte de los mineros sobre la quema de amalgama. Las siguientes subsecciones discuten este paso a paso de estas estimaciones.

3.3.4.1. Metodología que relaciona la existencia de la minería con el impacto y uso del mercurio con resultados en la salud humana en la Amazonía

a. Proporción de mercurio utilizado para extraer kg de oro

El uso del mercurio en la minería se hace porque este mineral se une al oro, dando lugar a la aleación metálica llamada amalgama. La literatura muestra que la proporción de mercurio puede variar en Colombia y en el mundo debido a diferentes factores como, por ejemplo, la diferente productividad para la extracción de oro. Esta proporción puede variar considerablemente de 1,3 a 8 gramos de mercurio por cada gramo de oro extraído (Gulley, 2017; Swenson et al., 2011; Silva et al., 1996; Castillo & Domingos, 2018; Kahhat et al., 2019). Para Colombia específicamente, este valor puede tener una relación promedio (Hg:Au) de 2.33 a 14.6 (UPME, 2014). De forma conservadora, se utiliza el valor medio de 2,33.

b. Proporción de mercurio liberado en agua y sedimentos y emitido a la atmósfera

El mercurio utilizado en la minería del oro se encuentra disperso tanto en suelos y ríos como en la atmósfera. El presente documento busca analizar únicamente la liberación de mercurio en ambientes acuáticos, ya que el objetivo es comprender los efectos en la salud humana de la ingestión de metilmercurio a través de pescado contaminado. Por lo tanto, buscamos revisar la literatura en la que se indica la proporción de mercurio liberado en los sedimentos y el agua. Esta proporción puede variar del 12% al 35% (Kütter, 2017; Goix et al., 2019; Lopez & Cólón, 2010; Castillo & Domingos, 2018). Para Colombia se utiliza la referencia del 9% de pérdida en agua.²⁴ (Sepúlveda y Cassalas, 2018).

²⁴ En 2009, fueron liberados al ambiente 345.570 kg de mercurio, distribuidos de la siguiente manera: 31.260 kg generados al agua. (Sepúlveda y Cassalas, 2018).

En general, los estudios calculan la dispersión de agregados en sedimentos y agua, sin embargo, como el objetivo es aislar únicamente los efectos del mercurio en el agua, esta proporción se calcula tomando en cuenta la herramienta del PNUMA denominada “*Mercury Inventory Toolkit Level 2 Calculation Spreadsheet*” en la cual propone una división entre la pérdida en agua y sedimentos de: 52% y 48% respectivamente.

c. Proporción de mercurio que se transforma en metilmercurio (metilación)

Dado el conocimiento de la cantidad de mercurio liberado en el agua, otro proceso ampliamente discutido en la literatura es la proporción de este mercurio que, en general, sufre transformación a metilmercurio (MeHg). La dinámica del MeHg en el medio ambiente no se comprende completamente, aunque existen varios trabajos en la literatura centrados en la dinámica de generación y consumo de MeHg en diversas matrices ambientales (Bisinote & Jardim, 2004)

La literatura muestra que el proceso de metilación ocurre en diferentes contextos en la Amazonía, con condiciones más favorables como pH bajo y altos niveles de carbono orgánico disuelto, lo que favorece los procesos de oxidación y metilación del mercurio (Ikingura et al., 2006). Diversos estudios demuestran que la tasa de metilación puede estar entre el 3% y el 22% (Lino et al, 2019; Vieira et al, 2018; Guimarães et al, 1995; Brito et al, 2017). De manera conservadora, la elección de la tasa de metilación más baja indica que el 3 % del mercurio liberado en el agua se transformaría en metilmercurio con el tiempo (que será tratado en la sección abajo).

Por lo tanto, dada la pérdida en la dispersión de mercurio en el agua por parte de la minería aurífera y el porcentaje en que sufre el proceso de metilación, es posible cuantificar que, en promedio, alrededor del 0,27% del mercurio utilizado por la minería aurífera se transforma en metilmercurio y afecta directamente a peces y humanos.

d. Absorción de metilmercurio en el pescado - nivel de contaminación en el pescado (ug Hg/g pescado)

El metilmercurio es un elemento químico que, cuando se encuentra en ambientes acuáticos, es absorbido instantáneamente por la cadena trófica (Wu et al, 2019). Por lo tanto, se supone que todo el metilmercurio será absorbido por los organismos acuáticos.

Sobre la base de la hipótesis de una absorción del 100% de los peces y la biota acuática, hay una serie de estudios que muestran los niveles medios de contaminación de estas especies en la Amazonía (Fiocruz, 2020; Nevado et al, 2010; Passos et al, 2008) que pueden alcanzar, por ejemplo, de 0,13 a 2,85 $\mu\text{g Hg/g}$ de pescado. El siguiente cuadro demuestra diferentes niveles de concentración de mercurio en peces en el Amazonas, pero se utiliza el valor de 0,49 $\mu\text{g Hg/g}$ de pescado por ser un promedio aritmético para las especies presentes en la

región amazónica disponibles en el documento representativo de Colombia (Instituto Nacional de Salud, 2021).

Promedio de contaminación del pescado para mercurio ($\mu\text{g Hg /g de pescado}$)	$\mu\text{g Hg /g de pescado}$	Referencia
	1.26	PNN (2018)
	1.32	Instituto Nacional de Salud (2017)
	0.49	Instituto Nacional de Salud
	0.66	Corpoamazonia, PNN, SINCHI, Min Interior, Secretaría de Salud Amazonía y Caquetá, 2018
	0.52	Ferreira and Oliveira (2020)
	0.74	Nuñez-Avellaneda et al., 2014

Cuadro 7: Niveles de contaminación por mercurio en peces en la Amazonía. Fuente: Elaboración propia.

Los valores de Colombia con 0,49 $\mu\text{g Hg/ g}$ (Instituto Nacional de Salud, 2021) están muy cerca de los valores recomendados a nivel mundial se optó por la determinación del Codex Alimentarius (1995), desarrollada en conjunto por la FAO y por la OMS. Según el Codex (1995), el límite máximo permitido de mercurio es de 1,0 $\mu\text{g/g}$ y 0,5 $\mu\text{g g/g}$ para el comercio de peces depredadores y no depredadores, respectivamente.

La división en la concentración de especies depredadoras y no depredadoras se explica por el proceso conocido como biomagnificación en el que se produce un aumento en la concentración de una sustancia o elemento en los organismos vivos, a medida que viaja a través de la cadena alimentaria y comienza a acumularse en el nivel trófico más elevado (Kelly et al., 2007; Peterson et al., 2002; Passos et al., 2007). En otras palabras, las especies carnívoras como Tucunaré (*Cichla ocellaris*) y Tambaqui (*Colossoma macropomum*) - peces que se alimentan de otros peces- tienen una mayor concentración que los peces no depredadores como el Pacu (*Piaractus mesopotamicus*), por ejemplo, con menor concentración de mercurio.

La contaminación de los cuerpos de agua compromete la fauna terrestre. Estudios como los realizados por Howie et al. (2018) muestran que los residuos de mercurio de hace 50 años se están acumulando y aún afectan a las aves a unos 200-500m de distancia de las riberas de los ríos. En los peces, el metilmercurio puede comprometer gravemente su reproducción, al reducir óvulos, la viabilidad de los espermatozoides y la supervivencia de los alevines (Howie et al., 2018)

Además, la acumulación de este metal en los tejidos también presenta un gran riesgo para los mamíferos que se alimentan de estos animales.

e. Área de impacto: radio de dispersión de mercurio y migración de peces

La distribución del mercurio en el río y sus afluentes está influenciada por la distancia a los puntos de extracción (Kocman et al., 2011). Actualmente, se sabe que la cantidad de mercurio cerca de la fuente de contaminación es alta y disminuye a medida que aumenta la distancia de análisis, lo que indica bajas concentraciones lejos del punto de análisis (Olivero-Verbel et al., 2015; Chen et al., 2016). Los estudios también muestran que, al evaluar la cantidad de mercurio en las ciudades cercanas a las zonas mineras de oro, se observó que la cantidad de mercurio en el cabello de la población que vivía cerca de las minas era mayor que la de las personas que vivían lejos de las minas. (Langeland et al. 2017; Olivero-Verbel et al. 2011).

Sin embargo, los eventos de confluencia de ríos, donde un río desemboca en otro (cuya concentración de mercurio es mayor), pueden indicar un patrón de aumento de la concentración de mercurio después de cierta distancia (Appleton et al. 1999).

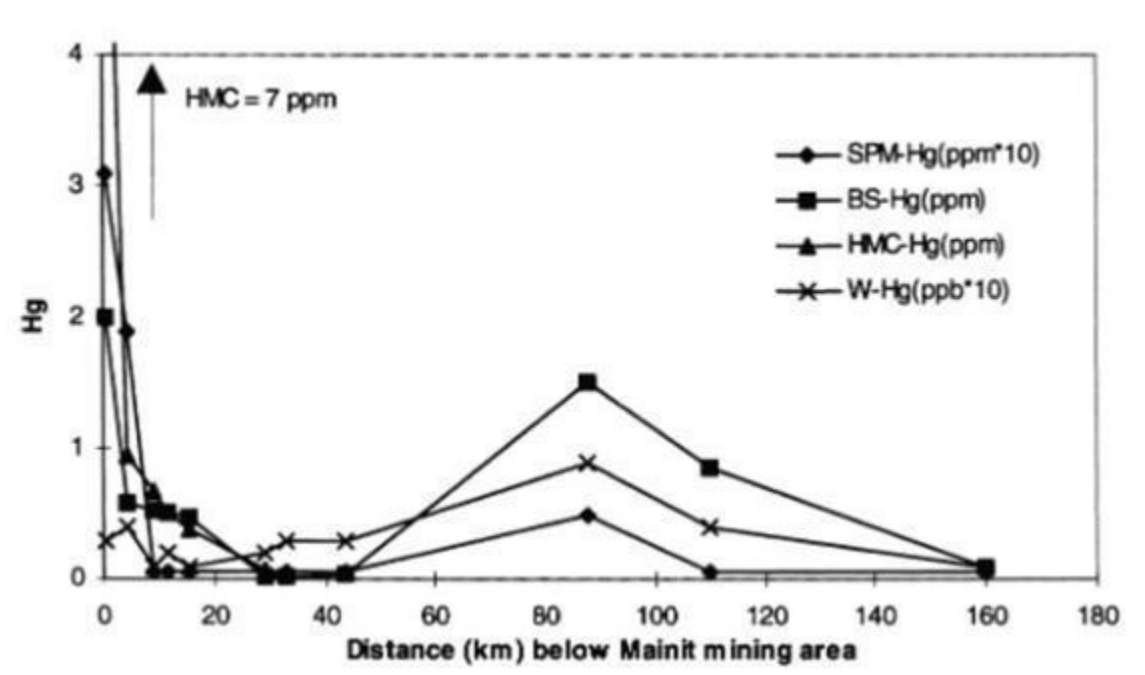


Figura 9: Concentración de mercurio después de cierta distancia (km).
Fuente: Appleton et al. (1999).

Distancia recorrida por el mercurio en los ríos	Referencias
4 km	Van Straaten (2000)
<10 km	Telmer et al (2006)
10 km	Green et al (2019)
15 km	Appleton et al. (1999)
20 km	Appleton et al. (1999); Tomiyasu et al (2012)
<50 km	Roulet et al (1998)
50 km	Scarlat et al (2013)
100 km	Diringer et al (2014)

Cuadro 8: Distancia recorrida por el mercurio en los ríos. Fuente: Elaboración propia.

A partir de la evaluación del cuadro anterior, se observa que el radio de dispersión del mercurio varía según las características de los ríos (inundaciones, precipitaciones, aumento del caudal de agua). Sin embargo, para el contexto amazónico, estudios como el realizado por Roulet et al. (1998) señalan que, en los ríos amazónicos, el radio de impacto significativo es de unos 50 km aguas abajo.

Sin embargo, el mercurio puede viajar distancias más largas que las presentadas anteriormente, ya que existe un proceso de migración de peces. Los peces de larga migración como *Brachyplatystoma* pueden migrar 2.000 km, potenciando el impacto del mercurio en seres humanos.

Debido a dos factores de dispersión destacados anteriormente, el flujo de agua y la migración de peces, se asume la hipótesis conservadora de que el mercurio alcanzará un radio de 100 km, es decir, no considera las largas distancias recorridas por algunas especies de peces.

f. Ingesta media diaria de pescado y metilmercurio según diferentes perfiles en Colombia

La región amazónica es conocida históricamente por la costumbre alimentaria de comer pescado, tanto en las poblaciones ribereñas e indígenas, como en la población de los grandes centros urbanos. Los ribereños en Colombia, por ejemplo, se alimentan más de pescado, con un consumo promedio, por ejemplo, de 150 g de pescado por día (Espitia et al, 2015) en Mitúl, llegando hasta 445 g por día entre Arica y Tarapacá (Río Putumayo) (Franco, 2002). En Colombia hace estimación a partir de estudios de 1981- 2015 para el área rural donde se menciona Rural occidental y Rural oriental. Se referencia entonces el promedio aritmético con 89 g por día por persona (Sirén, 2021).

Finalmente, la población urbana también tiene una dieta más diversificada y depende de otras proteínas y, por lo tanto, la literatura muestra un consumo promedio de 9 gramos por día (Sirén, 2021), teniendo otras referencias como Puerto Rico (urbano Río Caquetá) con 6 gramos por día (ENSIN, 2005). Según la literatura, casi todo el mercurio consumido a través del pescado es absorbido por el cuerpo humano.²⁵

Para calcular la ingesta media diaria de mercurio por persona, también es necesario describir los pesos medios entre los individuos de cada perfil poblacional. La población urbana tiene el peso promedio más alto con 69 kg por persona (Encuesta Nacional de Nutrición y Salud, 2015), seguida por la población rural con 65 kg (Encuesta Nacional de Nutrición y Salud, 2015). Dicha información se incorpora al cálculo de la ingesta media diaria para cada perfil, ya que:

$$(Ecuación 18) I = (Cm * Cont) / P$$

Donde:

I = Ingesta media diaria (ug/kg/día)

Cm = Consumo promedio de pescado por día (g/día)

Cont = Contaminación media en pescado (ug/g de pescado)

P = Peso del individuo (kg)

Cabe señalar que la ingesta diaria no ocurre en un período específico, sino de forma continua, dependiendo de los hábitos alimentarios en la Amazonía, generando una ingesta crónica de metilmercurio, aumentando sus riesgos asociados.

Variables	Rural	Urbano
Proporción de la población (%)	50	50
Peso individual (kg)	65	69
Nivel de contaminación en pescado (ug/g)	0.49	0.49
Consumo medio de pescado al día (g/día)	89	9
Ingesta media diaria de MeHg (ug /kg/día)	0.68	0.07

Cuadro 9: Cálculo de la ingesta media diaria de metilmercurio.

Fuente: Elaboración propia.

²⁵ Según la Organización Mundial de la Salud - OMS (2008), el cuerpo humano absorbe el 95% del mercurio presente en el pescado. De esta forma, el metilmercurio se acumula en los órganos, dañando el sistema nervioso, considerándose una pérdida del 5% del metilmercurio por el organismo a través de la excreción.

A partir del peso promedio de los individuos, el nivel promedio de contaminación y el consumo promedio de pescado por día, es posible estimar que el impacto directo de la minería aurífera en el aumento del consumo diario de pescado puede variar de 0,07 ug/kg/día en poblaciones urbanas y hasta 0,68 ug/kg/día en poblaciones rurales.

g. Tiempo variable (años) para la ingesta de metilmercurio por peces y, posteriormente, por humanos

La asociación de la ingesta promedio de metilmercurio por día con la cantidad de mercurio, proveniente de la extracción de oro, que sufre metilación en el medio acuático, permite estimar cuántas personas se verían afectadas, en promedio, a lo largo del año. Para eso, se debe reforzar la hipótesis simplificadora y conservadora destacada anteriormente de que los peces no pueden tener una concentración superior a 0,5 ug/g para peces no depredadores y 1 ug/g para peces depredadores.

Varios estudios demuestran cuán inestable y compleja es la metilación y desmetilación (la posibilidad de que el metilmercurio se convierta en mercurio inorgánico) (Lino et al, 2019; Vieira et al, 2018; Guimarães et al, 2015; Brito et al, 2017). Estudios como el de Bisinoti y Jardim (2004) demuestran que todos los sedimentos de ríos y lagos que contienen mercurio son peligrosos porque el mercurio confinado puede permanecer activo como sustrato para la metilación durante unos 100 años, incluso cuando se elimina la fuente.

De esta forma, se asume la hipótesis conservadora de que el mercurio está biodisponible en el medio acuático durante 50 años, pudiendo causar daños a la salud humana.

Por lo tanto, se asume que la ingesta diaria de mercurio por parte de cada grupo social (población rural y urbana) ocurrirá, de forma crónica, a lo largo de 50 años.

En otras palabras, los individuos que tengan una ingesta diaria promedio de 0,68 ug/kg/día (microgramos de mercurio por cada kilogramo del individuo por día) tendrán una ingesta total de 0,81 gramos de mercurio en 50 años. Dicha información es fundamental para conocer el tamaño de la población que se verá afectada por el consumo de mercurio metilado procedente de la extracción de oro.

h. Relación de absorción de metilmercurio (de la minería) por parte de los humanos

El conocimiento sobre la liberación de mercurio por la minería y su posterior impacto en los peces y la ingesta diaria de mercurio por parte de los humanos, cuando se asocia con la variable tiempo, requiere construir hipótesis sobre qué proporción de metilmercurio será absorbida en este período.

Se supone que todo el metilmercurio disponible en el medio ambiente (valor entre 0,27 % y 4.6% del mercurio utilizado en la minería) será consumido por los seres humanos en algún

momento de su vida. Esta hipótesis se basa en el flujo de agua que desplaza el mercurio por kilómetros y también en la migración de peces contaminados por mercurio. Dado que los seres humanos se encuentran en la parte superior de la cadena alimentaria, se supone que habrá un consumo humano del 100 % del mercurio liberado por la minería en el agua durante 50 años. Esto significa que los seres humanos no absorberán el mercurio instantáneamente, sino de forma crónica a lo largo de los años.

Hay una falta de información en la literatura que pueda apoyar la construcción de otra hipótesis con respecto a la proporción de absorción humana de mercurio de la extracción de oro. Sin embargo, se considera que 50 años sería tiempo suficiente para la absorción humana a través de la ingesta de pescado.

i. Cambio en el nivel de concentración de mercurio en el cabello de una población (Relación entre consumo y stock)

Todos los procesos descritos anteriormente conducen a un cambio en la concentración de mercurio en el cabello de una población. Una de esas alternativas la demuestra la OMS (2008) en la que la ingesta diaria promedio de 0,1 ug/kg/día de metilmercurio equivale a una concentración de 1,0 ug/g de metilmercurio en el cabello. Con esto, es posible estimar la concentración de mercurio en el cabello adicional relacionado con la tasa de ingesta diaria debido a la presencia de la minería aurífera en la región.

$$\text{(Ecuación 19) } Chg = Ihg / 0.1$$

Donde:

Chg = Concentración de mercurio en el cabello (en ug/g)

Ihg = Consumo de mercurio por día (en ug/kg/día)

Como se presentó anteriormente, la ingesta de mercurio puede variar de 0,07 ug/kg/día en poblaciones urbanas, 0,68 ug/kg/día en comunidades rurales. Por lo tanto, esto significa que habría una concentración promedio en cabello de 0.7y 9 ug/g para poblaciones urbanas y rurales.

Tales valores son corroborados por otros estudios como el presentado por FCDS (2022) que recolectó siete estudios con la concentración promedio de mercurio en cabello en diferentes zonas de Colombia. Los valores son generalmente muy superiores al nivel máximo recomendado (línea roja en la figura), alcanzando niveles superiores a 20 ppm.²⁶ . El Fondo Patrimonio Natural et al., (2016) exponen que los niveles de concentración de mercurio en los habitantes de estas zonas oscilan entre 15.4 y 19.7 partes por millón.

