



Conservation Strategy Fund | Conservação Estratégica | SÉRIE TÉCNICA | EDIÇÃO 53 | Junho de 2021

Metodologia de Valoração de Impactos do Garimpo Ilegal de Ouro na Amazônia

Pedro Gasparinetti
Leonardo Bakker
Julia Queiroz
Thaís Vilela
Felipe Lobo
Gustavo Nagel

A missão da CSF é apoiar a conservação dos ecossistemas e a promoção da qualidade de vida por meio de estratégias movidas pela economia ambiental. Nossos treinamentos, análises e conhecimentos tornam o desenvolvimento mais inteligente, quantificam benefícios da natureza, e criam incentivos duradouros para a conservação.

© Conservation Strategy Fund – CSF

Brazil Office

Conservação Estratégica

Rua Mexico, 148 - Sala 406, Centro, Rio de Janeiro
CEP 20031-142 / Telefone: +55 21 3875-8235

United States Offices

Conservation Strategy

Tel 707-829-1802 Fax 707-829-1806
1160 G Street Suite A-1 Arcata, California 95521
Tel 707-822-5505 Fax 707-822-5535
1636 R Street NW, Suite 3, Washington, DC 20009

Bolivia Office

Conservacion Estrategica

Calle Pablo Sánchez Nº 6981 Irpavi - (entre Calles 1 y 2) Casilla: 3-12297
La Paz, Bolivia Telephone +591 2 272-1925

Ilustrações: Thaís Erre

Fotos: Acervo H e Adriano Gambarini

Diagramação: Danilo Lima

O download deste documento pode se feito na página eletrônica:
www.conservation-strategy.org/pt/reports

Impresso no Brasil / Printed in Brazil

Realização

CSF-Brasil

Autoria

Pedro Gasparinetti

Leonardo Bakker

Julia Queiroz

Thaís Vilela

Felipe Lobo

Gustavo Nagel

Metodologia de Valoração de Impactos do Garimpo Ilegal de Ouro na Amazônia

Equipe

Pedro Gasparinetti [CSF-Brasil]

Julia Queiroz [CSF-Brasil]

Leonardo Bakker [CSF-Brasil]

Thaís Vilela [CSF]

Felipe Lobo [Universidade Federal de Pelotas]

Gustavo Nagel [Universidade Federal de Pelotas]

Victor Araújo [Estagiário CSF-Brasil]

Icaro Sousa [Estagiário CSF-Brasil]

Noah Cavalcante [Estagiário CSF-Brasil]

Suzane Girondi Calau Merlo [Assessoria Jurídica]

Revisão Técnica

Ana Cláudia Vasconcellos [Fundação Oswaldo Cruz - Fiocruz]

José Jorge Júnior [Secretaria de Perícia – SPPEA/PGR]

Revisão de Texto

Daniely Lima

Nota: As opiniões expressas nesta publicação são exclusivamente dos autores e não refletem necessariamente opiniões da Conservação Estratégica ou de seus patrocinadores. Salvo indicação do contrário, os direitos de autor dos materiais deste relatório são detidos pelos autores.



Agradecimentos

A Conservação Estratégica (CSF-Brasil) agradece ao Ministério Público Federal e à Secretaria de Perícia, Pesquisa e Análise da PGR pela parceria na realização deste trabalho, em especial à Procuradora da República e Coordenadora da Força Tarefa Amazônia, Dra. Ana Carolina Haliuc Bragança, e ao Supervisor de Perícia em Economia do MPF, José Jorge Júnior. Agradecemos à Dra. Ana Cláudia Vasconcellos da Fiocruz, pelo apoio na avaliação dos impactos do mercúrio sobre a saúde e revisão do trabalho. Ao Gustavo Geiser, perito da Polícia Federal, pelo apoio técnico. À Suzane Girondi Culau Merlo pelo apoio jurídico sobre danos morais ambientais. Ao WWF-Brasil, por ceder base de dados sobre estudos de contaminação de mercúrio na Amazônia. Aos mais de 30 especialistas consultados durante a pesquisa e aos palestrantes dos seminários de discussão metodológica. À Fundação Porticus, pelo apoio financeiro que permitiu a realização deste trabalho.



Índice



Sumário

1. INTRODUÇÃO	14
2. A CALCULADORA DE IMPACTOS DO GARIMPO ILEGAL DE OURO NA AMAZÔNIA	18
3. GARIMPO DE ALUVIÃO	24
3.1. Impacto médio por quantidade de ouro apreendida	25
3.2. Cálculo a partir de dados da área impactada	27
3.3. Valoração do desmatamento/decapeamento	29
3.4. Valoração dos impactos da abertura de cava e desmonte hidráulico	40
3.5. Concentração, amalgamação e queima:	
valoração dos danos do mercúrio na saúde humana	45
3.5.1. Metodologia que relaciona a existência do garimpo ao impacto e o uso de mercúrio com os desfechos na saúde humana na Amazônia	49
3.5.2. Impacto da perda de QI em crianças	60
3.5.3. Doenças cardiovasculares	63
3.5.4. Sintomas neuropsicológicos (tremores)	78
4. GARIMPO DE POÇO	80
4.1. Impacto médio por quantidade de ouro apreendida	81
4.2. Impacto por idade do garimpo (averiguação in loco)	81
4.3. Valoração dos impactos do garimpo de poço	82
5. GARIMPO DE Balsa	84
5.1. Cálculos prévios	85
Produtividade do garimpo de balsa	85
5.2. Cálculo da produção de ouro e quantidade de sedimentos	88
5.3. Impacto médio por quantidade de ouro apreendida	90
5.4. Valoração dos impactos do garimpo de balsa	90
6. AVANÇOS DA CALCULADORA DE IMPACTOS EM RELAÇÃO AO PARECER Nº 1.495/2019 (SPPEA)	94
7. EXEMPLO DOS RESULTADOS DA CALCULADORA	96
8. CONCLUSÃO	105
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	108

Lista de Figuras

Figura 1: Custo de Recuperação + perda de Serviços Ecossistêmicos no tempo	39
Figura 2: Fluxo de benefícios ecossistêmicos sem impacto ambiental e com recuperação do impacto ambiental	39
Figura 3: Linha lógica para relacionar a existência do garimpo com desfechos na saúde humana	48
Figura 4: Concentração de mercúrio após uma certa distância (km)	52
Figura 5: Pirâmide explicativa do desfecho de infarto do miocárdio associado à ingestão de mercúrio	67
Figura 6: Pirâmide explicativa do cenário de hipertensão na Região Norte do Brasil	74
Figura 7: Ouro Calculado por Ouro Tabelaado	88

Lista de Quadros

Quadro 1: Descrição geral da calculadora como categorias de impacto, abordagem para valoração econômica e atividades específicas de impacto por tipo de garimpo	21
Quadro 2: Unidades de entrada por tipo e garimpo	22
Quadro 3: Produtividade (grama de ouro por tonelada de minério) na região Amazônica	28
Quadro 4: Variáveis consideradas para o cálculo do custo de logística da recuperação com mudas	32
Quadro 5: Valores monetários da bioprospecção por hectare	36
Quadro 6: Estudos de valoração econômica do valor de existência na Amazônia (R\$/ha) em valores de 2020	37
Quadro 7: Níveis de contaminação de mercúrio em peixes na Amazônia brasileira	51
Quadro 8: Distância percorrida pelo mercúrio nos rios.	53
Quadro 9: Migração e contaminação de espécies de peixe amazônicas.	53
Quadro 10: Cálculo da ingestão média diária de metilmercúrio	55
Quadro 11: Produção por idade do garimpo	82
Quadro 12: Relação entre potência de bomba e produção de ouro na região do Tapajós, Pará.	87
Quadro 13: Parâmetros utilizados e calculados para estimar a vazão das bombas de garimpo	87
Quadro 14: Perdas de mercúrio para garimpo de aluvião e de balsa	91
Quadro 15: Impactos não-monetários (R\$ mil) para garimpo de aluvião, poço e balsa	100
Quadro 16: Impactos monetários (R\$ mil) para garimpo de aluvião, poço e balsa	101



Resumo Executivo

O garimpo ilegal de ouro gera impactos cumulativos e potencialmente irreversíveis ao meio ambiente e à saúde humana. Apesar desses impactos serem reconhecidos em nível internacional, como no caso do uso do mercúrio, pela convenção de Minamata, ainda existem lacunas de conhecimento em termos da sistematização das relações causais do garimpo e seus impactos socioambientais, o que acaba por enfraquecer as atividades de instituições dedicadas à prevenção e punição dos responsáveis por esta atividade ilegal. Este trabalho vem a preencher essa lacuna, oferecendo uma metodologia inovadora e robusta para a valoração destes impactos com base em evidências da literatura científica sobre o tema.

O trabalho constrói uma fórmula generalizável com base em parâmetros padronizadas, que faz a ligação entre o nível da atividade ilegal de garimpo e suas consequências sociais e ambientais. A metodologia relaciona o tamanho de garimpo ou quantidade produzida de ouro a seus impactos, aqui divididos em três grandes categorias: desmatamento, assoreamento de rios e contaminação por mercúrio. A magnitude destes impactos é ajustada por fatores contextuais que influenciam os valores econômicos, como a densidade e tamanho da população afetada, quantidade média de consumo de peixes contaminados, e custos logísticos para a recuperação de áreas. Além disso, a metodologia permite também a diferenciação de valores por tipo de garimpo: aluvião, balsa ou poço.

Como resultado, a metodologia, que passa a ser adotada oficialmente tanto pelo Ministério Público quanto pela perícia da Polícia Federal, contribui para o fortalecimento do combate ao garimpo ilegal de ouro, dando agilidade aos cálculos e robustez aos processos judiciais relacionados ao tema, desencorajando novos infratores e reduzindo a probabilidade de novos impactos. Além disso, órgãos de controle podem se beneficiar da ferramenta em processos de planejamento de investimentos em fiscalização, monitoramento e prevenção, uma vez que mostra o nível de custos sociais que podem ser evitados caso sejam investimentos nesse tipo de ação.

Resultados mostram que, dependendo das hipóteses consideradas, 1kg de ouro extraído gera impactos entre 1 e 2 milhões de reais, sua maioria relacionada aos impactos do mercúrio à saúde humana. Considerando um preço de venda de ouro de R\$300 mil, e que cerca de 30% deste valor (R\$100 mil) é o lucro de quem o extrai, temos claro que o custo social do ouro é mais de dez vezes maior do que o benefício privado daqueles que ganham com a atividade.

Além da metodologia aqui apresentada, foi desenvolvida a “Calculadora de Impactos do Garimpo”, uma ferramenta analítica e pedagógica online que permite o cálculo automatizado de valores de impactos. A ferramenta apresenta de modo ilustrado, acessível e resumido, o passo-a-passo da valoração e seus resultados, contribuindo para a difusão do conhecimento também para o público leigo, contribuindo também para a conscientização de indivíduos e comunidades afetadas pelo garimpo, visando fortalecer a luta pelo direito à saúde e a um ambiente equilibrado.

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



Apresentação

Nas últimas décadas, o Brasil vem passando por um processo de desindustrialização, em que setores primários ligados à extração de recursos naturais ganharam grande relevância econômica e política. O modelo preponderante de exploração de recursos à exaustão faz com que percamos a cada dia a nossa base para o desenvolvimento de longo prazo, nosso capital natural. Se não bastasse, o acirramento desse modelo cada vez mais desregulado leva à contaminação, conflitos e mortes, prejudicando outra base do desenvolvimento social, o capital humano. Nesse descompasso, passamos por desastres sem precedentes, como os rompimentos das barragens de rejeitos tóxicos de Mariana e Brumadinho, enquanto esperamos novos desastres, sem que haja sinalizações de melhoria no controle e planejamento para o uso sustentável de recursos naturais. A mineração ilegal de ouro é mais um desses desastres que, de modo invisível aos olhos da maioria da população, vem contaminando, dia após dia, em larga escala, de maneira cumulativa e irreversível, os rios, alimentos e a população da Amazônia.

Nesse contexto, se faz essencial o papel de instituições de controle como o Ministério Público, a Polícia Federal e o IBAMA, que vêm atuando para reprimir atividades ilegais, punir responsáveis pelos danos gerados pelo garimpo ilegal e desencorajar a abertura e contaminação de novas áreas. Criar consciência sobre os impactos do garimpo ilegal é parte do desafio dessas instituições. Além das apreensões de ouro e máquinas, uma importante ferramenta para desencorajar a atividade é cobrança de indenizações pelos impactos gerados pela atividade ilegal. Seu cálculo econômico é complexo, porém, necessário. Para evitar arbitrariedade nas decisões de valores, é preciso estabelecer metodologias e critérios transparentes para a avaliação de impactos sociais e ambientais.

Visando superar este gargalo, a Conservação Estratégica (CSF), em parceria com o Ministério Público Federal, desenvolveram a “Calculadora de Impactos do Garimpo Ilegal de Ouro”, uma ferramenta de valoração econômica que trará robustez e celeridade aos cálculos de custos socioambientais do garimpo ilegal de ouro em múltiplos contextos. Este estudo é um primeiro passo rumo à construção de consensos sobre os tipos e magnitudes de impactos relacionados à mineração ilegal de ouro. Ele apresenta bases de dados e parâmetros médios adaptáveis para valorações em uma ampla gama de contextos, visando a definição de valores de indenizações. A ferramenta pode contribuir também com processos de planejamento, na demonstração de que maiores investimentos em fiscalização ou tecnologias mais limpas podem valer a pena por gerarem reduções de impactos sociais maiores que os custos de políticas sustentáveis.

Este relatório foi incorporado como metodologia oficial do MPF como Parecer Técnico nº 694/2021, Etiqueta no Sistema Único do MPF: PGR-00246553/2021.



1. Introdução

O garimpo ilegal de ouro vem se expandindo na Amazônia, causando significativos impactos sociais, econômicos e ambientais na região. No entanto, apesar do consenso sobre a existência dos impactos, atualmente não há uma concordância sobre metodologias de quantificação dos danos que contribuam para o momento da judicialização. Esta situação resulta em valores de multas definidos de forma aleatória, causando menor credibilidade pelo judiciário no processo.

O Ministério Público Federal (MPF) e a Polícia Federal (PF) têm trabalhado para coibir essa exploração ilegal. O primeiro focado na apreensão de ouro não registrado, e o segundo, em operações de identificação de áreas de garimpo ilegal. No entanto, os órgãos fiscalizadores encontram obstáculos para atribuir punições em decorrência da dificuldade de rastreamento, tanto da quantidade de ouro coletado em determinada região, quanto dos garimpos ilegais, dada a facilidade de lavagem do ouro

Como consequência, a responsabilização pelos impactos não é trivial. Muitas vezes, os valores definidos para danos e punições ainda são bastante arbitrários, não havendo uma metodologia padronizada e consensuada, que leve em consideração os diversos tipos de danos causados pelo garimpo de ouro. Diante disso, faz-se necessário desenvolver uma metodologia de cálculo que leve em consideração os reais impactos sociais e ambientais da atividade ilegal para diminuir essa arbitrariedade de valores quando judicializados.

Nesse contexto, metodologias de valoração econômica podem ser úteis para esse objetivo. A Teoria do Valor Econômico busca estimar a variação do bem-estar das pessoas em função de mudanças na qualidade ou quantidade de bens e serviços ambientais (Da Motta, 1997). Ou seja, dado que o garimpo causa perdas dos bens e serviços ecossistêmicos gerados pela floresta, assim como gera impactos sociais, deve-se calcular o valor monetário dessa perda de bem-estar (ou perda de utilidade) dos indivíduos impactados por esses danos. O valor da conservação ou de um impacto negativo na natureza, depende das consequências de ações ou de mudanças de cenários sobre a sociedade e indivíduos.

A importância de valorar esses impactos do garimpo está relacionada à possibilidade de gerar valores que reflitam o tamanho dos danos ambientais que, por sua vez, estão relacionados à perda de utilidade dos indivíduos impactados por essa atividade. A atribuição de valor a um dano ambiental contribui para o consenso jurídico sobre avaliação de danos, visando reduzir a arbitrariedade no cálculo de valores de punições e compensações. Ela também favorece a sensibilização da população e dos stakeholders, de modo que incrementalmente o consenso sobre a magnitude de danos ambientais, influenciando comportamentos e políticas públicas.

Na tentativa de buscar uma fórmula padronizada para calcular esses danos, um parecer técnico foi previamente elaborado por peritos da Secretaria de Perícia, Pesquisa e Análise (SPEA) do MPF a pedido da Força-Tarefa Amazônia (MPF, 2019) para fornecer uma metodologia de valoração de impacto do garimpo ilegal do ouro. Esse parecer tornou-se um primeiro passo importante para o estabelecimento de uma metodologia unificada para cálculo dos danos do garimpo ilegal.

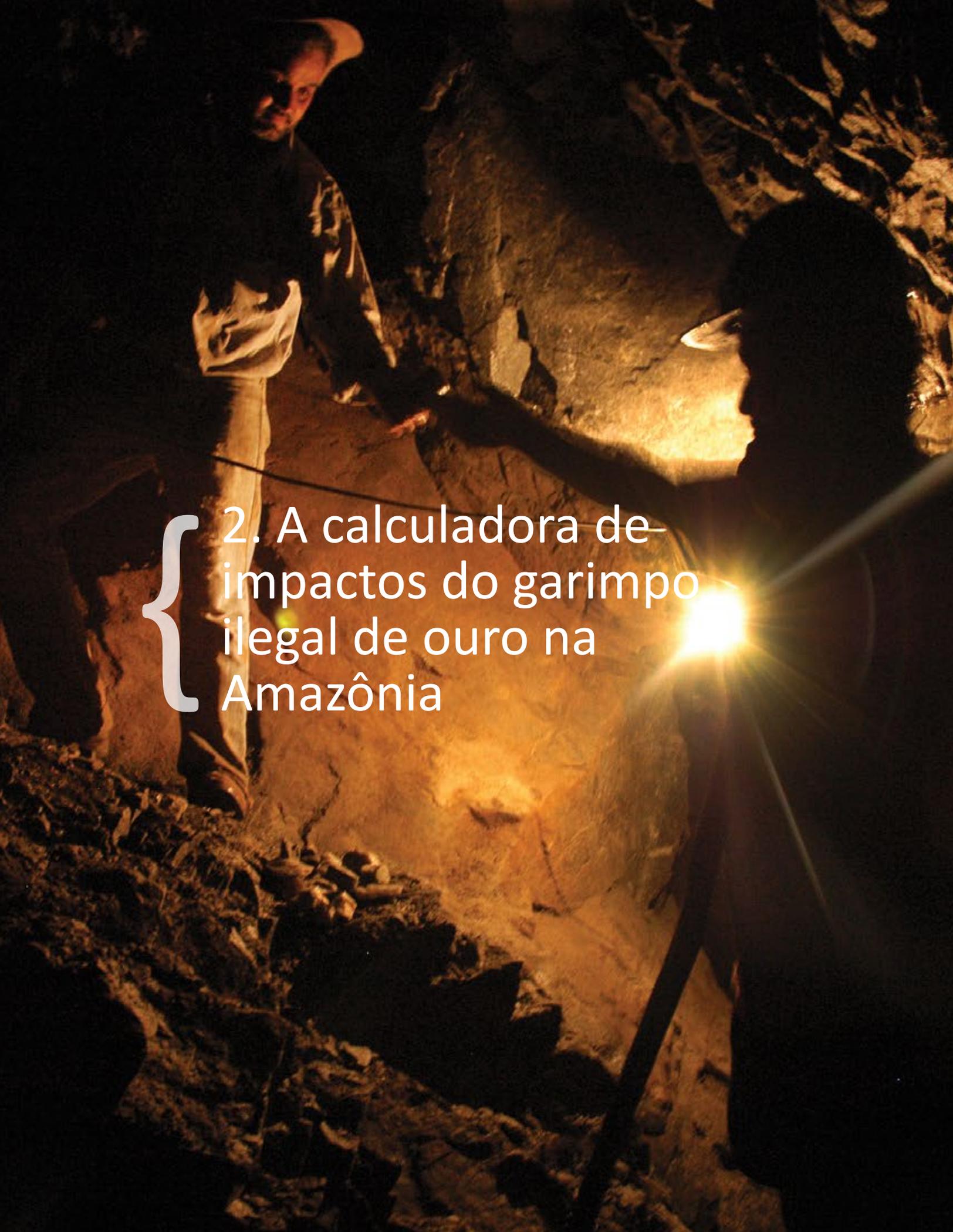
No entanto, diante da complexidade dos danos socioambientais do garimpo ilegal de ouro, faz-se necessário um aprofundamento dessa metodologia de valoração dos impactos do garimpo. Nesse contexto, a Conservação Estratégica (CSF), em parceria com o Ministério Público Federal (MPF), busca desenvolver uma calculadora de impactos para essa atividade a fim de construir uma metodologia padrão para o cálculo do valor monetário dos danos do garimpo ilegal. Essa calculadora de impactos se baseia na Teoria Econômica de Valoração, que fornece uma metodologia robusta para contribuir para o consenso jurídico na avaliação do dano.

Desse modo, o trabalho da Conservação Estratégica (CSF), em parceria com a Secretaria de Perícia, Pesquisa e Análise (SPPEA) do MPF, busca desenvolver uma ferramenta para o cálculo parametrizado do valor monetário dos danos do garimpo ilegal na Amazônia brasileira. Como uma primeira etapa do desenvolvimento, o presente relatório tem como objetivo criar as bases de discussão teórica e metodológica para este trabalho.

O presente estudo apresenta uma metodologia para desenvolvimento de uma “calculadora de impactos socioeconômicos do garimpo ilegal de ouro” que fornece valores monetários dos danos ambientais e socioeconômicos do garimpo ilegal de ouro na Amazônia. Essa ferramenta tem como objetivo fornecer resultados a partir da síntese de relações de impactos biofísicos e valorações econômicas disponíveis na literatura sobre o custo social total de garimpos ilegais de ouro.

Este trabalho apresenta, portanto, os processos do garimpo, seus impactos ambientais, sociais e sobre a saúde humana, assim como a teoria e métodos para sua valoração econômica. A apresentação dessas relações desde o início dos processos até a valoração econômica nos seus diversos impactos é inédita na literatura e representa um importante avanço para o debate. Diante da complexidade do tema, a concatenação dessas informações apresenta de forma objetiva essas relações de causa, efeito e valor econômico para um melhor entendimento das dinâmicas dessa atividade e seus impactos e consequências. Além do presente Laudo, a calculadora de impactos também pode ser analisada pelo arquivo em excel chamado “MPF / CSF – Calculadora de Impactos Socioambientais do Garimpo de Ouro”.

Assim, a calculadora busca dar suporte à avaliação de impactos, judicialização dos danos socioambientais desta atividade ilegal e avaliação de políticas públicas relacionadas à fiscalização e prevenção desta atividade. A construção da metodologia contribui para a incorporação dos impactos pelos tomadores de decisão e amplia a discussão sobre os efeitos da atividade garimpeira ilegal em uma área estratégica como a Amazônia para o desenvolvimento econômico do Brasil.



2. A calculadora de
impactos do garimpo
ilegal de ouro na
Amazônia

O valor do dano estimado pela “calculadora de impactos” depende de alguns parâmetros, como tipo de garimpo (aluvião, balsa ou poço), região do garimpo, proximidade de comunidades etc. Assim, para o cálculo, o usuário deve inserir as características do garimpo em questão, o que gera automaticamente valores monetários ajustados segundo estes parâmetros de entrada. Há também a possibilidade de utilizar um “nível base” de cada parâmetro que se refere aos valores médios encontrados na literatura, caso não haja maiores informações sobre o garimpo.

Em relação aos tipos de garimpo, a calculadora apresenta a seguinte divisão:

- Garimpo de Aluvião: Extração de minério pela escavação de valas (cavas) abertas, em geral na beira de rios. Também conhecido como garimpo de baixão ou de barranco, é o tipo de garimpo ilegal mais comum na Amazônia.
- Garimpo de Balsa: Extração de minério pela dragagem do leito dos rios. Realizado em barcos ou flutuantes.
- Garimpo de Poço: Extração de minério por meio de túneis subterrâneos profundos.

Para a definição de categorias gerais de impactos do garimpo, foi realizada uma extensa revisão de literatura e uma ampla consulta a diversos especialistas na temática. As categorias de impacto dividem-se em:

- Desmatamento/ decapeamento: Impacto na camada superficial do solo com a retirada do perfil do solo, compostos de materiais ricos em matéria orgânica. Dentre os impactos ambientais estão a perda de diversos serviços ambientais como recreação, sequestro de carbono, provisão de madeira e recursos não madeireiros dentre outros.
- Assoreamento e camada profunda do solo: Desmonte mecânico ou hidráulico dos pacotes conglomeráticos. Se mecânico, por meio de escavadeiras hidráulicas ou ferramentas manuais de escavação que retiram o material do fundo da cava para ser processado na área de concentração; se hidráulico, por meio de conjunto moto-bomba de captação de água para lavagem sob pressão do veio ou filão do minério, formando a polpa. Parte desses sedimentos caem nos rios, gerando assoreamento. O impacto também pode ser causado pela utilização de balsas com motores de bomba que revolvem o leito do rio, o que também causa aumento da erosão e assoreamento dos rios.