²⁶ ppm↔ug/g. 1 ppm = 1 ug/g.

Estudios consultados	7
Total de muestras	1036
Tipo de Muestra	Cabello
Concentración Baja (ppm)	<1
Concentración Media (ppm)	1 – 5
Concentración Alta (ppm)	5 – 10
Concentración Muy Alta (ppm)	>10

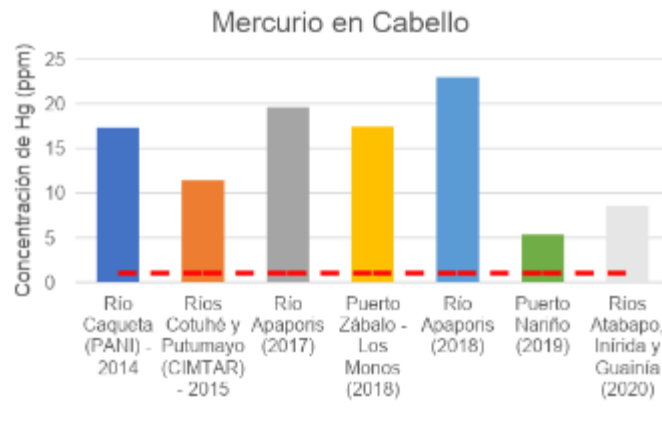


Figura 10: Niveles de mercurio en el cabello de la población colombiana.
Fuente: FCDS (2022).

j. Población afectada por el aumento de la concentración de mercurio en cabello

El conocimiento sobre la cantidad de mercurio liberado por la minería y metilado en el agua, distribuido en el tiempo con la ingesta diaria promedio de los individuos, contribuye a la definición de la población afectada por el mercurio utilizado en la minería.

Sin embargo, la definición de la población afectada no solo tiene en cuenta la cantidad de mercurio liberado por la minería. Esto se debe a que también se debe conocer la densidad de población de esa región afectada.

Como se presentó anteriormente, se supone que el mercurio viaja hasta 100 km, tanto en función del flujo de agua como de la migración de los peces contaminados. Una región altamente contaminada con una densidad de población muy baja significa que pocos seres humanos se verán afectados, aunque sigue teniendo impactos significativos en la fauna de la región. Asimismo, las zonas cercanas a la contaminación como los centros urbanos presentan alta densidad poblacional, ocasionando daños a la salud humana en más individuos.

Esto significa que conocer el contexto local es fundamental para definir un posible impacto de una mina específica. Además de la densidad demográfica, es relevante la caracterización socioeconómica de la población afectada, dado que una zona rural

afectada tendrá una mayor ingesta diaria media por individuo que si se tratara de una población urbana con hábitos alimentarios más diversificados.

Por ello, se observa que el contexto local de la región afectada aparece como un factor limitante en el tamaño de la población afectada por el mercurio. Por más que la contaminación de la región sea muy alta, la ingesta media diaria de mercurio será, por hipótesis simplificadora, la misma para cada grupo social, lo que unido al conocimiento de la densidad poblacional del lugar, limita los efectos a, como máximo, la población total en un radio de 100 km.

En otras palabras, cuando el nivel de contaminación es lo suficientemente alto como para contaminar a toda la población en un radio de 100 km, cualquier contaminación adicional por mercurio no tendrá un efecto en el aumento de la población afectada y, por lo tanto, es un factor de control en el impacto de la población afectada. En formato fórmula tenemos:

Si $M/I < T$ tendremos $P = M/I$ Si

$M/I > T$ tendremos $P = T$

Donde:

M = Cantidad de mercurio proveniente de la minería que sufre un proceso de metilación

P = Población afectada por la ingesta de mercurio proveniente de la minería

I = Ingesta total de mercurio por persona promedio a lo largo de los años

T = Población máxima afectada (techo) con la ingesta de metilmercurio proveniente de la minería aurífera

Cabe señalar que la población máxima en riesgo dentro de un radio de 100 km está definida por:

(Ecuación 20) $T = D_f * P_i * R^2$

Donde:

T = Población máxima afectada por la ingestión de metilmercurio proveniente de la minería aurífera

D_f = Densidad poblacional proyectada para los próximos 50 años

P_i = 3,14

R = Radio (en km) = 100 km

La población afectada por la ingesta de mercurio tendrá daños en su salud que serán descritos en las siguientes secciones, comenzando con la definición de los objetivos de Economía de la Salud y los indicadores de medición de impacto.

3.3.4.2. Economía de la Salud - Uso del indicador DALY para cuantificar el impacto en la salud humana

La Economía de la Salud se define como “la aplicación del conocimiento económico en el campo de las ciencias de la salud, en particular como elemento coadyuvante a la gestión de los servicios de salud” (Piola & Viana, 1995). La literatura que aborda el tema de la economía de la salud define el análisis de costo- efectividad como un análisis económico completo que compara diferentes intervenciones en salud, verificando directamente las consecuencias o resultados descritos en unidades clínico-epidemiológicas. Así, el tomador de decisiones, ante la escasez de recursos humanos y financieros, utiliza este enfoque para elegir aquella acción que generará más resultados con menos esfuerzo.

En este contexto, una forma de verificar el daño a la salud humana es cuantificando la carga de muerte prematura y discapacidad causada por ciertas enfermedades a partir de la medida resumen Años de vida ajustados por discapacidad (AVAD o DALY en inglés). Los AVAD son definidos como un índice que representa los años futuros de vida saludable que se perderían, por un individuo o grupo de personas, en un período determinado, como consecuencia de muertes prematuras o situaciones de discapacidad por enfermedad u otros factores.

Esto significa que AVAD es la suma de los años de vida perdidos por muerte prematura (Years of Life Lost - YLL) y los años vividos con una discapacidad (Years Lived with Disability - YLD) (Barker & Green, 1996). El índice AVAD es innovador ya que pondera y agrega medidas de salud como mortalidad y morbilidad simultáneamente, ubicándolas en la misma unidad de medida: tiempo (años), lo que permite considerar la gravedad de la enfermedad, magnitud y duración. Para calcular los AVAD es necesario conocer las siguientes variables: tasa de descuento, valor asociado a la edad, valor asociado a la discapacidad, duración de la enfermedad y tasa de incidencia. Todas estas variables se presentarán en las secciones sobre pérdida de CI en fetos; enfermedades cardiovasculares como infarto agudo de miocardio e hipertensión arterial.

3.3.4.3. Limitaciones de la metodología

La metodología creada busca relacionar la existencia de la minería aurífera en la Amazonía con los impactos en la salud humana por la contaminación del medio acuático por mercurio.

Esta es una primera estimación de esta relación y se necesita más investigación para contribuir a la metodología que, si se desarrolla en el contexto de la Amazonía, reduciría la incertidumbre de los resultados del modelo en el futuro.

Se necesitan estudios de monitoreo a largo plazo que recolecten concentraciones de mercurio en agua, sedimentos y peces en todo el mundo, particularmente en el bioma

amazónico y, más específicamente, en la Amazonía colombiana. Estos esfuerzos pueden generar registros de datos a largo plazo que se pueden comparar con los pronósticos. Sin estos estudios, es difícil cuantificar las respuestas ambientales a un cambio en la extracción de oro y evaluar el tiempo requerido para que tales respuestas se manifiesten.

La hipótesis simplificadora sobre el efecto temporal de la liberación de mercurio, bioacumulación de peces en 50 años, fue necesaria dada la falta de estudios con modelos que evalúen los factores que influyen en el tiempo de respuesta entre cambios en la deposición y cambios en las concentraciones de metilmercurio en el pescado; estos estudios deben incluir cuerpos de agua de diferentes tamaños y características.

La región amazónica es compleja y diversa en sus características. La simplificación del modelo presentado no considera las diferencias locales como el color de los ríos, el flujo de agua y otros factores locales. Estas características deben desarrollarse aún más teniendo en cuenta los diferentes contextos locales dentro de la Amazonía con respecto al ciclo del mercurio.

El presente informe hace uso de un nivel promedio de contaminación de pescado y un consumo promedio de pescado por día en la Amazonía. Es necesario diseñar estrategias de muestreo de metilmercurio en peces de agua dulce para recopilar los tipos y tamaños de pescado que comen los consumidores en la región. Es importante resaltar que estos peces deben recolectarse en las fuentes de agua donde se pesca.

Se utilizó un promedio de consumo de pescado por día en la Amazonía, sin embargo, en la región la frecuencia de consumo de pescado se ve afectada estacionalmente por los períodos de inundación y sequía. Estudios futuros deben examinar los tipos de pescado que consumen estas personas y las fuentes de estos pescados en cada período. Se deben realizar estudios adicionales para evaluar las tasas de consumo en mujeres embarazadas, mujeres en edad fértil y hombres.

Se realizó una extensa revisión bibliográfica para mapear estudios analíticos del nivel de concentración de mercurio en la Amazonía colombiana, totalizando 18 estudios, según la plataforma Observatorio de Mercurio²⁷. La ampliación de los estudios ayuda a identificar las localidades de las poblaciones que exhiben altos índices de consumo de pescado en la promoción de políticas públicas de salud. Las siguientes subsecciones presentan las metodologías de valoración para cada enfermedad.

²⁷ <https://panda.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=e6717bfa09504157b187e076f79e1d0e&extent=-12634275.965%2C-3100771.0732%2C-3960813.4914%2C1849902.3748%2C102100>

3.3.4.4. Impacto de la pérdida de coeficiente intelectual en los fetos

La secuencia lógica utilizada en las secciones anteriores será fundamental para estimar el impacto específico de la pérdida de coeficiente intelectual en los fetos asociada con el alto nivel de concentración de mercurio en el cabello debido a minería del oro. Por lo tanto, las próximas secciones profundizarán en las variables necesarias para relacionar la liberación de mercurio de la minería con el impacto de la pérdida de coeficiente intelectual en los fetos.

Entre los diferentes impactos en la salud humana identificados por la ingesta de metilmercurio, el desenlace más observado en la literatura es la pérdida del coeficiente intelectual de los fetos, como resultado de la ingesta materna de pescado contaminado. El estudio de Axelrad et al. (2007) demostraron una relación lineal entre la pérdida de puntos en la escala de CI y el aumento en la concentración de mercurio en el cabello materno. Así, cada 1,0 $\mu\text{g/g}$ de mercurio (THg o MeHg) en el cabello de la madre corresponde a una pérdida de 0,18 puntos de CI en el feto.

Dada la población total afectada, descrita anteriormente, es posible estimar el número de nacidos vivos impactados por la liberación de mercurio de la minería. Para ello, se utiliza la tasa de 14 nacidos vivos por mil habitantes en la región del Amazonas colombiano (Banco Mundial, 2021). Es decir, en una población de 1.000 personas afectadas en un radio de 100 km, nacerán vivas unas 14 personas en 50 años.

Dado un nivel promedio de concentración de mercurio en el cabello y al analizar la desviación estándar en la revisión de estudios realizada por Vasconcellos (2015) para calcular la carga de enfermedad de la pérdida de CI asociada con el mercurio, se asume la hipótesis de que la desviación estándar siempre será la mitad del nivel promedio de concentración de mercurio en el cabello.

Conocer la concentración media, de la desviación estándar y la población de nacidos vivos afectados permite estimar la tasa de incidencia del resultado de pérdida de CI por cada 1.000 nacidos vivos. Para ello se utiliza una herramienta de análisis construida por la OMS llamada Mercury Spreadsheet, que define los impactos en la salud del grupo de nacidos vivos en un año determinado siguiendo los lineamientos de la Economía de la Salud (Poulin & Gibb, 2008).

Para el cálculo de AVAD relacionados con la pérdida de CI en los fetos, es necesario resaltar cada una de las variables a partir de la revisión bibliográfica sobre el tema.

Tasa de descuento: Se define con el objetivo de atribuir menos importancia relativa a los años perdidos en el futuro que a los años de vida perdidos en el presente, dado que los seres humanos, en general, tienen preferencias de corto plazo más que de largo plazo (Murray, 1994; Murray y López, 1996). Elegimos utilizar la tasa de descuento del 3% tal como

se aplica en estudios de economía de la salud (Haacker, Hallet & Atun, 2020), en proyectos ambientales (US Environmental Protection Agency, 2000), en el cálculo del costo social del carbono (Nordhaus, 2014) y para proyectos sociales en países de América Latina (Moore et al., 2019).

Valor asociado a la edad: La segunda variable es el valor asociado a la edad, que corresponde a las preferencias de la sociedad, ya que se le atribuye menor valor a los años de vida saludable perdidos durante la niñez y la vejez, debido a la baja productividad común a estas etapas de la vida. El valor asociado a edad varía de cero (sin peso) a uno (100% de peso). Como destaca Vasconcellos (2015), el uso de una tasa de descuento también contribuye al tema del valor asociado a la edad, siendo un factor de ponderación para que no se asignen mayores pesos a los casos de muerte en individuos jóvenes.

Valor asociado a la discapacidad: Se desarrolla a través de la creación de escenarios presentados a los individuos que declaran sus preferencias y, con ello, un ranking de pesos de la discapacidad (OMS, 2004). El valor asociado a la invalidez puede variar de 0 a 1, siendo 0 una situación saludable y 1 correspondiente a la muerte. En el caso específico de la pérdida de CI en fetos por ingesta de mercurio, según la OMS (2004), el valor asociado sería de 0,361.

Año de inicio de la discapacidad y duración: El año de inicio de la discapacidad y la duración del resultado son fundamentales para sopesar los impactos, ya que se contabilizan los años vividos con discapacidad o muerte prematura. En el caso específico de la pérdida de CI, el resultado comienza en el primer año de vida del niño y dura toda la vida. Hay una esperanza de vida de 75 años y hay una duración de la enfermedad de 75 años.

Tasa de incidencia (número de casos por mil personas): La tasa de incidencia es calculada por el Mercury Spreadsheet (Poulin & Gibb, 2008) a partir del conocimiento de la concentración promedio de mercurio en el cabello y la desviación estándar asociada al conocimiento del número de personas afectadas.

Las fórmulas para calcular los AVAD en la Hoja de Cálculo de Mercury Spreadsheet son complejas y, por lo tanto, la siguiente fórmula representa, de manera simplificada, las variables que influyen en el cálculo. Para más información, se recomienda utilizar la calculadora de impacto en su versión excel, más concretamente en la pestaña "Pérdida de CI en Fetos".

$$(Ecuación 21) AVAD = P * Ti * I * D * Dw * Td$$

Donde:

AVAD = Años vividos con discapacidad (en años)

P = Población afectada (en número de personas)

Ti = Tasa de incidencia (Resultado por 1000 personas)

I = Edad de inicio del resultado (en años)

D = Duración media del resultado (en años)
Dw = Valor asociado a la discapacidad (entre 0 y 1)
Td = Tasa de descuento (en %) = 3%

De la descripción de todas las variables que influyen en el cálculo de AVAD por pérdida de CI en fetos se obtiene el valor en años vividos por la discapacidad. A modo de ejemplo, la extracción de 10 kg de oro puede generar, en promedio, el impacto de 0,48 años vividos con discapacidad.

La medición monetaria de AVAD es ampliamente discutida por varios estudios como Kenkel (2006) y Hammit et al. (2005), en el que se plantea la proposición de que 1 AVAD correspondería al valor estadístico de la vida anual. Eso significa que puede alcanzar valores superiores a US\$ 200 mil por AVAD si se considera el valor estadístico de la vida anual (Bosworth et al, 2017). A pesar de eso, optamos por utilizar la recomendación de la OMS (2001), que estima que un año de vida saludable perdido (unidad AVAD) corresponde en hasta 3 PIB per cápita, o sea, US\$ 16 mil en Colombia en Valores 2020 (Banco Mundial, 2020). Por lo tanto, los impactos de la pérdida de CI en los fetos debido a la extracción de oro son descritos a lo largo del informe.

(Ecuación 22) $C_{qi} = P * N * D * V$

Donde:

C_{qi} = Impacto monetario de la pérdida de CI en fetos (en BRL)

P = Población afectada por la ingesta de mercurio proveniente de la minería aurífera

N = Tasa de nacidos vivos (nacidos vivos / 1.000 habitantes)

D = Años vividos con discapacidad (en años)

V = Valor Estadístico de Vida = US\$ 16 mil por AVAD

3.3.4.4.1. Enfermedades cardiovasculares

La asociación entre el consumo de pescado y la aparición de enfermedades cardiovasculares es bastante controvertida y necesita más estudios de investigación para ser mejor descrita. La hipótesis de esta asociación es que el mercurio presente en el músculo del pescado, cuando es absorbido por el tracto gastrointestinal humano, interfiere con la peroxidación lipídica y puede causar aterosclerosis. Esta condición puede provocar un aumento de la presión arterial (Hu et al, 2018) e infarto agudo de miocardio (Salonen et al., 1995, 2000). La controversia de esta hipótesis se basa en que el consumo de pescado siempre se ha considerado saludable e indicado como factor protector de enfermedades cardiovasculares en general debido a la alta concentración de ácidos grasos poliinsaturados en algunas especies de pescado.

Otros estudios no han encontrado una relación entre el mercurio y la enfermedad cardiovascular, aunque sugieren la necesidad de estudios sobre dicha relación (Roman et al, 2011; Fewtrell et al, 2004; Oliveira et al, 2020; Karagas et al, 2012).

Por lo tanto, las presentes secciones se dividirán con el objetivo de abordar la posible relación entre la ingesta de mercurio y las enfermedades cardiovasculares: infarto agudo de miocardio e hipertensión arterial. Antes de eso, se debe enfatizar que la relación entre el resultado cardiovascular y el uso de mercurio en la minería sigue la misma lógica presentada para la pérdida de CI en los fetos hasta la sección que trataba la población afectada.

3.3.4.4.1.1. Cuantificación de la carga de enfermedad de infarto agudo de miocardio atribuible a la exposición al mercurio

El alto consumo de pescado se asoció con una reducción de la mortalidad por enfermedad coronaria (CAD) en varios estudios de población prospectivos. Sin embargo, el estudio de Salonen et al (1995) observó en el este de Finlandia, donde existe un alto consumo de pescado, una de las tasas de mortalidad más altas del mundo por enfermedades cardiovasculares. Este hecho controvertido llevó a la discusión del concepto de que un alto consumo de pescado sería uniformemente saludable para el sistema cardiovascular.

Aunque se ha sugerido que las grasas poliinsaturadas n-3 desempeñan un papel clave en la reducción de las enfermedades cardiovasculares, Salonen et al (1995) buscaron diferencias en la composición de nutrientes del pescado, o posiblemente algunas sustancias dañinas no medidas en el pescado que serían responsables de estas inconsistencias. La hipótesis utilizada por el estudio fue que la presencia de mercurio en el pescado puede contrarrestar los efectos metabólicos beneficiosos de otros nutrientes en el pescado. Al igual que el hierro, el mercurio es otro metal de transición que también puede catalizar la peroxidación lipídica y debido a que el mercurio neutraliza el efecto antioxidante del selenio, es decir, la hipótesis definida fue que el alto consumo de mercurio en la dieta de pescado de agua dulce podría estar asociado con un mayor riesgo de infarto agudo del miocardio.

El estudio de Salonen et al (1995) se llevó a cabo entre 1984 y 1989 con una muestra de 3.235 hombres del este de Finlandia con edades de 42, 48, 54 o 60 años en el examen inicial. De estos, 2.682 (82,9%) participaron en el estudio. Para excluir esos factores de confusión, el estudio excluyó de la muestra a los hombres con cardiopatía coronaria prevalente (n = 677) o antecedentes de accidente cerebrovascular (n = 60), claudicación (n = 108) o cáncer (n = 46), pues estas enfermedades podrían haber influido en la dieta. De los 1889 hombres restantes, los datos sobre la ingesta de pescado y el contenido de mercurio en el cabello estaban disponibles para 1833 hombres. El estudio dividió la muestra en terciles, dos de los cuales fueron: ingesta diaria de mercurio 2.0 µg/g y < 2,0 µg/g. El estudio identificó que la

ingesta dietética de mercurio y el contenido de mercurio en el cabello no se correlacionaría con ninguno de los otros 60 nutrientes medidos, excepto el selenio.