- Impactos do mercúrio: A utilização do mercúrio no garimpo de ouro gera consequências à saúde humana tanto pela inalação de mercúrio elementar, como também pela ingestão de peixes contaminados por metilmercúrio. Os danos à saúde humana selecionados na calculadora são perda de QI em crianças, doenças cardiovasculares e sintomas neuropsicológicos (tremores).

A mensuração das categorias de impacto faz uso de diferentes métodos de valoração. Resumidamente, classificamos como duas possíveis abordagens:

- Custo de reposição ou recuperação da área de garimpo: técnicas para recuperar o meio ambiente, tanto em sua camada superficial, como mais profunda, assim como recuperar o bem-estar humano.
- Custo de oportunidade do garimpo ou benefícios cessantes: são apresentados os benefícios que foram perdidos com a existência do garimpo;

Importante destacar que a calculadora de impactos utiliza estes dois métodos de valoração de forma conjunta. Ou seja, assume-se que pode haver uma recuperação hipoteticamente realizada no ano logo após a realização da atividade garimpeira. No entanto, mesmo com a recuperação, pode demorar vários anos até que os serviços ambientais se reestabeleçam. Essa metodologia é mais bem descrita ao longo do relatório.

Assim, de acordo com a literatura de valoração econômica, há diferentes possibilidades para calcular o mesmo impacto ambiental. O Quadro 1 a seguir apresenta as categorias de impacto, o método de valoração utilizado em cada uma delas, as atividades impactadas e o tipo de garimpo que causa determinado impacto. Assim, a fórmula geral da calculadora de impactos é uma combinação dos componentes de cada categoria de impactos.

Quadro 1: Descrição geral da calculadora como categorias de impacto, abordagem para valoração econômica e atividades específicas de impacto por tipo de garimpo

Categoria de Impacto	Abordagem/ Método de valoração	Atividades específicas de impacto	Aluvião	Balsa	Poço
Decapeamento / Desmatamento	Custo de oportunidade do garimpo	Bioprospecção; Carbono; Produtos não madeireiros e madeireiros; Recreação; Cultural/espécies.	●		●
	Custo de recuperação da área de garimpo	Recuperação florestal	●		●
Recuperação do meio ambiente em camadas profundas	Custo de oportunidade do garimpo	Serviços Ecosistêmicos – assoreamento	●	●	●
	Custo de recuperação da área de garimpo	Estabilização do solo	●		●
		Dragagem de sedimentos/ Retificação do leito do rio	●		●
Impactos do mercúrio	Custo de oportunidade do garimpo	Doenças cardiovasculares	●	●	●
		Perda de QI em crianças	●	●	●
		Sintomas neuropsicológicos em garimpeiros	●	●	●
	Custo de recuperação da área de garimpo	Aplicação de técnicas para remediação de solos contaminados por mercúrio	●		●

*É importante notar que para o garimpo de balsa, os impactos do mercúrio serão proporcionalmente maiores que os impactos do garimpo de aluvião. Se no garimpo de aluvião existem perdas de mercúrio para solos e rios, no garimpo de balsa, toda essa perda vai para os rios.

Fonte: Elaboração própria

Outro ponto importante para destacar na calculadora é em relação a seus parâmetros de entrada. A fórmula básica utilizada para valoração dos danos do garimpo foi desenvolvida a partir de duas situações evidenciadas nas atuações dos órgãos públicos (Polícia Federal, Ibama e Ministério Público Federal) associadas ao combate à essa atividade ilegal.

A primeira, ocorre a partir de apreensões de ouro na ponta da cadeia, sem que se saiba a origem dessa produção. A outra situação se dá quando há uma denúncia de garimpo e/ou observação via satélite, sendo necessária atuação em campo, mas com baixa ou nenhuma apreensão de ouro. Dessa maneira, na primeira situação o único dado disponível para cálculo dos danos é a quantidade do ouro, enquanto na segunda situação pode-se coletar diferentes dados biofísicos sobre o impacto ambiental no local do garimpo como a área impactada e a profundidade de cavas (para garimpo de aluvião), o tempo da extração (meses ou anos de extração de garimpo de poço ou balsa) ou por tipo de motor de balsa para garimpos flutuantes nos rios. Por isso, optou-se por desenvolver uma valoração com duas possíveis entradas para as fórmulas de valoração para cada tipo de garimpo, quais sejam:

- Cálculo a partir da grama de ouro apreendida
- Cálculo a partir das características da área impactada ou tipo de balsa

O Quadro 2 abaixo resume as diferentes unidades de entrada por tipo de garimpo:

Quadro 2: Unidades de entrada por tipo e garimpo

Tipo de Garimpo	Unidades de Entrada
Aluvião	Gramas de ouro
	Hectare
Poço	Gramas de ouro
	Anos de garimpo de poço
Balsa	Gramas de ouro
	Meses de garimpo de balsa

O fato de apresentarmos duas formas de entrada não significa que serão utilizadas fórmulas diferentes que gerarão valores heterogêneos. Ou seja, a inserção de grama de ouro como unidade de entrada irá convergir com a alternativa de unidade de entrada por hectare. Tais conversões serão mais detalhadas nas próximas seções. Os capítulos são descritos por tipo de garimpo (aluvião, balsa ou poço).



3. Garimpo de Aluvião



A conversão da unidade de medida de gramas de ouro para hectares impactados no garimpo de aluvião é calculada de forma automática a partir do momento que se preenche o que chamamos de "produtividade" (que é a grama de ouro por tonelada de minério¹) e profundidade da cava (em metros). Do mesmo modo, caso seja utilizada a entrada de dados por hectares impactados, é possível chegar aos dados de quantidade aproximada de ouro produzida. As próximas subseções apresentam a metodologia para cada tipo de entrada da fórmula para esse tipo de garimpo.

3.1. Impacto médio por quantidade de ouro apreendida

Essa entrada do cálculo utiliza a quantidade de ouro em gramas (g) apreendido na ponta para chegar aos impactos biofísicos do garimpo. Entretanto, sabe-se que a quantidade de ouro apreendida pode ser muito aquém do que realmente foi produzido em determinado garimpo e, por isso, o valor real dos danos será subestimado.

Para chegar aos danos biofísicos a partir da quantidade de ouro apreendida, deve-se calcular, primeiramente, o volume de solo revolvido. A cava aberta para a exploração de ouro consiste de duas partes: há uma parte estéril e outra de minério. O minério é a rocha ou mineral que pode ser aproveitado economicamente. Mineral-minério é qualquer mineral do qual se pode extrair economicamente uma ou mais substâncias químicas, simples ou complexas (p. ex. hematita). Enquanto isso, o estéril é a rocha que ocorre dentro do corpo de minério ou externamente ao mesmo, sem valor econômico, que é extraído na operação de lavra (Adones, s.d).

Desse modo, para a extração do ouro, há uma relação estéril/minério (definida pela sigla REM) que representa a tonelada de estéril que deve ser removida para que se acesse uma tonelada de minério (aqui será utilizada uma relação de 7:1 – Yamana Gold, s.d). Assim, entende-se que o ouro se encontra dentro do minério e não dentro do estéril. Como consequência, a produtividade do ouro medida em gramas de ouro por tonelada de minério é contabilizada somente na quantidade total de minério revolvido (ou lavrado).

Dado os diferentes contextos observados na Amazônia, tomamos como referência três parâmetros distintos de produtividade de ouro no minério: 0,19², 0,4 e 1,2 (Peres et al, 2002) gramas de ouro por tonelada de minério. Dessa forma, a quantidade de minério revolvida (em toneladas) é calculada pela divisão da quantidade de ouro (em gramas) pela produtividade (gr Au/ton).

¹ Diversas referências adotam a nomenclatura "Teor" para delimitar o que aqui chamamos de produtividade. Teor é denominado como a concentração dos elementos úteis numa associação mineral ou numa jazida (Damasceno, 2017)

² Cálculos realizados com dados do estudo de Bezerra et al (1996)

Para estimar a quantidade de estéril revolvida (ou removida), multiplica-se a quantidade de minério por 7 (que é a relação estéril/minério³). Somando o minério com o estéril temos, em toneladas, a quantidade de sedimentos removidos do solo. Assim, para calcular o volume total de solo (ou sedimentos) removido, dividimos a quantidade total de sedimentos em toneladas pela densidade média de estéril e minério⁴, que aqui assumimos 2,76 ton/m³⁵.

Assumimos também que, diante da precariedade dos processos do garimpo, há uma perda de 50% no total de ouro captado (de acordo com as entrevistas). Ou seja, nesse volume estimado com uma determinada produtividade, para se conseguir o total de ouro de acordo com essa fórmula, seria necessário o dobro do volume lavrado. Assim, esse volume é multiplicado por 2 (dado 50% de perda) para estimar o total de material lavrado. Desse modo, com o volume (medido em m³), pode ser calculada a área impactada (em m²) dependendo da profundidade da cava estipulada. Para isso, divide-se o volume (m³) pela profundidade da cava (metros). Para calcular a área impactada em hectares, divide-se a área em metros quadrados por 10.000.

Assim, para estimar a quantidade de ouro por hectare, divide-se a quantidade inicial de ouro pela área impactada (ha). Do mesmo modo, para estimar a quantidade de hectares impactados por quilo de ouro, divide-se o número de hectares impactados pela quantidade inicial de ouro. Essas estimativas servirão de base para o cálculo dos valores do impacto do decapeamento e da abertura de cava. As fórmulas a seguir detalham esse passo a passo.

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

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

$$\text{E} = \text{M} * 7$$

$$\text{S} = \text{M} + \text{E}$$

$$\text{V} = \text{S} / 2,76$$

$$\text{Vt} = \text{V} * \text{Per}$$

$$\text{Vt} = \text{V} * 2$$

$$\text{Am} = \text{Vt} / \text{Pf}$$

$$\text{Ah} = \text{Am} / 10.000$$

$$\text{H} = \text{Ah} / \text{Og}$$

$$\text{Oh} = \text{Og} / \text{Ah}$$

³ http://www.inema.ba.gov.br/wp-content/files/RIMA_projeto_santa_luz_parte1.pdf

⁴ Dado que a densidade é medida em massa/volume, faz-se o cálculo ao contrário para se chegar ao volume tendo a densidade.

⁵ Klein (2002, apud Lima et al. 2007). Disponível em:

<https://repositorio.ufba.br/ri/bitstream/ri/2640/1/11450-36776-1-PB.pdf>

Onde:

Min = Minério revolvido (ton)

Og = Quantidade de ouro apreendida (gramas)

Pd= Produtividade (gr Au/ton minério)

Rem = Relação estéril minério

E = Estéril (ton)

Per = Perda = 2

S = Sedimentos removidos do solo (ton)

V = Volume de sedimentos (m³)

Vt = Volume total com perda (m³)

Am = Área impactada em metros (m²)

Pf = Profundidade da cava (metros)

Ah = Área impactada em hectares (ha)

H = Hectare impactado por quilo de ouro

Oh = Quantidade de ouro por hectare

Fazendo todas essas substituições nas fórmulas, podemos chegar a duas fórmulas finais para a estimativa da área impactada que englobam a quantidade de ouro apreendida, a produtividade e a profundidade da cava, que são as três variáveis que podem ser modificadas na calculadora. As fórmulas da área impactada em metros quadrados e em hectares são apresentadas abaixo:

$$\text{(Equação 1)} \quad Am = 5,8 * ((Og/(Pd*Pf))$$

$$\text{(Equação 2)} \quad Ah = Am / 10.000$$

3.2. Cálculo a partir de dados da área impactada

Deve-se utilizar a área danificada em hectares identificada no local do garimpo, sendo medida in loco ou por drones. Com isso, os peritos que vão ao local precisam contabilizar algumas informações e imputá-las na calculadora de impactos. Quando temos a informação da área impactada em hectares ou em metros quadrados, a calculadora faz o caminho inverso das fórmulas apresentadas anteriormente para se chegar nas quantidades de sedimentos e de ouro potencialmente extraídos em determinado local. Desse modo, uma equação reduzida para essa outra entrada da fórmula é demonstrada na equação 3 abaixo:

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

A partir do cálculo da quantidade de ouro e área impactada pelo garimpo, é possível desenvolver metodologias de valoração econômica para cada impacto dessa atividade. As próximas seções tratam desses tópicos.

Box 1: Notas sobre diferentes produtividades e ouro por hectare

Mesmo para os garimpos com jazidas com maiores teores de ouro, as técnicas não seriam as de alta produtividade, como em uma mineração de grande porte realizada legalmente por grandes empresas. Desse modo, mesmo com um possível teor de ouro maior, assumimos que um garimpo não conseguiria extrair toda a potencialidade dessa jazida e, por isso, a utilização de um teor conservador. Ou seja, a extração do ouro por hectare seria bem menor do que a totalidade do teor apresentado nas jazidas. Assim, de acordo com o cálculo apresentado nas seções anteriores, dependendo dos teores, chega-se diferentes estimativas de quilo de ouro por hectare dependendo da profundidade da cava. O Quadro a seguir fornece alguns exemplos com produtividades retiradas da literatura.

Quadro 3: Produtividade (grama de ouro por tonelada de minério) na região Amazônica

Local	Teor (grama de ouro por tonelada de minério)	Produção de ouro (kg)	Volume (m ³) total de sedimentos removidos	Hectare impactado por kg de ouro (cava de 2,5 m profundidade)	Kg de ouro por hectare (cava de 2,5 m profundidade)
Rebio Maicuru (PA)	0,19	1	30.511	1,2	0,8
Cuiabá (MT)	0,34	1	17.050	0,7	1,5
Paracatu (MG)	0,4	1	14.493	0,6	1,7
Novo Progresso (PA)	1,14	1	5.085	0,2	4,9
Mina a céu aberto	1,2	1	4.831	0,2	5,2
Média	0,65	1	11.471	0,4	3,74

Fonte: Elaboração própria

Pelo quadro acima, podem ser extraídos de 0,7 a 8,3 kg de ouro por hectare. Essas estimativas tornam-se ainda mais importantes na medida em que inexistente um padrão para ser seguido sobre produtividade de ouro por área. Por exemplo, Porto et al. (2002) afirmam que o Brasil tinha uma produção de ouro por unidade de área ainda de 0,9 kg/km², o que significa 0,009 kg/ha. Já o documento de cooperativas de ouro estima que, em uma cava de 40 metros de comprimento por 3 metros de largura por 2 metros de profundidade, teria uma produção de 40 gramas de ouro por dia. Esse valor sugeriria mais de 14 kg por ano em uma área bem menor que um hectare. Nota-se também que existe pouca literatura disponível sobre a quantidade de ouro extraída por hectare proveniente de garimpo, em decorrência da prevalência da ilegalidade dessa atividade.

Também foram realizadas entrevistas com garimpeiros nas quais não foram obtidos dados com informações conflitantes. Dessa forma, foram validados com esses atores, volumes muito altos de ouro por hectare, não sendo realistas e, por isso, esses valores descritos na tabela seriam suficientes para estimar a produtividade das áreas.

Por fim, percebe-se que os valores encontrados pelas equações 2 e 3 descritas na metodologia convergem com os dados informados pelo censo da Rebio Maicuru, que apontam que podem ser retirados de 1,28 a 5,2 kg de ouro por ano por hectare, dependendo do tipo de exploração. Se calculados pelo teor de ouro, chegamos a estimativas próximas, como 0,7 kg Au/ha e 1,3 Kg Au/ha, podendo aumentar de acordo com a profundidade da cava. Portanto, assume-se que essa metodologia a partir do teor de ouro é a melhor estimativa encontrada para demonstrar a produção de ouro por área impactada. Essa escolha do teor conservador permite que encontremos quantidades de ouro mais realistas para cada hectare desmatado.

3.3. Valoração do desmatamento/decapeamento

O desmatamento tratado nesta seção consiste na escavação do perfil do solo retirando-se o material superficial, também mais rico em matéria orgânica⁶. Os impactos do desmatamento são valorados por duas óticas de valoração econômica (i) custo de recuperação da camada superficial de solo e pelo (ii) custo de oportunidade do garimpo.

O custo de oportunidade é calculado a partir do benefício em manter a floresta em pé. Assim, deve-se calcular o valor dos serviços ecossistêmicos que seriam afetados pelo desmatamento, utilizando o valor de uso direto, valor de uso indireto, valor de opção e valor de existência⁷. O custo de oportunidade envolve os componentes relacionados a alternativas econômicas como produtos não madeireiros e madeireiros, recreação, bioprospecção, valor do carbono sequestrado e valor de existência/cultural/espécies.

Cada metodologia dos componentes apresenta custos sociais de reais por hectare por ano. Assim, cada valor final deve ser multiplicado pela área impactada. É importante destacar que essa área impactada pode ocorrer em até 12 vezes mais que área da lavra (Sonter et al, 2017). Isso se explicaria pela construção de pistas de pouso, abertura de estradas para logística de transporte etc. Assim, o usuário da calculadora pode construir cenários com ou sem o multiplicador, que aqui denominamos transbordamento do desmatamento. Desse modo, cálculo do tamanho do desmatamento pode ser feito pela multiplicação da extensão da área impactada pelos componentes de impacto que serão apresentados nas próximas subseções.

⁶ Os efeitos mais profundos no solo estão associados ao processo de desmonte hidráulico ou mecânico e serão discutidos em seções posteriores.

⁷ Para mais informações sobre valoração econômica, acessar o Relatório Parte I.

- Custo social do desmatamento sem transbordamento =
Área desmatada (hectares) * Componentes

- Custo social do desmatamento com transbordamento =
12 * Área desmatada (hectares) * Componentes

Deve-se ressaltar que essa opção de adotar ou não o transbordamento é utilizada somente quando a entrada da fórmula for uma estimativa por área impactada. Para a entrada da fórmula por grama de ouro, a hipótese é que sempre há transbordamento. Isso se justifica porque quando se analisa uma área impactada, nessa mensuração in loco é possível verificar se a área impactada foi apenas de cava ou existem outras áreas degradadas. O ideal é que seja utilizada na calculadora uma área de cava e posteriormente seja utilizado o fator de transbordamento. No que tange à mensuração por grama de ouro, faz-se necessário utilizar automaticamente o transbordamento para que as estimativas da calculadora fiquem mais realistas. Se não for utilizado o transbordamento na mensuração por grama de ouro, a área impactada seria extremamente subestimada.

Ao final da explicação dos componentes da valoração do desmatamento, é explicado como os métodos de custo de oportunidade e recuperação são combinados.

Recuperação da cobertura florestal (camada superficial do solo)

Para valorar os impactos do desmatamento é possível calcular os custos de recomposição da cobertura florestal. A nota técnica nº 40/2019 do IBAMA estabelece custos de recuperação de R\$23,4 mil/ha para semeadura direta na Amazônia ou R\$ 14,6 mil/há em um cenário com a combinação da técnica de regeneração natural e semeadura direta. Os valores são referentes a um período de três anos. A valoração desse impacto é dada pela multiplicação da área impactada pelo custo de recuperação de R\$ 23,4 mil ou R\$ 14,6 mil.

Além dos custos de recuperação acima descritos, há um custo adicional relativo à logística de transporte de mudas que deve ser adicionado ao custo de recuperação. Tais valores variam em função da localização do garimpo, mais especificamente da distância de um viveiro até o garimpo. Para calcular o frete, calculou-se inicialmente a distância entre a localização dos garimpos ilegais (base da RAISG) e a localização dos centros urbanos (IBGE, 2015⁸).

O IBGE (2015) fornece a localização de centros urbanos de diferentes hierarquias. As hierarquias variam não em função do tamanho da localidade, mas em relação à influência que

⁸ IBGE. Áreas urbanizadas do Brasil. Coordenação de Geografia, 28p. Rio de Janeiro, 2015.

elas têm sobre as localidades vizinhas. Os centros urbanos podem ser metrópoles, capitais regionais, centros sub-regionais, centros de zona (cidades médias com influência local) e centros locais. Assim, para cada município, foi calculada a distância do garimpo (pelos dados da RAISG) mais próximo de qualquer tipo de área urbana, independentemente da hierarquia. As distâncias foram calculadas no software QGIS 3.16, considerando uma linha reta entre os centros urbanos e os pontos de garimpo ilegal. Essa metodologia foi utilizada pela dificuldade em obtenção das distâncias através de estradas e hidrovias, uma vez que parte significativa dos garimpos estão localizadas em áreas remotas e de difícil acesso. Assim, essa estimativa subestima a distância realmente percorrida e por conseguinte o frete.

A distância média dos centros urbanos municipais para o garimpo mais próximo foi de 212,7 km. Caso o usuário da calculadora não saiba o município do garimpo, o custo de logística considerará tal distância. Sabe-se que a disponibilidade de viveiros é baixa no país, principalmente na Amazônia. Mas optamos por utilizar essa proxy para centros urbanos de forma conservadora para os cálculos. O custo de transporte de mudas por quilômetro foi estimado com base em R\$ 1,6 por km⁹, o preço do diesel em R\$ 3,24 / litro e quilômetros rodados por litro de diesel (2,5 km / litro).

Utilizamos como base para pagamento de mão de obra o salário médio de um motorista de caminhão de R\$ 1.891,00¹⁰. Foi utilizado como hipótese que seria requerido aproximadamente uma semana para percorrer uma distância média de 212,7 km. Desse modo, dividindo 1.891 por 212,7, chega-se ao custo de mão de obra por quilômetros, que seria de R\$ 2,22 por km rodado.

Utilizando como base as distâncias específicas de cada município para seu ponto de garimpo, pode-se estimar os custos totais de frete de mudas. Como muitas vezes são necessários diversos caminhões para levar a quantidade de mudas necessárias, o número de caminhões deve variar de acordo com o número de hectares impactados. Se, em cada hectare, é necessário o plantio de 1.667 mudas¹¹, nesse caso, o número de caminhões vai variar supondo que essa restauração ambiental ocorreria em um ano. Cada caminhão tem a capacidade de carga de 2.700 mudas. O quadro abaixo apresenta os parâmetros utilizados.

⁹ <https://ruralpecuaria.com.br/tecnologia-e-manejo/seringueira/duvidas-frequentes-sobre-a-cultura-da-seringueira.html#:~:text=8%2D%20QUANTAS%20MUDAS%20CABEM%20EM,%2C60%20%2F%20KM%20%2F%20RODADO.>

¹⁰ <https://www.salario.com.br/profissao/motorista-de-caminhao-cbo-782510/>

¹¹ <https://www.embrapa.br/codigo-florestal/plantio-por-mudas>

Quadro 4:**Variáveis consideradas para o cálculo do custo de logística da recuperação com mudas**

Média da distância (km)	212,74
Custo de transporte de mudas (por km)	1,6
Preço diesel (litro)	3,24
Quilômetros rodados por litro de diesel (litros)	2,5
Salário do motorista	1.891
Salário do motorista por km	2,22
Quantidade de mudas por hectare	1.667
Capacidade de carga de um caminhão (número de mudas)	2.700

Fonte: Elaboração própria

Assim, o custo logístico é calculado da seguinte forma:

$$Rcf = A * Crec$$

$$Rcf = A * 23,4$$

$$Ctm = Dm * 1,6$$

$$L = Dm / 2,5$$

$$Cc = L * 3,24$$

$$Cm = Dm * 2,22$$

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

$$Nc = (A * 1.667) / 2.700$$

$$Nc = A * 0,61$$

$$CTA = CT * Nc$$

$$CTA = CT * A * 0,61$$

$$(Equação 4) \quad RcfT = Rcf + CTA$$

Onde:

Rcf = Recomposição da cobertura florestal (em R\$)

Crec = Custo unitário de recuperação = 23,4

Ctm = Custo de transporte de mudas

Dm = Distância municipal (km)

L = Litros de diesel consumido

Cc = Custo do combustível

Cm = Custo do motorista

CT = Custo total de frete (ida + volta)

Nc = Número de caminhões

A = Área desmatada (hectares)

CTA = Custo total de frete para toda a área impactada

RcfT = Recomposição da cobertura florestal total adicionado aos custos logísticos

Produtos madeireiros e não madeireiros

Os danos nos produtos madeireiros e não madeireiros foram valorados pelo seu valor de uso. Ou seja, em uma área desmatada, perde-se o potencial de utilizar a madeira das árvores para um projeto de concessão florestal, assim como perde-se a oportunidade de extrair produtos não madeireiros como açaí, guaraná, castanha entre outros

No que diz respeito ao valor da madeira, tomou-se como base a disponibilidade de madeira por hectare do estudo de Rodrigues (2016), que demonstrou que para ser considerado viável, a concessão florestal deve apresentar produtividade mínima de 17,75 m³/ha a um custo de R\$ 59,33/m³. A partir disso, foi calculado quanto de renda poderia ser gerada caso a floresta fosse deixada conservada para concessão florestal madeireira. A fórmula para a valoração do componente madeireiro é dada pela multiplicação da área impactada pela disponibilidade de madeira por hectare (17,75 m³/ha) e pelo preço da madeira de R\$ 59,33/m³.

A projeção dos benefícios perdidos oriundos dos produtos não madeireiros é feita a partir da verificação dos benefícios de um modelo de consórcio agroflorestal com guaraná, cacau, café, açaí e banana. Segundo estudo da CSF (2019), tais sistemas na Amazônia têm um valor presente de R\$ 9,3 mil/ha. Assim, para a valoração dos produtos não madeireiros, multiplica-se a área impactada por esse valor presente. Portanto, para captar um valor que não seja inteiramente se madeira ou inteiramente de agroflorestal, optou-se por calcular uma média entre as duas opções para se obter um valor de uso do desmatamento.

$$P_m = A * 17,75 * 59,33$$

$$P_{nm} = A * 9.300$$

$$(Equação 5) \quad P_{mnm} = (P_m + P_{nm}) / 2$$

Onde:

P_m = Produtos madeireiros (R\$)

A = Área impactada (ha)

P_{nm} = Produtos não madeireiros (Agrofloresta) (R\$)

P_{mnm} = Produtos não madeireiros e madeireiros

Carbono evitado

O carbono foi valorado pelo custo de oportunidade da conservação, ou seja, se a floresta é mantida em pé, podem ser gerados créditos de carbono pelo sistema de REDD+¹². O objetivo é considerar no cálculo os estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal. Assim, foi utilizado um valor de US\$ 10,00 por tonelada de CO₂ (Banco Mundial, 2020), considerando que em cada hectare na Amazônia existe um estoque de 94 toneladas de carbono (ou 348 toneladas de CO₂ se considerar que 1tC = 3,6 tCO₂) (Fearnside, 2018). A taxa de câmbio utilizada varia conforme a conjuntura. Nesse momento foi utilizada uma taxa de câmbio de R\$ 5 R\$/US\$. A fórmula para a valoração desse componente é dada pela multiplicação da área impactada pelo preço da tCO₂ no mercado (US\$ 10/ton), taxa de câmbio e estoque de carbono (348 tCO₂/ha)

$$C = A * V_{ton} * T_{xc} * E_c$$

(Equação 6) $C = A * 10 * 5 * 348$

Onde:

V_{ton} = valor da tonelada de carbono = 10

T_{xc} = Taxa de câmbio = 5

E_c = estoque de carbono. = 348

C = Emissão de carbono evitado (R\$)

A = Área impactada (em hectares)

Recreação

Para a valoração deste componente, foi utilizada uma meta-análise desenvolvida por Siikamaki et al (2015) na qual os autores estimam 86 valores de recreação, que inclui a caça e a pesca. Os resultados da estimativa sugerem que os valores são determinados tanto por fatores socioeconômicos, quanto ecológicos. A função utilizada por Siikamaki (2015) para estimar o valor da recreação ao ano por hectare é calculado da seguinte forma:

(Equação 7)

$$Rec = EXP(0,562 * LN(Dd) + 0,566 * LN(PIB pb) + 0,0178 * T + 1,133 * LN(Re) - 8,375) * T_{xc}$$

¹² REDD+ é um incentivo desenvolvido no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) para recompensar financeiramente países em desenvolvimento por seus resultados de Redução de Emissões de gases de efeito estufa provenientes do Desmatamento e da Degradação florestal

Onde:

Rec = Recreação (há/ano)

Dd = Densidade demográfica municipal

PIBpc = PIB per capita = 8.171

T = Temperatura

Re = Riqueza de espécies

Txc = Taxa de câmbio

A partir dessa fórmula, estimamos os parâmetros para o caso brasileiro. Em relação aos fatores socioeconômicos, tanto a densidade populacional (obtida em nível municipal pelo IBGE, 2010) quanto o PIB per capita (valor fixo de US\$ 8.171 em 2019, segundo Banco Mundial¹³) estão positiva e estatisticamente associados aos valores de recreação. O valor dos serviços de recreação por hectare de floresta aumenta em cerca de 6% a cada 10% de aumento na densidade populacional e no PIB per capita, mantendo todo o resto constante.

Em relação às condições ecológicas, os valores de recreação estão positiva e estatisticamente associados à biodiversidade, medida pela riqueza de espécies. Utilizamos os dados fornecidos pelo Global Biodiversity Information Facility (GBIF)¹⁴ de ocorrências de espécies das classes plantae, reptilia, mammalia e aves. Em seguida, calculamos a interseção entre os dados de espécies e os municípios e estados da Amazônia Legal utilizando o software QGIS. Tal cálculo permitiu ver a quantidade de ocorrências de espécies registradas por município e estado. Esse procedimento é consistente em modelos que incluem controles para continente e distância do gradiente, o que representa o gradiente latitudinal da riqueza de espécies. Este resultado fornece novas evidências do valor da biodiversidade na recreação.

A temperatura também está positivamente associada aos valores de recreação, mas a relação estimada não é estatisticamente significativa. A temperatura está incluída porque é um determinante plausível dos valores recreativos. O valor considerado é 26,80, sendo uma média de cidades como Belém, no Pará¹⁵.

Bioprospecção

Para a bioprospecção, utilizamos a metodologia do MPF (2018), que coleta valores desses serviços ambientais em cinco estudos diferentes. A partir desses estudos utilizados na revisão do MPF (2018), cria-se três cenários para o valor de bioprospecção por hectare: valor

¹³ <https://data.worldbank.org/indicador/NY.GDP.PCAP.CD?locations=BR>

¹⁴ <https://www.gbif.org/>

¹⁵ <https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/para/belem-4299/>

mínimo de R\$ 56; valor médio de R\$ 68,19; e valor máximo de R\$ 116,95. Assim, multiplica-se a área impactada pelo valor de bioprospecção por hectare.

Quadro 5: Valores monetários da bioprospecção por hectare

Referência	Ano	Valor em 2020 (R\$/ha)
May et al. (2013)	1996	68,19
Andersen (1997)	1990	116,95
Torras (2000)	1993	63,47
Groot et al. (2012)	2007	56,52
Média ponderada pelo inverso da variância		89,22

Fonte: MPF (2019)

(Equação 8) $Bio = A * Vbio$

Onde:

Bio = Bioprospecção por hectare ao ano (R\$) /ha/ano)

A = Área impactada (ha)

Vbio = Valor da bioprospecção (R\$/ha) = R\$ 56,52; R\$ 68,19 ou R\$ 116,95.

Valor cultural + espécies

Para a valoração deste componente, foi feita uma transferência de benefícios a partir de alguns estudos que estimaram o valor de existência na Amazônia. Valor cultural consiste em um valor de existência, sendo a única categoria que não está relacionada a nenhum uso dos recursos ou serviços ambientais¹⁶. O quadro a seguir apresenta os valores do valor de existência por hectare na Amazônia.

¹⁶ Como discorre Seroa da Motta (1997), o valor de existência decorre: “de uma posição moral, cultural, ética ou altruística em relação aos direitos de existência de espécies não humanas ou preservação de outras riquezas naturais, mesmo que estas não representem uso atual ou futuro para o indivíduo”.

Quadro 6: Estudos de valoração econômica do valor de existência na Amazônia (R\$/ha) em valores de 2020

Referência	Valor (R\$/ha)
Serroa da Mota (2002)	92,31
Verweij et. al. (2009)	6,85
Torras (2000)	120,93
Navrud & Strand (2017)	13,06
Siikamäki et. al. (2019)	99,97

Fonte: MPF (2019)

A partir desses valores, estimamos valores mínimos (R\$ 13), médios (R\$ 81) e máximos (R\$ 120) para a calculadora. A fórmula para valoração para o valor de existência dos impactos do garimpo é descrita a seguir¹⁷.

$$(Equação 9) \quad VE = A * V$$

Onde:

VE = Valor de existência (R\$/ano)

A = Área impactada (ha)

V = Margem de valores existência (R\$/ha) = 13 ou 81 ou 120

Deve-se ressaltar que essa metodologia é utilizada somente nos locais em que não há comunidades indígenas e ribeirinhos em um raio de 10km do garimpo (distância mínima permitida por portaria nº 60 / 2015 do MMA para a mineração próxima a terras indígenas). Caso haja comunidades indígenas ou ribeirinhas em uma proximidade inferior a 10 km será usada a função utilizada por Siikamaki (2015) no que diz respeito ao valor cultural e proteção de espécies para estimar o valor da recreação ao ano por hectare. A fórmula é dada por:

$$(Equação 10)$$

$$Cult = (EXP(0,643 * LN(Dd) + 1,655 * LN(PIB_pc) - 0,234 * T + 2,145 * LN(Re) - 20,85)) * Txc$$

$$Cult = (EXP(0,643 * LN(Dd) + 1,655 * LN(8.171) - 0,234 * T + 2,145 * LN(Re) - 20,85)) * Txc$$

¹⁷ Estudos como Young et al (2018) e Souza et al (2018) utilizam a metodologia MGM (Money Generation Model de Stynes et al., 2000), para a estimativa do impacto do turismo na economia como proxy do valor cultural. Todavia, para a aplicação desta metodologia seria necessário conhecer o número de visitantes de cada região, que não é o caso da presente valoração dos danos do garimpo.

Onde:

Cult = Cultural/Proteção de Espécies (há/ano)

Dd = Densidade demográfica municipal

PIBpc = PIB per capita

T = Temperatura

Re = Riqueza de espécies

Txc = Taxa de câmbio

Isso se justifica porque os autores levam em consideração valores possíveis de serem aplicados a nível municipal e que representariam: estética paisagística; cultural / existência; proteção de habitat / espécies, demonstrando um papel fundamental das comunidades tradicionais indígenas e ribeirinhos. Para isso, a meta-análise desenvolvida por Siikamaki et al (2015) estima 54 valores para cultural que também inclui proteção de espécies que demonstra relações positivas e estatisticamente significativas entre o valor da proteção do habitat e das espécies e a densidade populacional (aqui obtida em nível municipal pelo IBGE, 2010) e o PIB per capita (no valor fixo de US\$ 8.171 em 2019, segundo Banco Mundial).

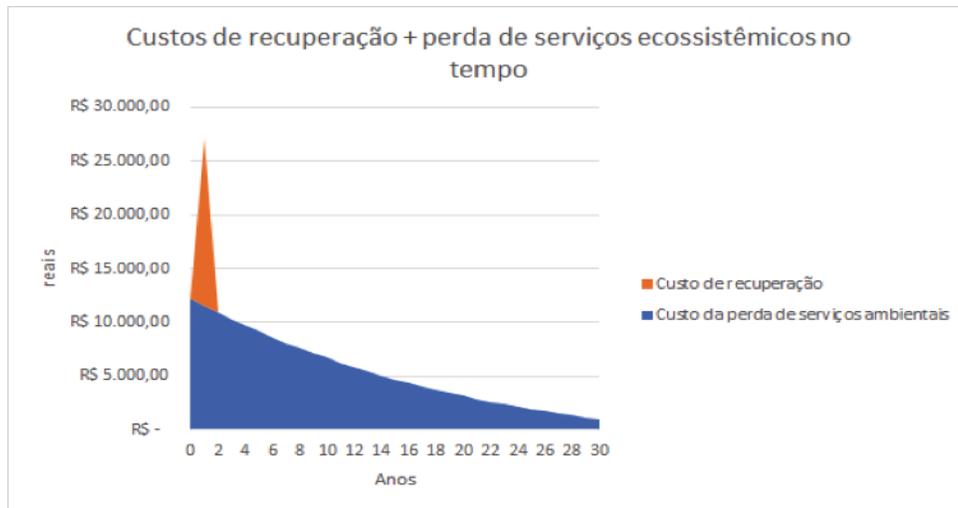
Os valores para proteção de habitat e espécies são altamente dependentes da renda; o coeficiente estimado do PIB é grande e estatisticamente significativo. Siikamaki et al (2015) estima que o valor cultural/proteção de espécies aumenta cerca de 17% à medida que o PIB aumenta 10%. Intuitivamente, isso não é surpreendente e sugere que a proteção do habitat e das espécies é um bem de luxo extremamente importante em altos níveis de renda. Curiosamente, os resultados também mostram uma relação estatisticamente significativa e positiva entre a riqueza de espécies e o valor do habitat e a proteção de espécies por hectare. O estudo sugere que o valor cultural /proteção do habitat e das espécies aumenta em cerca de 21% quando a riqueza de espécies aumenta em 10%. Em outras palavras, áreas de riqueza de espécies particularmente alta também são particularmente valorizadas para proteção de habitat e espécies

Valor total dos impactos do desmatamento: Combinação entre o custo de oportunidade e o custo de recuperação

A fim de não incorrer em dupla contagem, a calculadora não considera os benefícios cessantes (ou custo de oportunidade) de forma integral ao longo do tempo (Fu et al, 2011). Considerou-se que a recuperação da área é realizada integralmente no ano 1. A partir disso, os serviços ecossistêmicos vão voltando a ser providos ao longo de 30 anos. No ano 30, cerca de 80% destes benefícios estariam sendo providos. Tal projeção está de acordo com a revisão de literatura feita em estudos como Meli et al. (2017) que construiu meta-análise com 166 estudos de restauração ao redor do mundo. A figura 1 abaixo busca exemplificar o com-

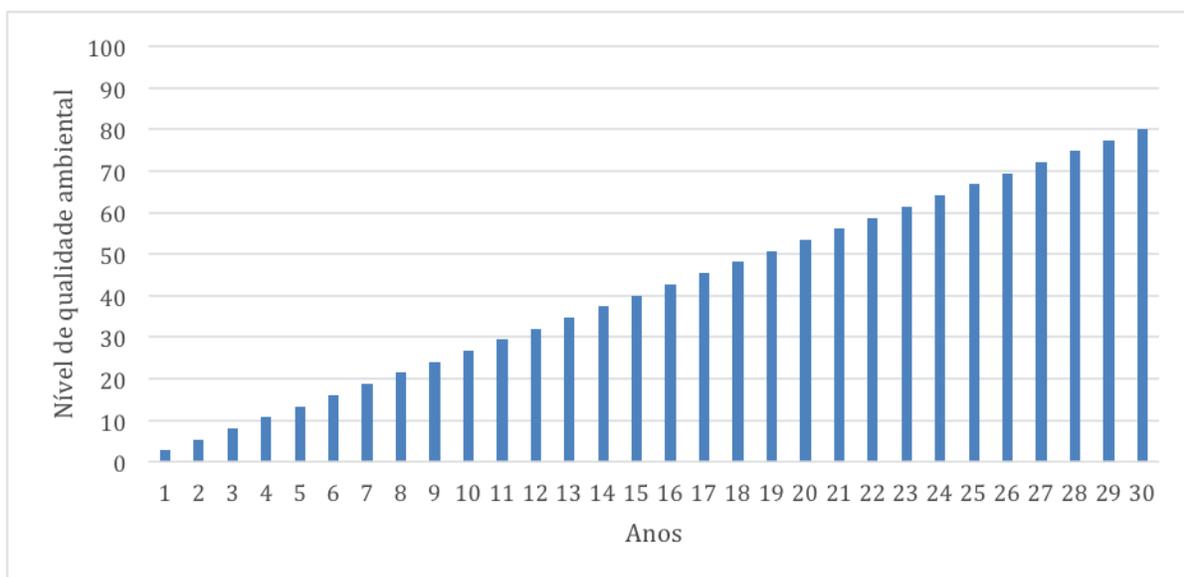
portamento do custo de recuperação no primeiro ano, enquanto o custo da perda de serviços ecossistêmicos é reduzido ao longo dos anos com a recuperação do ambiente. A Figura 2 exemplifica como uma atividade econômica impactante como o garimpo de ouro influencia no fluxo de benefícios providos pela natureza. A partir do momento em que a recuperação da área é realizada há uma retomada da provisão dos serviços ecossistêmicos.

Figura 1: Custo de Recuperação + perda de Serviços Ecossistêmicos no tempo



Fonte: Elaboração própria

Figura 2: Fluxo de benefícios ecossistêmicos sem impacto ambiental e com recuperação do impacto ambiental



Fonte: Elaboração própria

Para a estimação dos valores monetários ao longo do tempo considerou-se o uso de uma taxa de desconto de 3%. O uso da taxa de desconto é necessária a fim de comparar valores no tempo¹⁸. Optou-se por utilizar a taxa de desconto de 3%, pois é aplicada em estudos de economia da saúde (Haacker, Hallet & Atun, 2020), em projetos ambientais (US Environmental Protection Agency, 2000), no cálculo do custo social do carbono (Nordhaus, 2014) e em projetos sociais em países da América Latina (Moore et al., 2019).

Desse modo, deve haver uma combinação dos valores monetários (custo de recuperação – aqui representado somente pela recomposição da cobertura florestal - e custo de oportunidade) dos componentes dos impactos do desmatamento para chegar à valoração final desse impacto. Os valores apresentados em cada componente estão em reais por ano, entretanto, a retomada da provisão dos serviços ambientais ocorre de forma gradual ao longo dos anos após o desmatamento. Portanto, precisa-se considerar os fluxos dos benefícios ao longo dos anos e, para isso, utiliza-se a fórmula do Valor Presente Líquido que traz todos os fluxos para a data zero de análise. O VPL é utilizado com taxa de desconto de 3%, período de 30 anos e retomada de somente 80% após 30 anos.

(Equação 11)

$$\text{CSDs} = \text{RcfT} + \sum \text{VPL de cada componente em 30 anos}$$

(Equação 12)

$$\text{CSDt} = 12 * (\text{RcfT} + \sum \text{VPL de cada componente em 30 anos})$$

Onde:

CSDs: Custo social do desmatamento sem transbordamento

CSDt: Custo social do desmatamento com transbordamento

RcfT = Recomposição da cobertura florestal total adicionado aos custos logísticos

3.4. Valoração dos impactos da abertura de cava e desmonte hidráulico

Nessa categoria, assumimos que os impactos da abertura da cava devem ser mensurados através de recuperação do meio ambiente em camadas profundas. Assim, assume-se que essa recuperação se dá através do (i) aterramento da cava e estabilização do solo, (ii) dragagem de sedimentos ou retificação do leito do rio.

¹⁸ A escolha da taxa de desconto é fundamental, pois os seres humanos, em geral, atribuem menos importância relativa ao futuro do que o presente, tendo preferências de curto prazo ao invés de longo prazo (Murray, 1994; Murray & Lopez, 1996).

Uma variável importante para estimar o impacto na camada profunda é a produtividade média do ouro por tonelada de minério retirado. Como foi demonstrado anteriormente, utiliza-se o valor mínimo de produtividade de 0,19 grama de ouro para cada tonelada de minério e 0,4 para produtividade média e 1,2 para alta. Além disso, outra variável relevante corresponde à profundidade da cava em mineração ilegal de pequena escala, sendo possível a inserção de valores de 1,5 até 30 metros. Como foi descrito na seção dos parâmetros de entrada, com essas variáveis, temos o volume de terra revolvido. Após a definição dessas variáveis, é possível definir cada um dos custos de restauração dos impactos na camada profunda:

Aterramento da cava

A primeira restauração consiste na estabilização do solo por meio do aterramento das cavas tanto da camada mais profunda com terra "normal", como também da camada superficial de terra fértil (em média 0,4 metros conforme CID PUCESE, 2011). Como os garimpos de ouro ilegais não fazem uso da técnica de separação dos sedimentos para posterior estabilização, são necessários custos adicionais para recompor a camada profunda¹⁹.

Para o aterramento da cava, primeiramente deve-se calcular o volume do solo fértil e normal. Eles são dados pela multiplicação da área impactada pela profundidade de solo fértil (0,4 metros, no caso) e solo normal (dado pela diferença da profundidade total da cava – já calculado anteriormente - com o solo fértil).

A partir disso, calcula-se o valor monetário do aterramento, que é dado pela multiplicação dos respectivos volumes de terra fértil e normal pelos seus preços. Segundo diferentes laudos da Polícia Federal (2014; 2018) o custo local na Amazônia para serviços de terraplanagem é de R\$ 1,00 para movimentação de um m³ de terra a distância não superior a 50 metros. Enquanto isso, o custo para movimentação de um m³ de terra fértil corresponde a R\$ 12 por m³ (Tonietto & Silva, 2011). Assim, temos que a fórmula do custo do aterramento com terra fértil e normal é:

$$V_{tf} = A * C_{amtf}$$

$$V_{tf} = A * 0,4$$

$$V_{tn} = A * P_n$$

$$C_{tf} = V_{tf} * C_{m_{tf}}$$

$$C_{tf} = V_{tf} * 12$$

$$C_{tn} = V_{tn} * C_{l_t}$$

$$C_{tn} = V_{tn} * 1$$

$$C_{at} = C_{tf} + C_{tn}$$

¹⁹ Deve-se reforçar que todas essas técnicas ainda não solucionam o dano por completo, visto que técnicas de plantio são necessárias. Assim, assume-se que há, primeiramente esse aterramento da cava para depois realizar o replantio, como foi descrito na metodologia da categoria 1 de decapeamento/desmatamento.

Onde:

A = Área impactada (em hectares)

V_{tf} = Volume de terra fértil (em m³)

Cam_{tf} = camada superficial de terra fértil = 0,4

V_{tn} = Volume de terra normal (em m³)

P_n = Profundidade da cava de solo normal = profundidade total da cava – profundidade de terra fértil

Cl_t = Custo local na Amazônia para serviços de terraplanagem = 1,00/m³

Cm_{tf} = custo para movimentação de um m³ de terra fértil = 12/m³

C_{tf} = Custo do aterramento com terra fértil (R\$)

C_{tn} = Custo do aterramento com terra normal (R\$)

C_{at} = Custo do aterramento de cava (em R\$)

O aterramento da cava também deve ser reajustado por custos logísticos. Esse cálculo envolve o preço do frete para esse maquinário até o local. Para calcular a distância que esse frete deve percorrer, utilizou-se a mesma metodologia de distância do transporte de mudas²⁰. Utilizando como base as distâncias específicas de cada município para seu ponto de garimpo, pode-se estimar os custos totais de frete para um trator e retroescavadeira como proxy de um maquinário para dragagem. O custo de transporte de um trator é de R\$ 3,8/km.

$$CTFT = 2 * (C_{tt} + C_c + C_m)$$

$$C_{tt} = D_m * 3,8$$

$$C_c = L * 3,24$$

$$L = D_m / 2,5$$

$$C_m = D_m * 2,22$$

Onde:

CTFT = Custo total de frete do trator (ida + volta)

C_{tt} = Custo de transporte do trator

D_m = Distância municipal (km)

C_c = Custo do combustível

L = Litros de diesel consumido

C_m = Custo do motorista

²⁰ Obteve-se a localização dos garimpos ilegais (base da RAISG) e a localização dos optou-se por utilizar a distância dos garimpos da base da RAISG para os centros urbanos (IBGE, 2015).

Para o aterramento da cava, se cada retroescavadeira tem a capacidade de mobilizar 160 m³/hora (Cardoso, 2002), uma máquina trabalhando 10 horas por dia, 365 dias por ano, seria capaz de mobilizar 584.500 m³ por ano. Desse modo o custo de frete total para o aterramento da cava seria:

$$\begin{aligned} N_{ma} &= V / Ret \\ N_{ma} &= V / 584.000 \\ CA &= CTFT * N_{ma} \\ \text{(Equação 13)} \quad CTA &= CA + Cat \end{aligned}$$

Onde:

Ret = capacidade da retroescavadeira

N_{md} = Número de máquinas para aterramento

CA = Custo total de frete do trator para toda a área impactada – aterramento

CTA = Custo total de aterramento

Retificação/dragagem do leito do rio

Além da recomposição e estabilização do solo, a não separação dos rejeitos de forma correta em garimpos ilegais contribui para que parte deste material seja destinada aos rios, causando assoreamento e aumento da turbidez na água. Assume-se a hipótese de que 15% de todo o sedimento revolvido será destinado aos rios, de acordo com Costa (2016). Assim, para recuperação desse dano, deve-se quantificar a dragagem desse material do fundo dos rios. Costa (2016) mostra que uma draga de sucção entre 8” à 12” (polegadas) tem um custo médio de R\$ 28 por m³ (valores atualizados para 2020).

Assim, a valoração desse impacto é dada pela multiplicação do percentual de terra escavado que gerou assoreamento (15%) pelo Volume de sedimentos (em m³) pelo custo de retificação ou dragagem (R\$ 28,3 / m³).

$$R = 0,15 * V * 28,3$$

Onde:

R = Retificação do leito do rio (em R\$)

V = Volume de sedimentos (em m³)

Entretanto, tanto o aterramento da cava quanto a dragagem do leito do rio devem ser ajustados por custos logísticos. Como muitas vezes são necessárias diversas máquinas para realizar esse trabalho, o número de máquinas deve variar de acordo com o tamanho do impacto. Nesse caso, o número de máquinas varia de acordo com a quantidade de sedimentos resolvidos, supondo que essa restauração ambiental ocorreria em um ano. Para o desas-

soreamento, uma máquina é capaz de mobilizar 2,68 milhões m³ por ano²¹. O número de máquinas é calculado pela divisão do volume de sedimento que vai para os rios pela capacidade da máquina de 2,68 milhões m³ por ano. O custo total de desassoreamento é dado pela soma da operacionalização das máquinas para retificação do leito do rio (em R\$) com o custo total de frete desse maquinário.

$$\begin{aligned} \text{Nmd} &= (0,15 * V) / 2.680.000 \\ \text{CD} &= \text{CTFT} * \text{Nmd} \\ \text{(Equação 14)} \quad \text{CTD} &= \text{CD} + \text{R} \end{aligned}$$

Onde:

Nmd = Número de máquinas para desassoreamento

V = Volume de sedimentos (em m³)

CD = Custo total de frete do trator para toda a área impactada - desassoreamento

CTD = Custo total de desassoreamento

Remediação de mercúrio no solo

Por fim, um terceiro impacto na camada profunda de solo consiste no uso de mercúrio no garimpo de ouro, o que faz com que parte do mercúrio seja destinado aos sedimentos (Meaza et al, 2017). Wan et al (2015) demonstram os custos das técnicas de bioremediação do mercúrio no solo. A biorremediação é o método aplicado mais amplamente e tem um custo de R\$ 188/ m³. Outra informação revisitada pela literatura para o cálculo da quantidade de solo contaminado por mercúrio foi a concentração média de mercúrio nos solos em que se pode mencionar o estudo de Kahhat et al (2019) com 0,24 gramas de mercúrio por tonelada de solo. Para calcular o valor da remediação do mercúrio, divide-se o mercúrio liberado nos rios pelo parâmetro fixo de mercúrio contido nos solos e sedimentos (0,24), divide-se por 2,76 (densidade do solo) com o objetivo de conhecer o m³ de solo contaminado e multiplica-se pelo custo de remediação (188)

$$\begin{aligned} \text{Rhg} &= ((M / P) / D) * 188 \\ \text{(Equação 15)} \quad \text{Rhg} &= ((M / 0,24) / 2,76) * 188 \end{aligned}$$

Onde:

Rhg = Remediação de mercúrio (em R\$)

P = parâmetro fixo de mercúrio contido nos solos e sedimentos = 0,24

D = Densidade do solo (t/m³) = 2,76 t / m³

M = Mercúrio liberado nos rios (em gramas de ouro)

²¹ Considerando que uma draga deve trabalhar 24 hrs por dia como afirma estudo de Embrapa Pantanal e Instituto Alterra (Sd)

3.5. Concentração, amalgamação e queima: valoração dos danos do mercúrio na saúde humana

O desastre de Minamata, no Japão, em que milhares de pessoas foram gravemente contaminadas pelo mercúrio despejado por indústrias, deu início a um processo de conscientização sobre os impactos dessa substância. Essa conscientização resultou na Convenção de Minamata, em 2013, para restringir seu uso (UN Environment, 2019), sendo considerado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como uma das seis substâncias mais perigosas para a saúde devido à sua alta toxicidade e aos riscos que representa para a saúde humana e o meio ambiente (Galvis, 2020).