Además de las interacciones con el selenio, no existe una regulación metabólica conocida de la absorción, acumulación o excreción de mercurio. El contenido de mercurio en el cabello es una medida directa de la acumulación de metilmercurio en el cuerpo durante un período de varios meses. En segundo lugar, en análisis exploratorios extensos, los únicos factores de confusión potenciales que encontraron Salonen et al (1995) fueron el nivel socioeconómico bajo y vivir en áreas rurales. El nivel socioeconómico se evaluó de manera integral, abarcando seis aspectos diferentes. Ambos factores se asociaron con un alto contenido de mercurio en el cabello y un mayor riesgo de IAM y muerte. Sin embargo, la asociación entre la ingesta dietética, el contenido del cabello y la excreción urinaria de mercurio con el riesgo de infarto agudo de miocardio persistió después del control estadístico de estos factores y en sujetos urbanos y rurales por separado.

Salonen et al (1995) concluyeron que una persona con una ingesta diaria de mercurio de 2.0 $\mu\text{g/g}$ tiene un riesgo 69% mayor que las personas con una ingesta diaria de menos de 2,0 $\mu\text{g/g}$. El estudio, por lo tanto, demuestra que el riesgo relativo es de 1,69, es decir, buscamos asociar el aumento del riesgo de tener un infarto agudo de miocardio por la exposición de un componente como el mercurio. Este riesgo relativo presentado por Salonen et al (1995) se ajustó por factores de confusión, como el consumo de alcohol, el tabaquismo, el estilo de vida, etc. - y se refiere a la probabilidad de incidencia de infarto agudo de miocardio fatal o no fatal en hombres finlandeses mayores de 40 años.

Los resultados de Salonen et al (1995) son significativos en varios sentidos. Si bien el consumo de pescado puede ser saludable en general, algunos pescados pueden contener agentes que no son saludables para el sistema cardiovascular humano. En otras palabras, el estudio sugiere que el mercurio, incluso en cantidades subtóxicas, es un factor de riesgo de infarto agudo de miocardio, al promover la peroxidación lipídica.

3.3.4.4.1.1.1. Metodología para calcular la carga de enfermedad por infarto de miocardio atribuible a la ingesta de mercurio procedente de la extracción de oro

El desarrollo de la metodología de carga de enfermedad en el contexto de la minería aurífera en la Amazonía implica básicamente adaptarse al estudio de Salonen et al (1995), siendo relevante la definición de todos los supuestos aplicados. La primera adaptación al estudio de Salonen et al (1995) consiste en estimar la fracción atribuible a partir del riesgo relativo de 1,69 que da el estudio de Finlandia. La fracción atribuible es un concepto epidemiológico en el que se puede entender como el porcentaje de pacientes enfermos debido exclusivamente a la exposición, es decir, se define el riesgo adicional de desarrollar la enfermedad (infarto de miocardio) debido a la exposición al factor en cuestión (Mercurio).

El nombre “atribuible” expresa la idea de que, si se eliminara la exposición, el riesgo observado en esta población sería el que se encuentra en los individuos no expuestos. Por lo tanto, se dice que este exceso de riesgo es atribuible a la exposición. Estudios como los de Rockhill et al (1998), Fewtrell et al (2004) y Porta (2008) presentan fórmulas para estimar la fracción atribuible al riesgo relativo – calculado en 1,69 en Salonen et al, (1995) para una exposición al mercurio por encima de 2 ug/g.

$$\text{(Ecuación 23) } AF = (RR-1) / RR$$

Donde:

AF = Fracción Atribuible

RR = Riesgo Relativo

Con base en este entendimiento, es posible estimar el riesgo de infarto de miocardio (Salonen et al, 1995) en 0,4, o sea, el 40% de los casos de infarto de miocardio se debe exclusivamente a la exposición a mercurio $\geq 2,0 \mu\text{g/g}$. Es importante destacar que el presente estudio asume la hipótesis de que toda la población afectada estará en riesgo, es decir, con una concentración promedio de mercurio superior a $2,0 \mu\text{g/g}$ dada la alta ingesta de mercurio demostrada en las secciones anteriores.

Por lo tanto, para estimar el “Número de casos de infarto atribuibles a la exposición al mercurio ($\geq 2,0 \mu\text{g/g}$ Hg)” es necesario multiplicar el número total de infartos en la muestra y la fracción atribuible. En el caso específico de Salonen et al (1995) hubo 73 casos de infarto en la muestra a lo largo del tiempo.

Número total de casos de infarto x FA = $73 \times 0,4 = 29$ personas sufrieron infartos debido a niveles de mercurio $\geq 2,0 \mu\text{g/g}$ en el estudio de Salonen et al (1995). Lo mismo debe hacerse para el contexto verificando la población de la Amazonía.

Para adaptarse al contexto amazónico, también se utiliza el mismo corte de género y edad realizado por Salonen et al (1995): hombres mayores de 40 años. Por lo tanto, si se observan los datos del Ministerio de Salud y Protección Social (2020) con 52 infartos para los departamentos Putumayo, Guaviare, Caquetá y Amazonas.

Para calcular el impacto de la discapacidad en los AVAD, es necesario conocer el año de inicio y la duración del infarto. Sin embargo, Salonen et al (1995) no describe la edad media de las personas que sufrieron un infarto. Nia et al (2018) construye un metanálisis con 658 artículos y estima una edad media global de infarto en hombres de 58,7 años. Todavía, como el presente informe usa el estudio de Salonen et al (1995) como base, se optó por la premisa conservadora de que el año de inicio de la discapacidad es igual a la edad más baja de la muestra en Salonen et al (1995), es decir, 40 años.

La adaptación al contexto amazónico colombiano también necesita actualizar la esperanza de vida regional, que es de 70 años para los hombres (DANE, 2022b)²⁸. En otras palabras, significa que las personas que sufrieron un infarto vivirían de 40 a 70 años con dicha discapacidad, es decir, 30 años. Trayendo la realidad en números para la Amazonía colombiana, la población de esta región con el mismo grupo de edad y sexo ronda las 134 mil personas (DANE, 2017), es decir, la población de hombres mayores de 40 años representa el 13% de toda la población de la Amazonía (DANE, 2017).

Dado que, en promedio, hubo 494 hospitalizaciones por infarto de miocardio al año para este perfil de género y edad y que hay 983 mil habitantes en la región de la Amazonía colombiana, alrededor del 0,37% de esta población en riesgo en la Amazonía colombiana necesita ser hospitalizada debido a un infarto de miocardio. Este resultado también se conoce en la literatura como la tasa de prevalencia definida como el número de individuos afectados en un momento dado, dividido por el número total de personas en riesgo. Cabe señalar que los datos para Colombia probablemente estén subestimados debido a la baja notificación, especialmente en áreas remotas como en el norte del país. La figura 11 demuestra la cadena lógica construida anteriormente:

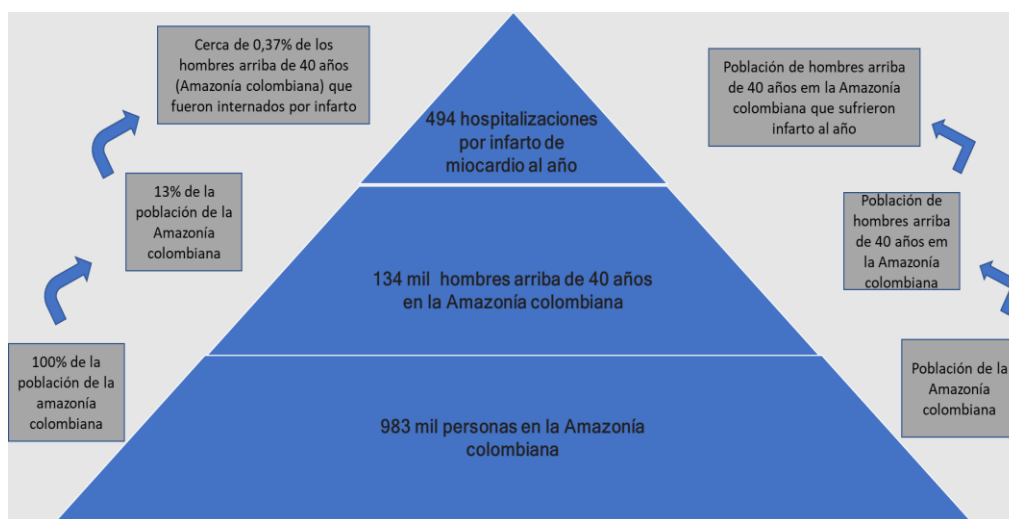


Figura 11: Pirámide explicativa del resultado del infarto de miocardio asociado con la ingesta de mercurio en la Amazonía Colombiana. Fuente: Elaboración propia.

A modo de ejemplo, una comunidad de 100.000 personas con riesgo adicional debido a la presencia de una mina, que genera una alta ingesta diaria de mercurio procedente de la alimentación de los peces (superior a 2,0 µg/g), tendrá alrededor del 13 % de hombres mayores de 40 años, es decir, 13.000 personas se encuentran en el grupo de edad de riesgo.

²⁸ Esperanza de vida de 70 años para los hombres (infarto miocardio). Esperanza de vida de 75 años para toda población (pérdida de CI y hipertensión).

De esta población de 13.000 hombres, cerca del 0,37% tendrá un infarto agudo de miocardio. En otras palabras, unas 48 personas tendrán un infarto de miocardio por cada 100.000 personas afectadas. Esta probabilidad está relacionada con el riesgo global de infarto de miocardio en la población, sin tener en cuenta la ingesta de mercurio a través de pescados contaminados.

Para atribuir la fracción de este resultado a la ingesta de pescado, es necesario utilizar la fracción atribuible previamente calculada en el 40% del riesgo asociado al mercurio:

Número de personas que sufrieron un infarto debido a niveles de mercurio $\geq 2,0 \mu\text{g/g}$. =
Número total de casos de infarto x fracción atribuible = $48 \times 0,4 = 19$ personas

Esto significa que, de cada 100.000 personas afectadas, unos 19 hombres mayores de 40 años son hospitalizados por infarto de miocardio por ingesta de mercurio. Sin embargo, a pesar de que el individuo promedio sufre un ataque cardíaco a partir de los 40 años, no existe una probabilidad bien definida en qué año ocurrirá el desenlace. Por ello, se utiliza el estudio de Zaletel-Kragelj & Bozi kov (2010), que estima la probabilidad del riesgo acumulado a lo largo de los años. Para ello, se multiplicó la tasa de prevalencia del 0,37% por la fracción atribuible del 40%, llegando a un riesgo anual de infarto del 0,15%.

Dado el riesgo anual, Zaletel-Kragelj & Bozikov (2010) primero calculan la probabilidad de supervivencia ($1 - \text{riesgo anual}$ año tras año) y luego multiplican las probabilidades de supervivencia ($1 - \text{riesgo anual}$) a lo largo del año. Finalmente, a esta probabilidad acumulada de supervivencia se le resta 1 para calcular el riesgo acumulado. Después de realizar los cambios necesarios, se estimó el riesgo acumulado de infarto de miocardio asociado al mercurio de 1,78%.

A partir del conocimiento de la temporalidad del desenlace, se hace factible estimar el número de casos de infarto asociado al mercurio a lo largo de los años. Para ello se multiplica la población de hombres mayores de 40 años de la región que serán hospitalizados con más de 30 años de exposición y el riesgo acumulado de infarto asociado al mercurio en el tiempo. Para el ejemplo de una población total afectada de 100.000 personas, alrededor del 13% (o 13 mil personas) serían hombres mayores de 40 años en la Amazonía.

Población de hombres mayores de 40 años de la región que serán hospitalizados en 30 años por ingesta de mercurio = Población de hombres mayores de 40 años en la región colombiana X riesgo acumulado de infarto asociado al mercurio a lo largo del tiempo = $13.000 \times 1,71\% = 222$

Corresponde que, en una población de 100.000 personas impactadas, unos 222 hombres mayores de 40 años tendrán un infarto de miocardio asociado a la ingesta de mercurio y con una probabilidad acumulada de 30 años por la extracción de oro de la minería.

La tasa de incidencia de este desenlace está dada por el número de casos por cada 1.000 afectados, es decir, 5 casos de hospitalización por infarto asociado al mercurio por cada 1.000 afectados. A partir de ahí, se puede medir la estimación del impacto del mercurio utilizado por la minería en relación con la ocurrencia de infarto de miocardio a partir del AVAD.

3.3.4.4.1.1.1. Variables para el cálculo del impacto en AVAD y monetario del infarto agudo de miocardio asociado al mercurio proveniente de la minería

Para calcular los AVAD relacionados con el infarto agudo de miocardio es necesario destacar cada una de las variables a partir de una revisión de la literatura sobre el tema. Algunas variables serán las mismas que las ya abordadas para la pérdida de CI en los fetos, como una tasa de descuento del 3 % y un valor asociado a edad del 100%.

Valor asociado a la discapacidad: El valor asociado a la discapacidad por infarto agudo de miocardio, según el ranking elaborado por la OMS (2004), es de 0,439.

Año de inicio de la incapacidad y duración: Como ya se destacó, se asume la hipótesis de inicio de la incapacidad a los 40 años, con una duración de 30 años, completando 70 años de expectativa de vida en hombres de la región Amazónica.

Tasa de incidencia (número de casos por cada mil habitantes: La descripción para estimar la tasa de incidencia se presentó en el apartado anterior y, como ejemplo, calculamos 5 casos de infarto por mercurio por cada 1.000 habitantes.

De la descripción de todas las variables que influyen en el cálculo de AVAD por infarto agudo de miocardio se obtiene el valor en años vividos por discapacidad.

Las fórmulas para calcular los AVAD en la Hoja de Cálculo de Mercury Spreadsheet son complejas y, por lo tanto, la fórmula anterior representa, de manera simplificada, las variables que influyen en el cálculo. Para más información, se recomienda utilizar la calculadora de impacto en su versión excel, más concretamente en la pestaña "Infarto de miocardio". El impacto cardiovascular del infarto del miocardio se presenta como:

$$(Ecuación 24) C_i = P_i * T_i * F_i * D_i * V$$

Donde:

C_i = Costo del impacto del infarto en el miocardio (US\$)

P_i = Población de hombres mayores de 40 años

T_i = Tasa de prevalencia de infarto de miocardio = 0,37%

F_i = Fracción atribuible de infarto agudo de miocardio = 40% D_i = Años vividos con discapacidad (en años)

V = Valor de Vida Estadística (en US\$) = US\$ 16 mil

3.3.4.4.1.1.1.1. Limitaciones de la estimación de la carga de enfermedad por infarto de miocardio

Esta sección busca justificar las principales limitaciones encontradas en el cálculo del impacto de la ingesta de mercurio en la ocurrencia de infarto. Primero, la revisión de la literatura no encontró estudios en Colombia que relacionen la concentración de mercurio con el infarto de miocardio. Por lo tanto, el estudio de Salonen et al (1995), realizado en Finlandia, es una referencia y se deben destacar las diferencias físicas entre la población del Amazonas y los individuos de Finlandia. Sin embargo, cabe destacar que ambas regiones tienen un alto consumo de pescado con mercurio.

Otra dificultad está directamente relacionada con el hecho de que solo Salonen et al (1995) encontraron el riesgo relativo, al no tener otro estudio que demuestre directamente la fracción atribuible, concepto epidemiológico fundamental para atribuir el desenlace al elemento químico. Por lo tanto, fue necesaria una revisión de la literatura de los estudios para estimar la fracción atribuible del riesgo relativo (Rockhill et al, 1998; Fewtrell et al, 2004; Porta, 2008).

Dado que la referencia principal es Salonen et al (1995), los riesgos miocárdicos previstos asociados con las exposiciones al metilmercurio deben interpretarse con precaución. Esto se debe a que la mayor parte de la evidencia de tales riesgos se basa en observaciones de una sola cohorte. Además, otros estudios indican que el consumo de pescado en general protege a las personas de sufrir eventos cardíacos adversos (Mozaffarian & Rimm, 2006).

Por lo tanto, si cualquiera de los tres modos de acción cardiotóxicos para el metilmercurio que fueron propuestos por Salonen et al. (1995) son ciertos, entonces es probable que los riesgos miocárdicos aumenten con las concentraciones de mercurio en la sangre, que a su vez están muy influenciadas por el consumo de pescado. Como argumentan Rice et al (2005), los estudios en humanos no fueron diseñados para examinar si existe un umbral de respuesta a la dosis para los efectos evaluados.

La decisión de considerar hombres mayores de 40 años está relacionada con el estudio presentado por Salonen et al (1995), sin embargo, en este estudio, no hay una media de edad de los individuos que sufrieron un infarto. Dada esta limitación, se decidió considerar el corte de edad considerando 40 años como media de infarto de miocardio y, además, se utilizaron medias calculadas a partir de datos de Brasil.

3.3.4.4.1.2. Cuantificación de la carga de enfermedad de hipertensión arterial atribuible a la exposición al mercurio

Tras la descripción metodológica para cuantificar la carga de enfermedad en el infarto agudo de miocardio, en este apartado se comenta otro posible desenlace cardiovascular observado en la literatura asociado a la exposición al mercurio: los problemas de hipertensión arterial.

La presión arterial alta (PA) ha sido reconocida durante mucho tiempo como un factor de riesgo importante para la enfermedad cardiovascular. Un análisis reciente sugiere que la carga de la PA alta ha aumentado en las últimas tres décadas (Forouzanfar et al. 2017). Además de los factores de riesgo tradicionales para la hipertensión, como el alto consumo de sal y el sobrepeso/obesidad, la exposición ambiental a metales pesados también puede desempeñar un papel importante (Abhyankar et al. 2012; Eum et al. 2008; Houston 2011; Navas Acien et al. 2007).

Aunque los mecanismos por los que el mercurio induce la hipertensión no se comprenden por completo, las explicaciones plausibles incluyen el estrés oxidativo y la inflamación, que promueven la disfunción endotelial y renal, y la unión de enzimas relacionadas con el selenio (Houston, 2011).

El MeHg generalmente se considera la forma más tóxica y se ha propuesto una relación dosis-respuesta entre el MeHg y los resultados cardiovasculares (Roman et al. 2011). Aunque existe una amplia literatura que respalda los diferentes efectos tóxicos y modos de acción del Hg inorgánico y el MeHg en muchos sistemas de órganos humanos (ej, NRC 2000; Clarkson & Magos 2006), no hubo evidencia que mostrara una diferencia en los efectos sobre la hipertensión entre inorgánico y MeHg.

De esta forma, el estudio de Hu et al (2018) es fundamental ya que suma una revisión sistemática, construyendo un metaanálisis tanto con los estudios generales como con la población ocupacional expuesta. Las diferencias potenciales se investigaron mediante un análisis de sensibilidad con los objetivos de: (1) evaluar la relación entre la exposición al mercurio y la hipertensión, la PA sistólica (PAS) y la PA diastólica (PAD), y (2) explorar la heterogeneidad en la relación entre la exposición al mercurio y los resultados de PA, que se divide en tres factores principales: los grupos de exposición a Hg en la población estudiada; y la elección de biomarcadores.

Del total de estudios analizados, alrededor de 29 estudios tienen relación entre la hipertensión arterial y el nivel de mercurio a partir de algún biomarcador. Para cada estudio fue calculada la probabilidad (o Odds Ratio – OR) de tener un resultado resultante como la hipertensión.

Para los estudios con datos de hipertensión, pero sin medidas disponibles de asociación, se calculó el OR y el intervalo de confianza de 95% (IC) por categorías de Hg utilizando el número de casos y no casos en diferentes categorías de exposición.

Los estudios se clasificaron en exposición a mercurio baja a moderada (<2 ug/g de Hg en el cabello o equivalente) y exposición alta al mercurio (2 ug = g cabello Hg equivalente) por medio de las concentraciones de mercurio en el grupo más expuesto en estos estudios. Si se observan todos los estudios recogidos en el metanálisis, hay más de 55.000 participantes de 17 países, incluyendo la Amazonía brasileña. Nueve estudios evaluaron la asociación entre la exposición a Hg y la hipertensión a nivel de exposición.