Entretanto, hoje em dia, o mercúrio ainda é amplamente utilizado em garimpos de ouro no Brasil, atividade que vem crescendo a cada ano devido à alta no preço do ouro e falta de fiscalização. Instituições que defendem direitos das populações afetadas pelo garimpo, como o Ministério Público, vêm buscando reprimir esta atividade por meio de punições e multas. Entretanto, estas instituições vêm esbarrando em gargalos técnicos para a definição dos valores destas multas em corte, que depende de se atribuir uma relação entre o despejo de toneladas de mercúrio no meio ambiente e o nível de potencial danoso à saúde humana. O argumento de que o mercúrio é um elemento naturalmente presente na natureza e a dificuldade de evidenciar e sistematizar os impactos adicionais do mercúrio de garimpos faz com que diversos processos jurídicos não se sustentem em cortes, eximindo garimpeiros da responsabilidade por esta contaminação irreversível.

De fato, parte do mercúrio encontra-se em sua forma natural no ambiente, sendo depositados em solos da Amazônia, por exemplo (Wasserman et al. 2001). Por outro lado, estatísticas globais indicam que 30% deste poluente é resultante de atividades antropogênicas, sendo que deste total, o garimpo de ouro de pequena escala é responsável por 37% (UNEP, 2013), sendo o maior responsável.

O garimpo faz uso do mercúrio na técnica de amalgamação, no qual o mercúrio inicialmente une-se ao ouro. Apesar de grande parte do mercúrio ser reutilizado no processo, há uma perda do material, que acaba disperso nos rios, solos e atmosfera (Lacerda 1997; Castilhos & Domingos, 2018; Bastos et al, 2006; Goix et al, 2019; Lopez & Cólón, 2010). O Ministério do Meio Ambiente estima que, em 2016, em um cenário otimista, foram perdidas 18,5 toneladas de mercúrio pela mineração no Brasil e, em um cenário pessimista, 221 toneladas (tanto de emissões para atmosfera e quanto de liberação em rios e solos) (MMA, 2018).

Por exemplo, em relação à dimensão da produção na mineração de pequena escala e a produção de ouro no Brasil, segundo Harris et al (2020), são produzidas cerca de 100 tonela-

das de ouro por ano no país, e destas, 35 são oriundas de garimpeiros e 15 tem procedência ilegal. No período compreendido entre 1975 e 2002, acredita-se que foram extraídos cerca de 2000 t de ouro da região amazônica, e que, decorrente desse processo, foram despejados cerca de 3000 t de mercúrio (Thornton et al., 1992; Lacerda & Salomons, 1998; Lacerda, 2003 apud Bastos et al., 2006).

O mercúrio metálico utilizado em garimpos artesanais, quando despejado no ambiente aquático e combinado com o carbono contido, sofre modificações e se transforma em um composto orgânico de mercúrio, chamado de metilmercúrio no qual é cerca de 30 vezes mais tóxico do que o mercúrio inorgânico (Beckvar et al. 1996). A ingestão de metilmercúrio ocorre via o consumo de peixes contaminados. Uma vez ingerido, o metilmercúrio é rapidamente absorvido pelo trato gastrointestinal e amplamente distribuído por todo organismo, atingindo o Sistema Nervoso Central, podendo causar perda de QI em crianças e doenças cardiovasculares (Vasconcellos, 2015; Salonen et al, 1995, Hu et al, 2018).

A literatura vem sistematizando o aumento nos níveis de contaminação das populações amazônicas (Fiocruz, 2020; Hacon et al, 2020). O nível de contaminação médio de mercúrio em amostras realizadas na Amazônia mostra valores elevados como 7 µg/g na comunidade indígena Munduruku no Tapajós (Fiocruz, 2020). Tais níveis de concentrações estão muito acima do recomendável pela Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (USEPA, 2001) (1 µg/g) e da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2003) (2,3 µg/g). Apesar das evidências sobre contaminação da população, ainda é um desafio atribuir uma parcela aproximada de responsabilidade à atividade garimpeira - sendo estas uma das contribuições deste relatório.

A literatura documenta amplamente o impacto do mercúrio em desfechos como a perda de QI em crianças na Amazônia (Vasconcellos, 2015; Hacon et al, 2020). Vasconcellos (2015) mostra, por exemplo, que para cada 1µg/g adicional de mercúrio no cabelo materno, é esperada uma redução de 0,18 pontos de QI na criança que está sendo gerada (Axelrad et al., 2007). Considerando que os valores de Quociente de Inteligência (QI), na população em geral, apresentam uma distribuição normal (curva Gaussiana) e que 95% dos indivíduos têm valores de QI entre 70 e 130, a perda de QI provocada pela exposição ao mercúrio durante o período pré-natal pode causar retardo mental leve em indivíduos que nasceriam com valores de QI próximos a 70. Esse desfecho depende dos níveis de mercúrio detectados no cabelo materno, quanto maior a exposição da mãe maior a perda de QI na criança gerada. O “retardo mental leve” é um desfecho na saúde que leva a perdas de produtividade e renda desde o nascimento da criança contaminada até a sua morte (Poulin and Gibb, 2008).

A literatura sobre o impacto do mercúrio no aumento de doenças cardiovasculares ainda é

escassa, mas evidências desta relação existem em países não amazônicos (Salonen et al, 1995; Rice, 2010). Salonen et al (1995) mostra um aumento do risco relativo de 69% de se ter um infarto em homens acima de 40 anos com níveis de mercúrio no cabelo acima de 2ug/g, em comparação a homens com menos de 2ug/g. Por outro lado, os resultados da literatura não são unânimes (Dórea et al., 2005; Bélanger et al., 2008).

Para fins de avaliação de políticas públicas, são utilizados indicadores não monetários, como DALY e QALY (Fox-Rushby, 2002; Steckling et al, 2014; Swain et al, 2007), assim como indicadores monetários, baseados na disposição a pagar pela redução de risco (Cameron et al, 2008) ou hedônicos, baseados em variações de produtividade (Gulley, 2017; Spadaro & Rabl, 2008). Adicionalmente, indicadores não monetários podem ser monetizados, pela combinação com a abordagem de Valor da Vida Estatística (Kenkel, 2006, Hammit et al., 2005; Ščasný, 2012).

Exemplos de estudos que utilizam indicadores em políticas públicas podem ser encontrados na política americana como em Rice et al (2010) no qual os autores estimam os benefícios econômicos relacionados ao custo evitado na saúde humana em função da redução da ingestão de mercúrio pela população. Em outro estudo, Rice et al (2005) avalia os benefícios na saúde humana dado um controle nas emissões de mercúrio de usinas termelétricas a carvão nos Estados Unidos. Entretanto, estes estudos (Rice et al, 2005; Rice et al, 2010) não abordam diretamente a questão do mercúrio do garimpo de ouro.

Por outro lado, alguns estudos buscam valorar os impactos do garimpo de ouro sobre a saúde e o meio ambiente (Steckling et al, 2014; Cid-Pucese, 2011), porém, estes estudos abordam impactos na saúde apenas provenientes da contaminação do ar em garimpeiros no Zimbábue e abordam impactos ambientais, não abordando saúde respectivamente. Guley (2017) desenvolve uma meta-análise que relaciona os valores de impacto na perda de Qi em crianças associados à extração de ouro, entretanto, sem relacionar toda a linha lógica do uso do mercúrio no garimpo até o efeito na saúde humana. Em outro estudo, Kahatt et al (2019) também estima impactos na saúde humana a partir do quilo de ouro extraído no Peru. Neste caso, os autores não realizam uma estimativa monetária, fazendo uso da plataforma Usetox para estimar doenças cancerígenas e não cancerígenas.

Assim, as principais lacunas da literatura aqui endereçadas são: (i) exemplos da definição da área de impacto do derramamento de mercúrio, assim como da população afetada e de seu nível de contaminação, dado um nível de despejo. (ii) definição de funções dose-resposta para grupos populacionais diversos, em especial na Amazônia. (iii) valoração destes impactos em termos monetários. Portanto, busca-se contribuir para o encadeamento de conceitos e estimativas disponíveis na literatura, atualmente desconexas, relacionando a utilização de mercúrio

em garimpos de ouro de pequena escala com os desfechos causados na saúde humana.

A Figura 3 a seguir apresenta um encadeamento lógico elaborado a partir de uma extensa revisão bibliográfica sobre os diversos temas, assim como discussão com especialistas em biofísica, bioquímica, epidemiologia e saúde pública. Esse encadeamento é a base para conectar diversas etapas observadas na literatura: desde o processo de utilização e dispersão do mercúrio pelo garimpo até os efeitos adversos na saúde humana.

Figura 3: Linha lógica para relacionar a existência do garimpo com desfechos na saúde humana



Fonte: Elaboração própria

Desse modo, as próximas subseções discorrem sobre diferentes áreas do conhecimento como a transformação do mercúrio em sua forma orgânica chamada metilmercúrio, absorção de mercúrio em peixes que, posteriormente, afetam a saúde humana. A metodologia também discute a definição da área de impacto, da população contaminada segundo o consumo médio de peixes. Por fim, são discutidos conceitos epidemiológicos da Economia da Saúde, a fim de avaliar os impactos em termos de aumento da probabilidade de desenvolvimento de (i) Perda de QI em crianças; (ii) Infarto do miocárdio; (iii) Hipertensão.

Ressalta-se que esse esforço é uma primeira estimativa sobre os impactos médios que um garimpo pode gerar na saúde humana em função da utilização do mercúrio. O estudo busca sistematizar valores médios da literatura científica para dar suporte à avaliação de impactos, judicialização dos danos socioambientais desta atividade ilegal e avaliação de políticas públicas relacionadas à fiscalização e prevenção desta atividade. A construção da metodologia contribui para a incorporação dos impactos à saúde humana pelos tomadores de decisão e amplia a discussão sobre os efeitos da atividade garimpeira ilegal em uma área estratégica como a Amazônia para o desenvolvimento econômico do Brasil.

Portanto, assumimos que os impactos associados ao processo de concentração, amalgamação e queima da amálgama estão diretamente relacionados ao uso do mercúrio e sua liberação e emissão. Assim, a valoração deste processo é dividida em: (i) Perda de QI em crianças em função da ingestão de peixes contaminados por mercúrio; (ii) Doenças cardiovasculares a partir da ingestão de peixes contaminados por mercúrio e (iii) Efeito de sintomas neuropsicológicos causados pela inalação de mercúrio por garimpeiros na queima da amálgama. As próximas subseções discutem esse passo a passo dessas estimativas.

3.5.1. Metodologia que relaciona a existência do garimpo ao impacto e o uso de mercúrio com os despejos na saúde humana na Amazônia

Proporção de mercúrio usado para a extração de kg de ouro

O uso de mercúrio no garimpo é feito porque este minério se une ao ouro, dando origem à liga metálica chamada de amálgama. A literatura mostra que a proporção de mercúrio pode variar no Brasil e no mundo por diferentes fatores como, por exemplo, as diferentes produtividades para extração do ouro. Tal proporção pode variar consideravelmente de 1,3 até 8 gramas de mercúrio para cada grama de ouro extraído (Gulley, 2017; Swenson et al, 2011; Silva et al., 1996; Castillo & Domingos, 2018; Kahhat et al., 2019). Assume-se aqui uma proporção média (Hg:Au) de 2,6 :1 demonstrada por Castilho & Domingos (2018), uma vez que foi obtida em diferentes garimpos no Brasil.

Proporção de mercúrio liberado em água e sedimentos e emitido na atmosfera

O mercúrio utilizado no garimpo de ouro se dispersa tanto nos solos e nos rios, como na atmosfera. O presente relatório busca analisar somente a liberação de mercúrio em ambientes aquáticos, uma vez que o objetivo é compreender os efeitos na saúde humana pela ingestão de metilmercúrio via peixes contaminados. Por isso, busca-se a revisão da literatura na qual indique a proporção do mercúrio liberada nos sedimentos e na água. Essa proporção pode variar de 12% até 35 % (Kütter, 2017; Goix et al., 2019; Lopez & Cólón, 2010; Castillo & Domingos, 2018).

Em geral, os estudos calculam a dispersão agregada em sedimentos e água, entretanto, como o objetivo é isolar apenas os efeitos do mercúrio na água, calcula-se esta proporção levando em consideração a ferramenta da UNEP chamada “Mercury Inventory Toolkit Level 2 Calculation Spreadsheet” na qual propõe uma divisão entre a perda na água e sedimentos de: 52% e 48% respectivamente. Assim sendo, considera-se, de forma conservadora com um total de dispersão na água e solo de 12%, cerca de 7% do mercúrio utilizado pelo garimpo é liberado em ambientes aquáticos.

Proporção de mercúrio que sofre transformação em metilmercúrio (metilação)

Dado o conhecimento da quantidade de mercúrio liberada na água, outro processo amplamente discutido pela literatura é sobre a proporção deste mercúrio que, em geral, sofre transformação para metilmercúrio (MeHg). A dinâmica do MeHg no ambiente não está totalmente esclarecida, muito embora haja diversos trabalhos na literatura centrados na dinâmica de geração e consumo do MeHg em variadas matrizes ambientais (Bisinote & Jardim, 2004).

A literatura mostra que o processo de metilação ocorre em diferentes contextos na Amazônia, tendo condições mais favoráveis como o pH baixo e com altos níveis de carbono orgânico dissolvido, o que favorece processos de oxidação e metilação do mercúrio (Ikingura et al., 2006). Diversos estudos demonstram que a taxa de metilação pode ficar entre 3% e 22% (Lino et al, 2019; Vieira et al, 2018; Guimarães et al, 1995; Brito et al, 2017). De forma conservadora, a escolha pela menor taxa de metilação indica que 3% do mercúrio liberado na água se transformaria em metilmercúrio ao longo do tempo (que será tratado na seção G abaixo).

Sendo assim, dada a perda na dispersão de mercúrio na água pelo garimpo de ouro e a porcentagem na qual sofre processo de metilação, é possível quantificar que, em média, cerca de 1,45 % do mercúrio utilizado pelo garimpo se transforma em metilmercúrio e afeta diretamente peixes e humanos.

Absorção de metilmercúrio nos peixes - nível de contaminação nos peixes (ug Hg/g de peixe)

O metilmercúrio é um elemento químico que, ao se encontrar em ambientes aquáticos é instantaneamente absorvido pela cadeia trófica (Wu et al, 2019). Por isso, assume-se que todo o metilmercúrio será absorvido pelos organismos aquáticos.

Construída a hipótese de 100% de absorção dos peixes e biota aquática, há uma série de

estudos que mostram os níveis médios de contaminação destas espécies na Amazônia brasileira (Fiocruz, 2020; Nevado et al, 2010; Passos et al, 2008) que podem chegar, por exemplo, de 0,13 até 2,85 $\mu\text{g Hg} / .\text{g}$ de peixe. O quadro abaixo demonstra diferentes níveis de concentração de mercúrio nos peixes na Amazônia.

Quadro 7: Níveis de contaminação de mercúrio em peixes na Amazônia brasileira

	$\mu\text{g Hg} / .\text{g}$ de peixe	Referência
Média de contaminação dos peixes por mercúrio ($\mu\text{g Hg} / .\text{g}$ de peixe)	0,13 - 1,95	FIOCRUZ (2020) – Munduruku
	0,39	Rio Tapajós para piscívoros (Nevado et al, 2010)
	1,3	Rio Tapajós - valor médio (Nevado et al, 2010)
	2,85	Rio Tapajós (maiores valores) (Nevado et al, 2010)
	0,69	Alta Floresta, Rio do Rato, Itaituba e Brasília Legal (média para carnívoros) (Nevado et al, 2010)
	0,33	Passos et al (2008)

Fonte: Elaboração própria

A fim de utilizar valores recomendados a nível global, opta-se pela determinação da Codex Alimentarius (1995), desenvolvida de forma conjunta pela Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) e pela Organização Mundial da Saúde (OMS). De acordo com a Codex (1995) o limite máximo permitido de mercúrio é de 1,0 $\mu\text{g/g}$ e de 0,5 $\mu\text{g/g}$ para o comércio de peixes predatórios e não predatórios, respectivamente. Estes valores são também utilizados pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA).

A divisão na concentração de espécies predatórias e não predatórias é explicada pelo processo conhecido como biomagnificação no qual há um aumento da concentração de uma substância ou elemento nos organismos vivos, à medida que percorre a cadeia alimentar e passa a se acumular no nível trófico mais elevado (Kelly et al, 2007; Peterson et al., 2002; Passos et al., 2007). Em outras palavras, espécies carnívoras como Tucunaré e Tambaqui - peixes que se alimentam de outros peixes - possuem maior concentração do que peixes não predatórios como o Pacu, por exemplo, com menor concentração de mercúrio.

A contaminação de corpos hídricos compromete a fauna terrestre. Estudos como os feitos por Howie et al. (2018) mostram que resíduos de mercúrio de 50 anos atrás estão acumulados e ainda afetam pássaros a cerca de 200-500m de distância das margens do rio. Em peixes, o metilmercúrio pode comprometer sua reprodução severamente, pela redução de

ovas, a viabilidade dos espermatozoides e a sobrevivência de alevinos (HOWIE et al., 2018). Além disso, o acúmulo desse metal em tecidos também apresenta um grande risco para mamíferos que se alimentam desses animais.

Área de impacto: raio de dispersão do mercúrio e migração de peixes

A distribuição do mercúrio no rio e em seus tributários é influenciada pela distância aos pontos de mineração (Kocman et al., 2011). Atualmente, se sabe que a quantidade de mercúrio próxima a fonte de contaminação é alta, e decresce conforme o aumento da distância de análise, indicando baixas concentrações longe do ponto de análise (Olivero-Verbel et al., 2015; Chen et al., 2016). Estudos também mostram que, ao avaliar a quantidade de mercúrio em cidades próximas a áreas de mineração de ouro, percebeu-se que a quantidade de mercúrio no cabelo na população que vivia perto das minas era maior do que as pessoas que viviam longe das minas (Langeland et al. 2017; Olivero-Verbel et al. 2011).

Contudo, eventos de confluência de rios, onde um rio deságua em outro (cuja concentração de mercúrio é maior), podem indicar um padrão de aumento da concentração de mercúrio após uma certa distância (Appleton et al. 1999).

Figura 4: Concentração de mercúrio após uma certa distância (km)

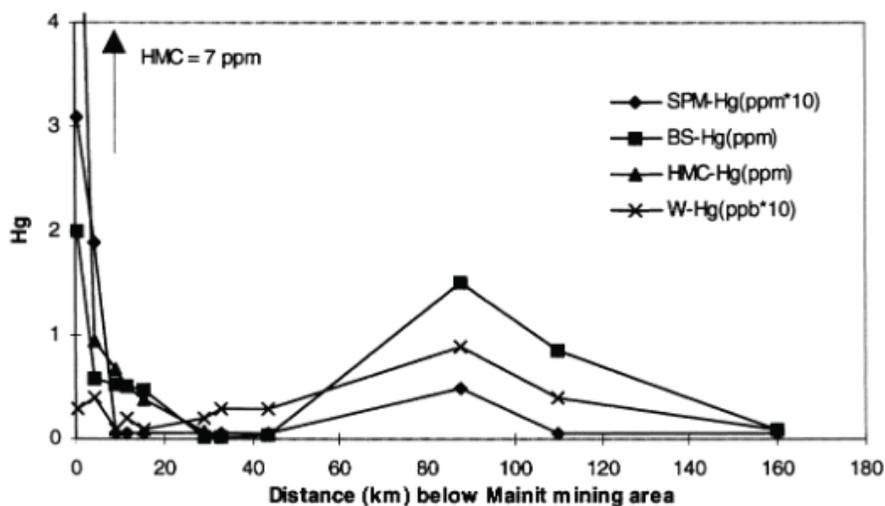


Fig. 6. Downstream dispersion of Hg in the Manat–Agusan River system below the Pantukan–Mainit mining areas.

Fonte: Appleton et al. (1999).

Diversos estudos apresentam a distância média que o mercúrio pode percorrer nos rios, variando de 4 até 100 km.

Quadro 8: Distância percorrida pelo mercúrio nos rios.

Distâncias percorridas pelo mercúrio nos rios	Referências
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 (2013)
100 km	Diringer et al (2014)

Fonte: Elaboração própria

A partir da avaliação do Quadro acima, é perceptível que o raio de dispersão do mercúrio varia de acordo com as características dos rios (eventos de cheia, chuvas, aumento do fluxo de água). Contudo, para o contexto amazônico, estudos como o feito por Roulet et al. (1998) apontam que, em rios amazônicos, o raio de impacto significativo é de cerca de 50 km à jusante.

Entretanto, o mercúrio pode percorrer distâncias mais longas do que as apresentadas acima, já que há um processo de migração dos peixes. Peixes de longa migração, como *Brachyplatystoma*, podem migrar por 2000 km, potencializando o impacto do mercúrio em seres humanos.

Quadro 9: Migração e contaminação de espécies de peixe amazônicas.

Espécie	Distância de migração (km)	Concentração de mercúrio (ug/g) - Mediana	Referência
<i>Chichla temensis</i>	0,1 - 40	0,47	Sousa et al. (2016) Pfeiffer et al. (1991)
<i>Prochilodus platensis</i>	500 - 600	0,036*	Resende et al. (1995)
<i>Brachyplatystoma spp.</i>	2000 - 3000	0,5 1,47	Barthem et al. (1991) Nunes et al. (2019) Pfeiffer et al. (1991)
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	400 - 600	0,419	Barthem et al. (1991) Oliveira et al. (2010)

*Valores para *Prochilodus nigricans*

Por conta de dois fatores de dispersão acima destacados - fluxo hídrico e migração de peixes - assume-se a hipótese conservadora de que o mercúrio atingirá um raio de 100 km, ou seja, não considera as longas distâncias percorridas por algumas espécies de peixes.

Ingestão diária média de peixe e de metilmercúrio por diferentes perfis no Brasil

A região Amazônica é conhecida historicamente pelo hábito alimentar de ingestão de peixes, seja em populações ribeirinhas e indígenas, como também na população em grandes centros urbanos. Os ribeirinhos, por exemplo, se alimentam mais de peixes, tendo um consumo médio de 189 g de peixe por dia (Hacon et al, 2020) no Rio Tapajós, podendo chegar até 243 g por dia no Rio Madeira (Boischio & Henshel), 2000 apud Bastos et al., 2006).

Enquanto isso, os indígenas podem ter um consumo diário de peixe de 100 gramas de peixe (Fiocruz, 2020), uma vez que possuem o hábito de caçar animais, além da pesca. Por fim, a população urbana como, por exemplo, na cidade de Belém, também tem uma alimentação mais diversificada e conta com outras proteínas e, por isso, a literatura mostra um consumo médio de 57 gramas por dia (Mangas et al, 2016). Segundo a literatura, quase a totalidade do mercúrio consumido via peixes é absorvido pelo organismo humano²². Segundo estimativas feitas por Bastos et al., (2015), o rio Madeira no Estado de Rondônia transfere cerca de 0,4 kg de MeHg anualmente para a população urbana na capital Porto Velho, através do consumo de peixes.

Para o cálculo da ingestão média diária de mercúrio por pessoa, também é necessário descrever os pesos médios entre os indivíduos de cada perfil da população. A população urbana possui o maior peso médio de 70 kg por pessoa (IBGE, 2008), seguido pelo ribeirinho com 65 kg (Hacon et al, 2020) e indígenas com 53 kg (Fiocruz, 2020) na população Munduruku. Tal informação é incorporada no cálculo da ingestão média diária para cada perfil, já que:

$$I = (Cm * Cont) / P$$

Onde:

I = Ingestão média diária ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{dia}$)

Cm = Consumo médio de peixe por dia (g/dia)

Cont = Contaminação média no peixe ($\mu\text{g}/\text{g}$ de peixe) = 0,5

P = Peso do indivíduo (kg)

²² Segundo a Organização Mundial da Saúde - OMS (2008), 95% do mercúrio em peixes é absorvido pelo organismo humano. Nesta forma, o metilmercúrio se acumula em órgãos, danificando o sistema nervoso, sendo considerado uma perda de 5% do metilmercúrio pelo organismo pela excreção.

Deve-se ressaltar que a ingestão diária não ocorre em um período específico, mas sim de forma contínua em função do hábito alimentar na Amazônia, gerando uma ingestão crônica de metilmercúrio, aumentando seus riscos associados.

Quadro 10: Cálculo da ingestão média diária de metilmercúrio

	Ribeirinho	Indígena	Morador Urbano	Total
Proporção da população (%)	50%	20%	30%	
Peso do indivíduo (kg)	60	53	70	
Nível de contaminação nos peixes (ug/g)	0,5	0,5	0,5	
Consumo médio de peixe por dia (g/dia)	189	100	57	
Ingestão média diária de MeHg (µg/kg/dia)	1,58	0,94	0,41	1,10

Fonte: Elaboração própria

A partir dos pesos médios dos indivíduos, do nível médio de contaminação e do consumo médio de peixes por dia é possível estimar que o impacto direto do garimpo de ouro no aumento da ingestão diária de peixes pode variar de 0,4 µg/kg/dia em populações urbanas e de até 1,45 µg/kg/dia em populações ribeirinhas.

Variável tempo (anos) para ingestão do metilmercúrio pelos peixes e, posteriormente, humanos

A associação da ingestão média de metilmercúrio por dia (seção f) com a quantidade de mercúrio, de origem do garimpo de ouro, que sofre metilação no ambiente aquático (seção c), torna possível estimar quantas pessoas seriam afetadas, em média, ao longo do tempo. Para isso, deve-se reforçar a hipótese simplificadora e conservadora destacada na seção “d” de que os peixes não podem ter uma concentração superior a 0,5 ug/g para peixes não predatórios e 1 ug/g para peixes predatórios.

Diversos estudos demonstram quão instável e complexa é a metilação e desmetilação (a possibilidade do metilmercúrio se transformar em mercúrio inorgânico) (Lino et al, 2019; Vieira et al, 2018; Guimarães et al, 2015; Brito et al, 2017). Estudos como Bisinoti e Jardim (2004) demonstram que todos os sedimentos de rios e lagos com mercúrio são perigosos porque o mercúrio confinado pode permanecer ativo como substrato para a metilação por cerca de 100 anos, mesmo quando a fonte é eliminada.

Desta forma, assume-se a hipótese conservadora de que o mercúrio se encontra biodisponível no ambiente aquático por 50 anos, podendo causar danos à saúde humana. Tal decisão

se explica também pela disponibilidade de dados do IBGE no qual projeta a população municipal em 50 anos para identificação da população potencialmente em risco.

Portanto, assume-se a hipótese de que a ingestão diária de mercúrio por cada grupo social (ribeirinho, indígena e população urbana) ocorrerá, de forma crônica, ao longo de 50 anos. Em outras palavras, indivíduos que tenham a ingestão média diária de 0,76 ug/kg/dia (microgramas de mercúrio para cada quilo do indivíduo por dia) terão uma ingestão total de 0,9 gramas de mercúrio em 50 anos. Tal informação é essencial para saber o tamanho da população que será afetada ao consumir o mercúrio metilado originado pelo garimpo de ouro.

Proporção da absorção do metilmercúrio (do garimpo) por humanos

O conhecimento em relação à liberação do mercúrio pelo garimpo e posterior impacto nos peixes e ingestão diária de mercúrio por humanos, quando associados com a variável tempo, necessita da construção de hipóteses sobre qual a proporção do metilmercúrio será absorvida neste período.

Assume-se que todo o metilmercúrio disponível no ambiente (0,42% do mercúrio utilizado no garimpo) será consumido por humanos em algum momento de suas vidas. Esta hipótese se baseia no fluxo hídrico que desloca o mercúrio por quilômetros e também pela migração de peixes contaminados por mercúrio. Como o ser humano se encontra no topo da cadeia alimentar, assume-se a hipótese de que haverá 100% de consumo humano do mercúrio liberado por um garimpo na água ao longo de 50 anos. Isto significa afirmar que o mercúrio não será absorvido instantaneamente pelos humanos, mas sim de forma crônica ao longo dos anos.

Há uma lacuna de informação na literatura que possa dar sustentação à construção de outra hipótese no que diz respeito à proporção da absorção humana do mercúrio de origem garimpeira. Entretanto, considera-se que 50 anos seria tempo suficiente para a absorção humana via ingestão de peixes.

Mudança no nível de concentração no cabelo de uma população (Relação entre consumo e estoque)

Todos os processos acima descritos levam a mudança na concentração de mercúrio no cabelo de uma população. Uma dessas alternativas é demonstrada pela OMS (2008) no qual a ingestão média diária de 0,1 µg/kg/dia de metilmercúrio equivale a uma concentração de 1,0 ug/g de metilmercúrio no cabelo. Com isso, é possível estimar a concentração de mercúrio no cabelo adicional relacionada com a taxa de ingestão diária (Seção f) ocorrida pela presença do garimpo na região.

$$\text{Chg} = \text{Ihg} / 0,1$$

Onde:

Chg = Concentração de mercúrio no cabelo (em ug/g)

Ihg = Ingestão de mercúrio por dia (em µg/kg/dia)

Como apresentado na Seção “f” acima, a ingestão de mercúrio pode variar de 0,4 µg/kg/dia em populações urbanas, 0,94 µg/kg/dia em comunidades indígenas e 1,45 µg/kg/dia em populações ribeirinhas. Portanto, significa dizer que haveria uma concentração média no cabelo de 4, 9,4 e 14,5 ug/g para populações urbanas, indígenas e ribeirinhas.

Tais valores são corroborados com outros estudos como o apresentado por Bastos et al. (2006) que coletou uma concentração média de mercúrio de 9,81 ug/g em 45 comunidades ribeirinhas ou o estudo da Fiocruz (2020) que observou níveis de contaminação majoritariamente maiores que 6 ug/g em toda a tribo indígena Munduruku, no estado do Pará. Uma revisão de 29 estudos na Amazônia brasileira, em uma amostra de 10.674 indivíduos, demonstra que a mediana de mercúrio no cabelo é 10,07 ug/g.

População impactada pelo aumento da concentração

O conhecimento sobre o montante de mercúrio que é liberado pelo garimpo e metilado na água, distribuído no tempo com a ingestão média diária dos indivíduos, contribui para a definição da população afetada pelo mercúrio usado no garimpo.

Todavia, a definição da população afetada não leva em consideração somente a quantidade de mercúrio liberada pelo garimpo. Isto porque deve-se também conhecer a densidade populacional daquela região afetada.

Como apresentado na Seção “e”, assume-se que o mercúrio se desloca por até 100 km, tanto em função do fluxo hídrico quanto da migração de peixes contaminados. Uma região muito contaminada e com uma densidade populacional muito baixa determina que poucos seres humanos serão afetados, muito embora continue a ter impactos significativos na fauna na região. Da mesma forma, áreas próximas à contaminação como centros urbanos possuem alta densidade populacional, causando danos à saúde humana em mais indivíduos.

Isto significa que conhecer o contexto local é fundamental para definir um possível impacto de um garimpo específico. Além da densidade demográfica, a caracterização socioeconômica da população afetada se mostra relevante, dado que uma área afetada com predominantemente ribeirinhos terá uma ingestão média diária por indivíduo maior do que caso fosse uma população urbana com hábitos alimentares mais diversificados.

Por este motivo, observa-se que o contexto local da região afetada surge como um fator limitador do tamanho da população afetada pelo mercúrio. Por mais que a contaminação da região seja muito elevada, a ingestão média diária de mercúrio será, por hipótese simplificadora, a mesma para cada grupo social, o que juntamente com o conhecimento da densidade populacional no local, limita os efeitos até, no máximo, a população total em um raio de 100 km.

Em outras palavras, quando o nível de contaminação for elevado o suficiente para contaminar toda a população em um raio de 100 km, qualquer contaminação adicional de mercúrio não trará efeitos no aumento da população afetada, sendo, portanto, um fator de controle no impacto da população afetada. Em formato de fórmula temos que:

$$\text{Se } M/I < T \text{ à teremos } P = M / I$$

$$\text{Se } M / I > T \text{ à teremos } P = T$$

Onde:

M = Quantidade de mercúrio oriundo do garimpo e que sofre processo de metilação

P=População afetada com a ingestão de mercúrio oriunda do garimpo

I = Ingestão total de mercúrio por um indivíduo médio ao longo dos anos

T = População máxima afetada (teto) com a ingestão de metilmercúrio do garimpo de ouro

Deve-se informar que a população máxima em risco em um raio de 100 km é definida por:

$$T = Df * Pi * R^2$$

Onde:

T = População máxima afetada com a ingestão de metilmercúrio do garimpo de ouro

Df = Densidade populacional projetada para os próximos 50 anos

Pi = 3,14

R = Raio (em km) = 100 km

A população afetada pela ingestão de mercúrio terá danos à sua saúde que serão descritos nas próximas seções, a começar pela definição dos objetivos da Economia da Saúde e os indicadores de mensuração de impacto.

Economia da Saúde - Uso do indicador DALY para quantificação do impacto na saúde humana

Economia da Saúde é definida como “a aplicação do conhecimento econômico no campo das ciências da saúde, em particular como elemento contributivo à administração dos serviços de saúde” (Piola & Viana, 1995). A literatura que aborda o tema da economia da saúde define a análise custo-efetividade como uma análise econômica completa que compara distintas intervenções de saúde, verificando diretamente as consequências ou desfechos

descritos em unidades clínico-epidemiológicas. Assim, o tomador de decisão sob a escassez dos recursos humanos e financeiros, utiliza essa abordagem para escolher aquela ação que gerará mais resultados a um menor esforço.

Nesse contexto, uma forma de verificar os danos à saúde humana é a partir da quantificação da carga de morte prematura e de incapacidade provocada por determinadas doenças com base na medida resumo Disability Adjusted Life Year (DALY) ou Anos de Vida Perdidos Ajustados por Incapacidade. DALY é definido pelo Ministério da Saúde (2013) como um índice que representa os anos futuros de vida saudável que se perderiam, por um indivíduo ou grupo de pessoas, em um dado período, por consequência de mortes prematuras ou de situações de incapacidades provocadas por enfermidades ou outros fatores.

Isso significa dizer que o DALY é o somatório dos anos de vida perdidos por morte prematura (Years of Life Lost – YLL) e os anos vividos com uma incapacidade (Years Lived with Disability – YLD) (Barker & Green, 1996). O índice de DALY é inovador pois pondera e agrega medidas em saúde como mortalidade e morbidade de forma simultânea, colocando-as em uma mesma unidade de medida: tempo (anos), o que possibilita considerar a severidade do agravo, magnitude e duração. Para o cálculo do DALY é preciso conhecer as seguintes variáveis: taxa de desconto, peso da idade, peso da incapacidade, duração da doença e taxa de incidência. Todas estas variáveis serão apresentadas nas Seções III.5.2. (perda de Qi em fetos), III.5.3. (doenças cardiovasculares como infarto agudo do miocárdio e hipertensão arterial).

Limitações da metodologia

A metodologia criada busca relacionar a existência do garimpo de ouro na Amazônia com os impactos na saúde humana a partir da contaminação do ambiente aquático por mercúrio. Trata-se de uma primeira estimativa desta relação e há necessidade de novas pesquisas para contribuir com a metodologia que, se desenvolvidas no contexto da Amazônia, reduziram a incerteza dos resultados do modelo no futuro.

Estudos de monitoramento de longo prazo que coletam as concentrações de mercúrio na água, sedimentos e peixes são necessários em todo o mundo, principalmente na Amazônia. Esses esforços podem levar a registros de dados de longo prazo que podem ser comparados às previsões. Sem esses estudos, torna-se difícil quantificar as respostas ambientais a uma mudança no garimpo de ouro e avaliar o tempo necessário para que tais respostas se manifestem.

A hipótese simplificadora sobre o efeito temporal da liberação de mercúrio, bioacumulação dos peixes em 50 anos se fez necessária dada a lacuna de estudos com modelos que avaliem os fatores que influenciam o tempo de resposta entre as mudanças na deposição e as

mudanças nas concentrações de metilmercúrio em peixes; esses estudos devem incluir corpos d'água de diferentes tamanhos e características.

A região Amazônica é complexa e diversa em suas características. A simplificação do modelo apresentado não considera as diferenças locais como a coloração dos rios, vazão da água, e demais fatores locais. Tais características precisam ser mais desenvolvidas considerando os diferentes contextos locais dentro da Amazônia no que diz respeito ao ciclo do mercúrio.

O presente relatório faz uso de um nível médio de contaminação dos peixes e uma ingestão média de peixes por dia na Amazônia. Estratégias de amostragem de metilmercúrio de peixes em águas doces precisam ser projetadas para coletar os tipos e tamanhos de peixes que os consumidores comem na região. Importante destacar que esses peixes precisam ser coletados nas águas de origem que são pescadas.

O presente relatório utilizou uma média de consumo de peixes por dia na Amazônia, entretanto, na região a frequência no consumo de peixes é sazonal afetada pelos períodos de cheia e seca. Esses estudos devem examinar os tipos de peixes que esses indivíduos estão consumindo e as fontes desses peixes em cada período. Estudos adicionais devem ser realizados para avaliar as taxas de consumo em mulheres grávidas, mulheres em idade reprodutiva e homens.

Uma extensa revisão de literatura foi realizada para mapear estudos analíticos do nível de concentração de mercúrio na Amazônia, totalizando 29 estudos. A ampliação de estudos contribui para identificar as localizações das populações que exibem elevadas taxas de consumo de peixe na promoção de políticas públicas sanitárias. As próximas subseções apresentam as metodologias de valoração para cada desfecho.

3.5.2. Impacto da perda de QI em fetos

A sequência lógica utilizada nas seções anteriores será fundamental para estimar o impacto específico da perda de QI em fetos associado ao elevado nível de concentração de mercúrio no cabelo oriundo do garimpo de ouro. As próximas seções, portanto, darão um aprofundamento sobre as variáveis necessárias para relacionar a liberação de mercúrio no garimpo com o impacto da perda de QI em fetos.

Dentre os diferentes impactos na saúde humana identificados pela ingestão de metilmercúrio, o desfecho mais observado pela literatura é a perda de QI em fetos, em decorrência da ingestão materna de peixes contaminados. O estudo de Axelrad et al. (2007) demonstrou uma relação linear entre a perda de pontos na escala de QI e o aumento da concentração de

mercúrio no cabelo materno. Dessa forma, cada 1,0 µg/g de mercúrio (THg ou MeHg) no cabelo da mãe corresponde a perda de 0,18 pontos de QI no feto.

Dada a população total afetada, descrita na Seção “j”, é possível estimar o número de nascidos vivos impactados com a liberação do mercúrio no garimpo. Para isso, utiliza-se a taxa de 19 nascidos vivos por mil habitantes na região Norte do Brasil (IBGE, Sd). Ou seja, em uma população de 1.000 pessoas afetadas em um raio de 100 km, cerca de 19 pessoas serão nascidas vivos em 50 anos.

Dado um nível médio de concentração de mercúrio no cabelo (Seção i) e ao analisar o desvio padrão na revisão de estudos feitos por Vasconcellos (2015) no cálculo da carga de doença de perda de QI associada ao mercúrio, assume-se a hipótese de que o desvio padrão será sempre a metade do nível de concentração médio de mercúrio no cabelo.

O conhecimento da concentração média, do desvio padrão e da população de nascidos vivos afetados, possibilita a estimativa da taxa de incidência do desfecho de perda de QI em cada 1.000 nascidos vivos. Para tal, utiliza-se uma ferramenta de análise construída pela OMS denominada Mercury Spreadsheet, na qual define os impactos na saúde no grupo de nascidos vivos em determinado ano seguindo as diretrizes da Economia da Saúde (Poulin & Gibb, 2008).

Para o cálculo do DALY relacionado à perda de QI em fetos é preciso destacar cada uma das variáveis a partir da revisão da literatura sobre o tema.

Taxa de desconto: É definida com o objetivo de atribuir menos importância relativa aos anos perdidos no futuro do que para anos de vida perdidos no presente, dado que o ser humano, em geral, tem preferências de curto prazo ao invés de longo prazo (Murray, 1994; Murray & Lopez, 1996). Optou-se por utilizar a taxa de desconto de 3% pois é aplicada em estudos de economia da saúde (Haacker, Hallet & Atun, 2020), em projetos ambientais (US Environmental Protection Agency, 2000), no cálculo do custo social do carbono (Nordhaus, 2014) e em para projetos sociais em países da América Latina (Moore et al., 2019).

Peso da idade: A segunda variável é o peso da idade que corresponde às preferências da sociedade, visto que se atribui menor valor aos anos de vida saudável perdidos durante a infância e velhice, devido à baixa produtividade comum a essas fases da vida. O peso da idade varia numa faixa de zero (sem peso) até um (100 % de peso). Conforme destaca Vasconcellos (2015), a utilização de uma taxa de desconto contribui também para a questão do peso da idade, sendo um fator de ponderação para que não sejam atribuídos maiores pesos para casos de morte em indivíduos jovens.

Peso da incapacidade: Alguns estudos criam cenários para que os indivíduos declarem suas preferências e, com isso, os diferentes desfechos sejam comparados por pacientes ou por especialistas, criando-se um ranking (OMS, 2004). O peso da incapacidade pode variar de 0 a 1, sendo 0 uma situação saudável e 1 corresponderia a morte. No caso específico da perda de QI em fetos devido a ingestão de mercúrio, segundo a OMS (2004), o peso seria de 0,361.

Ano início da incapacidade e duração: O ano início da incapacidade e a duração do desfecho são fundamentais na ponderação dos impactos, uma vez que são contabilizados os anos vividos com incapacidade ou a morte prematura. No caso específico da perda de QI, o desfecho se inicia já no primeiro ano de vida da criança e permanece por toda a vida. Como na região Norte há uma expectativa de vida de 72 anos, há uma duração da doença de 72 anos.

Taxa de incidência (número de casos por mil pessoas): A taxa de incidência é calculada pela Mercury Spreadsheet (Poulin & Gibb, 2008) a partir do conhecimento da concentração média de mercúrio no cabelo e o desvio-padrão associados ao conhecimento do número de pessoas afetadas.

As fórmulas para o cálculo de DALY na planilha Mercury Spreadsheet são complexas e, por isso, a fórmula abaixo representa, de forma simplificada, as variáveis que influenciam o cálculo. Para mais informações, recomenda-se a utilização da calculadora de impactos em sua versão excel, mais especificamente na Aba “Perda de Qi em Fetos”

$$DALY = P * Ti * I * D * Dw * Td$$

Onde:

DALY = Anos vividos com incapacidade (em anos)

P = População afetada (em número de pessoas)

Ti = Taxa de incidência (Desfecho por 1.000 pessoas)

I = Idade de início do desfecho (em anos)

D = Duração média do desfecho (em anos)

Dw = Peso da Incapacidade (entre 0 e 1)

Td = Taxa de desconto (em %) = 3%

A partir da descrição de todas as variáveis que influenciam o cálculo de DALY para a perda de QI em fetos, obtém-se o valor em anos vividos pela incapacidade. A título de exemplificação, a extração de 10 kg de ouro pode gerar, em média, o impacto de 0,48 anos vividos com incapacidade.

A mensuração monetária do DALY é discutida amplamente por diversos estudos como Kenkel (2006) e Hammit et al. (2005), em que há a proposição de que 1 DALY corresponderia

ao valor estatístico da vida anual. Isto significa dizer que pode alcançar valores acima de R\$ 1 milhão reais por DALY se considerado o valor estatístico da vida anual (Bosworth et al, 2017) . Apesar disso, optou-se por utilizar a recomendação da Organização Mundial da Saúde (2001) no qual estima que um ano de vida saudável perdido (unidade DALY) corresponde até 3 PIB per capita, ou seja, R\$ 103 mil no Brasil em valores de 2020 (IBGE, 2020). Sendo assim, o impacto da perda de QI em fetos em função da extração de 10 kg de ouro é R\$ 50 mil reais se observados todos os valores médios descritos ao longo do relatório.

$$(Equação 16) \quad C_{qi} = P * N * D * V$$

Onde:

C_{qi} = Impacto monetário da perda de QI em fetos (em R\$)

P = População afetada com a ingestão de mercúrio oriundo do garimpo de ouro

N = Taxa de nascidos vivos (nascidos vivos / 1.000 habitantes)

D = Anos vividos com incapacidade (em anos)

V = Valor da Vida Estatística = R\$ 103.599 por DALY

3.5.3. Doenças cardiovasculares

A associação entre o consumo de pescado e a ocorrência de doenças cardiovasculares é bastante controversa e para ser melhor descrita necessita de mais estudos investigativos. A hipótese dessa associação é que o mercúrio presente no músculo dos peixes, ao ser absorvido pelo trato gastrointestinal humano, interfere na peroxidação lipídica e pode provocar aterosclerose. Esse quadro pode ocasionar aumento da pressão arterial (Hu et al, 2018) e infarto agudo do miocárdio (Salonen et al., 1995, 2000). A controvérsia desta hipótese deve-se ao fato de que o consumo de pescado sempre foi considerado saudável e indicado como um fator de proteção para doenças cardiovasculares em geral devido à alta concentração de ácidos graxos poli-insaturados em algumas espécies de peixes.

Outros estudos não encontraram a relação entre mercúrio e doenças cardiovasculares, apesar de sugerirem a necessidade de estudos sobre tal relação (Roman et al, 2011; Fewtrell et al, 2004; Oliveira et al, 2020; Karagas et al, 2012).

Sendo assim, as presentes seções se dividirão com o objetivo de abordar a possível relação entre ingestão de mercúrio e doenças cardiovasculares: infarto agudo do miocárdio e hipertensão arterial. Antes disso, deve-se reforçar que a relação entre o desfecho cardiovascular e a utilização de mercúrio no garimpo segue a mesma lógica apresentada para a perda de QI em fetos até a Seção “j” (população afetada).

a) Infarto agudo do miocárdio atribuível à exposição ao mercúrio

A alta ingestão de peixes foi associada a uma redução da mortalidade por doença coronariana (DCC) em vários estudos populacionais prospectivos. Entretanto, o estudo de Salonen et al (1995) observou no leste da Finlândia, local no qual há elevado consumo de peixes, uma das mais elevadas taxas de mortalidade do mundo para doenças cardiovasculares. Tal fato controverso fez com que fosse discutido o conceito de que uma alta ingestão de peixe seria uniformemente saudável para o sistema cardiovascular.

Embora as gorduras poliinsaturadas n-3 tenham sido sugeridas como tendo um papel fundamental na redução de doenças cardiovasculares, Salonen et al (1995) buscou diferenças na composição de nutrientes dos peixes, ou possivelmente algumas substâncias nocivas não medidas nos peixes que seriam responsáveis por essas inconsistências. A hipótese utilizada pelo estudo foi de que a presença de mercúrio em peixes pode neutralizar os efeitos metabólicos benéficos de outros nutrientes em peixes. Da mesma forma como o ferro, o mercúrio é outro metal de transição que também pode catalisar a peroxidação lipídica e porque o mercúrio neutraliza o efeito antioxidante do selênio, ou seja, a hipótese definida foi que a alta ingestão alimentar de mercúrio de peixes de água doce poderia estar associada a um risco aumentado de infarto agudo do miocárdio.

O estudo de Salonen et al (1995) foi realizado entre 1984-1989 com uma amostra composta por 3235 homens no leste da Finlândia com idade de 42, 48, 54 ou 60 anos no exame inicial. Destes, 2.682 (82,9%) participaram do estudo. Com o objetivo de excluir aqueles fatores de confundimento, o estudo excluiu da amostra os homens com DCC prevalente (n = 677) ou história de acidente vascular cerebral (n = 60), claudicação (n = 108) ou câncer (n = 46), pois essas doenças poderiam ter influenciado a dieta alimentar. Dos 1889 homens restantes, dados sobre a ingestão de peixe e o teor de mercúrio no cabelo estavam disponíveis para 1833 homens. O estudo dividiu a amostra em tercís, sendo dois deles: ingestão diária de mercúrio de $\geq 2.0 \mu\text{g/g}$ e $< 2.0 \mu\text{g/g}$. O estudo identificou que a ingestão dietética de mercúrio e o conteúdo de mercúrio no cabelo não correlacionariam com nenhum outro dos mais de 60 nutrientes medidos, exceto o selênio.

Além das interações com o selênio, não há regulação metabólica conhecida da absorção, acumulação ou excreção de mercúrio. O teor de mercúrio no cabelo é uma medida direta do acúmulo de metilmercúrio no corpo durante um período de vários meses. Em segundo lugar, em análises exploratórias extensas, os únicos fatores de confusão potenciais que encontrados por Salonen et al (1995) foram um baixo nível socioeconômico e o fato de viverem em áreas rurais. O nível socioeconômico foi avaliado de forma abrangente, abrangendo seis aspectos diferentes. Ambos os fatores foram associados a alto teor de mercúrio no

cabelo e a um risco aumentado de IAM e morte. No entanto, a associação entre a ingestão alimentar, conteúdo de cabelo e excreção urinária de mercúrio com o risco de infarto agudo do miocárdio persistiu após um controle estatístico para esses fatores e em indivíduos urbanos e rurais separadamente.