Hu et al (2018) calcularon la probabilidad de los 9 estudios que midieron la asociación entre la exposición alta al mercurio y la hipertensión, con un total de 1,35. El estudio también demuestra la heterogeneidad en la relación entre la exposición al Hg y la hipertensión arterial de diferentes grupos de exposición como población general (OR = 1,08), ribereña e indígena (OR = 1,48) y ocupacional (OR = 1,48) = 2,08).

3.3.4.4.1.2.1. Metodología para el cálculo de la carga de enfermedad de la hipertensión atribuible a la ingesta de mercurio procedente de la extracción de oro

El desarrollo de la metodología de la carga de enfermedad de la hipertensión arterial en el contexto de la minería aurífera en la Amazonía implica básicamente la adaptación al estudio de Hu et al (2018), siendo relevante la definición de todos los supuestos aplicados. La primera adaptación al estudio de Hu et al (2018) consiste en estimar la fracción atribuible a partir de la Odds ratio (o razón de posibilidades) de 1,35 dado por el metanálisis para la exposición al mercurio, es decir, hay una probabilidad del 35% mayor de la ocurrencia de un determinado resultado en el grupo con exposición al mercurio y concentración en el cabello mayor a 2 ug/g cabello. Dado que la OR es análoga al riesgo relativo, se asume que son similares, como se demuestra en estudios como el de Bonita et al. (2010).

La fracción atribuible, como se describió anteriormente, es el concepto epidemiológico necesario para el análisis de la carga de enfermedad atribuible a la exposición de un elemento. Aunque Hu et al (2018) presentan estudios para el contexto amazónico como Fillion et al (2006) con un OR de 3,8 -que indica una alta concentración de mercurio en la población amazónica brasileña-, se decidió, de forma conservadora, utilizar el OR para el metanálisis en su conjunto, en 1,35, ya que se trata de una revisión exhaustiva de los estudios sobre la relación entre la hipertensión y la ingesta de mercurio. Además, para estimar el número de casos de infarto relacionado con el factor de riesgo en cuestión [Hg-cabello] \geq 2,0 $\mu\text{g/g}$, es necesario conocer el número total de casos de infarto en la región investigada, es decir, en la Amazonía. Por lo tanto, dado que la razón de probabilidad es 1,35 (Hu et al, 2018), es posible cuantificar la fracción atribuible a partir de la siguiente ecuación.

(Ecuación 25) $FAP = (O - 1) / OR$

$FAP = (1,35 - 1) / 1,35 = 26\%$

Con base en este entendimiento, es posible estimar el riesgo de ocurrencia de hipertensión arterial (Hu et al, 2018) en 0,26, es decir, el 26% de los casos de hipertensión arterial se deberían exclusivamente a la exposición al mercurio $\geq 2,0 \mu\text{g/g}$. Es importante señalar que el presente estudio asume la hipótesis de que toda la población afectada estará en riesgo, es decir, con una concentración promedio de mercurio superior a $2,0 \mu\text{g/g}$ dado el alto consumo de mercurio demostrado anteriormente.

Para estimar el “Número de casos de hipertensión atribuibles a la exposición al mercurio ($\geq 2,0 \mu\text{g/g Hg}$)” es necesario multiplicar el número total de hipertensión en la muestra y la fracción atribuible. En el caso específico de Salonen et al (1995) hubo 73 casos de infarto en la muestra a lo largo del tiempo. Para adaptarse al contexto amazónico, se hace un recorte por edad, calculando sólo en mayores de 20 años, lo que corresponde a 564 mil personas en la Amazonía colombiana. A diferencia del resultado del infarto de miocardio, la literatura no señala un mayor o menor riesgo de hipertensión arterial en función del género (masculino o femenino), es decir, solo se debe evaluar a la población mayor de 20 años, año en que los problemas de hipertensión se comienzan a ser observados (Hu et al, 2018). Observando datos del DANE (2017), se estima que la población afectada con más de 20 años corresponde al 57% de toda la población amazónica colombiana, o sea, en una población afectada de 1.000 personas, cerca de 570 tendrán más de 20 años.

Si miramos los datos de DANE (2017) hay, en promedio, 12.515 hospitalizaciones al año por hipertensión para esta población mayor de 20 años en la región, esto significa 12.515 casos en 564 mil personas o 2,2 % de la población mayor de 20 años tiene hipertensión en la región. La Figura 12 resume los inconvenientes del encadenamiento lógico construido arriba:

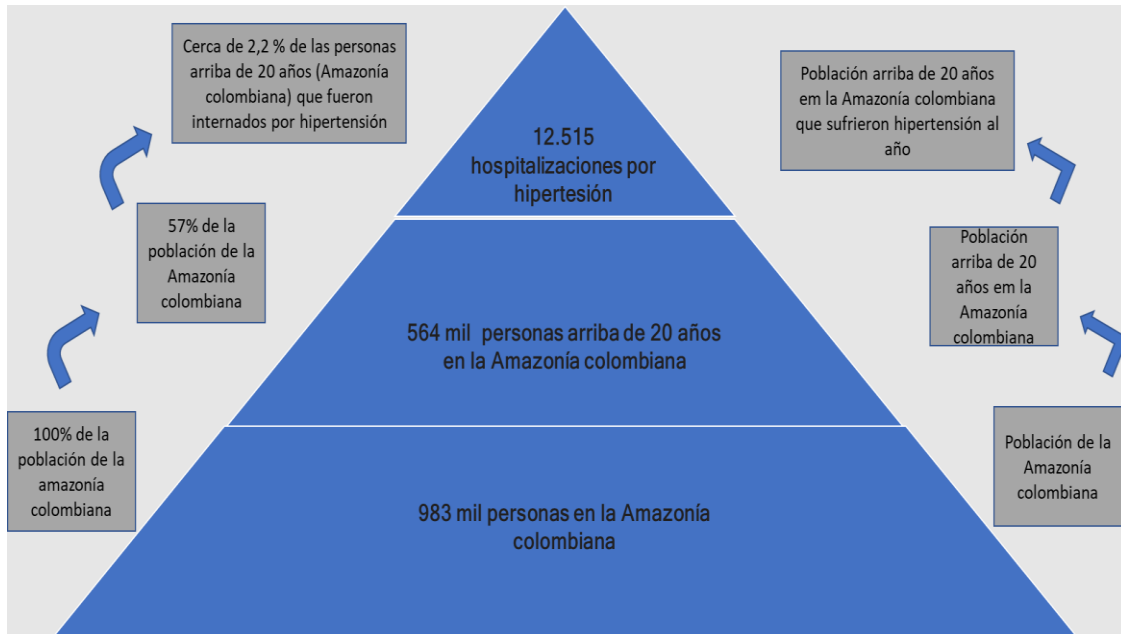


Figura 12: Pirámide explicativa del escenario de hipertensión en la Amazonía Colombiana.
Fuente: Elaboración propia.

A modo de ejemplo, una comunidad de 10.000 personas con un alto grado de concentración de mercurio en el cabello tendrá alrededor del 57% con edad arriba de 20 años, es decir, 5.700 personas están en riesgo. De esa población de 5.700 personas, cerca del 2.2% tienen hipertensión, extrapolados al nivel local de la región. En otras palabras, alrededor de 125 personas tienen hipertensión de cada 10.000 personas. Esta probabilidad está relacionada con el riesgo general de ocurrencia de hipertensión en la población, sin tener en cuenta la ingesta de mercurio a través de pescado contaminado.

Para atribuir la fracción de este resultado a la ingesta de pescado, es necesario utilizar la fracción atribuible calculada como el 26% del riesgo asociado al mercurio:

(Ecuación 26) No de personas que tienen hipertensión por niveles de mercurio $\geq 2,0 \mu\text{g/g}$.
 = No total de casos de hipertensión x fracción atribuible =
 $125 \times 26\% = 32$ personas de una población de 10 mil personas

Para calcular el impacto de la discapacidad en los AVAD, es necesario conocer el año de inicio y duración de la hipertensión. El artículo de Hu et al (2018) no describe la edad promedio de los individuos que presentan hipertensión arterial, sino la edad promedio de los individuos de las muestras en los diferentes estudios. Por lo tanto, al analizar dichas edades para los diversos estudios, se observa que una de las edades más bajas es la de 20 años y, por lo tanto, optamos por elegir conservadoramente esa edad como el inicio del desenlace de hipertensión.

La adaptación al contexto amazónico colombiano también necesita actualizar la esperanza de vida regional, que es de 75 años en la Amazonía colombiana (DANE, 2022b). En otras palabras, significa que los individuos que tienen hipertensión arterial vivirían de 20 a 75 años con dicha discapacidad, es decir, 55 años. Sin embargo, a pesar de que el individuo presente hipertensión desde los 20 años, no existe una probabilidad bien definida en qué año ocurrirá el desenlace, por lo que se utiliza el estudio de Zaletel-Kragelj & Bozikov (2010), que estima la probabilidad de riesgo acumulado a lo largo de los años. Para ello, se multiplicó la tasa de prevalencia de 2,2% por la fracción atribuible de 26%, llegando a un riesgo anual de infarto de 0,58%.

Dado el riesgo anual, Zaletel-Kragelj & Bozikov (2010) primero calculan la probabilidad de supervivencia (1-riesgo anual año tras año) y luego multiplican las probabilidades de supervivencia (1-riesgo anual) a lo largo del año. Finalmente, a esta probabilidad acumulada de supervivencia se le resta 1 para calcular el riesgo acumulado. Luego de realizar los cambios necesarios, el riesgo acumulado de hipertensión asociada al mercurio se estimó en 27%.

A partir del conocimiento de la temporalidad del desenlace, se hace factible estimar el número de casos de hipertensión asociada al mercurio a lo largo de los años. Para eso, se multiplica la población mayor de 20 años de la región que será hospitalizada con más de 55 años de exposición y el riesgo acumulado de hipertensión asociada al mercurio en el tiempo. Para el ejemplo de una población total afectada de 10 mil personas, alrededor del 57% (o 5.700 personas) serían personas mayores de 20 años en la Amazonía.

(Ecuación 27) Población mayor de 20 años de la región que será hospitalizada por hipertensión en 55 años por ingestión de mercurio =
Población mayor de 20 años en la región X riesgo acumulativo de hipertensión asociada al mercurio a lo largo del tiempo = $5.700 \times 27\% = 1.539$

Corresponde que, en una población de 10.000 personas impactadas, alrededor de 1425 individuos mayores de 20 años tendrán problemas de hipertensión asociados a la ingesta de mercurio y con una probabilidad acumulada de 55 años por la extracción de oro en la minería (AVAD).

3.3.4.4.1.2.1.1. Variables para el cálculo de AVAD e impacto monetario de la hipertensión arterial asociada al mercurio proveniente de la minería

Para calcular los AVAD relacionados con la hipertensión arterial, es necesario resaltar cada una de las variables con base en la revisión bibliográfica sobre el tema. Algunos serán los mismos que ya se trataron en el apartado de pérdida de CI en fetos e infarto agudo de miocardio como tasa de descuento del 3% y 100% de Valor asociado a la edad.

Valor asociado a la discapacidad: El valor asociado a la discapacidad por hipertensión, según el ranking elaborado por la OMS (2004), es de 0,246.

Año de inicio de la discapacidad y duración: Como ya se destacó, se asume la hipótesis de inicio de la discapacidad a los 20 años, con una duración de 55 años, completando 75 años de esperanza de vida en la región Amazónica colombiana.

Tasa de incidencia (número de casos por mil habitantes): La descripción para estimar la tasa de incidencia se presentó en el apartado anterior y se calcularon 142 casos de hipertensión arterial por mercurio por cada 1.000 habitantes.

De la descripción de todas las variables que influyen en el cálculo de los AVAD para la hipertensión se obtiene el valor en años vividos por invalidez.

Las fórmulas para calcular los AVAD en la Hoja de Cálculo de Mercury Spreadsheet son complejas y, por lo tanto, la siguiente fórmula representa, de manera simplificada, las variables que influyen en el cálculo. Para más información, se recomienda utilizar la calculadora de impactos en su versión excel, más concretamente en la pestaña “Hipertensión”.

(Ecuación 28) $Ch = Ph * Th * Fh * D * V$

Donde:

Ch = Costo del impacto de hipertensión arterial relacionado con la ingesta de mercurio de la minería

Ph = Población mayor de 20 años Th = Tasa de prevalencia

Fh = Fracción Atribuible = 26%

D = DALY = Años de vida ajustados por discapacidad (en años)

V = Valor de Vida Estadística (en reales) = US\$ 16 mil

3.3.4.4.1.2.1.1.1. Limitaciones de la carga estimada de enfermedad por hipertensión atribuible al mercurio utilizado en la extracción de oro en la Amazonía

Esta sección busca justificar las principales limitaciones encontradas en el cálculo del impacto de la ingesta de mercurio en la ocurrencia de hipertensión arterial. La revisión bibliográfica encontró un metaanálisis (Hu et al, 2018) en el que presenta estudios que relacionan la concentración de mercurio con la hipertensión arterial. Entre los diferentes estudios, hay un estudio de Fillion et al (2006) que, aunque no observa una relación dosis-respuesta entre el consumo de pescado y la presión arterial, analiza la alta razón de probabilidad en poblaciones ribereñas del Tapajós, Amazonas (Brasil). Sin embargo, este estudio no siguió a la población durante mucho tiempo y construyó una muestra de conveniencia, lo que puede generar sesgos de selección. Como ejemplo, se tomó el

número de comidas de pescado en los últimos siete días como indicador de los hábitos alimentarios del pescado en la región. Algunos peces pueden tener un efecto más positivo que otros, pero esto no fue evidente en el estudio de Fillion et al (2006). Los peces de agua dulce tienen niveles más bajos de ácidos grasos omega-3 en comparación con los peces marinos (Mahaffey, 2004; Innis et al (1995), lo que puede explicar la falta de relación entre el consumo de pescado y la presión arterial en estos estudios y otros, pero no hay datos sobre los niveles de omega-3 en pescado para peces amazónicos.

Debido a las limitaciones presentadas anteriormente para los estudios en la región amazónica, se eligió el estudio de Hu et al (2018) porque contiene una revisión de literatura de diferentes contextos y lugares que contribuye a resultados más robustos. Sin embargo, incluso el estudio de Hu et al (2018) tiene sus limitaciones. Primero, la mayoría de los estudios fueron transversales, es decir, no podemos descartar la posibilidad de que la asociación positiva observada entre la exposición y la hipertensión refleje cambios en la dieta o el comportamiento debido al diagnóstico de hipertensión.

En segundo lugar, el resultado de la hipertensión no se definió de manera consistente entre los estudios y los métodos para medir la presión arterial variaron entre los estudios, es decir, la heterogeneidad entre los estudios puede reflejarse en las medidas de las discrepancias. En tercer lugar, el metanálisis no puede abordar la posibilidad de problemas de confusión que pueden ser inherentes a los estudios originales. Otra dificultad está directamente relacionada con el hecho de que Hu et al (2018) encontrar la razón de posibilidades (odds ratio), al no tener otro estudio que demuestre directamente la fracción atribuible, concepto epidemiológico fundamental para atribuir el desenlace al elemento químico. Por lo tanto, fue necesaria una revisión bibliográfica de los estudios para estimar la fracción atribuible a partir de la razón de posibilidades (Camey et al, 2010).

Los resultados presentados aquí para la hipertensión arterial también deben ser vistos con cautela, y se necesitan más estudios en la región amazónica para corroborar la metodología aquí construida. Finalmente, la decisión de considerar la edad promedio de 20 años es una hipótesis conservadora, dado que el estudio de Hu et al (2018) presenta las edades de los individuos de la muestra, pero sin resaltar la edad promedio de los que tienen resultados de hipertensión arterial.

3.3.4.5. Síntomas neuropsicológicos (temblores)

La inhalación de mercurio por parte del ser humano afecta directamente al sistema nervioso central, con síntomas neuropsicológicos como temblores, trastornos del sueño, entre otros efectos. La inhalación crónica de mercurio en la Amazonía afecta silenciosamente el sistema nervioso y, por lo tanto, no existe una estimación del número de personas afectadas con este tipo de intoxicaciones por inhalación de mercurio.

Para superar este vacío de información se observa el estudio de Steckling et al (2014), que recolectó una muestra de mineros en Zimbabue y encontró que el 72% de los mineros tenían síntomas neuropsicológicos, ya que el buscador de pequeña escala no utiliza equipo de seguridad que evita la inhalación de vapor de mercurio. En un estudio más reciente, Steckling et al (2017a) hizo un análisis más amplio con varios países y calculó que la aparición de síntomas neuropsicológicos en mineros se da entre un 23% y 34% de los individuos.

Todavía existe la necesidad de estimar el número de buscadores, ya sea por hectárea o por gramo de oro. Estudios como el de Alcântara et al (2004) demostraron, en un estudio en São Chico (PA) en Brasil²⁹, que un minero tiene la capacidad de extraer, en promedio, 1.948 gramos de oro por año, es decir, si esta cantidad es incautada, se puede proyectar que apenas corresponde a un solo minero en la Amazonía. El estudio del Ministerio de Salud y Protección Social (2020) muestra que el tratamiento de los problemas de temblores y depresión como síntomas neuropsicológicos corresponde a un costo de US\$ 48, por persona al año en Colombia.

(Ecuación 29) $C_n = (O / E) * Prop * Ct$

$C_n = (O / 1.948) * 23,7\% * 48$

Donde:

C_n = Costo de los impactos de los síntomas neuropsicológicos (en US\$)

O = Gramo de oro incautado

E = Extracción de oro promedio por minero (en gramos por año) = 1948 gramos por año

$Prop$ = Proporción de mineros afectados (en %) = 23,7%; 29% o 34,3%

Ct = Costo de tratamiento promedio por minero por año (US\$ / persona / año) = US\$ 48

Asimismo, el minero vive con dicha discapacidad a lo largo de los años y, por lo tanto, además del costo del tratamiento presentado anteriormente, se debe medir el costo de la pérdida de bienestar en AVAD. Para ello se observa que el valor asociado a la incapacidad por temblores definido por la OMS (2004) y profundizado por Steckling et al (2017b) es de 0,368. Otra variable considerada es la tasa de prevalencia, la cual puede asumir tres valores dependiendo del escenario construido a partir del estudio de Steckling et al (2017a) quienes observaron diferentes localidades en el mundo (23,7%; 29% y 34,3%). La fórmula, por lo tanto, para la medición de DALY (AVAD) para temblores en mineros consiste en:

(Ecuación 30) $C_{ng} = (O / E) * W_n * T_n * V$

Donde:

C_{ng} = Costos del resultado de los síntomas neuropsicológicos en mineros (en US\$)

O = Gramo de oro incautado

²⁹ Consultores contratados por el Conservation Strategy Fund no encontraron valores para Colombia.

E = Extracción promedio de oro por minero (en gramos por año) = 1948 gramos por año
Wn = Valor asociado a la discapacidad (entre 0 y 1) = 0,368
Tn = Tasa de prevalencia (%) = podría ser 23,7%; 29% y 34,3%
V = Valor de Vida Estadística (en US\$) = US\$ 16.000

El valor total de los daños resultantes de temblores en mineros de 10 kg de oro incautado corresponde a US\$ 174 mil.

4. Minería de Pozo

4.1. Impacto promedio por cantidad de oro incautado

En el caso de una explotación a pozo o subterránea, las dos posibles variables de entrada serán kilos de oro o edad de la explotación (en años de exploración). Esto se justifica por la dificultad de medir el tamaño del área subterránea impactada. Se toma como base la fórmula de conversión de unidades de medida de minería aluvial. De ahí se toma como referencia el volumen total de material removido del suelo de un kilo de oro extraído con un contenido de 0,17. Así, el volumen total de referencia es de 30.511 m³/kg de oro según la metodología descrita a lo largo del informe. Así, para calcular la cantidad total de suelo removido, se debe multiplicar la cantidad de oro por el volumen total de referencia (30.511 m³/kg):

$$\text{(Ecuación 31)} \quad Q = K * Vf$$

Donde:

Q = Cantidad total de suelo removido K = Kilo de oro incautado

Vf = volumen de referencia total es 30.511 m³/kg

Para calcular el área deforestada también se utiliza la misma fórmula de conversión para la minería aluvial, asumiendo un pozo promedio (o fosa, en el caso del aluvión) promedio de 10 metros de profundidad. Una fosa de 10 metros con un contenido de 0,19 genera un impacto en 0,31 hectáreas deforestadas. Si asumimos un desborde de esta área de 12 veces como se presenta en la metodología de minería aluvial, tenemos un impacto de 3,6 hectáreas. Es decir, este valor se utilizará como un tamaño fijo de impacto en la capa superficial del suelo (deforestación), ya que el aumento de la extracción de oro en un pozo minero ocurre con un aumento en la amplitud dentro de los túneles y no necesariamente el área deforestada.