Salonen et al (1995) concluíram que um indivíduo com ingestão diária de mercúrio de ≥ 2.0 $\mu\text{g/g}$ tem um risco 69% maior do que os indivíduos com ingestão diária inferior a 2.0 $\mu\text{g/g}$. O estudo, portanto, demonstra que o risco relativo é 1,69, ou seja, buscou-se associar o aumento do risco de ter um infarto agudo do miocárdio a partir da exposição de um componente como o mercúrio. Este risco relativo apresentado por Salonen et al (1995) foi ajustado para fatores de confundimento - como consumo de álcool, tabagismo, estilo de vida etc. - e se refere à probabilidade de incidência de infarto agudo do miocárdio, fatal ou não fatal, em homens finlandeses com idade acima de 40 anos.

Os resultados de Salonen et al (1995) são significativos de várias maneiras. Embora o consumo de peixe possa ser saudável em geral, alguns peixes podem conter agentes que não são saudáveis para o sistema cardiovascular humano. Em outras palavras, o estudo sugere que o mercúrio, mesmo em quantidades subtóxicas, é um fator de risco para infarto agudo do miocárdio, promovendo a peroxidação lipídica.

Metodologia para cálculo da carga de doença de infarto do miocárdio atribuível à ingestão de mercúrio oriundo do garimpo de ouro

O desenvolvimento da metodologia de carga de doença no contexto do garimpo de ouro na Amazônia passa fundamentalmente pela adaptação ao estudo de Salonen et al (1995), sendo relevante a definição de todas as premissas aplicadas. A primeira adaptação ao estudo de Salonen et al (1995) consiste na estimativa da fração atribuível a partir do risco relativo de 1,69 dado pelo estudo na Finlândia. A fração atribuível consiste em um conceito epidemiológico no qual pode ser entendido como a porcentagem de doentes devido exclusivamente à exposição, ou seja, define-se o risco adicional de desenvolver a doença (infarto do miocárdio) devido à exposição ao fator em questão (mercúrio).

O nome “atribuível” expressa a ideia de que, se a exposição fosse eliminada, o risco observado nesta população seria aquele encontrado nos indivíduos não expostos. Portanto, este excesso de risco é dito atribuível à exposição. Estudos como o de Rockhill et al (1998), Fretwell et al (2004) e Porta (2008) apresentam fórmulas para estimar a fração atribuível a partir do risco relativo – calculado em 1,69 em Salonen et al, (1995) para uma exposição ao mercúrio acima de 2 $\mu\text{g/g}$.

$$AF = (RR-1) / RR$$

Onde:

AF = Fração atribuível

RR = Risco relativo

A partir desta compreensão é possível estimar o risco da ocorrência de infarto do miocárdio (Salonen et al, 1995) em 0,4, ou seja, 40% dos casos de infarto de miocárdio seriam devido exclusivamente à exposição ao mercúrio $\geq 2,0 \mu\text{g/g}$. Importante ressaltar que o presente estudo assume como hipótese que toda a população afetada estará em risco, ou seja, com concentração média de mercúrio acima de $2,0 \mu\text{g/g}$ dada a alta ingestão de mercúrio demonstrada nas seções “a” até “j”.

Para estimar o “Número de Casos de Infarto Atribuíveis à exposição ao mercúrio ($\geq 2,0 \mu\text{g/g}$ Hg)” é preciso, portanto, multiplicar o número total de infartos na amostra e a fração atribuível. No caso específico de Salonen et al (1995) houve 73 casos de infarto na amostra ao longo do tempo.

Nº total de casos de infarto x FA = $73 \times 0,4 = 29$ pessoas infartaram devido aos níveis de mercúrio $\geq 2,0 \mu\text{g/g}$ no estudo de Salonen et al (1995). O mesmo deve ser realizado para o contexto verificando a população da Amazônia.

Para fazer a adaptação ao contexto amazônico utiliza-se também o mesmo recorte de gênero e idade feito por Salonen et al (1995): homens acima de 40 anos de idade. Portanto, se observado os dados do Datatus (2021), em 2015-2020 há, em média, 4.853 internações ao ano por infarto do miocárdio para toda a população da região Norte. Com o recorte específico da população para homens acima de 40 anos, há, segundo o Datasus, 3.170 internações ao ano.

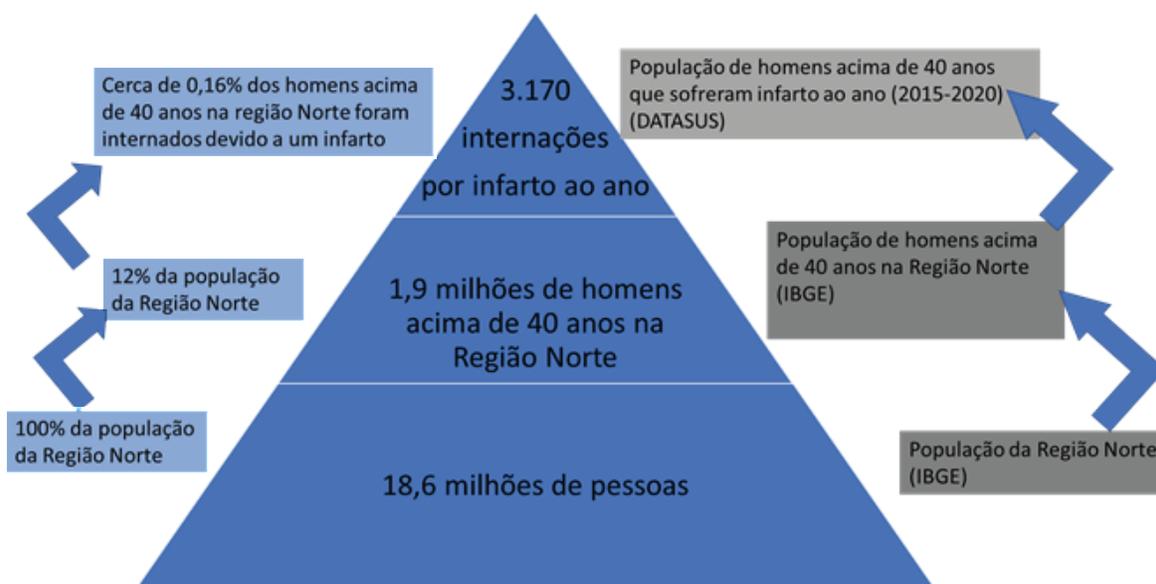
Para o cálculo do impacto da incapacidade em DALY é preciso conhecer o ano de início e a duração do infarto. Entretanto, Salonen et al (1995) não descreve a média de idade dos indivíduos que sofreram infarto. Nia et al (2018) constrói uma meta-análise com 658 artigos e estima uma idade média global de infarto em homens de 58,7 anos²³. Todavia, como o presente relatório usa o estudo de Salonen et al (1995) como base, optou-se pela premissa conservadora de que o ano início da incapacidade é igual a menor idade da amostra em Salonen et al (1995), ou seja, 40 anos.

²³ [https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6368197/#:~:text=RESULTS,63.5%2C%2064.8\)%2C%20respectively](https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6368197/#:~:text=RESULTS,63.5%2C%2064.8)%2C%20respectively)

A adaptação ao contexto amazônico também necessita atualizar a expectativa de vida regional, que é de 67 anos para homens. Em outras palavras, significa que os indivíduos que tiveram infarto viveriam dos 40 até os 67 anos com tal incapacidade, ou seja, 27 anos. Trazendo a realidade em números para a Amazônia, a população desta região com a mesma faixa etária e sexo é de cerca de 1,9 milhões de pessoas, ou seja, a população de homens acima de 40 anos representa 12% de toda a população da Amazônia (IBGE, 2010).

Dado que ocorreu, em média, 3.170 internações por infarto do miocárdio ao ano para este perfil de gênero e idade, segundo Datasus (2020), e que existem 1,9 milhões de habitantes na região, cerca de 0,16% desta população em risco na região Norte precisam ser internadas por conta de infarto do miocárdio. Este resultado é também conhecido na literatura como taxa de prevalência definido como o número de indivíduos afetados em determinado momento, dividido pelo número total de pessoas em risco. Deve-se destacar que os dados oriundos do Datasus, provavelmente, estão subestimados devido à baixa notificação, principalmente em áreas remotas como na Região Norte do país. A figura 5 demonstra o encadeamento lógico construído acima:

Figura 5: Pirâmide explicativa do desfecho de infarto do miocárdio associado à ingestão de mercúrio



Fonte: Elaboração própria

A título de exemplificação, uma comunidade de 100.000 pessoas com risco adicional em função da presença de um garimpo, gerando uma elevada ingestão diária de mercúrio a partir da alimentação de peixes (acima de 2.0 µg/g), terá cerca de 12% de homens com idade acima de 40 anos, ou seja, 12.000 pessoas se encontram na faixa etária com risco.

Desta população de 12.000 homens, cerca de 0,16% terão um infarto agudo do miocárdio, segundo dados do Datasus na Amazônia, extrapolados para nível local na região. Em outras palavras, cerca de 20 pessoas terão infarto do miocárdio em cada 100.000 pessoas afetadas. Esta probabilidade está relacionada com o risco geral da ocorrência de infarto do miocárdio na população, sem levar em consideração a ingestão de mercúrio via peixes contaminados.

Com o objetivo de atribuir a fração deste desfecho à ingestão de peixes, é necessário utilizar a fração atribuível calculada anteriormente em 40% do risco estar associado ao mercúrio:

$$\begin{aligned} \text{Nº de pessoas que infartaram devido aos níveis de mercúrio } \geq 2,0 \mu\text{g/g.} &= \\ \text{Nº total de casos de infarto x fração atribuível} &= \\ 20 \times 0,4 &= 8 \text{ pessoas} \end{aligned}$$

Significa dizer que, em cada 100.000 pessoas afetadas, cerca de 8 homens acima de 40 anos são internados por infarto do miocárdio devido à ingestão de mercúrio. Entretanto, apesar do indivíduo em média infartar a partir dos 40 anos, não há uma probabilidade bem definida em qual ano haverá o desfecho. Por isso, utiliza-se o estudo de Zaletel-Kragelj & Bozikov (2010) que estima a probabilidade do risco acumulado ao longo dos anos. Para isso, multiplicou-se a taxa de prevalência de 0,16% pela fração atribuível de 40%, chegando ao risco anual de infarto de 0,06%.

Dado o risco anual, Zaletel-Kragelj & Bozikov (2010) calculam, primeiramente, a probabilidade de sobrevivência (1-risco anual ano após ano) e, em seguida, multiplicam as probabilidades de sobrevivência (1-risco anual) ao longo dos anos. Por fim, tal probabilidade acumulada de sobrevivência é subtraída por 1 com o objetivo de calcular o risco acumulado. Feitas as transformações necessárias, estimou-se o risco acumulado do infarto do miocárdio associado ao mercúrio de 1,61%.

A partir do conhecimento da temporalidade do desfecho, torna-se factível estimar o número de casos de infarto associados ao mercúrio ao longo dos anos. Para isso, multiplica-se a população de homens acima de 40 anos na região que serão internados ao longo de 27 anos de exposição e o risco acumulado de infarto associado ao mercúrio no tempo. Para o exemplo de uma população total afetada de 100 mil pessoas, cerca de 12% (ou 12 mil pessoas) seriam homens acima de 40 anos na Amazônia.

$$\begin{aligned} \text{População de homens acima de 40 anos na região que} \\ \text{serão internados em 27 anos pela ingestão de mercúrio} &= \\ \text{População de homens acima de 40 anos na região X} \\ \text{risco acumulado de infarto associado ao mercúrio ao longo do tempo} &= \\ 12.000 \times 1,61\% &= 193 \end{aligned}$$

Corresponde que, em uma população de 100.000 pessoas impactadas, cerca de 193 homens acima de 40 anos terão infarto do miocárdio associado à ingestão de mercúrio e com uma probabilidade acumulada de 27 anos por conta da extração de ouro do garimpo. A taxa de incidência deste desfecho é dada pelo número de casos em cada 1.000 pessoas afetadas, ou seja, 1,9 casos de internação por infarto associado ao mercúrio em cada 1.000 pessoas afetadas. A partir disso, a estimativa do impacto do mercúrio usado pelo garimpo com relação a ocorrência de infarto do miocárdio pode ser mensurada a partir dos anos vividos com incapacidade (DALY).

Variáveis para cálculo do impacto em DALY e monetário do infarto agudo do miocárdio associado ao mercúrio do garimpo

Para o cálculo do DALY relacionado ao infarto agudo do miocárdio é preciso destacar cada uma das variáveis a partir da revisão da literatura sobre o tema. Algumas variáveis serão iguais às aquelas já tratadas para a perda de Qi em fetos, como taxa de desconto de 3% e 100% de peso da idade.

- Peso da incapacidade: O peso da incapacidade para o infarto agudo do miocárdio, segundo ranking desenvolvido pela OMS (2004), é 0,439.
- Ano início da incapacidade e duração: Como já destacado, assume-se a hipótese de início da incapacidade aos 40 anos, tendo uma duração de 27 anos, completando os 67 anos de expectativa de vida em homens na região Norte do Brasil.
- Taxa de incidência (número de casos por mil pessoas): A descrição para a estimativa da taxa de incidência foi apresentada na seção anterior e, como exemplo, calculou-se 1,9 casos de infarto devido ao mercúrio para cada 1.000 pessoas.

A partir da descrição de todas as variáveis que influenciam o cálculo de DALY para o infarto agudo do miocárdio, obtém-se o valor em anos vividos pela incapacidade. A título de exemplificação, a extração de 10 kg de ouro pode gerar, em média, o impacto de 8,5 anos vividos com incapacidade ou R\$ 871 mil se considerado R\$ 103 mil para cada DALY (IBGE, 2020; OMS, 2001).

As fórmulas para o cálculo de anos vividos com incapacidade (DALY) na planilha Mercury Spreadsheet são complexas e, por isso, a fórmula acima representa, de forma simplificada, as variáveis que influenciam o cálculo. Para mais informações, recomenda-se a utilização da calculadora de impactos em sua versão excel, mais especificamente na Aba “Infarto do Miocárdio”. Apresenta-se o impacto cardiovascular do infarto do miocárdio como:

$$\text{(Equação 17)} \quad Ci = Pi * Ti * Fi * Di * V$$

$$Ci = Pi * 0,16\% * 40\% * Di * 103.599$$

Onde:

Ci = Custo do impacto do infarto no miocárdio (em R\$)

Pi = População de homens acima de 40 anos

Ti = Taxa de prevalência do infarto do miocárdio = 0,16%

Fi = Fração atribuível do infarto agudo do miocárdio = 40%

Di = Anos vividos com incapacidade (em anos)

V = Valor da Vida Estatística (em R\$) = R\$ 103.599

Limitações da estimativa de carga de doença de infarto do miocárdio

A presente seção busca justificar as principais limitações encontradas no cálculo do impacto da ingestão de mercúrio na ocorrência de infarto. Primeiramente, a revisão de literatura não encontrou nenhum estudo no Brasil que relacione a concentração de mercúrio com infarto do miocárdio. Portanto, o estudo de Salonen et al (1995), que foi realizado na Finlândia, consiste em uma referência e deve-se salientar as diferenças físicas entre a população na Amazônia com os indivíduos na Finlândia. Entretanto, deve-se reforçar que as duas regiões possuem elevada ingestão de peixes com mercúrio.

Outra dificuldade está diretamente relacionada com o fato de apenas Salonen et al (1995) encontrar o risco relativo, não tendo outro estudo que demonstre diretamente a fração atribuível, conceito epidemiológico fundamental para atribuir o desfecho ao elemento químico. Por isso, a revisão de literatura de estudos foi necessária para estimar a fração atribuível a partir do risco relativo (Rockhill et al, 1998; Fewtrell et al, 2004; Porta, 2008).

Como a principal referência é Salonen et al (1995), os riscos miocárdicos previstos associados às exposições ao metilmercúrio devem ser interpretados com cautela. Isto porque a maioria das evidências de tais riscos é baseada em observações de uma única coorte. Além disso, outros estudos indicam que o consumo de peixe em geral protege os indivíduos de incorrer em eventos cardíacos adversos (Mozaffarian & Rimm, 2006).

Por isso, se algum dos três modos de ação cardiotoxicos para o metilmercúrio que foram propostos por Salonen et al. (1995) são verdadeiros, então os riscos miocárdicos provavelmente aumentam com as concentrações de mercúrio no sangue, que por sua vez são altamente influenciadas pelo consumo de peixe. Como Rice et al (2005) argumentam, os estudos em humanos não foram projetados para examinar se existe um limite de resposta à dose para os efeitos avaliados.

A decisão por considerar os homens acima de 40 anos está relacionada com o estudo apresentado por Salonen et al (1995), entretanto, não há neste estudo uma idade média dos indivíduos que tiveram infarto. Dada tal limitação, decidiu-se considerar o corte por idade considerando 40 anos como a média de infarto do miocárdio e, além disso, foram utilizadas médias calculadas a partir de dados do Brasil.

b) Quantificação da carga de doença de hipertensão arterial atribuível à exposição ao mercúrio

Após a descrição metodológica para quantificação da carga de doença do infarto agudo do miocárdio, a presente seção discorre sobre outro possível desfecho cardiovascular observado na literatura associado à exposição ao mercúrio: problemas de hipertensão arterial.

A pressão arterial elevada (PA) é reconhecida há muito tempo como o principal fator de risco para doenças cardiovasculares. Uma análise recente sugere que a carga da PA elevada tem aumentado nas últimas três décadas (Forouzanfar et al. 2017). Além dos fatores de risco tradicionais para hipertensão, como ingestão elevada de sal e sobrepeso / obesidade, as exposições ambientais a metais pesados também podem desempenhar um papel importante (Abhyankar et al. 2012; Eum et al. 2008; Houston 2011; Navas Acien et al. 2007). Embora os mecanismos de como o mercúrio induz a hipertensão não sejam totalmente compreendidos, explicações plausíveis incluem estresse oxidativo e inflamação, que promovem disfunção endotelial e renal, e ligação de enzimas relacionadas ao selênio (Houston, 2011).

O MeHg é geralmente considerado a forma mais tóxica e uma relação dose-resposta foi proposta entre o MeHg e os resultados cardiovasculares (Roman et al. 2011). Embora haja extensa literatura apoiando os diferentes efeitos tóxicos e modos de ação do Hg e do MeHg inorgânicos em muitos sistemas de órgãos humanos (por exemplo, NRC 2000; Clarkson & Magos 2006), não havia evidências que mostrasse uma diferença nos efeitos sobre a hipertensão entre inorgânico e MeHg.

Desta forma, o estudo de Hu et al (2018) é fundamental pois agrega uma revisão sistemática, construindo uma meta-análise tanto com estudos gerais quanto à população ocupacional exposta. As diferenças potenciais foram investigadas pela análise de sensibilidade com os objetivos de: (1) avaliar a relação entre a exposição ao mercúrio e hipertensão, PA sistólica (PAS) e PA diastólica (PAD), e (2) explorar a heterogeneidade na relação entre a exposição ao mercúrio e os resultados da PA que se divide em três fatores principais: os grupos de exposição ao Hg na população estudada; e a escolha de biomarcadores.

Do total de estudos analisados, cerca de 29 estudos possuem a relação da hipertensão arterial e o nível de mercúrio a partir de algum biomarcador. Para cada estudo foi calculada a

probabilidade (ou Odds Ratio – OR) de ter um determinado desfecho como a hipertensão. Para estudos com dados de hipertensão, mas sem medidas disponíveis de associação, estimou-se a OR e o intervalo de confiança de 95% (IC) por categorias de Hg usando o número de casos e não casos em diferentes categorias de exposição.

Os estudos foram categorizados em exposição a mercúrio baixa a moderado (<2 ug/ g cabelo Hg ou equivalente) e exposição alta ao mercúrio (2 ug = g cabelo Hg equivalente) por meio das concentrações de mercúrio no grupo mais exposto nestes estudos. Se forem observados todos os estudos coletados na meta-análise há mais de 55.000 participantes de 17 países, incluindo a Amazônia brasileira. Nove estudos avaliaram a associação entre a exposição ao Hg e a hipertensão no nível de exposição.

Hu et al (2018) calcularam a probabilidade dos 9 estudos que mensuraram a associação entre exposição elevada ao mercúrio e a hipertensão, totalizando 1,35. O estudo ainda demonstra a heterogeneidade na relação entre a exposição ao Hg e a hipertensão arterial a partir de diferentes grupos de exposição como população geral (OR = 1,08), costeira e indígena (OR = 1,48) e ocupacional (OR= 2,08).

Metodologia para cálculo da carga de doença de hipertensão atribuível à ingestão de mercúrio oriundo do garimpo de ouro

O desenvolvimento da metodologia de carga de doença de hipertensão arterial no contexto do garimpo de ouro na Amazônia passa fundamentalmente pela adaptação ao estudo de Hu et al (2018), sendo relevante a definição de todas as premissas aplicadas. A primeira adaptação ao estudo de Hu et (2018) consiste na estimativa da fração atribuível a partir da Odds ratio (ou razão de chances) de 1,35 dado pela meta-análise para a exposição ao mercúrio, isto é, há uma probabilidade 35% maior da ocorrência de determinado desfecho no grupo com exposição ao mercúrio e concentração no cabelo maior que 2 ug/g cabelo. Uma vez que a OR é análoga ao risco relativo, assume-se a hipótese que são semelhantes como demonstrado em estudos como Bonita et al. (2010).

A fração atribuível, como já descrito anteriormente, é o conceito epidemiológico necessário para a análise da carga de doença atribuível à exposição de um elemento. Apesar de Hu et al (2018) apresentar estudos para o contexto amazônico como Fillion et al (2006) com uma OR de 3,8 – indicando elevada concentração de mercúrio na população amazônica brasileira – decidiu-se, de forma conservadora, em utilizar a OR da metanálise como um todo, no valor de 1,35, uma vez que se trata de uma ampla revisão de estudos sobre a relação de hipertensão com a ingestão de mercúrio. Além disso, para estimar o número de casos de infarto relacionados ao fator de risco em questão [Hg-cabelo] $\geq 2.0 \mu\text{g/g}$ se faz necessário conhecer o

número total de casos de infarto na região investigada, ou seja, na Amazônia. Portanto, dado que a odds ratio é 1,35 (Hu et al, 2018), é possível quantificar a fração atribuível a partir da seguinte equação.

$$\begin{aligned} \text{FAP} &= (\text{OR} - 1) / \text{OR} \\ \text{FAP} &= (1,35 - 1) / 1,35 = 26\% \end{aligned}$$

A partir desta compreensão é possível estimar o risco da ocorrência de hipertensão arterial (Hu et al, 2018) em 0,26, ou seja, 26% dos casos de hipertensão arterial seriam devidos exclusivamente à exposição ao mercúrio $\geq 2.0 \mu\text{g/g}$. Importante ressaltar que o presente estudo assume como hipótese que toda a população afetada estará em risco, ou seja, com concentração média de mercúrio acima de $2,0 \mu\text{g/g}$ dada a alta ingestão de mercúrio demonstrada nas eções “a” até “j”.

Para estimar o “Número de Casos de Hipertensão Atribuíveis à exposição ao mercúrio ($\geq 2,0 \mu\text{g/g Hg}$)” é preciso, portanto, multiplicar o número total de hipertensão na amostra e a fração atribuível. No caso específico de Salonen et al (1995) houve 73 casos de infarto na amostra ao longo do tempo. Para fazer a adaptação ao contexto amazônico faz-se um recorte pela idade, calculando apenas nos indivíduos acima 20 anos que corresponde a 9,2 milhões de pessoas na Região Norte do Brasil. Diferentemente do desfecho de infarto do miocárdio, a literatura não indica um maior ou menor risco de hipertensão em função do gênero (homem ou mulher), ou seja, deve-se apenas avaliar a população acima de 20 anos, ano no qual os problemas de hipertensão começam a ser observados (Hu et al, 2018). Observando dados do IBGE (2020), estima-se que a população acima de 20 anos corresponde a 58% de toda a população da região Norte, ou seja, em uma população afetada de 1.000 pessoas, cerca de 580 terão idade acima de 20 anos.

Se observado os dados do Datasus (2021), em 2015-2020 há, em média, 8.310 internações ao ano por hipertensão para esta população acima de 20 anos de idade na região, isto significa 8.310 casos em 9,2 milhões de pessoas ou 0,09% da população acima de 20 anos possui hipertensão na região Norte. A Figura 6 resume o encadeamento lógico construído acima:

Figura 6: Pirâmide explicativa do cenário de hipertensão na Região Norte do Brasil



Fonte: Elaboração própria

A título de exemplificação, uma comunidade de 10.000 pessoas com elevado grau de concentração de mercúrio no cabelo terá cerca de 58% com idade acima de 20 anos, ou seja, 5.800 pessoas estão em risco. Desta população de 5.800 pessoas, cerca de 0,09% têm hipertensão, segundo dados do Datasus na Amazônia, extrapolados para nível local na região. Em outras palavras, cerca de 5 pessoas têm hipertensão em cada 10.000 pessoas. Esta probabilidade está relacionada com o risco geral da ocorrência de hipertensão na população, sem levar em consideração a ingestão de mercúrio via peixes contaminados.