4.2. Impacto por edad de la minería (investigación in situ)

Para este caso, tomamos como referencia los datos del Plan de Manejo Rebio Maicuru (Brasil), que estima una producción promedio de oro ilegal por año de 12,8 kilos en minería subterránea (socavón/pozo).

Minería	Edad de Minería (años)	Número de mineros	Cantidad de oro por año
Rebio Maicuru (PA)	10	40	12,8
Proceso minero de Limão	3	48	34,5
Promedio	10	44	23,7

Cuadro 10: Producción por edad de minería.

Fuente: Elaboración propia.

Si el volumen de suelo removido en un kilogramo de oro es de 30.511 m³, como se describe en el inciso anterior, en 23,7 kg de oro se revuelven 722.095 m³ de suelo. Esto significa que, en un año de explotación de pozos, se remueven 722.095 m³ de suelo. Se utiliza como parámetro fijo el área impactada de deforestación de 3,6 hectáreas, como también se describe en la sección anterior. Así, para estimar la cantidad de metros cúbicos revueltos en todos los años de operación de la mina, se deben multiplicar los años de operación del pozo por la extracción promedio anual de oro en el pozo (23,7 kg/año) por el volumen de referencia (30.511 m³). Así, tenemos que la fórmula final para estimar la cantidad total de metros cúbicos revueltos es:

(Ecuación 32) $V = A_n * Med * V_f$

Donde:

V = Volumen total revuelto (m³)

A_n = Años de existencia minera

Med = Extracción media anual de oro en minería de pozos (23,7 kg/año)

V_f = Volumen total de referencia es 30,511 m³/kg

4.3. Valoración de los impactos de la minería de pozos/socavón

Con estas fórmulas tenemos las principales variables para calcular los impactos de la minería de pozos/socavón. La metodología es la misma descrita en la minería aluvial hasta llegar a sus valores monetarios. Es decir, la valoración de los impactos de la minería de pozos será la siguiente:

- Deforestación/desbroce:
 - Área fija impactada de 3,6 hectáreas independientemente de la cantidad de oro extraído.
 - Se utiliza la fórmula del valor monetario de la minería aluvial descrita en la categoría de deforestación minera aluvial.

- Impacto en la capa profunda del suelo (generando erosión y sedimentación de ríos):
 - El valor monetario sigue la metodología descrita en la categoría de impacto de la capa profunda de minería aluvial con las siguientes modificaciones:
 - Se tomó como referencia una fosa de 10 metros con un contenido de 0.21 generando una afectación de 0,27 hectáreas. Si asumimos un desborde de esta área de 12 veces como se presenta en la metodología de minería aluvial, tenemos un impacto de 3,24 hectáreas
 - Así, el costo de recomponer tierra fértil y tierra normal se calcula bajo una superficie impactada de 0,27 hectáreas
 - El volumen de tierra fértil a rellenar se fijará en $0,4 * 0,27 * 10.000 = 1.080 \text{ m}^3$
 - El volumen de terreno normal a rellenar será el volumen calculado a partir de las fórmulas descritas en los incisos anteriores de minado de pozos restado de 1.0800 m^3
 - El volumen de tierra normal a ser rellenado = $V - 1.080$

(Ecuación 33) $V_{tna} = (A_n * 23,7 * 30,511) - 1,080$

Donde:

V_{tna} = Volumen de tierra normal para rellenar

Impactos de mercurio: Misma metodología descrita en la minería aluvial

Cálculo realizado a partir de la cantidad de oro extraído

5. Minería de Balsa

La cantidad de material explotable por balsa depende de la capacidad de succión de cada equipo acoplado a la balsa. Por lo general, esta cantidad de material arado varía según la potencia del motor y el tamaño del dragado (medido en pulgadas). Se nota también que la producción de oro depende de la cantidad de "mandados" que hace la draga al mes. Ese es el término utilizado para el ciclo de perforación/exploración de la draga, que puede durar de 20 a 24 horas. Hay indicios de que las dragas realizan 26 mandados por mes. Así, dependiendo del tipo de draga, las horas demandadas y la cantidad de "mandadas" por mes, variará tanto el oro extraído como la cantidad de material extraído.

Esta cantidad de material extraído se contabilizará como el montante de sedimentos revueltos.

A partir de esta cantidad se debe calcular la cantidad de sólidos en suspensión que, a su vez, impactará en los servicios ecosistémicos que brinda dicho río. Estos sólidos en suspensión se denominarán plumas de sedimentación, ya que son el rastro visible de sólidos en la superficie del agua. Esta sección presenta la metodología paso a paso utilizada en la calculadora de impactos tanto para la fórmula por entrada de oro como para la fórmula de verificación de la balsa in situ.

Cálculos previos

a. Productividad de la minería de balsa³⁰

Total minado (agua + sedimento) o capacidad de dragado:

300 m³ por hora

7.200 m³ por día

216.000 m³ al mes

2.589.000 m³ al año

Producción media por balsa (bibliografía)

0,85 kg/mes (PNN, 2017)

10,2 kg/año 0,00393981

Producción promedio por oro

Productividad = producción de oro (g) / cantidad de material extraído (mes o año)

Productividad = 851 / 216.000 o 10.220 / 2592.000

Productividad = 0.0039 g/m³

³⁰ El reporte de PNN (2017) menciona que se extraen 35-40 gramos de oro en un turno de 20 horas. Se extrapola suponiendo que al día solo se hace un turno y se trabaja los 292 días del año.

b. Potencia de la bomba

Esta sección presenta la metodología para calcular la cantidad de sedimento y oro producidos por mes con base en la potencia de bombeo de la balsa. La ecuación de la potencia de la bomba se utilizó para estimar la relación entre la potencia y el caudal de las bombas hidráulicas (Porto, 2006). Los parámetros de la ecuación son la potencia de la bomba en caballos de fuerza (Pcv), el peso específico del fluido en Kgf/m^3 , el Caudal en m^3/s , la altura manométrica (Hm) en metros y el rendimiento de la bomba (%).

c. Cálculo de flujo de lodo

(Ecuación 34)

Estimado:

Q = Caudal en m^3/s

Pcv = Potencia de la bomba en c.v (1cv corresponde a 0,98 hp) Hm: Pérdida de carga (Hc - m) + Altura de succión (Hs - m)

y: Peso Específico (Kgf/m^3)

n: Rendimiento de la bomba (%)

A partir de la ecuación anterior, fue posible establecer una relación entre Potencia x flujo de lodo por segundo (m^3/s) y mensual (m^3/mes). Considerando que el 10% de m^3 de lodo está compuesto por sólidos (sedimentos), se multiplicó el caudal de lodo por 0,1 para obtener un caudal de sedimento por mes. Luego, este valor se multiplicó por la productividad de oro ($0,0039 \text{ g/m}^3$) para estimar la cantidad de oro extraído por mes a partir de la cantidad de sedimento bombeado. Para estimar la producción de sedimentos en toneladas mensuales (ton/mes) que produce la actividad minera, se multiplicaron los volúmenes de sedimentos (m^3/mes) por 2.76.

d. Calibración de los parámetros de la ecuación

Los parámetros de la ecuación de cálculo de flujo se estimaron para representar las condiciones promedio de la actividad minera, asegurando así que la ecuación se pueda aplicar a todas las balsas mineras que operan en la Amazonía. Debido a que la actividad minera normalmente utiliza bombas antiguas con poco mantenimiento, se estipuló un rendimiento del 40%. Esta eficiencia está asociada a las pérdidas hidráulicas y mecánicas en el interior de la bomba que provocan la disipación de energía. Considerando que el lodo extraído tiene un 10% de sólidos y un 90% de agua, se estipuló que la densidad del lodo es de 1.1425 y que, por lo tanto, el peso específico es de 11.142 Kgf/m^3 (Peso específico del lodo = Peso específico del agua x Densidad).

La altura manométrica (Hm) está asociada al valor de energía que la bomba necesita suministrar al fluido para transportar un determinado caudal hasta el punto designado por el sistema de bombeo. Esta energía está asociada a la diferencia de altura entre el inicio y

el final de la tubería (altura de succión) y la resistencia de la tubería y sus componentes (pérdida de carga). En el caso de las balsas mineras, se estipuló un valor promedio de altura de succión de 10m, que corresponde a la profundidad correspondiente de los ríos en la Amazonía.

El valor de la pérdida de carga se mide en metros de pérdida de carga por metro de tubería (m/m) y depende de varias variables como la velocidad del fluido, y el tipo, estado, longitud y número de codos y válvulas en la tubería (Porto, 2006). Debido a la dificultad de obtener este parámetro, el cálculo de la caída de presión se estimó a partir de una cuenta inversa. Con los datos de producción de oro en campo obtenidos por Gómez-Mutumbajoy, (2018) para la potencia de las bombas en Colombia con 147 cv. Pero estudio de Imazon (1996) también destaca potencias de las bombas como baja potencia (35.5 cv media (54.7cv) y alta como (73cv) (cuadro abajo), fue posible hacer la cuenta inversa y estimar la caída de presión (variable dependiente) para igualar la producción de oro calculada a partir de la observada por Imazon (1996).

Potencia de las máquinas	Bajo (<35.5 cv)	Media (<35.5 - 54.7cv)	Alta (>73 cv)
Producción (gr Au/año)	2.577 (Sd = 1.092)	3.723 (Sd = 1.668)	7.190 (Sd = 7080)

Cuadro 11: Relación entre potencia de bomba y producción de oro en la región del Tapajós, Pará (Brasil).

Con esta metodología se estimó una caída de presión de 0.28 m/m, o 2.8m en una tubería de 10m de longitud. Para el cálculo de los valores mensuales se consideró que la jornada laboral diaria es de 12 horas. Es importante mencionar que los parámetros del Cuadro 12 son fijos y no deben cambiarse para atender situaciones individuales.

Rendimiento	0.4
H (altura manométric)	10m
H (perdida de carga)	2.28m para 10m de tubería
Y (peso específico)	11.172

Cuadro 12: Parámetros utilizados y calculados para estimar el caudal de las bombas. Fuente: Elaboración propia.

La relación entre la potencia de bombeo y la producción de oro calculada y observada se puede ver en la Figura 13. Es posible observar que, para potencias superiores, el cálculo de la cantidad de oro producido tiende a ser menor que el valor tabulado. Esta subestimación es deseable para la posterior imposición de multas por actividades mineras ilegales.

Potencia (cv)	Q1 Flujo (m3/s)	Q2 Flujo (m3/mes)	Sedimentos (ton/mes) (Q2x0.1)	Oro Calculado (kg/año) (Sedimentos *0,0022 * 12 meses)	Oro Contabilizado	Error (Calculado - Observado)
35.5	0.08	97348.49	26868.18	2.57	2.57	0.00
54.7	0.12	150194.81	41453.77	3.97	3.72	6.50
73	0.15	200259.75	55271.69	5.29	7.19	-26.47

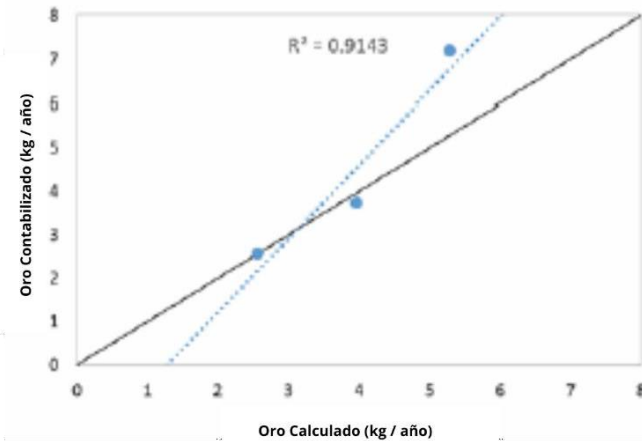


Figura 13: Oro calculado por oro contabilizado. Fuente: Elaboración propia.

5.1. Cálculo de producción de oro y cantidad de sedimentos

El Cuadro 12 demostró que existe una relación lineal entre la producción de oro y la potencia del motor. Así, al dividir la producción por la potencia, los valores encontrados fueron todos cercanos a 0,0028 y, por lo tanto, se adoptó este valor como parámetro fijo.

Es decir, al multiplicar el tipo de motor por 0,0028 se obtiene el valor de la producción de oro por mes. A partir de la producción mensual de oro, se puede obtener la producción total de oro dependiendo de la cantidad de meses que el ferry haya estado operando en un lugar determinado. Para calcular el material extraído total, esta producción de oro se divide por la productividad calculada de 0,0039. Como una draga solo succiona el 10% de los sedimentos y el resto del agua, los sedimentos totales también pueden ser calculados.

$$(Ecuación 35) T = 0,1 * ((M * E * 0,0011 * 1000) / 0,0039)$$

Donde:

Ts = Sedimento total (m³)

M = Meses de operación de la balsa E = Potencia del motor (c.v)

Sin embargo, la mayoría de los sedimentos residuales arrojados por las actividades mineras en el río se depositan en el mismo lugar o cerca de donde fueron removidos. Así, se estima que, al momento de la disposición de los sedimentos residuales, gran parte de este material se deposita pronto en el fondo del río, mientras que una pequeña parte, del 1 al 5% de los sedimentos, es transportada aguas abajo del río (Gordon, 1974); Bokuniewicz y Gordon, 1980). En este sentido, la producción de sedimentos que se convierte en penacho generado por la actividad minera debe multiplicarse por 0,05 para representar la porción de sedimentos con impacto potencial aguas abajo del río. Para convertir estos sedimentos en toneladas, basta con multiplicar por la densidad de 2,76.

Al dividir la pluma de sedimentación en toneladas por la potencia del motor y la cantidad de meses que la balsa ha estado operando, tenemos otro parámetro fijo de 9,94 que servirá para demostrar la relación entre estas variables. A partir de esta metodología se desarrollan fórmulas más sencillas para calcular tanto la producción de oro como la pluma de sedimento, que es el sedimento que causará daños directos al medio ambiente. Las fórmulas finales se presentan a continuación:

$$\text{(Ecuación 36)} \quad \delta = ((T_s * 0,05) * 2,76) / (E * M)$$

$$T_o = M * E * 0,001 * 1.000$$

$$S_p = M * E * 9,94$$

Donde:

δ = Parámetro de pluma de sedimento = 9,94

T_o = Oro total producido (gramos)

M = Meses de operación de la balsa

E = Potencia del motor (c.v)

S_p = Sedimento pluma (ton)

Con base en esta metodología, es posible estimar la cantidad total de oro producido y la cantidad total de plumas de sedimentos de las balsas. Suponemos que la pluma de sedimento es el elemento que debe tenerse en cuenta al estimar el valor económico de los impactos ambientales. Esto se debe a la turbidez que genera esta pluma en los ríos.

Por lo tanto, esta fórmula sirve como entrada a la calculadora para su uso en el caso de una inspección in situ de la balsa, donde las variables de entrada de la calculadora son los meses que la balsa ha estado operando en el sitio y la potencia del motor. El usuario de la calculadora puede ingresar la potencia del motor de la bomba si hay información. De lo contrario, la calculadora considerará que la potencia promedio del motor de la bomba es de 147cv (Gómez-Mutumbajo, 2018).

5.2. Impacto promedio por cantidad de oro incautado

Si la fórmula de entrada de la calculadora es la incautación de oro, a partir de la metodología descrita en las secciones anteriores, se puede llegar a estimaciones del material minado total (m^3), sedimentos totales y plumas de sedimentación.

(Ecuación 37)

Material total extraído (m^3) = Producción total de oro (gramos) / 0,0039

Sedimento total (m^3) = 0,1* Material total minado (m^3)

Sedimento de pluma (m^3) = sedimento total (m^3) * 0,05

Sedimento total (ton) = Sedimento total (m^3) * 2,76

Pluma de sedimentación (ton) = Pluma de sedimentación a (m^3) * 2,76

No obstante, también existe la posibilidad de establecer otro parámetro fijo que permita una fórmula más directa para llegar al sedimento pluma. En este caso, el parámetro se calcula dividiendo la tonelada total de sedimento pluma calculada por el gramo de oro y, por lo tanto, el parámetro fijo es ,3.5. Por lo tanto, para la fórmula con entrada por cantidad de oro incautado, simplemente multiplique el oro en gramos por el parámetro de 3.5 para calcular la tonelada de pluma de sedimentación. Además, tomando la potencia media del motor de 147, que es la media de las referencias del estudio de Gómez-Mutumbajoy (2018) podemos tener el número de meses que la balsa ha estado operando en el lugar:

(Ecuación 38) $Sp = To * 3,5$

$M = (Sp) / (147 * \delta)$

Donde:

Sp = Sedimento pluma (ton)

To = Oro total producido (gramos)

M = Meses de operación de la balsa δ = parámetro de pluma de sedimentación

5.3. Valoración de los impactos de la minería de balsa

Para evaluar los impactos de la minería de balsa, asumimos dos impactos potenciales: mercurio y sedimentación. La valoración del mercurio seguirá la misma metodología que para la minería aluvial. El único cambio está en los porcentajes de pérdida que van al suelo y los ríos. En la minería aluvial, asumimos que una parte del mercurio se pierde en los ríos y otra parte se pierde en el suelo. En la minería de balsa, asumimos que la cantidad total de este mercurio perdido se vierte directamente a los ríos. El siguiente cuadro muestra estos porcentajes para la minería aluvial y en balsa.

Escenarios	Aluvión (suelo)	Aluvión (agua)	Balsa (agua)
Mínimo	5,6%	7%	9%
Medio	8,8%	13%	20%
Máximo	14%	21%	35%

Cuadro 13: Pérdidas de mercurio por minería aluvial y en balsas.

Fuente: Elaboración propia.

A partir de estos porcentajes de pérdida para la balsa, la metodología sigue la misma fórmula descrita por la minería aluvial para calcular los impactos del mercurio. En otras palabras, como las fórmulas de la minería en balsa calculan la cantidad de oro producido y cómo sabemos cuánto mercurio se utiliza por kilo de oro (descrito en la sección específico para mercurio en minería aluvial), basta con seguir la metodología de valoración del mercurio en la minería aluvial, que también se basa en estas variables.

La evaluación de sedimentación del barco de dragado se basa en una metodología de transferencia de beneficios relacionada con la estimación del control de la erosión y sus valores. La idea es estimar cuántas hectáreas de tierra degradada pueden generar la misma cantidad de sedimentos pluma que generan las balsas. Al tener esta evaluación, podemos hacer una transferencia de beneficios de los costos de control de erosión calculados por estudios de valoración económica.

Borrelli et al. (2013) asumen que un bosque intacto tiene niveles de erosión de 0,16 ton/ha/año y la erosión promedio anual en áreas cultivadas es de 12,70 ton/ha/año. Así, si asumimos la erosión en áreas cultivadas como proxy de las áreas de extracción de oro, podemos decir que la diferencia en la erosión de un área de bosque a un área de extracción de oro es de 12,54 ton/ha/año. En otras palabras, un área impactada por actividades mineras generaría 12,54 ton/ha/año a más de sedimentos que una situación forestal normal. Con base en esto, la equivalencia de hectáreas impactadas (cuántas hectáreas en un área degradada generan la misma cantidad de erosión que los barcos de dragado) se da dividiendo el sedimento pluma (S_p) por 12,54.