Com o objetivo de atribuir a fração deste desfecho à ingestão de peixes, é necessário utilizar a fração atribuível calculada como 26% do risco estar associado ao mercúrio:

$$\begin{aligned} \text{Nº de pessoas que têm hipertensão devido aos níveis de mercúrio } \geq 2,0 \mu\text{g/g.} &= \\ \text{Nº total de casos de hipertensão} \times \text{fração atribuível} &= \\ 5 \times 26\% &= 1,3 \text{ pessoas em uma população de 10 mil pessoas} \end{aligned}$$

Para o cálculo do impacto da incapacidade em DALY é preciso conhecer o ano de início e a duração da hipertensão. O artigo de Hu et al (2018) não descreve a média de idade dos indivíduos que possuem hipertensão arterial, mas sim a média de idade dos indivíduos das amostras nos diferentes estudos. Por isso, ao analisar tais idades para os diversos estudos, observa-se que uma das menores idades é 20 anos e, por isso, optou-se por escolher, de forma conservadora, tal idade como início do desfecho da hipertensão.

A adaptação ao contexto amazônico também necessita atualizar a expectativa de vida regional, que é de 72 anos na Região Norte do Brasil. Em outras palavras, significa que os indivíduos que têm hipertensão arterial viveriam dos 20 até os 72 anos com tal incapacidade, ou seja, 52 anos. Entretanto, apesar do indivíduo ter hipertensão a partir dos 20 anos de idade, não há uma probabilidade bem definida em qual ano haverá o desfecho, por isso, utiliza-se o estudo de Zaletel-Kragelj & Bozikov (2010) que estima a probabilidade do risco acumulado ao longo dos anos. Para isso, multiplicou-se a taxa de prevalência de 0,09% pela fração atribuível de 26%, chegando ao risco anual de infarto de 0,02%.

Dado o risco anual, Zaletel-Kragelj & Bozikov (2010) calculam, primeiramente, a probabilidade de sobrevivência (1-risco anual ano após ano) e, em seguida, multiplicam as probabilidades de sobrevivência (1-risco anual) ao longo dos anos. Por fim, tal probabilidade acumulada de sobrevivência é subtraída por 1 com o objetivo de calcular o risco acumulado. Feitas as transformações necessárias, estimou-se o risco acumulado de hipertensão associado ao mercúrio de 1,21%.

A partir do conhecimento da temporalidade do desfecho, torna-se factível estimar o número de casos de hipertensão associados ao mercúrio ao longo dos anos. Para isso, multiplica-se a população acima de 20 anos na região que será internada ao longo de 52 anos de exposição e o risco acumulado de hipertensão associado ao mercúrio no tempo. Para o exemplo de uma população total afetada de 10 mil pessoas, cerca de 58% (ou 5.800 pessoas) seriam indivíduos acima de 20 anos na Amazônia.

População acima de 20 anos na região que
serão internados por hipertensão em 52 anos pela ingestão de mercúrio =
População acima de 20 anos na região X
risco acumulado de hipertensão associado ao mercúrio ao longo do tempo =
 $5.800 \times 1,21\% = 69$

Corresponde que, em uma população de 10.000 pessoas impactadas, cerca de 69 indivíduos acima de 20 anos terão problemas de hipertensão associado à ingestão de mercúrio e com uma probabilidade acumulada de 52 anos por conta da extração de ouro no garimpo. A taxa de incidência deste desfecho é dada pelo número de casos em cada 1.000 pessoas afetadas, ou seja, 7 casos de internação por hipertensão associado ao mercúrio em cada 1.000 pessoas afetadas. A partir disso, a estimativa do impacto do mercúrio usado pelo garimpo com relação a ocorrência de hipertensão arterial pode ser mensurada a partir dos anos vividos com incapacidade (DALY).

Variáveis para cálculo do impacto em DALY e monetário da hipertensão arterial associada ao mercúrio do garimpo

Para o cálculo do DALY relacionado à hipertensão arterial é preciso destacar cada uma das variáveis a partir da revisão da literatura sobre o tema. Algumas serão iguais àquelas já tratadas na seção de perda de Qi em fetos e infarto agudo do miocárdio como taxa de desconto de 3% e 100% de peso da idade.

- Peso da incapacidade: O peso da incapacidade para a hipertensão, segundo ranking desenvolvido pela OMS (2004), é 0,246.
- Ano início da incapacidade e duração: Como já destacado, assume-se a hipótese de início da incapacidade aos 20 anos, tendo uma duração de 52 anos, completando os 72 anos de expectativa de vida na região Norte do Brasil.
- Taxa de incidência (número de casos por mil pessoas): A descrição para a estimativa da taxa de incidência foi apresentada na seção anterior e, como exemplo, calculou-se 7 casos de hipertensão arterial devido ao mercúrio para cada 1.000 pessoas.

A partir da descrição de todas as variáveis que influenciam o cálculo de DALY para a hipertensão, obtém-se o valor em anos vividos pela incapacidade. A título de exemplificação, a extração de 10 kg de ouro pode gerar, em média, o impacto de 29 anos vividos com incapacidade ou R\$ 3 milhões se considerado R\$ 103 mil para cada DALY (OMS, 2001).

As fórmulas para o cálculo de anos vividos com incapacidade (DALY) na planilha Mercury Spreadsheet são complexas e, por isso, a fórmula abaixo representa, de forma simplificada, as variáveis que influenciam o cálculo. Para mais informações, recomenda-se a utilização da calculadora de impactos em sua versão excel, mais especificamente na Aba “Hipertensão”.

$$\text{(Equação 18). } Ch = Ph * Th * Fh * D * V$$
$$Ch = Ph * 0,09\% * 26\% * D * 103.599$$

Onde:

Ch = Custo do impacto de hipertensão arterial relacionada à ingestão de mercúrio do garimpo

Ph = População acima de 20 anos

Th = Taxa de prevalência = 0,09%

Fh = Fração atribuível = 26%

D = DALY = Anos de vida ajustado por incapacidade (em anos)

V = Valor da Vida estatística (em reais) = R\$ 103.599

Limitações da estimativa de carga de doença de hipertensão atribuível ao mercúrio utilizado no garimpo de ouro na Amazônia

A presente seção busca justificar as principais limitações encontradas no cálculo do impacto da ingestão de mercúrio na ocorrência de hipertensão arterial. A revisão de literatura encontrou uma meta-análise (Hu et al, 2018) no qual apresenta estudos que relacionam a concentração de mercúrio com hipertensão arterial. Dentre os diferentes estudos há um estudo de Fillion et al (2006) que, embora não tenha observado uma relação dose-resposta entre o consumo de peixes e a pressão arterial, analisa a elevada razão de chance (Odds ratio) em populações ribeirinhas no Tapajós, Amazônia. Todavia, tal estudo não acompanhou longamente a população e construiu uma amostra de conveniência, que pode gerar viés de seleção. Como exemplo, o número de refeições de peixe nos últimos sete dias foi considerado como um indicador dos hábitos alimentares dos peixes na região. Alguns peixes podem ter um efeito mais positivo do que outros, mas isso não foi aparente no estudo de Fillion et al (2006). Peixes de água doce têm níveis mais baixos de ácidos graxos ômega-3 em comparação com peixes marinhos (Mahaffey, 2004; Innis et al(1995), o que pode explicar a falta de relação entre o consumo de peixes e a pressão arterial nestes estudo e em outros, mas não existem dados sobre os níveis de ômega-3 em peixes. para peixes amazônicos.

Por conta das limitações apresentadas acima para estudos na região amazônica, optou-se pelo estudo de Hu et al (2018) por conter uma revisão de literatura de diferentes contextos e locais que contribuem para resultados mais robustos. Entretanto, mesmo o estudo de Hu et al (2018) possui suas limitações. Primeiramente, na maioria dos estudos foi feito um corte transversal, ou seja, não podemos descartar a possibilidade de que a associação positiva observada entre exposição e hipertensão reflète as mudanças dietéticas ou comportamentais devido ao diagnóstico de hipertensão.

Em segundo lugar, o resultado da hipertensão não foi definido de forma consistente em todos os estudos e os métodos da medição de pressão arterial variaram nos estudos, isto é, a heterogeneidade entre os estudos pode refletir em medidas de discrepâncias. Terceiro, a meta-análise não é capaz de resolver o potencial de problemas com confusão que pode ser inerente aos estudos originais. Outra dificuldade está diretamente relacionada com o fato de Hu et al (2018) encontrar a razão de chances (odds ratio), não tendo outro estudo que demonstre diretamente a fração atribuível, conceito epidemiológico fundamental para atribuir o desfecho ao elemento químico. Por isso, a revisão de literatura de estudos foi necessária para estimar a fração atribuível a partir da razão de chances (Camey et al, 2010).

Os resultados aqui apresentados para a hipertensão arterial também devem ser vistos com cautela, sendo necessários mais estudos na região Amazônica que corroborem com a meto-

dologia aqui construída. Por fim, a decisão por considerar a idade média de 20 anos trata-se de uma hipótese conservadora, dado que o estudo de Hu et al (2018) apresenta as idades dos indivíduos da amostra, mas sem destacar a idade média daqueles que possuem desfechos de hipertensão arterial.

3.5.4. Sintomas neuropsicológicos (tremores)

A inalação de mercúrio por seres humanos afeta diretamente o sistema nervoso central, tendo sintomas neuropsicológicos como tremores, distúrbios de sono, dentre outros efeitos. A inalação crônica por mercúrio na Amazônia afeta silenciosamente o sistema nervoso e, por isso, não há estimativa do número de pessoas afetadas com esse tipo de intoxicação causada pela inalação de mercúrio.

A fim de superar essa lacuna de informação, observa-se o estudo de Steckling et al (2014) que coletou uma amostra em garimpeiros no Zimbábue e constatou que 72% dos garimpeiros tinham sintomas neuropsicológicos, uma vez que o garimpeiro de pequena escala não utiliza equipamentos de segurança que impeçam a inalação do vapor mercúrio. Em estudo mais recente, Steckling et al (2017a) faz uma análise mais ampla com diversos países e calculou que a ocorrência de sintomas neuropsicológicos em garimpeiros ocorre entre 23% e 34% dos indivíduos.

Há ainda a necessidade de estimar o número de garimpeiros, seja pela ótica de hectare ou pela grama de ouro. Estudos como de Alcântara et al (2004) demonstraram, em estudo em São Chico (PA), que um garimpeiro tem a capacidade de extrair, em média, 1.948 gramas de ouro ao ano, ou seja, se essa quantidade for apreendida pode-se projetar que corresponde a apenas um garimpeiro na Amazônia. O estudo dos Hospitais das Clínicas da UFMG²⁴ mostra que o tratamento de problemas de tremores e depressão como sintomas neuropsicológicos corresponde a um custo mensal de R\$ 187, ou seja, R\$ 2.244 por pessoa ao ano.

$$\begin{aligned} C_n &= (O / E) * Prop * C_t \\ &= (O / 1.948) * 23,7\% * 2.240 \end{aligned}$$

Onde:

C_n = Custo dos impactos de sintomas neuropsicológicos (em R\$)

O = grama de ouro apreendida

E = Extração média de ouro por garimpeiro (em gramas por ano) = 1948 gramas por ano

Prop = Proporção de garimpeiros afetados (em %) = 23,7%; 29% ou 34,3%

C_t = Custo de tratamento médio por garimpeiro por ano (R\$/pessoa/ano) = R\$ 2.240

²⁴ <https://bd.tjmg.jus.br/jspui/bitstream/tjmg/6119/1/RR%20NATS%20332%20tremores%20essenciais%20sertralina%2C%20primidona%20e%20%20%281%29.pdf>

Da mesma forma, o garimpeiro vive com tal incapacidade ao longo dos anos e, por isso, além do custo de tratamento apresentado acima, deve-se mensurar o custo da perda de bem-estar em DALY. Para isso, observa-se que o peso da incapacidade de tremores definida pela OMS (2004) e aprofundada por Steckling et al (2017b) é 0,368. Outra variável considerada é a taxa de prevalência no que pode assumir três valores a depender do cenário construído a partir do estudo de Steckling et al (2017a) que observou diversos locais no mundo (23,7%; 29% e 34,3%). A fórmula, portanto, para a mensuração de DALY para os tremores em garimpeiros consiste em:

$$Cng = (O / E) * Wn * Tn * V$$

(Equação 19). = $(O / 1.948) * 0,368 * 23,7\% * 103.599$

Onde:

Cng = Custos do desfecho de sintomas neuropsicológicos em garimpeiros (em R\$)

O = grama de ouro apreendida

E = Extração média de ouro por garimpeiro (em gramas por ano) = 1948 gramas por ano

Wn = Peso da incapacidade (entre 0 e 1) = 0,368

Tn = Taxa de prevalência (%) = podendo ser 23,7%; 29% e 34,3%

V = Valor da Vida Estatística (em R\$) = R\$ 103.599

O valor total do dano do desfecho de tremores em garimpeiros para 10 kg de ouro apreendido corresponde a R\$ 635 mil reais.



{ 4. Garimpo de Poço

4.1. Impacto médio por quantidade de ouro apreendida

Para o caso de um garimpo de poço ou subterrâneo, as duas variáveis possíveis de entrada serão quilo de ouro ou idade do garimpo (em anos de exploração). Isso se justifica pela dificuldade de mensuração do tamanho da área subterrânea impactada. Toma-se como base a fórmula da conversão de unidades de medida do garimpo de aluvião. A partir disso, toma-se como referência o volume total de material removido do solo a partir de um quilo de ouro extraído com um teor de 0,19. Assim, o volume total de referência é 30.511 m³/kg de ouro pela metodologia descrita ao longo do relatório. Desse modo, para calcular a quantidade total de solo revolvido, deve-se multiplicar a quantidade de ouro pelo volume total de referência (30.511 m³/kg):

$$Q = K * V_f$$

$$Q = K * 30.511$$

Onde:

Q = Quantidade total de solo revolvido

K = Quilo de ouro apreendido

V_f = volume total de referência é 30.511 m³/kg

Para calcular a área desmatada, toma-se como base também a mesma fórmula de conversão do garimpo de aluvião, assumindo um poço (ou cava, no caso da aluvião) médio de 10 metros de profundidade. Uma cava de 10 metros com teor de 0,19 gera um impacto em 0,31 hectares desmatados. Se assumirmos um transbordamento dessa área de 12 vezes como foi apresentado na metodologia do garimpo de aluvião, temos um impacto de 3,6 hectares. Ou seja, esse valor será utilizado como tamanho fixo de impacto na camada superficial do solo (desmatamento), já que o aumento da extração de ouro em um garimpo de poço ocorre com aumento da amplitude dentro dos túneis e não aumenta necessariamente a área desmatada.

4.2. Impacto por idade do garimpo (averiguação in loco)

Para esse caso, utilizamos como referência dados do Plano de Manejo da Rebio Maicuru, que estima uma produção média de ouro por ano de 12,8 quilos em um garimpo subterrâneo. Além disso, utilizamos dados do inquérito do garimpo do Limão que estima que, em aproximadamente 3 anos, foram extraídos 103,6 quilos de ouro especificamente deste garimpo. Assim, em um ano, a produção teria sido de 34,5 kg de ouro. Desse modo, a média da produção anual em um garimpo subterrâneo seria de 23,7 kg de ouro.

Quadro 11: Produção por idade do garimpo

Garimpo	Idade do Garimpo (anos)	Número de Garimpeiros	Quantidade de ouro por ano
Rebio Maicuru (PA)	10	40	12,8
Processo Garimpo do Limão	3	48	34,5
Média	10	44	23,7

Fonte: Elaboração própria

Se o volume de solo removido em um quilo de ouro é 30.511 m³, como foi descrito na subseção anterior, em 23,7 kg de ouro, são revolvidos 722.095 m³ de solo. Isso significa que, em um ano de garimpo de poço, são revolvidos 722.095 m³ de solo. Utiliza-se como parâmetros fixo a área impactada de desmatamento de 3,6 hectares como também descrito na seção anterior. Desse modo, para se estimar a quantidade de metros cúbicos revolvidos em todos os anos de operação do garimpo, deve-se multiplicar os anos de operação do poço, pela média de extração anual de ouro em garimpo de poço (23,7 kg/ano) pelo volume de referência (30.511 m³). Assim, temos que a fórmula final para a estimativa da quantidade total de metros cúbicos revolvidos é:

$$V = An * Med * Vf$$
$$V = An * 23,7 * 30.511$$

Onde:

V = Volume (m³) revolvido total

An = Anos de existência do garimpo

Med = média de extração anual de ouro em garimpo de poço (23,7 kg/ano)

Vf = volume total de referência é 30.511 m³/kg

4.3. Valoração dos impactos do garimpo de poço

Com essas fórmulas, temos as principais variáveis para calcular os impactos do garimpo de poço. A metodologia é a mesma descrita no garimpo de aluvião até alcançar seus valores monetários. Ou seja, a valoração dos impactos do garimpo de poço vai ser a seguinte:

Desmatamento/decapeamento:

- Área fixa impactada de 3,6 hectares independentemente da quantidade de ouro extraída
- Utiliza-se a fórmula do valor monetário do garimpo de aluvião descrita na categoria de desmatamento de garimpo de aluvião

Impacto na camada profunda do solo (gerando erosão e assoreamento de rios):

- Valor monetário segue a metodologia descrita na categoria de impacto da camada profunda do garimpo de aluvião com as seguintes modificações:
- Foi utilizado como referência uma cava de 10 metros com teor de 0,19 gera um impacto em 0,31 hectares. Se assumirmos um transbordamento dessa área de 12 vezes como foi apresentado na metodologia do garimpo de aluvião, temos um impacto de 3,6 hectares
- Assim, o custo de recomposição de terra fértil e terra normal é calculado sob uma área impactada de 0,31 hectares
- O volume de terra fértil a ser aterrado será fixo de $0,4 * 0,31 * 10.000 = 1.200 \text{ m}^3$
- O volume de terra normal a ser aterrado será o volume calculado a partir das fórmulas descritas nas subseções anteriores do garimpo de poço subtraído de 1.200 m^3
- O volume de terra normal a ser aterrado = $V - 1.200$

$$\text{(Equação 20)} \quad V_{tna} = (A_n * 23,7 * 30.511) - 1.200$$

Onde:

V_{tna} = volume de terra normal a ser aterrado

Impactos do mercúrio:

Mesma metodologia descrita no garimpo de aluvião

Cálculo feito a partir da quantidade de ouro extraída



5. Garimpo de Balsa

A quantidade de material lavrável por balsa depende da capacidade de sucção de cada equipamento acoplado na balsa. Normalmente, essa quantidade de material lavado varia de acordo com a potência do motor e com o tamanho da draga (medido em polegadas). Nota-se também que a produção de ouro depende do número de "mandadas" que a draga faz por mês. Esse é o termo utilizado para o ciclo de perfuração/exploração da draga, que pode durar de 20 a 24 horas. Existem indícios de que as dragas realizem 26 mandadas por mês. Assim, dependendo do tipo de draga, das horas demandadas e do número de mandadas por mês, tanto o ouro extraído quanto a quantidade de material lavado vão variar.

Essa quantidade de material lavado será contabilizada como o montante de sedimentos revolvidos. A partir desse montante, deve-se calcular a quantidade de sólidos suspensos que, por sua vez, vão impactar os serviços ecossistêmicos providos por aquele rio. Esses sólidos suspensos serão aqui denominados sedimentos pluma, pois são o rastro visível de sólidos na superfície de água. Esta seção apresenta o passo a passo da metodologia utilizada na calculadora de impactos tanto para a fórmula por entrada de ouro quanto para a fórmula de verificação da balsa in loco.

5.1. Cálculos prévios

Produtividade do garimpo de balsa

Total lavado (água + sedimento) ou capacidade da draga:

300 m³ por hora

7.200 m³ por dia

216.000 m³ por mês

2.592.000 m³ por ano

Produção média por balsa (média da literatura):

0,48 kg/mês (480 g/mês)

5,71 kg/ano (5.710 g/ano)

Produtividade média de ouro

Produtividade = produção de ouro (g) / quantidade de material lavado (mês ou ano)

Produtividade = 480 / 216.000 ou 5.710 / 2.592.000

Produtividade = 0,0022 g/m³

Potência de bomba

Esta seção apresenta a metodologia para calcular a quantidade de sedimentos e de ouro produzidos por mês com base na potência de bomba da balsa. A equação da potência de bomba foi utilizada para estimar a relação entre potência e vazão de bombas hidráulicas (Porto, 2006). Os parâmetros da equação são a potência da bomba em cavalos (Pcv), o Peso específico do fluido em Kgf/m³, a Vazão em m³/s, a altura manométrica (Hm) em metros e o rendimento da bomba (%).

$$Q = \frac{Pcv \times n \times 75}{\gamma \times Hm}$$

Cálculo de vazão de lama

Estimado: Q = Vazão em m³/s

Pcv = Potência da bomba em c.v (1cv corresponde a 0.98 hp)

Hm: Perda de Carga (Hc - m) + Altura de Sucção (Hs - m)

γ : Peso Específico (Kgf/m³)

n: Rendimento da Bomba (%)

A partir da equação acima foi possível estabelecer uma relação entre Potência x vazão de lama por segundo (m³/s) e mensal (m³/mês). Considerando que 10% de m³ de lama é composto por sólidos (sedimentos), efetuou-se a multiplicação da vazão de lama por 0.1 para obter uma vazão de sedimentos por mês. Esse valor foi então multiplicado pela produtividade de ouro (0,0022 g/m³) para estimar a quantidade de ouro extraída por mês a partir da quantidade de sedimentos bombeada. Para estimar a produção de sedimentos em toneladas por mês (ton/mês) produzida pela atividade garimpeira, os volumes de sedimentos (m³/mês) foram multiplicados por 2.76.

Calibração dos parâmetros da equação

Os parâmetros da equação do cálculo da vazão foram estimados para representar condições médias de atividade garimpeira, garantindo assim que a equação possa ser aplicada em todas as balsas de garimpo atuando na Amazônia. Em razão de a atividade garimpeira utilizar normalmente bombas antigas e com pouca manutenção, foi estipulado um rendimento de 40%. Esse rendimento está associado às perdas hidráulicas e mecânicas no interior da bomba que causam a dissipação de energia. Considerando que a lama extraída possui 10% de sólidos e 90% de água, estipulou-se que a densidade da lama é de 1.14²⁵ e que, portanto, o peso específico é de 11.142 Kgf/m³ (Peso específico da lama = Peso específico da água x Densidade).

A altura manométrica (Hm) está associada ao valor de energia que a bomba precisa fornecer ao fluido para transportar uma determinada vazão até o ponto designado pelo sistema de bombeamento. Essa energia está associada à diferença de altura entre o início e o final da tubulação (altura de sucção) e à resistência da tubulação e de seus componentes (perda de carga). No caso de balsas de garimpo, estipulou-se um valor médio de altura de sucção de 10m, o que corresponde a profundidade correspondente dos rios Tapajós e Madeira.

O valor de perda de carga é medido em metros de perda de carga por metros de tubulação (m/m) e depende de diversas variáveis como a velocidade do fluido, e do tipo, estado, comprimento e número de curvaturas e válvulas da tubulação (Porto, 2006). Em razão da dificuldade de se obter esse parâmetro, o cálculo da perda de carga foi estimado a partir de uma conta reversa. Com dados de produção de ouro em campo obtidos pelo Imazon para bombas de baixa potência (35.5cv), média (54.7cv) e alta como (73cv) (Quadro abaixo), foi possível fazer a conta reversa e estimar a perda de carga (variável dependente) de modo a igualar a produção de ouro calculada da observada pelo Imazon.

Quadro 12: Relação entre potência de bomba e produção de ouro na região do Tapajós, Pará.

Potência das Máquinas	Baixa (< 35.5 cv)	Média (35.5 - 54.7 cv)	Alta (> 73 cv)
Produção (gr Au/ano)	2.577 (Sd = 1.092)	3.723 (Sd = 1.668)	7.190 (=7080)

Fonte: Elaboração própria

Com essa metodologia, estimou-se uma perda de carga de 0.28 m/m, ou 2.8m em uma tubulação de 10m de comprimento. Para o cálculo dos valores mensais, considerou-se que a carga diária de trabalho é de 12h. É importante mencionar que os parâmetros do Quadro 15 são fixos e não devem ser mudados para atender situações individuais.