Para transformar estos datos en valores monetarios, los costos de control de la erosión se obtuvieron del estudio de De Groot et al. (2012) quienes a través de un metanálisis llegaron a un valor de US\$15 por hectárea en bosques tropicales. Entre los diversos estudios utilizados por el autor, cuatro se refieren a bosques tropicales. En estos casos, se utilizaron varios enfoques para calcular el costo del control de la erosión.

Los autores Van Beukering et al (2003) utilizan una perspectiva de pérdida de producción agrícola y aumento de costos por aumento de la erosión (reducción del 2% en la producción por año y aumento del 0,1% en los costos de producción), además del daño a plantas hidroeléctricas (2% de aumento en los costos de producción de energía por año), lo que resulta en US\$31/ha por año.

El enfoque elegido por Rosales et al (2005) tiene similitudes, sin embargo, además del impacto en la producción de energía y la agricultura, los autores relevan los daños a los recursos pesqueros (reducción del 10% de los recursos pesqueros), alcanzando valores de US\$13/ha al año. En contraste, Yaron (2001) estima los costos utilizando el tiempo de viaje de la población desde cinco aldeas hasta las fuentes de agua menos afectadas por la erosión. En este enfoque, también se contabilizan las horas perdidas de trabajo y, como resultado, el autor llega a US\$4/ha al año. Finalmente, Curtis (2004), utiliza el costo de oportunidad para estimar los valores de los servicios ecosistémicos en Queensland, Australia, llega a US\$13/ha al año.

Se puede observar que la elección de De Groot (2015) de US\$ 15 por hectárea es una alternativa conservadora, dado que los valores de los estudios de bosques tropicales oscilan entre US\$ 4 y US\$ 31/ha por año (Curtis, 2001; Yaron, 2001; Rosales et al., 2005; Van Beukering, 2003). Al actualizar este valor de US\$ 18/ha en 2022. Así, basta multiplicar la equivalencia de hectáreas impactadas por el valor de US\$ 18 para llegar al valor del daño de las balsas:

(Ecuación 39) $Eq = Sp / 12,54$ $Cs = Eq * 18.00$

$Cs = (Sp/12,54) * 18$

$Cs = ((To * 3,5) / 12,54)) * 18$

Donde:

Eq = Equivalencia de hectáreas impactadas Sp = Plumadas de sedimentación (ton)

Cs = Costos sociales de la sedimentación (US\$)

Así, en resumen, se pueden presentar algunos resultados finales:

- Una balsa con un motor promedio de 147 con un mes de operación produce:
 - 0,230 kg de oro
 - 1.292 toneladas de plumas de sedimentación
 - Equivalencia de 103 hectáreas impactadas
 - Daños ambientales por valor de US\$ 1.360

- Eso significa que, 1 kg de oro:
 - Fue producido por una balsa con el mismo motor promedio durante un período de 2,35 meses
 - Generó 1.569 toneladas de pluma de sedimentación
 - Equivalencia de 280 hectáreas impactadas
 - Generó una pérdida ambiental por valor de US\$ 3.691

6. Conclusión

La literatura sobre los impactos de la minería ilegal de oro es aún incipiente, con cuellos de botella relacionados principalmente con la evaluación de los impactos del mercurio. Aun así, fue posible combinar parámetros promedios de esta literatura con hipótesis sobre la dinámica de impactos mineros para crear una fórmula estandarizada y robusta que vincule el nivel de la actividad minera ilegal y sus consecuencias sociales y ambientales.

La metodología relaciona el tamaño de la mina o la cantidad de oro producido con sus impactos, divididos en tres grandes categorías: deforestación, sedimentación de ríos y contaminación por mercurio. La magnitud de estos impactos se ajusta por factores de contexto que influyen en los valores económicos, como la densidad y el tamaño de la población afectada, cantidad promedio de consumo de pescado contaminado y costos logísticos para la recuperación de áreas. Además, la metodología también permite la diferenciación de valores por tipo de minería: aluvión, balsa o pozo.

Esta es una metodología innovadora, que profundiza la metodología desarrollada en el Informe n° 1.495/2019 de la SPPEA/MPF en Brasil³¹, y que se adaptó al contexto colombiano y podrá ser utilizada por instituciones en Colombia. Por lo tanto, es un reporte que unifica en una metodología el trabajo que ya se estaba haciendo de manera no coordinada entre instituciones y expertos en Colombia. Esto se debe a que la medición de impactos de la minería aurífera en la Amazonía colombiana fue realizada por expertos, pero aún no existía una metodología estándar que pudiera ser replicada en diferentes contextos de la región colombiana.

La importancia de valorar estos impactos de la minería está relacionada con la posibilidad de estimar valores que reflejen la magnitud de los daños ambientales que, a su vez, están relacionados con la pérdida de bienestar de los individuos afectados por esta actividad. La atribución de valor a un daño ambiental contribuye a estandarizar el proceso de evaluación de impactos, con el objetivo de reducir la arbitrariedad en el cálculo de los valores de multas y compensaciones. También promueve la conciencia entre la población y otros actores, de modo a generar consensos sobre la magnitud de daños ambientales.

Las implicaciones de la calculadora de impactos van mucho más allá del tema legal, ya que también puede ser utilizada por organizaciones no gubernamentales para promover la reducción de amenazas a los pueblos indígenas y ribereños, así como en áreas protegidas. Además, el conocimiento de los efectos negativos del mercurio en la salud humana, especialmente en los trabajadores mineros que realizan amalgamaciones, puede contribuir a un cambio de comportamiento con el uso de tecnologías que impidan la liberación de mercurio, como la retorta, o incluso la adopción de prácticas sin el uso de

³¹ Este fue el primer informe realizado en Brasil por la Secretaría de Pericia, Investigación y Análisis (SPPEA) del Ministerio Público Federal para evaluar los impactos de la minería aurífera. Más tarde, CSF desarrolló la calculadora de impacto de la minería de oro para la Amazonía brasileña.

mercurio. En este sentido, la calculadora tiene el potencial de contribuir a una mayor formalización de las operaciones de la pequeña minería artesanal.

Finalmente, la calculadora de impacto de la minería aurífera le permite al gobierno colombiano definir el presupuesto necesario para apoyar alternativas sostenibles al territorio amazónico para poblaciones locales con la explotación de productos maderables y no maderables, además de la remuneración por los diferentes servicios ambientales que se brindan, tales como almacenamiento de carbono, turismo, valores culturales, bioprospección, entre otros.

La construcción y uso de una metodología en Brasil, Perú y Colombia permite la acción regional y conjunta para investigar los impactos de la minería aurífera, pero también desarrollar planes de acción para promover beneficios socioambientales y económicos para los pueblos que viven en la Amazonía. Esta coordinación atrae financiamiento internacional interesado en promover el desarrollo económico sostenible en América Latina.

Así, a pesar de la complejidad del tema y las limitaciones metodológicas actuales, se puede afirmar que la calculadora de impactos es un primer paso para contribuir a la comprensión de los costos totales de la minería ilegal, proporcionando insumos para incrementar el combate a la ilegalidad. Esa comprensión puede contribuir para el trabajo de inspección en la estimación de multas en procesos de minería y formuladores de políticas que apoyen inversiones para la represión de esta actividad ilegal en Colombia y también en escenarios transfronterizos.

7. Referencias Bibliográficas

Abhyankar, Lalita N., Miranda R. Jones, Eliseo Guallar, y Ana Navas-Acien. 2012. "Arsenic Exposure and Hypertension: A Systematic Review". *Environmental Health Perspectives* 120 (4): 494–500. <https://doi.org/10.1289/ehp.1103988>.

Universidade Federal do Pará: Acesso ao site". s/f. Curso de especialização em lavra de minas a céu aberto e métodos de lavra a céu aberto. <https://aedmoodle.ufpa.br/enrol/index.php?id=4736>.

Bourscheit, Aldem. 2022. "Illegal Mining Has Been Growing for 3 Years inside an Ecological Station Deep in the Amazon Rainforest". *InfoAmazonia*. el 29 de marzo de 2022. <https://infoamazonia.org/en/2022/03/29/illegal-mining-has-been-growing-for-3-years-inside-an-ecological-station-deep-in-the-amazon-rainforest/>.

Alianza para la Minería Responsable (2021) Calculadora financiera Minería Aluvial. Modelo del Proyecto Hipotético Aluvial. Programa MinSus de la GIZ.

Andersen, Lykke E. 2015. A cost-benefit analysis of deforestation in the Brazilian Amazon, Discussion Paper. Brasília.

Appleton, JD, Williams, TM, Breward, N, Apostol, A, Miguel, J, Miranda, C. "Mercury Contamination Associated with Artisanal Gold Mining on the Island of Mindanao, the Philippines". *Science of the Total Environment* 228, no. 2-3 (1999): 95-109.

Araújo, F. G. 1998. "Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul". *Revista Brasileira de Biologia* 58 (4): 547–58. <https://doi.org/10.1590/s0034-71081998000400002>.

Axelrad, Daniel A., David C. Bellinger, Louise M. Ryan, y Tracey J. Woodruff. "Dose-Response Relationship of Prenatal Mercury Exposure and IQ: An Integrative Analysis of Epidemiologic Data". *Environmental Health Perspectives* 115, núm. 4 (2007): 609–15. doi:10.1289/ehp.9303.

Banco Mundial. "GDP Per Capita (Current US\$) - Colombia." Disponible en: <https://goo.su/Jmna5> 2020.

Banco Mundial. *State and Trends of Carbon Pricing 2020*. Washington DC, 2020.

Banco Mundial. "Tasa de natalidad, nacidos vivos en un año (por cada 1.000 personas) – Colombia." 2021. Disponible en: <https://goo.su/1d36Rc>

Bakker, Leonardo Barcellos de, Pedro Gasparinetti, Júlia Mello de Queiroz, y Ana Claudia Santiago de Vasconcellos. "Economic Impacts on Human Health Resulting from the Use of Mercury in the Illegal Gold Mining in the Brazilian Amazon: A Methodological Assessment". *International Journal of Environmental Research and Public Health* 18, núm. 22 (2021): 11869. doi:10.3390/ijerph182211869.

Barker, Carol, y Andrew Green. "Opening the debate on DALYs". *Health policy and planning* 11, núm. 2 (1996): 179–83. doi:10.1093/heapol/11.2.179.

Barthem, Ronaldo Borges, Mauro César Lambert de Brito Ribeiro, y Miguel Petrere Jr. "Life Strategies of Some Long-Distance Migratory Catfish in Relation to Hydroelectric Dams in the Amazon Basin". *Biological Conservation* 55, núm. 3 (1991): 339–45. doi:10.1016/0006-3207(91)90037-a.

Basta, Paulo Cesar; Hacon, Sandra de Souza. Impacto do mercúrio na saúde do povo indígena Munduruku, na Bacia do Tapajós. Greenpeace. Noviembre, 2020. Disponible en: <https://goo.su/qvtzeN>

Bastos, Wanderley Rodrigues, João Paulo Oliveira Gomes, Ronaldo Cavalcante Oliveira, Ronaldo Almeida, Elisabete Lourdes Nascimento, José Vicente Elias Bernardi, Luiz Drude de Lacerda, Ene Glória da Silveira, y Wolfgang Christian Pfeiffer. "Mercury in the Environment and Riverside Population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil". *The Science of the Total Environment* 368, núm. 1 (2006): 344–51. doi:10.1016/j.scitotenv.2005.09.048.

Banco de la República de Colombia. "Promedio aritmético de la Tasa Representativa del Mercado (TRM) del promedio mensual. Disponibilidad de la variable: 1991 – 2022." 2021. Disponible en: <https://goo.su/xwWL>

Beckvar, N, Field, J, Salazar, S, Hoff, R. "Contaminants in Aquatic Habitats at Hazardous Waste Sites: Mercury." *National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Memorandum NOS ORCA*, v. 100, p. 74, 1996.

Bélanger, Marie-Claire, Marc-Edouard Mirault, Eric Dewailly, Michel Plante, Line Berthiaume, Micheline Noël, y Pierre Julien. "Seasonal Mercury Exposure and Oxidant-Antioxidant Status of James Bay Sport Fishermen". *Metabolism: Clinical and Experimental* 57, núm. 5 (2008): 630–36. doi:10.1016/j.metabol.2007.12.006.

Bezerra, O.; Veríssimo, A.; Uhl, C. Impactos da garimpagem de ouro na Amazônia Oriental. [s.l.] IMAZON, Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 1996.

Bisinoti, Márcia Cristina, y Wilson F. Jardim. "O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente". *Quimica nova* 27, núm. 4 (2004). doi:10.1590/s0100-40422004000400014.

Bonita, R.; Beaglehole, R.; Kjestrom, T. (2010) *Epidemiologia Básica*. 2ª Edição. Disponível em: https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/43541/9788572888394_por.pdf?sequence=5

Borrelli, Pasquale, David A. Robinson, Larissa R. Fleischer, Emanuele Lugato, Cristiano Ballabio, Christine Alewell, Katrin Meusburger, et al. "An Assessment of the Global Impact of 21st Century Land Use Change on Soil Erosion". *Nature Communications* 8, núm. 1 (2017). doi:10.1038/s41467-017-02142-7.

Bosworth, R, Hunter, A, Kibria, A. "The Value of a Statistical Life: Economics and Politics." Strata, 2017.

Brito, Brendson C., Bruce R. Forsberg, Daniele Kasper, João H. F. Amaral, Moema R. R. de Vasconcelos, Otávio P. de Sousa, Fábio A. G. Cunha, y Wanderley R. Bastos. "The Influence of Inundation and Lake Morphometry on the Dynamics of Mercury in the Water and Plankton in an Amazon Floodplain Lake". *Hydrobiologia* 790, núm. 1 (2017): 35–48. doi:10.1007/s10750-016-3017-y.

Cabezas, O, Vargas-Morales, M, Corredor-Velandia, S, Pinzón, J, Ángel, S. "Resultados de la validación del ejercicio de cuantificación biofísica y monetaria del daño ambiental causado por la deforestación, en el marco del control y la responsabilidad fiscal: un estudio de caso en el Guaviare." USAID-Contraloría General de la República, 2021.

Cameron, T, Deshazo, JR, Johnson, E. "Willingness to Pay for Health Risk Reductions: Differences by Type of Illness." Working Paper: Preliminary and Incomplete, 2008.

Camey, S, Agranonik, M, Radaelli, J, Hirakata, V. "Fração Atribuível Populacional." Seção de Bioestatística, 2010.

Carranza Cortés, Paula Johanna, y Wilmer Alfonso Combita Castro. "Análisis del desempeño de la excavadora CAT 320d en la construcción de una vía, ejecutando actividades de movimiento de tierra. Caso de estudio – proyecto Caricare en el departamento Arauca", 2015. <https://repository.ugc.edu.co/handle/11396/3434>.

Castilhos, Z, Domingos, L. "Inventário nacional de emissões e liberações de mercúrio no âmbito da mineração artesanal e de pequena escala no Brasil." 2018

Chapman, Jacqueline M., Catherine L. Proulx, Maxime A. N. Veilleux, Caroline Levert, Shireen Bliss, Marie-Ève André, Nicolas W. R. Lapointe, y Steven J. Cooke. "Clear as Mud: A Meta-Analysis on the Effects of Sedimentation on Freshwater Fish and the Effectiveness of Sediment-Control Measures". *Water Research* 56 (2014): 190–202. doi:10.1016/j.watres.2014.02.047.

Chen, Xiaomin, Hongbing Ji, Wen Yang, Baohu Zhu, y Huaijian Ding. "Speciation and distribution of mercury in soils around gold mines located upstream of Miyun Reservoir, Beijing, China". *Journal of geochemical exploration* 163 (2016): 1–9. doi:10.1016/j.gexplo.2016.01.015.

CID PUCESE-PRAS. "Informe de valoración de pasivos socios ambientales vinculados a la actividad minera aurífera ilegal en el norte de esmeraldas." Technical report. doi:10.13140/RG.2.1.4621.6800.

Clarkson, Thomas W., y Laszlo Magos. "The Toxicology of Mercury and Its Chemical Compounds". *Critical Reviews in Toxicology* 36, núm. 8 (2006): 609–62. doi:10.1080/10408440600845619.

Costa, M. "Valoração econômica do serviço de provisão de água na Bacia do Rio Cassiporé, no estado do Amapá." Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente. UnB, Brasília, 2016.

Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal (CONIF). "Estudio de costos de las especies forestales beneficiarias del CIF, de acuerdo con la Resolución 080 de 2013." Disponible en: <https://goo.su/Akrs>

Costanza, Robert, Ralph d'Arge, Rudolf de Groot, Stephen Farber, Monica Grasso, Bruce Hannon, Karin Limburg, et al. "The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital". *Ecological Economics: The Journal of the International Society for Ecological Economics* 25, núm. 1 (1998): 3–15. doi:10.1016/s0921-8009(98)00020-2.

Recursos minerales de Colombia, vol. 2. Bogotá: Servicio Geológico Colombiano. Disponible en: <https://www2.sgc.gov.co/Publicaciones/Cientificas/NoSeriadadas/Documents/recursos-minerales-de-colombia-vol-2.pdf> Fecha de consulta: 22/03/2022

Curtis, Ian A. "Valuing Ecosystem Goods and Services: A New Approach Using a Surrogate Market and the Combination of a Multiple Criteria Analysis and a Delphi Panel to Assign Weights to the Attributes". *Ecological Economics: The Journal of the International Society for Ecological Economics* 50, núm. 3–4 (2004): 163–94. doi:10.1016/j.ecolecon.2004.02.003.

Damasceno, Giselle Chagas. *Geologia, mineração e meio ambiente*. Cruz das Almas, BA: UFRB, 2017. Disponible en: <https://goo.su/t7d7Fu>

Departamento Administrativo Nacional de Estadística DANE. "Datos centros urbanos", 2021. Disponible en: <https://goo.su/Wzqgz>

Departamento Administrativo Nacional de Estadística DANE. "Proyecciones de población a nivel departamental – periodo 2005-2017." Disponible en: <https://goo.su/kxhP9>

Departamento Administrativo Nacional de Estadística DANE. "Densidad de población (obtenida a nivel departamental). 2022^a." Disponible en: <https://goo.su/kxhP9>

Departamento Administrativo Nacional de Estadística DANE. "La información del DANE para la toma de decisiones regionales." 2022b. Disponible en: <https://goo.su/VJ7Ta>

Datasus. "Morbidade de hipertensão arterial e infarto do miocárdio agudo na Região Norte do Brasil." 2021. Disponible en: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/tabcgi.exe?sih/cnv/niuf.def>.

Diringer, Sarah E., Beth J. Feingold, Ernesto J. Ortiz, John A. Gallis, Julio M. Araújo-Flores, Axel Berky, William K. Y. Pan, y Heileen Hsu-Kim. "River Transport of Mercury from Artisanal and Small-Scale Gold Mining and Risks for Dietary Mercury Exposure in Madre de Dios, Peru". *Environmental Science. Processes & Impacts* 17, núm. 2 (2015): 478–87. doi:10.1039/c4em00567h.

Dórea, José G., Jurandir R. de Souza, Patricia Rodrigues, Iris Ferrari, y Antonio C. Barbosa. "Hair Mercury (Signature of Fish Consumption) and Cardiovascular Risk in Mundurucu and Kayabi Indians of Amazonia". *Environmental Research* 97, núm. 2 (2005): 209–19. doi:10.1016/j.envres.2004.04.007.

Encuesta Nacional de Nutrición y Salud - ENSI. "Encuesta nacional de la situación nutricional en Colombia, 2005." Disponible en: https://www.icbf.gov.co/sites/default/files/libro_2005.pdf.

Encuesta Nacional de Nutrición y Salud - ENSI. "Corresponde al peso promedio reportado para la región 'Amazonas y Orinoquía'." 2015. Disponible en: <https://enlinea.minsalud.gov.co/Encuestas/Microdatos.aspx?E=ENSIN2015>.

Embrapa Pantanal e Instituto Alterra. "Análise das alternativas propostas pela comunidade para solução dos problemas do Rio Taquari no Pantanal." Sd.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa. "Estratégia de recuperação. Plantio em Área Total. Plantio por Mudanças." 2012. Disponible en: <https://www.embrapa.br/codigo-florestal/plantio-por-mudas>.

Esdaile, L.J., Chalker, J.M. "The Mercury Problem in Artisanal and Small-Scale Gold Mining." *Chem. Eur J.* 2018. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/chem.201704840>.

Espitia, J.C., Agudelo, E., Acosta-Santos, A., & Bonilla-Castillo, C. "La pesca de consumo en el río Vaupés – sector Mitú." In: *Memorias del XIII Congreso Colombiano de Ictiología y IV Encuentro de Ictiólogos Suramericanos*, Leticia, Colombia, 2015, 144 pp.

Eum, K.D., Lee, M.S., & Paek, D. "Cadmium in Blood and Hypertension." *Sci Total Environ* 407 (2008): 147–153.

Fundación para la Conservación y el Desarrollo Sostenible-FCDS. "Fortalecimiento de la colaboración regional para abordar los impactos de la contaminación por mercurio en la Amazonía. Informe de evaluación detallada de los sitios piloto." ASL, 2022.

Fearnside, Philip M. "Brazil's Amazonian Forest Carbon: The Key to Southern Amazonia's Significance for Global Climate". *Regional Environmental Change* 18, núm. 1 (2018): 47–61. doi:10.1007/s10113-016-1007-2.

Ferreira da Silva, S., & de Oliveira Lima, M. "Mercury in Fish Marketed in the Amazon Triple Frontier and Health Risk Assessment." *Chemosphere* 248 (2020): 125989. doi:10.1016/j.chemosphere.2020.125989.

Fewtrell, L. J., A. Prüss-Ustün, P. Landrigan, y J. L. Ayuso-Mateos. "Estimating the Global Burden of Disease of Mild Mental Retardation and Cardiovascular Diseases from Environmental Lead Exposure". *Environmental Research* 94, núm. 2 (2004): 120–33. doi:10.1016/s0013-9351(03)00132-4.

Fillion, Myriam, Donna Mergler, Carlos José Sousa Passos, Fabrice Larribe, Mélanie Lemire, y Jean Rémy Davée Guimarães. "A Preliminary Study of Mercury Exposure and Blood Pressure in the Brazilian Amazon". *Environmental Health: A Global Access Science Source* 5, núm. 1 (2006): 29. doi:10.1186/1476-069X-5-29.

Fisher, Rebecca, Clair Stark, Peter Ridd, y Ross Jones. "Spatial Patterns in Water Quality Changes during Dredging in Tropical Environments". *PloS One* 10, núm. 12 (2015): e0143309. doi:10.1371/journal.pone.0143309.

Fondo Patrimonio Natural - IRG – ICAA. "Estrategia para el conocimiento y atención integral de los impactos generados por la minería en el departamento de Amazonas. Documento 2." 2016. Disponible en: <https://goo.su/VCCDF>

Forouzanfar, Mohammad H., Patrick Liu, Gregory A. Roth, Marie Ng, Stan Biryukov, Laurie Marczak, Lily Alexander, et al. "Global burden of hypertension and systolic blood pressure of at least 110 to 115 mm Hg, 1990-2015". *JAMA: the journal of the American Medical Association* 317, núm. 2 (2017): 165. doi:10.1001/jama.2016.19043.

Oliver, A. "Disability Adjusted Life Years (DALYs) for Decision-Making? An Overview of the Literature". Julia A. Fox-Rushby; Office of Health Economics, 2002, 172 Pages, ISBN 1-899040-37-4, E10". *Public Health* 119, núm. 2 (2005): 155. doi:10.1016/s0033-3506(04)00116-7.

Franco, F. "Aspectos socioeconómicos de la pesca en el río Putumayo. Informe de Consultoría." Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas-SINCHI (Colombia), Instituto Nacional de Desarrollo INADE (Perú). Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura FAO. Leticia, Colombia, 2002.

Fu, Bo-Jie, Chang-Hong Su, Yong-Ping Wei, Ian R. Willett, Yi-He Lü, y Guo-Hua Liu. "Double Counting in Ecosystem Services Valuation: Causes and Countermeasures". *Ecological Research* 26, núm. 1 (2011): 1–14. doi:10.1007/s11284-010-0766-3.

Fundação, Oswaldo. Avaliação da exposição ambiental ao mercúrio proveniente de atividade garimpeira de ouro na Terra indígena Yanomami - Roraima, Amazônia, Brasil. Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca. ENSP, 2020.

Fundación para la Conservación y el Desarrollo Colombia-FCDS. "Contexto sobre las afectaciones de la minería ilegal y la contaminación por mercurio en la Amazonía colombiana." Presentación (ppt) por Víctor Manuel Rengifo en Letícia, Colombia, 2022.

Galvis, S.R. "The Amazon Biome in the Face of Mercury Contamination: An Overview of Mercury Trade, Science, and Policy in the Amazonian Countries." In SURKIN, J., CARRIZOSA, J., GUÍO, C., & PON, J. (Eds.), *Ilustración: Jesús Abeleida Corvalán; Santiago Mosquera Mejía* (pp. 1-165). 1st revised ed., 2020.

Gasparinetti, P., Brandão, D.O., Araújo, V., & Araújo, N. "Estudo de viabilidade econômica para projetos financiáveis de restauração florestal: Casos no sul do Amazonas." *Conservação Estratégica, Documento de Trabalho*. 2019.

Gasparinetti, P., Bakker, L., Queiroz, J., Vilela, T., Lobo, F., & Nagel, G. "Metodologia de valoração de impactos do garimpo ilegal de ouro na Amazônia." *Conservação Estratégica, Série Técnica* 53. 2021

Global Biodiversity Information Facility - GBIF. Global Database. Disponible en: <https://www.gbif.org/>.

Goix, Sylvaine, Laurence Maurice, Laure Laffont, Raphaëlle Rinaldo, Christelle Lagane, Jerome Chmeleff, Johanna Menges, Lars-Eric Heimbürger, Régine Maury-Brachet, y Jeroen E. Sonke. "Quantifying the Impacts of Artisanal Gold Mining on a Tropical River System Using Mercury Isotopes". *Chemosphere* 219 (2019): 684–94. doi:10.1016/j.chemosphere.2018.12.036.

Green, Corey S., Patrick J. Lewis, Jeffery R. Wozniak, Paul E. Drevnick, y Monte L. Thies. "A Comparison of Factors Affecting the Small-Scale Distribution of Mercury from Artisanal Small-Scale Gold Mining in a Zimbabwean Stream System". *The Science of the Total Environment* 647 (2019): 400–410. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.07.418.

Groot, Rudolf de, Luke Brander, Sander van der Ploeg, Robert Costanza, Florence Bernard, Leon Braat, Mike Christie, et al. "Global Estimates of the Value of Ecosystems and Their Services in Monetary Units". *Ecosystem Services* 1, núm. 1 (2012): 50–61. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.005.

Guimaraes, J., Malm, O., & Pfeiffer, W. "A Simplified Radiochemical Technique for Measurements of Net Mercury Methylation Rates in Aquatic Systems Near Gold Mining Areas, Amazon, Brazil." *The Science of the Total Environment* 175 (1995): 151-162.

Gulley, Andrew L. "Valuing Environmental Impacts of Mercury Emissions from Gold Mining: Dollar per Troy Ounce Estimates for Twelve Open-Pit, Small-Scale, and Artisanal Mining Sites". *Resources Policy* 52 (2017): 266–72. doi:10.1016/j.resourpol.2017.03.009.

Gómez-Mutumbajoy, Y. "Análisis sobre la viabilidad de reglamentar el uso, movilización y transporte de la principal maquinaria pesada y equipos empleados en la minería ilegal de oro en la jurisdicción de Corpoamazonía." Informe técnico, 2018.

Haacker, Markus, Timothy B. Hallett, y Rifat Atun. "On Discount Rates for Economic Evaluations in Global Health". *Health Policy and Planning* 35, núm. 1 (2020): 107–14. doi:10.1093/heapol/czz127.

Hacon, Sandra de Souza, Marcelo Oliveira-da-Costa, Cecile de Souza Gama, Renata Ferreira, Paulo Cesar Basta, Ana Schramm, y Decio Yokota. "Mercury Exposure through Fish Consumption in Traditional Communities in the Brazilian Northern Amazon". *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17, núm. 15 (2020): 5269. doi:10.3390/ijerph17155269.

Hammitt, J. K., & Robinson, L. A. "The Income Elasticity of the Value per Statistical Life: Transferring Estimates Between High and Low-Income Populations." *Journal of Benefit-Cost Analysis* 2, no. 1 (2011): 1-29.

Harris, B., Cowie, S., & Long, G. "Ilegal e sofisticada, a nova corrida do ouro na Amazônia." *Valor Econômico*. 2020. Disponible en: <https://goo.su/K73v>

Hernández, F., & Valdés, H. "Minería artesanal del oro de aluvión en Mocoa, Putumayo, Amazonía colombiana." Universidad Nacional de Colombia sede Amazonía. 2005. Disponible en: <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/57001/9587015630.capitulo4.pdf?sequence=4&isAllowed=y>.

Herraiz, Aurelio Diaz, y Maria De Nazaré Souza da Silva. "Diagnóstico socioambiental do extrativismo mineral familiar (garimpo) na calha do Rio Madeira, em Humaitá, Amazonas". *Pegada* 16, núm. 2 (2016). doi:10.33026/peg.v16i2.3892.

Hettler, B. "Combating Illegal Gold Mining in the Amazon Rainforest with Maxar's High-Resolution Satellite Imagery." Blog Maxar. 2022. Disponible en: <https://goo.su/HEkT>

Hong, Y., Kim, Y., & Lee, K. "Methylmercury Exposure and Health Effects." *Journal of Preventive Medicine and Public Health* 45, no. 6 (2012): 353.

Innis, S. M., F. M. Rioux, N. Auestad, y R. G. Ackman. "Marine and Freshwater Fish Oil Varying in Arachidonic, Eicosapentaenoic and Docosahexaenoic Acids Differ in Their Effects on Organ Lipids and Fatty Acids in Growing Rats". *The Journal of Nutrition* 125, núm. 9 (1995): 2286–93. doi:10.1093/jn/125.9.2286.

Interpol. "The Devastating Impact of Illegal Gold Mining in Latin America." 2022. Disponible en: <https://www.interpol.int/en/News-and-Events/News/2022/The-devastating-impact-of-illegal-gold-mining-in-Latin-America>.

Howie, Mikaela G., Allyson K. Jackson, y Daniel A. Cristol. "Spatial Extent of Mercury Contamination in Birds and Their Prey on the Floodplain of a Contaminated River". *The Science of the Total Environment* 630 (2018): 1446–52. doi:10.1016/j.scitotenv.2018.02.272.

Hu, X. F., Singh, K., & Chan, H. M. "Mercury Exposure, Blood Pressure, and Hypertension: A Systematic Review and Dose-Response Meta-Analysis." *Environmental Health Perspectives* 126, no. 7 (2018): 076002.

Ikingura, J. R., H. Akagi, J. Mujumba, y C. Messo. "Environmental Assessment of Mercury Dispersion, Transformation and Bioavailability in the Lake Victoria Goldfields, Tanzania". *Journal of Environmental Management* 81, núm. 2 (2006): 167–73. doi:10.1016/j.jenvman.2005.09.026.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible -Minambiente- e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). "Propuesta de nivel de referencia de las emisiones forestales por deforestación en Colombia para pago por resultados REDD+ bajo la CMNUCC." 2019. Disponible en: https://redd.unfccc.int/files/02012019_nref_colombia_v8.pdf.

Instituto Nacional de Salud. "Documentos evaluación de riesgos en inocuidad de Alimentos. Mercurio en peces de aguas continentales en Colombia." 2015. Disponible en: <https://goo.su/IWCZi>

Kahhat, Ramzy, Eduardo Parodi, Gustavo Larrea-Gallegos, Carlos Mesta, y Ian Vázquez-Rowe. "Environmental Impacts of the Life Cycle of Alluvial Gold Mining in the Peruvian Amazon Rainforest". *The Science of the Total Environment* 662 (2019): 940–51. doi:10.1016/j.scitotenv.2019.01.246.

Karagas, M., Choi, A., Oken, E., Horvat, M., Schoeny, R., Kamai, E., Cowell, W., Grandjean, P., & Korrick, S. "Evidence on the Human Health Effects of Low-Level Methylmercury Exposure." *Environmental Health Perspectives* 120, no. 6.

Kelly, D. J., Budd, K., & Lefebvre, D. D. "Biotransformation of Mercury in Ph-Stat Cultures of Eukaryotic Freshwater Algae." *Archives of Microbiology* 187, no. 1 (2007): 45-53.

Kenkel, D. "WTP-and QALY-Based Approaches to Valuing Health for Policy: Common Ground and Disputed Territory." *Environmental & Resource Economics* 34, no. 3 (2006): 419-437.

Kocman, David, y Milena Horvat. "Non-Point Source Mercury Emission from the Idrija Hg-Mine Region: GIS Mercury Emission Model". *Journal of Environmental Management* 92, núm. 8 (2011): 2038–46. doi:10.1016/j.jenvman.2011.03.034.

Kutter, V. T., & Castilhos, Z. C. "Inventário do uso e emissões de mercúrio em mineração artesanal de pequena escala de ouro no Brasil [resultados preliminares]." 2017.

Lacerda, L. D. 1997. "Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro". *Quimica nova* 20 (2): 196–99. <https://doi.org/10.1590/s0100-40421997000200012>.

Langeland, Aubrey L., Rebecca D. Hardin, y Richard L. Neitzel. 2017. "Mercury Levels in Human Hair and Farmed Fish near Artisanal and Small-Scale Gold Mining Communities in the Madre de Dios River Basin, Peru". *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14 (3). <https://doi.org/10.3390/ijerph14030302>.

Lino, A. S., D. Kasper, Y. S. Guida, J. R. Thomaz, y O. Malm. "Total and Methyl Mercury Distribution in Water, Sediment, Plankton and Fish along the Tapajós River Basin in the Brazilian Amazon". *Chemosphere* 235 (2019): 690–700. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.212>.

López, V., & Colón, P. "Mercury in Artisanal and Small-Scale Gold Mining: Identifying Strategies to Reduce Environmental Contamination in Southern Ecuador." Doctoral dissertation, University of British Columbia, 2010.

Mahaffey, K. R. "Fish and Shellfish as Dietary Sources of Methylmercury and the Omega-3 Fatty Acids, Eicosahexaenoic Acid and Docosahexaenoic Acid: Risks and Benefits." *Environmental Research* 95 (2004): 414-428.

Maldonado Rodríguez, A. M. "The Impact of Subsistence Hunting by Tikunas on Game Species in Amacayacu National Park, Colombian Amazon." MSc thesis, Oxford Brookes University, 2010.

Mangas, F. P., Rebello, F. K., dos Santos, M. A. S., & Martins, C. M. "Caracterização do perfil dos consumidores de peixe no município de Belém, estado do Pará, Brasil." *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente* 9, no. 4 (2016): 839-857.

MAPBIOMAS. "Área ocupada pela mineração no Brasil cresce mais de 6 vezes entre 1985 e 2020." 2020. Disponible en: <https://goo.su/cOLPHGh>

May, Peter H., Britaldo Silveira Soares-Filho, y Jon Strand. How Much is the Amazon Worth? The State of Knowledge concerning the Value of Preserving Amazon Rainforests. The World Bank, 2013.

Meaza, Hailemariam, Mushir Ali, Zbelo Tesfamariam, y Niguse Abebe. "Impacts of Artisanal Gold Mining Systems on Soil and Woody Vegetation in the Semi-Arid Environment of Northern Ethiopia: Artisanal Gold Mining and Land Resources". *Singapore Journal of Tropical Geography* 38, núm. 3 (2017): 386–401. <https://doi.org/10.1111/sjtg.12203>.

Meli, Paula, Karen D. Holl, José María Rey Benayas, Holly P. Jones, Peter C. Jones, Daniel Montoya, y David Moreno Mateos. "A Global Review of Past Land Use, Climate, and Active vs. Passive Restoration Effects on Forest Recovery". *PloS One* 12, núm. 2 (2017): e0171368. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171368>.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente), y Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) (2019) Propuesta de nivel de referencia de las emisiones forestales por deforestación en Colombia para pago por resultados REDD+ bajo la CMNUCC. Disponible en: https://redd.unfccc.int/files/02012019_nref_colombia_v8.pdf

Ministerio de Minas y Energía. "Consulta de precios de venta de combustible en Colombia." Disponible en: <https://www.sicom.gov.co/index.php/consulta-de-precios> . Corresponde al promedio aritmético de los precios de los departamentos de la región amazónica. Se hace la conversión a litros, 2021.

Ministério da Saúde. "Glossário Temático de Economia da Saúde." 3ª Edição. Disponible en: http://bvsm.sau.gov.br/bvs/publicacoes/glossario_tematico_economia_saude.pdf. 2013.

Ministério do Meio Ambiente. "Inventário mapeia mercúrio nos garimpos do Brasil." 2018. Disponible en: <https://www.gov.br/mma/pt-br/noticias/noticia-acom-2018-06-3041>.

Miranda, J. "Estimativa da Quantidade de mercúrio usada em uma mina de ouro abandonada e avaliação das técnicas de remediação da área contaminada, em Descoberto - MG." Universidade Federal de Ouro Preto. Programa de Pós-graduação em Engenharia Mineral - PPGEM, 2019.

Moore, M. A., Boardman, A. E., & Vining, A. R. "Social Discount Rates for Seventeen Latin American Countries: Theory and Parameter Estimation." *Public Finance Review*, 48(1), 43–71, 2020. 2020. Disponible en: <https://doi.org/10.1177/1091142119890369>.

Mozaffarian, D., and E. B. Rimm. "Fish Intake, Contaminants, and Human Health: Evaluating the Risks and the Benefits." *Jama* 296 (2006): 1885-1899.

Ministério Público Federal - MPF (2019) Parecer Técnico nº 1495/2019 – SPPEA. Secretaria de Perícia, Pesquisa e Análise Centro Nacional de Perícia.

Moreno-Brush, M., D. S. Mclagan, and H. Biester. "Fate of Mercury from Artisanal and Small-Scale Gold Mining in Tropical Rivers: Hydrological and Biogeochemical Controls. A Critical Review." *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 50, no. 5 (2020): 437-475.

"Municipios de Colombia – Información sobre pueblos y ciudades de Colombia.". Disponible: <https://www.municipio.com.co/>.

Murray, C. J., and A. D. Lopez. "Measuring the Global Burden of Disease." *New England Journal of Medicine* 369, no. 5 (2013): 448-457.

De La Cruz Nassar, Pablo. "Del contacto al aislamiento: la resistencia de los pueblos indígenas aislados Yuri y Passe en el proceso de poblamiento de la Amazonía colombiana". *Sociedad y ambiente*, núm. 4 (2014). <https://doi.org/10.31840/sya.v0i4.1525>.

National Research Council. *Toxicological Effects of Methylmercury*. Washington: National Academy Press, 2000.

Navas-Acien, A., E. Guallar, E. K. Silbergeld, and S. J. Rothenberg. "Lead Exposure and Cardiovascular Disease—A Systematic Review." *Environmental Health Perspectives* 115 (2007): 472-482. doi:10.1289/ehp.9785.

Navrud, Ståle, y Jon Strand. "Valuing Global Ecosystem Services: What Do European Experts Say? Applying the Delphi Method to Contingent Valuation of the Amazon Rainforest". *Environmental & Resource Economics* 70, núm. 1 (2018): 249-69. <https://doi.org/10.1007/s10640-017-0119-6>.

Environmental and Resource Economics. Publicado online: DOI 10.1007/s10640-017-0119-6.

Berzas Nevado, J. J., R. C. Rodríguez Martín-Doimeadios, F. J. Guzmán Bernardo, M. Jiménez Moreno, A. M. Herculano, J. L. M. do Nascimento, y M. E. Crespo-López. "Mercury in the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon: A Review". *Environment International* 36, núm. 6 (2010): 593-608. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.03.011>.

Nordhaus, W. "Estimates of the Social Cost of Carbon: Background and Results from the RICE-2013 Model and Alternative Approaches." *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists* 1 (2014): 273-312.

Nunes, M. U. S., G. Hallwass, and R. A. M. Silvano. "Fishers' Local Ecological Knowledge Indicates Migration Patterns of Tropical Freshwater Fish in an Amazonian River." *Hydrobiologia* 833, no. 1 (2019): 197-215.

Nuñez-Avellaneda, M., E. Córdoba, and B. Gil-Manrique. "Un análisis descriptivo de la presencia de mercurio en agua, sedimento y peces de interés socioeconómico en la Amazonía colombiana." *Revista Colombia Amazónica* N° 7 (2014).

Organized Crime and Corruption Reporting Project - OCCRP. "Report: Colombia Loses Billions to Illegal Gold Trade." 2021. Disponible en: <https://goo.su/UkAFE80>

Organization of American States- OEA. "Tras el dinero del oro ilícito: fortalecimiento de la lucha contra las finanzas de la minería ilegal: El caso de Colombia." (OAS. Documentos oficiales; OEA/Ser.D /XXV.19) ISBN 978-0-8270-7253-4. 2022. Disponible en: <https://www.oas.org/es/sms/ddot/docs/Tras-el-dinero-del-oro-ilicito-El-caso-de-Colombia.pdf>.

Oliveira et al (2020) *Estatística Cardiovascular – Brasil 2020*. Arq. Bras. Cardiol. vol.115 no.3 São Paulo.

Oliveira, Ronaldo C., José G. Dórea, José V. E. Bernardi, Wanderley R. Bastos, Ronaldo Almeida, y Angelo G. Manzatto. "Fish Consumption by Traditional Subsistence Villagers of the Rio Madeira (Amazon): Impact on Hair Mercury". *Annals of Human Biology* 37, núm. 5 (2010): 629–42. <https://doi.org/10.3109/03014460903525177>.

Olivero-Verbel, J., K. Caballero-Gallardo, and J. Negrete-Marrugo. "Relationship Between Localization of Gold Mining Areas and Hair Mercury Levels in People from Bolivar, North of Colombia." *Biological Trace Element Research* 144, no. 1 (2011): 118-132.

Olivero-Verbel, J., K. Caballero-Gallardo, and A. Turizo-Tapia. "Mercury in the Gold Mining District of San Martin de Loba, South of Bolivar (Colombia)." *Environmental Science and Pollution Research* 22, no. 8 (2015): 5895-5907.

Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO). "Summary and Conclusions of the Sixty-First Meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA)." 2003, pp. 18–22.

Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO). "Codex General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed." 1995.

Organização Mundial da Saúde - OMS. "Macroeconomics and Health: Investing in Health for Economic Development. Report of the Commission on Macroeconomics and Health." Geneva: World Health Organization, 2001.

Organização Mundial da Saúde - OMS. "Global Burden of Disease 2004 Update: Disability Weights for Diseases and Conditions." 2004. Disponível em: <https://goo.su/VWX891>

Passos, C. J. S., D. S. Da Silva, M. Lemire, M. Fillion, J. R. D. Guimaraes, M. Lucotte, and D. Mergler. "Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon." *Journal of exposure science & environmental epidemiology* 18, no. 1 (2008): 76-87.

Parques Nacionales Naturales de Colombia -PNN. "Dinámicas Mineras en el Parque Nacional Natural Cahuinarí." Dirección Territorial Amazonía – PNN Cahuinarí, 2017.

Parques Nacionales Naturales de Colombia -PNN. "El mercurio en comunidades de la Amazonia colombiana. Resultados de estudio." 2018. Disponível em: <https://www.parquesnacionales.gov.co/portal/wp-content/uploads/2019/07/MERCURIO-EN-COMUNIDADES-DE-LA-AMAZONIA-2018-1.pdf>

Polícia Federal. "Laudo de Perícia Criminal Federal nº 71/2014." MJSP UTEC/DPF/SIC/MT UTEC/DPF/SIC/MT, 2014.

Polícia Federal. "Laudo de Perícia Criminal Federal nº 0155/2018." MJSP UTEC/DPF/SIC/MT, 2018.

Porta, M. A Dictionary of Epidemiology. 6th Edition. International Epidemiological Association, 2008.

Porto, Claudio Gerheim, Nely Palermo, and Fernando R. Mendes Pires. "Panorama da exploração e produção do ouro no Brasil." In *Extração de ouro: princípios, tecnologia e meio ambiente*, 1-22. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2002.

Poulin, J., and H. Gibb. "Assessing the Environmental Burden of Disease at National and Local Levels." *Environmental Burden of Disease Series*, No. 1 (2008).

Queiroz, J., P. Gasparinetti, L. Bakker, F. Lobo, V. Araujo, and G. Nagel. "A Socioeconomic Cost of Dredge Boat Gold Mining in the Brazilian Amazon: A Case Study in the Tapajós Basin." (no prelo) (2022).

Resende, E. K., A. C. Catella, F. L. Nascimento, S. D. S. Palmeira, R. A. C. Pereira, M. D. S. Lima, and V. L. L. de Almeida. "Biologia do Curimatá (*Prochilodus lineatus*), Pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*) e Cachara (*Pseudoplatystoma fasciatum*) na bacia hidrográfica do Rio Miranda, Pantanal do Mato Grosso do Sul, Brasil." *Embrapa Pantanal-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)*, 1995.

Rice, G. E., Hammitt, J. K., and Evans, J. S. "A Probabilistic Characterization of the Health Benefits of Reducing Methyl Mercury Intake in the United States." *Environmental Science & Technology* 44, no. 13 (2010): 5216-5224.

Rice, G., and Hammit, J. K. "Economic Valuation of Human Health Benefits of Controlling Mercury Emissions from U.S. Coal-Fired Power Plants." NESCAUM - Northeast States for Coordinated Air Use Management, 2005.

Rockhill, B., Newman, B., and Weinberg, C. "Use and Misuse of Population Attributable Fractions." 1998.

Rodrigues, M. "Análise financeira de investimentos em concessão florestal por meio de métodos determinísticos e estocásticos." IV Prêmio Serviço Florestal Brasileiro em Estudos de Economia e Mercado Florestal. Serviço Florestal Brasileiro - SFB, 2016.

Romero, J. P., D. E. de Carvalho, A. R. Queiroz, and C. E. de Moura Lopes. "Brasil na Contramão do Mundo: Mudanças no Padrão de Exportações entre 2016-2020." *Brazilian Keynesian Review* 7, no. 1 (2021): 155-176.

Roman, Henry A., Tyra L. Walsh, Brent A. Coull, Éric Dewailly, Eliseo Guallar, Dale Hattis, Koenraad Mariën, et al. "Evaluation of the Cardiovascular Effects of Methylmercury Exposures: Current Evidence Supports Development of a Dose–Response Function for Regulatory Benefits Analysis". *Environmental Health Perspectives* 119, núm. 5 (2011): 607–14. <https://doi.org/10.1289/ehp.1003012>.

Roman, H.; Walsh, T.; Coull, B.; Dewailly, E.; Guallar, E.; Hattis, D.; Mariën, K.; Schwartz, J. Stern, A.; Virtanen, J.; Rice, G., Evaluation of the Cardiovascular Effects of Methylmercury Exposures: Current Evidence Supports Development of a Dose–Response Function for Regulatory Benefits Analysis. *Environmental Health Perspectives* · volume 119 | number 5

Román-Dañobeytia, Francisco, Mijail Huayllani, Anggela Michi, Flor Ibarra, Raúl Loayza-Muro, Telésforo Vázquez, Liset Rodríguez, y Mishari García. "Reforestation with Four Native Tree Species after Abandoned Gold Mining in the Peruvian Amazon". *Ecological Engineering* 85 (2015): 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.075>.

Rorato, Ana C., Gilberto Camara, Maria Isabel S. Escada, Michelle C. A. Picoli, Tiago Moreira, y Judith A. Verstegen. "Brazilian amazon indigenous peoples threatened by mining bill". *Environmental research letters* 15, núm. 10 (2020): 1040a3. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abb428>.

Rosales, R.M.P., et al. "Balancing the Returns to Catchment Management." IUCN Water, Nature and Economics Technical Paper 5. IUCN, Ecosystems, and Livelihoods Group Asia, 2005.

Roulet, M., M. Lucotte, R. Canuel, I. Rheault, S. Tran, Y. G. De Freitas Gog, N. Farella, et al. 1998. "Distribution and Partition of Total Mercury in Waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon|The Present Investigation Is Part of an Ongoing Study, the CARUSO Project (CRDI-

UFPa-UQAM), Initiated to Determine the Sources, Fate and Health Effects of the Presence of MeHg in the Area of the Lower Tapajós.1". *The Science of the Total Environment* 213 (1–3): 203–11. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(98\)00093-x](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(98)00093-x).

Salazar-Cardona, C. A., A. Riaño-Martínez, M.A. Reyes-Bonilla, E. Riaño-Umbarila, W. Castañeda-Hernández, S. Rubiano, and C. Rodríguez. *Minería: impactos sociales en la Amazonia*. Bogotá: Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas SINCHI, 2019.

Salonen, J. T., K. Seppänen, K. Nyyssönen, H. Korpela, J. Kauhanen, M. Kantola, J. Tuomilehto, H. Esterbauer, F. Tatzber, y R. Salonen. "Intake of Mercury from Fish, Lipid Peroxidation, and the Risk of Myocardial Infarction and Coronary, Cardiovascular, and Any Death in Eastern Finnish Men". *Circulation* 91, núm. 3 (1995): 645–55. <https://doi.org/10.1161/01.cir.91.3.645>.

Sánchez, Carol. "Minería Ilegal en el Río Caquetá: continúa el peligro para los indígenas amazónicos de Colombia." *Rutas del Conflicto*. Disponible en: <https://goo.su/PqHlku>

Sánchez-Cuervo, Ana María, Leticia Santos de Lima, Francisco Dallmeier, Paola Garate, Adriana Bravo, y Hadrien Vanthomme. "Twenty Years of Land Cover Change in the Southeastern Peruvian Amazon: Implications for Biodiversity Conservation". *Regional Environmental Change* 20, núm. 1 (2020). <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01603-y>.

Sandoval Perdomo, A. E., & Arciniegas Londoño, L. "Afectaciones a la seguridad y defensa de Colombia por el fenómeno de la minería ilegal: percepción académica, escenario y posibles soluciones institucionales." *Perspectivas En Inteligencia* 13, no. 22 (2022): 49-61. Disponible en: <https://doi.org/10.47961/2145194X.270>.

Scarlat, A. "Mercury contamination in the Amazon Basin." Unpublished manuscript, 2013.

Ščasný, M., & Alberini, A. "Valuation of Mortality Risk Attributable to Climate Change: Investigating the Effect of Survey Administration Modes on a VSL." *International Journal of Environmental Research and Public Health* 9, no. 12 (2012): 4760-4781.

Sepúlveda, J., & Casallas, M. "Contaminación y remediación de suelos en Colombia. Aplicación a la minería de Oro." 2009. Disponible en: <https://goo.su/ONsmLBM>

Seroa da Motta, R. "Estimativa do custo econômico do desmatamento na Amazônia." *Texto para Discussão n° 910*, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA, 2002.

Siikamäki, Juha; Santiago-Ávila; Vail, P. "Global Assessment of Non-Wood Forest Ecosystem Services: Spatially Explicit Meta-Analysis and Benefit Transfer to Improve the World Bank's Forest Wealth Database." 2015.

Siqueira-Gay, J., & Sánchez, L. E. "The Outbreak of Illegal Gold Mining in the Brazilian Amazon Boosts Deforestation." *Regional Environmental Change* 21, no. 2 (2021): 1-5.

Sirén, A. "La pesca y el consumo de pescado en la Amazonía colombiana." COPESCAALC Documento Ocasional N.º 16. Roma, FAO. 2021. Disponible en: <https://doi.org/10.4060/cb5038es>.

Sonter, Laura J., Saleem H. Ali, y James E. M. Watson. "Mining and Biodiversity: Key Issues and Research Needs in Conservation Science". Proceedings. Biological Sciences 285, núm. 1892 (2018): 20181926. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.1926>.

Sousa, R. G. C., Humston, R., & Freitas, C. E. C. "Movement Patterns of Adult Peacock Bass *Cichla Temensis* Between Tributaries of the Middle Negro River Basin (Amazonas–Brazil): An Otolith Geochemical Analysis." Fisheries Management and Ecology 23, no. 1 (2016): 76-87.

Souza, T. V. S. B., Thapa, B., Rodrigues, C. G. O., & Imori, D. "Economic Impacts of Tourism in Protected Areas of Brazil." Journal of Sustainable Tourism (2018).

Spadaro, J., & Rabl, A. "Global Health Impacts and Costs Due to Mercury Emissions." Risk Analysis 28, no. 3 (2008).

Steckling, N., Bose-O'Reilly, S., Pinheiro, P., Plass, D., Shoko, D., Drasch, G., ... & Hornberg, C. "The Burden of Chronic Mercury Intoxication in Artisanal Small-Scale Gold Mining in Zimbabwe: Data Availability and Preliminary Estimates." Environmental Health 13 (2014): 111.

Steckling, N., Devleeschauwer, B., Winkelkemper, J., et al. "Disability Weights for Chronic Mercury Intoxication Resulting From Gold Mining Activities: Results from an Online Pairwise Comparisons Survey." International Journal of Environmental Research and Public Health 14 (2017): 1e19.

Steckling, N., Tobollik, M., Plass, D., Hornberg, C., Ericson, B., Fuller, R., & Bose-O'Reilly, S. "Global Burden of Disease of Mercury Used in Artisanal Small-Scale Gold Mining." Annals of Global Health 83, no. 2 (2017).

Stynes, D., Propst, D., Chang, W., & Sun, Y. "Estimating National Park Visitor Spending and Economic Impacts; The MGM2 Model." Michigan State University (2000).

Swain, E., Jakus, P., Rice, G., Lupi, F., Maxson, P., Pacyna, J., ... & Veiga, M. "Socioeconomic Consequences of Mercury Use and Pollution." Ambio 36, no. 1 (2007).

Swenson, J. J., Carter, C. E., Domec, J. C., & Delgado, C. I. "Gold Mining in the Peruvian Amazon: Global Prices, Deforestation, and Mercury Imports." PLoS One 6, no. 4 (2011): e18875.

Telmer, K. H., Daneshfar, B., Sanborn, M. S., Kliza-Petelle, D., & Rancourt, D. G. "The Role of Smelter Emissions and Element Remobilization in the Sediment Chemistry Of 99 Lakes Around the Horne Smelter, Quebec." *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis* 6, no. 2-3 (2006): 187-202.

Tomiyasu, T., Kono, Y., Kodamatani, H., Hidayati, N., & Rahajoe, J. S. "The Distribution of Mercury Around the Small-Scale Gold Mining Area Along the Cikaniki river, Bogor, Indonesia." *Environmental Research* 125 (2013): 12-19.

Tonietto, A., & Silva, J. "Valoração de danos nos casos de mineração de ferro no Brasil." *Revista Brasileira de Criminalística* 1, no. 1 (2011): 31-38.

Torras, M. "The Total Economic Value of Amazonian Deforestation, 1978-1993." *Ecological Economics* 33, no. 2 (2000): 283-297.

UNEP. "Report: The Minamata Convention on Mercury and its Implementation in the Latin America and Caribbean Region." 2014.

UN Environment. "Minamata Convention on Mercury: Text and Annexes." 2019. Disponible en: <https://www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/Booklets/COP3-version/Minamata-Convention-booklet-Sep2019-EN.pdf>.

Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito – UNODC. "Colombia Explotación de oro de aluvión. Evidencias a partir de percepción remota 2020." Ministerio de Minas y Energía, 2021.

United Nations Environment Programme - UNEP. "Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport." UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, 2013.

UNODC y Gobierno de Colombia. 2019. Explotación de oro de aluvión. Evidencias a partir de percepción remota 2018.

Unidad de Planeación Minero-Energética – UPME. "Estudio de la cadena del mercurio en Colombia con énfasis en la actividad minera de oro – Tomo III." 2014. Disponible en: <https://goo.su/S3DKmb>

Unidad de Planeación Minero-Energética – UPME. "Primer balance de Energía Útil para Colombia y Cuantificación de las Pérdidas energéticas relacionadas y la brecha de eficiencia energética. Bogotá y Karlsruhe." 2015. Disponible en: <https://goo.su/HZ0yJ4>

USEPA. "Mercury Update: Impact on Fish Advisories. EPA-823-F01-011." Office of Water, Washington, DC, 2001.

Van Beukering, Pieter J.H., H.S.J. Cesar, and M.A. Jansen. "Economic Valuation of the Leuser National Park on Sumatra, Indonesia." *Ecological Economics* 44, no. 1 (2003): 43-62.

Van Straaten, Peter. "Human Exposure to Mercury Due to Small-Scale Gold Mining in Northern Tanzania." *Science of the Total Environment* 259, no. 1-3 (2000): 45-53.

Vasconcellos, Ana Cristina. *Carga de doença atribuída ao metilmercúrio: estimativas nacional, regional e local / Disease burden attributed to methylmercury: national estimates, regional and local*. Rio de Janeiro; s.n., 2015.

Veiga, Marcello M., and John J. Hinton. "Abandoned Artisanal Gold Mines in the Brazilian Amazon: A Legacy Of Mercury Pollution." *Natural Resources Forum* 26, no. 1 (2002): 15-26.

Verweij, P., M. Schouten, P. Van Beukering, J. Triana, K. Van der Leeuw, and S. Hess. "Keeping the Amazon Forests Standing: A Matter of Values." Report for WWF Netherlands, 2009.

Vieira, Miguel, José V. E. Bernardi, José G. Dórea, Bruno C. P. Rocha, Romulo Ribeiro, y Luis F. Zara. "Distribution and Availability of Mercury and Methylmercury in Different Waters from the Rio Madeira Basin, Amazon". *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)* 235 (2018): 771–79. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.020>.

Wasserman, J., S. Hacon, and M. Wasserman. "O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico." *Mundo & Vida* (2001).

Wenger, Amelia S., Euan Harvey, Shaun Wilson, Chris Rawson, Stephen J. Newman, Douglas Clarke, Benjamin J. Saunders, et al. "A Critical Analysis of the Direct Effects of Dredging on Fish". *Fish and Fisheries (Oxford, England)* 18, núm. 5 (2017): 967–85. <https://doi.org/10.1111/faf.12218>.

World Gold Council. "Base de datos de precios de oro." Goldhub. 2021. Disponible en: <https://www.gold.org/>

Wu, Pianpian, Martin J. Kainz, Andrea G. Bravo, Staffan Åkerblom, Lars Sonesten, y Kevin Bishop. "The Importance of Bioconcentration into the Pelagic Food Web Base for Methylmercury Biomagnification: A Meta-Analysis". *The Science of the Total Environment* 646 (2019): 357–67. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.328>.

Yamana Gold. "Relatório de Impacto sobre o Meio Ambiente (RIMA). Projeto C1 – Santa Luz." Disponible en: <https://goo.su/IPT9X>

Yaron, Gideon. "Forest, Plantation Crops or Small-Scale Agriculture? An Economic Analysis of Alternative Land Use Options in the Mount Cameroun Area." *Journal of Environmental Planning and Management* 44, no. 1 (2001): 85-108.

Young, Carlos E.F., and Rodrigo Medeiros. Quanto vale o verde: a importância econômica das unidades de conservação brasileiras. Rio de Janeiro: Conservação Internacional, 2018.

Zaletel-Kragelj, L., and J. Bozikov. "Methods and Tools in Public Health: A Handbook for Teachers, Researchers and Health Professionals." Forum for Public Health in Southeastern Europe, 2010.

Zheng, Na, Sujing Wang, Wu Dong, Xiuyi Hua, Yunyang Li, Xue Song, Qingwen Chu, Shengnan Hou, y Yang Li. "The Toxicological Effects of Mercury Exposure in Marine Fish". Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 102, núm. 5 (2019): 714–20. <https://doi.org/10.1007/s00128-019-02593-2>.