Quadro 13: Parâmetros utilizados e calculados para estimar a vazão das bombas de garimpo

Rendimento	0,4
H (altura manométrica)	10 m
H (perda de carga)	2.28 m para 10 m de tubulação
Y (peso específico)	11.172

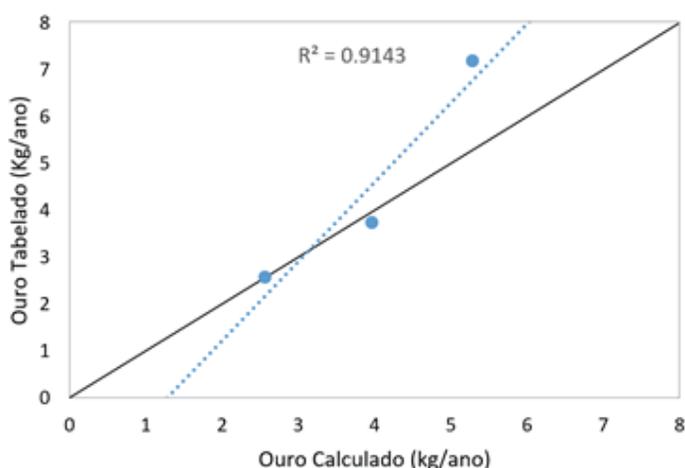
Fonte: Elaboração própria

²⁵ <https://www.willardsays.com/discharge-pipeline/slurry-density/>

A relação entre a potência de bomba e a produção de ouro calculada e observada pode ser visualizada na figura 6. É possível observar que para potências maiores o cálculo da quantidade de ouro produzida tende a ser menor do que o valor tabelado. Essa subestimação é desejável para a posterior aplicação de multas para a atividade ilegal de garimpo.

Figura 7: Ouro Calculado por Ouro Tabelado

Potência (cv)	Q1 Vazão (m³/s)	Q2 Vazão (m³/mês)	Sedimentos (ton/mês) (Q2 x 0.1)	Ouro Calculado (Kg/ano) (sedimentos*0.0022 * 12 meses)	Ouro Tabelado	Erro (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



Fonte: Elaboração própria

5.2. Cálculo da produção de ouro e quantidade de sedimentos

O Quadro 15 demonstrou que existe uma relação linear entre produção de ouro e potência do motor²⁶. Assim, ao dividir a produção pela potência, os valores encontrados foram todos próximos de 0,006 e, por isso adotou-se este valor como um parâmetro fixo.

Ou seja, ao multiplicar o tipo de motor por 0,006, tem-se o valor da produção de ouro por mês. A partir da produção de ouro mensal, pode-se ter a produção de ouro total dependendo do número de meses que a balsa esteve operando em determinado local. Para calcular o material lavrado total, divide-se essa produção de ouro pela produtividade inicialmente calculada de 0,0022. Como uma draga suga apenas 10% de sedimento e o restante de água, os sedimentos totais dragados também podem ser calculados.

²⁶ Se a potência do motor for 35,5, a produção de ouro será 2,57. Se a potência for 3,97, a produção de ouro será 0,33.

$$T_s = 0,1 * ((M * E * 0,006 * 1.000) / 0,0022)$$

Onde:

T_s = Sedimento total (m³)

M = Meses de operação da balsa

E = Potência do motor (c.v)

No entanto, grande parte dos sedimentos residuais descartados pela atividade garimpeira no rio são depositados no mesmo local ou próximos de onde foram retirados. Assim, estima-se que no momento do descarte dos sedimentos residuais, grande parte desse material é logo depositada no fundo do rio, enquanto uma pequena parte, de 1 a 5% dos sedimentos, é transportada para a jusante do rio (Gordon, 1974; Bokuniewicz and Gordon, 1980). Nesse sentido, a produção de sedimentos que vira pluma gerada pela atividade garimpeira deve ser multiplicada por 0,05 para representar a porção de sedimentos com potencial impacto a jusante do rio. Para transformar em toneladas esses sedimentos, basta multiplicar pela densidade de 2,76.

Ao dividir o sedimento pluma em toneladas pela potência do motor e pelo número de meses que a balsa esteve operando, temos um outro parâmetro fixo de 38,82 que vai servir para demonstrar a relação entre essas variáveis. A partir dessa metodologia, fórmulas mais simples são desenvolvidas para calcular tanto a produção de ouro quanto o sedimento da pluma, que é o sedimento que causará danos diretos ao meio ambiente. As fórmulas finais são apresentadas a seguir:

$$\delta = ((T_s * 0,05) * 2,76) / (E * M)$$

$$T_o = M * E * 0,006 * 1.000$$

$$S_p = M * E * 38,82$$

Onde:

δ = Parâmetro do sedimento pluma = 38,82

T_o = Total de ouro produzido (gramas)

M = Meses de operação da balsa

E = Potência do motor (c.v)

S_p = Sedimento pluma (ton)

Com base nessa metodologia, é possível estimar o total de ouro produzido e o total de sedimentos da pluma das balsas. Assumimos que o sedimento pluma é o elemento que deve ser levado em consideração ao estimar o valor econômico dos impactos ambientais. Isso se deve à turbidez gerada por essa pluma nos rios.

Assim, essa fórmula serve para a entrada da calculadora para utilização no caso de uma averiguação in loco da balsa, onde as variáveis de entrada para a calculadora são os meses

que a balsa esteve operando no local e a potência do motor. O usuário da calculadora pode inserir o motor de bomba caso haja informação. Caso contrário, a calculadora considerará a potência média do motor de bomba de 57cv (Bezerra et al, 1996).

5.3. Impacto médio por quantidade de ouro apreendida

Se a fórmula de entrada da calculadora for a apreensão de ouro, a partir da metodologia descrita nas seções anteriores, pode-se chegar às estimativas de total de material lavrado (m^3), sedimentos totais e sedimentos pluma.

$$\text{Material lavrado total (m}^3\text{)} = \text{Produção de ouro total (gramas)} / 0,0022$$

$$\text{Sedimento total (m}^3\text{)} = 0,1 * \text{Material lavrado total (m}^3\text{)}$$

$$\text{Sedimento pluma (m}^3\text{)} = \text{sedimento total (m}^3\text{)} * 0,05$$

$$\text{Sedimento total (ton)} = \text{Sedimento total (m}^3\text{)} * 2,76$$

$$\text{Sedimento pluma (ton)} = \text{Sedimento pluma (m}^3\text{)} * 2,76$$

No entanto, há também a possibilidade de estabelecer outro parâmetro fixo que permite uma fórmula mais direta para alcançar o sedimento pluma. Neste caso, o parâmetro é calculado ao dividir a tonelada total de sedimento pluma calculado pela grama de ouro e, assim, tem-se o parâmetro fixo de 6,2. Portanto, para a fórmula com entrada por quantidade de ouro apreendida, basta multiplicar o ouro em gramas pelo parâmetro de 6,2 para calcular a tonelada de sedimento pluma. Além disso, ao tomar como potência média do motor 57, que é a média das referências do estudo de Bezerra et al (1996), podemos ter o número de meses que a balsa esteve operando no local:

$$Sp = To * 6,2$$

$$M = (Sp) / (57 * \delta)$$

Onde:

Sp = Sedimento pluma (ton)

To = Total de ouro produzido (gramas)

M = Meses de operação da balsa

δ = Parâmetro do sedimento pluma

5.4. Valoração dos impactos do garimpo de balsa

Para a valoração dos impactos do garimpo de balsa, assumimos dois potenciais impactos: mercúrio e assoreamento. A valoração do mercúrio vai seguir a mesma metodologia do garimpo de aluvião. A única modificação é sobre os percentuais de perda que vão para o solo e para os rios. No garimpo de aluvião, assumimos que uma parcela do mercúrio é perdida para os rios e outra parcela é perdida para o solo. No garimpo de balsa, assumimos

que o total desse mercúrio perdido é despejado diretamente para os rios. O quadro abaixo apresenta esses percentuais para o garimpo de aluvião e balsa.

Quadro 14: Perdas de mercúrio para garimpo de aluvião e de balsa

Cenários	Aluvião (solo)	Aluvião (água)	Balsa (água)
Mínimo	5,6%	7%	12,6%
Médio	8,8%	13%	21,8%
Máximo	14%	21%	35%

Fonte: Elaboração própria

A partir desses percentuais de perda para balsa, a metodologia segue a mesma fórmula descrita pelo garimpo de aluvião para calcular os impactos do mercúrio. Ou seja, como as fórmulas do garimpo de balsa calculam a quantidade de ouro produzida e como sabemos quanto mercúrio é utilizado por quilo de ouro (descrito na seção III.5 específicas de mercúrio no garimpo de aluvião), basta seguir a metodologia de valoração do mercúrio no garimpo de aluvião que também parte dessas variáveis.

Já a avaliação de assoreamento do barco de dragagem é baseada em uma metodologia de transferência de benefícios relacionada à estimativa de controle de erosão e seus valores. A ideia é estimar quantos hectares de terras degradadas podem gerar a mesma quantidade de sedimento pluma gerado pelas balsas. Ao ter essa avaliação, podemos fazer uma transferência de benefício dos custos de controle de erosão calculados por estudos de valoração econômica.

Borrelli et al. (2013) assumem que uma floresta intacta apresenta níveis de erosão de 0,16 ton/ha/ano e a erosão média anual em áreas de cultivo é de 12,70 ton/ha/ano. Assim, se assumirmos a erosão em áreas de cultivo como proxy para áreas de mineração de ouro, podemos afirmar que a diferença na erosão de uma área de floresta para uma área de mineração de ouro é de 12,54 ton/ha/ano. Em outras palavras, uma área impactada por atividades de mineração geraria 12,54 ton/ha/ano a mais de sedimentos do que uma situação florestal normal. Com base nisso, a equivalência dos hectares impactados (quantos hectares em uma área degradada geram a mesma quantidade de erosão que os barcos de dragagem) é dada pela divisão do sedimento pluma (Sp) por 12,54.

Para transformar esse dado em valores monetários, os custos de controle de erosão foram obtidos a partir do estudo de De Groot et al. (2012) que, através de uma meta-análise, chegou ao valor de US \$15 por hectare em florestas tropicais. Dentre os vários estudos utili-

zados pelo autor, quatro se referem a florestas tropicais. Nesses casos, diversas abordagens foram utilizadas para o cálculo do custo de controle de erosão.

Os autores Van Beukering et al., (2003) utilizam uma perspectiva de perda de produção agrícola e aumento nos custos em decorrência do aumento da erosão (redução de 2% da produção ao ano e aumento de 0,1% nos custos de produção), além dos danos à hidrelétricas (aumento de 2% custo de produção de energia ao ano), que resultam em US\$31/ha ao ano.

A abordagem escolhida por Rosales et al., (2005) possui semelhanças, contudo, além do impacto na produção de energia e na agricultura, os autores levantam os danos nos recursos pesqueiros (redução de 10% dos recursos pesqueiros), chegando a valores de US\$13/ha ao ano. Em contraste, Yaron (2001) estima os custos utilizando o tempo de deslocamento da população de cinco vilas até fontes de água menos impactadas pela erosão. Nessa abordagem, a perda de hora trabalhada também é contabilizada e, como resultado, o autor chega em US\$4/ha ao ano. Por fim, Curtis (2004), utiliza o custo de oportunidade para estimar os valores dos serviços ecossistêmicos em Queensland, Austrália, chega em US\$13/ha ao ano.

Percebe-se que a escolha de US\$ 15 por hectare do De Groot (2015) é uma alternativa conservadora, tendo em vista que os valores dos estudos de florestas tropicais variam de US\$ 4 a US\$ 31/ha ao ano (Curtis, 2001; Yaron, 2001; Rosales et al., 2005; Van Beukering, 2003). Ao fazer uma atualização desse valor de US\$ 15 de 2002 para reais de 2020, chega-se a um valor de controle da erosão de R\$ 66/ha. Desse modo, basta multiplicar a equivalência de hectares impactados pelo valor de R\$ 66 para chegar ao valor do dano das balsas:

$$Eq = Sp / 12,54$$

$$Cs = Eq * 66,00$$

$$Cs = (Sp / 12,54) * 66$$

$$Cs = ((To * 6,2) / 12,54) * 66$$

$$(Equação 21) \quad Cs = 32,63 * To * 1.000$$

Onde:

Eq = Equivalência de hectares impactados

Sp = Sedimento pluma (ton)

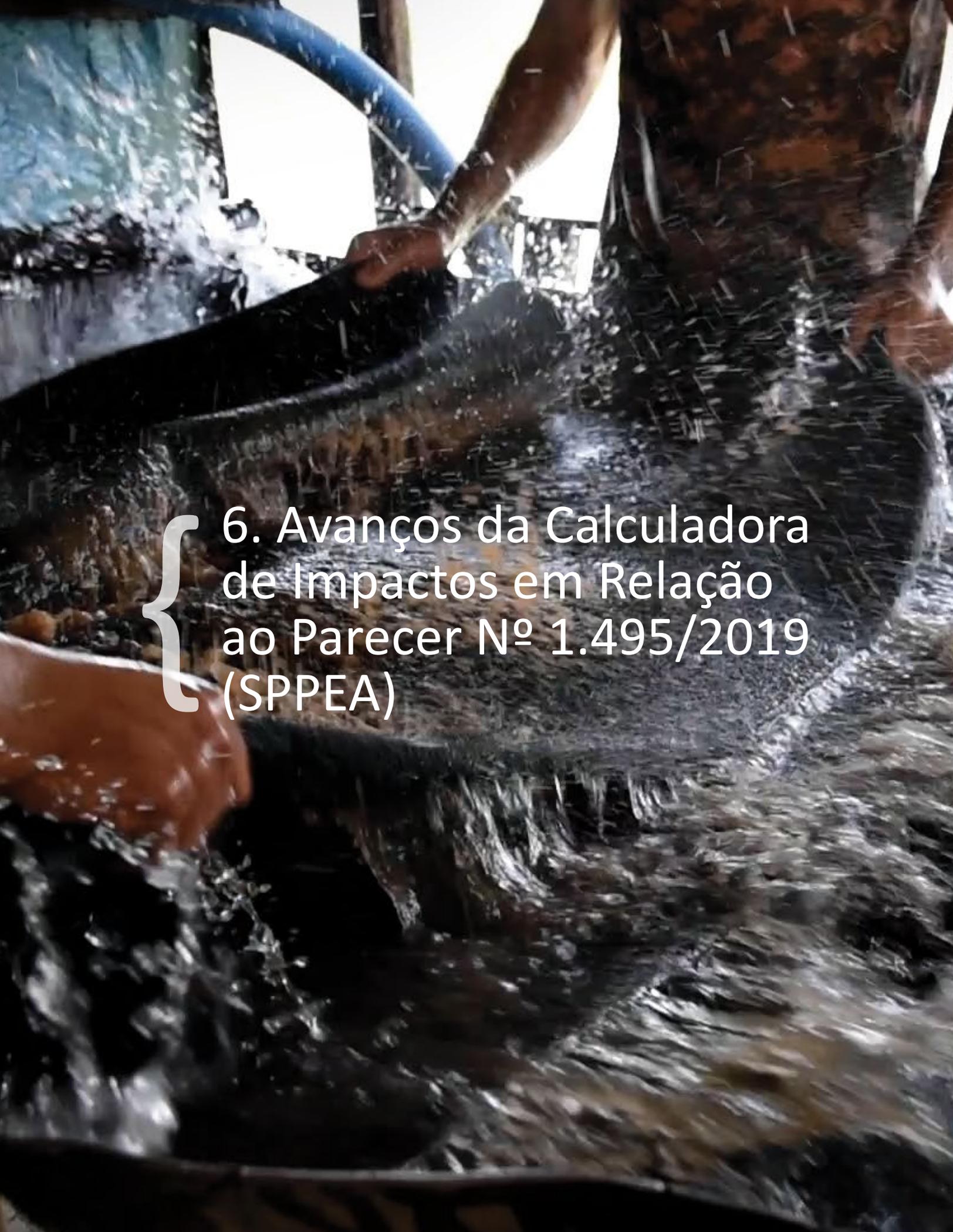
Cs = Custos sociais do assoreamento (R\$)

Desse modo, de forma resumida, pode-se apresentar alguns resultados finais:

- Uma balsa com motor médio de 57 com um mês de operação produz:
- 0,33 kg de ouro
- 2.213 toneladas de sedimento pluma
- Equivalência de 176 hectares impactados
- Dano ambiental no valor de R\$ 11.646,00

Isso significa que, 1 kg de ouro:

- Foi produzido por uma balsa com esse mesmo motor médio em um período de 2,83 meses
- Gerou 6.262 toneladas de sedimento pluma
- Equivalência de 499 hectares impactados
- Gerou uma perda ambiental no valor de R\$ 32.956,00

A person wearing a dark apron is working in a water-filled environment, possibly a fish processing facility. The person is holding a large, dark, curved object, likely a fish, and is surrounded by splashing water. The background shows a blue pipe and some structural elements.

6. Avanços da Calculadora
de Impactos em Relação
ao Parecer Nº 1.495/2019
(SPPEA)

A Secretaria de Perícia, Pesquisa e Análise (SPEA) do MPF a pedido da Força-Tarefa Amazônia (MPF, 2019) realizou um significativo esforço no desenvolvimetro de uma metodologia de valoração de impacto do garimpo ilegal do ouro no Parecer nº 1.495/2019, sendo usado como base para a construção da calculadora de impactos deste presente Laudo. Sendo assim, abaixo são listados, de forma resumida, os aprofundamentos realizados pelo presente Laudo:

- Análise dos impactos por tipo de garimpo (Aluvião, Poço e Balsa);
- Duas medidas de entrada para cada tipo de garimpo para atender necessidades tanto do MPF quanto de outras instituições como IBAMA e Polícia Federal em seus diferentes contextos;
- Relação entre ouro extraído e demais unidades, como, por exemplo hectare e idade do garimpo, varia conforme o contexto como profundidade da cava (em metros) e produtividade da região (gr Au por tonelada de solo) ou motor de bomba (balsa);
- Mapeamento dos impactos a partir de diferentes métodos de valoração econômica, seja pelo custo de recuperação da área como também pela perda de benefícios providos pela floresta em pé.;
- Inclusão de impactos do mercúrio na saúde humana como perda de QI em fetos, doenças cardiovasculares (ambos a partir da ingestão de peixes contaminados por mercúrio) e sintomas neuropsicológicos como tremores em garimpeiros pela inalação de mercúrio elementar;
- Ampliação da base de dados de impactos e valores, a partir da revisão de literatura de estudos de valoração econômica de forma direta, além de estudos que apresentem as relações fundamentais para compreensão dos impactos biofísicos.



7. Exemplo dos
Resultados da Calculadora

Utilizando um exemplo hipotético de uma área de garimpo de aluvião de 580 hectares em Itaituba no Pará, com cavas de profundidade média de 2,5 metros e uma produtividade média de ouro de 0,4 g/ton, temos uma produção de 1.000 kg de ouro (equação 3).

Por outro lado, se tivermos apenas os dados de uma apreensão de ouro de 1.000 kg, pode-se utilizar as equações 1 e 2 para se chegar aos dados de área impactada. Nesse caso, a calculadora automaticamente utiliza dados médios de 0,4 de produtividade e 2,5 de profundidade da cava. Assim, para 100 kg de ouro apreendidos sem que se saiba da localidade desse garimpo, a calculadora estima que são impactados 58 hectares de floresta. Nesse caso em que não há a localização do garimpo, para diversos valores na calculadora são utilizados valores médios para a região Norte. A partir desses dados, os impactos monetários também podem ser calculados.

Para este exemplo de Itaituba, vamos assumir a hipótese que há transbordamento desse desmatamento da área impactada, ou seja, o desmatamento ocorre em 12 vezes os 58 hectares devido a construção de pistas de pouso, acampamentos e muitas vezes até mesmo mini cidades. Assim a área total desmatada será de 696 hectares. Destaca-se que o cálculo do valor monetário do desmatamento é feito sobre essa área de 696 hectares enquanto os impactos da abertura da cava e os impactos do mercúrio são somente sobre os 58 hectares.

Os componentes do desmatamento são combinados de modo que o custo de recuperação da cobertura florestal é calculado para o ano 1 e o custo de oportunidade da floresta em pé é calculado com uma recomposição desses serviços ecossistêmicos ao longo de 30 anos e chegam até um máximo de 80% do benefício total ao final desse período.

Ao inserir o município de Itaituba, a calculadora também provê automaticamente a densidade populacional dessa região²⁷. Assim, pelas equações 4 a 8, temos os seguintes valores monetários com transbordamento:

- Recomposição da cobertura florestal: R\$ 10,2 milhões
- Produtos madeireiros e não madeireiros: R\$ 7,2 milhões
- Carbono evitado: R\$ 8,4 milhões
- Recreação: R\$ 0,54 milhões
- Erosão: R\$ 0,63 milhões
- Bioprospecção: R\$ 0,64 milhões
- Valor cultural (assumimos a existência de comunidades indígenas próximo): R\$ 4,1 mil
- Total do custo social do desmatamento: R\$ 27,7 milhões

²⁷ Se a fórmula for pela entrada por quantidade de ouro, a calculadora utiliza a densidade demográfica média da região norte caso não se saiba o município de procedência.

Para a valoração da abertura de cava, a calculadora utiliza a área de 58 hectares, pois é o local estimado de abertura da cava ou mensurado in loco. Nota-se que são utilizados custos logísticos tanto para a recomposição da cobertura florestal, quanto para os impactos da abertura da cava. A calculadora estima a distância a ser utilizada para esses custos de forma automática ao inserirmos o município que, no caso, é Itaituba²⁸. Com base nessa distância e na quantidade de volume de terra movimentado pelo garimpo de aluvião, temos o valor monetário dos impactos da abertura de cava e desmonte hidráulico são:

- Aterramento da cava: R\$ 4,2 milhões
- Retificação do leito do rio: R\$ 6,1 milhões
- Total custo social dos impactos da abertura de cava e desmonte hidráulico:
R\$ 10, 2 milhões

Além dos impactos do desmatamento e do impacto da abertura de cava, há um terceiro impacto observado relacionado ao uso do mercúrio no garimpo. Parte deste elemento é liberado nas águas, solos e atmosfera, afetando o ambiente e a saúde humana.

O total de mercúrio utilizado no garimpo é calculado pela multiplicação da quantidade de ouro por 2,6 kg de mercúrio. Com um total de 100kg de ouro produzidos, são utilizados 260 kg de mercúrio. Parte desse mercúrio é perdido para solos e rios (22 kg perdidos para o solo e 34 kg perdidos para água em um modelo de estimativas médias).

O mercúrio perdido para o solo deve ser remediado por técnica de bioremediação. A partir dos valores do mercúrio nos rios, também podem ser calculados os impactos desse metal na saúde humana. O montante de mercúrio que cai nos rios é computado para o potencial de impacto na população, pois se transformam em metilmercúrio ao entrarem na cadeia trófica e serem ingeridos pelo ser humano via alimentação de peixes contaminados.

A calculadora pressupõe um raio de 100 quilômetros para calcular a população média nessa área próxima ao garimpo a partir da densidade demográfica do município selecionado. Para Itaituba, a população estimada dentro desse raio que pode ser atingida pelo consumo de peixes contaminados com mercúrio é de 65 mil pessoas.

Dentro dessa população de 65 mil pessoas, há a possibilidade de que 4.890 pessoas tenham índices elevados de mercúrio no sangue pela ingestão de peixes contaminados. A ingestão de peixes varia em função do consumo médio de pescado, do peso médio dos indivíduos e

²⁸ Para calcular a distância que esse frete deve percorrer, obteve-se a localização dos garimpos ilegais (base da RAISG) e a localização dos centros urbanos e foi traçado uma distância média para todos os municípios da região amazônica.

o nível de contaminação nos peixes. Ressalta-se que o consumo médio de pescado e o peso dos indivíduos são variáveis que estão diretamente relacionados com a população afetada (se população rural, consome-se mais peixes e possui menor peso médio; se população urbana, consome-se menos peixes e possui maior peso médio). A proporção da divisão entre a população urbana e rural também é gerada automaticamente pela calculadora com base nos dados do IBGE para cada município da Amazônia.

De acordo com a metodologia apresentada no decorrer deste relatório, em um raio de 100 km, estima-se que 34 pessoas têm risco de desenvolver doenças cardiovasculares ingestão de peixes contaminados com mercúrio. Há também o risco de sintomas neuropsicológicos como tremores em cerca de 193 garimpeiros pela inalação de mercúrio através do processo de queima da amálgama sem equipamento de proteção. Nesse caso, 0,4 nascidos vivos podem nascer com perda maior que 2 pontos de QI. Desse modo, pelas equações 16 a 19, temos os resultados monetários dos danos do mercúrio na saúde humana:

- Remediação de mercúrio no solo: R\$ 6,5 milhões
- Perda de QI em fetos: R\$ 0,49 milhões
- Doenças cardiovasculares: R\$ 39,4 milhões
- Sintomas neuropsicológicos: R\$ 7,7 milhões
- Total custo social da contaminação do mercúrio: R\$ 54,2 milhões

Portanto um único garimpo em Itaituba de 580 hectares, com uma produção aproximada de 100 kg de ouro pode gerar um custo social de aproximadamente R\$ 92,2 milhões.

Apenas a nível de comparação, o quilo de ouro atualmente no mercado custa aproximadamente R\$ 350 mil reais e o custo social por quilo de ouro dado pela calculadora de impactos é R\$ 922 mil. Isso demonstra como essa atividade, somente é economicamente viável quanto não leva em consideração os custos socioambientais. Se os impactos socioambientais e seus respectivos custos forem inseridos nessas análises, não há viabilidade econômica para o garimpo ilegal de ouro na Amazônia.

Diante dessa breve explicação, é interessante comparar os resultados de 100 kg de ouro nos diferentes tipos de garimpo. As tabelas a seguir apresentam os resultados não monetários e monetários para a extração de 100 kg de ouro no município de Itaituba para os garimpos de aluvião, poço e balsa.

Quadro 15: Impactos não-monetários (R\$ mil) para garimpo de aluvião, poço e balsa

	Aluvião	Poço	Balsa
Hectares impactados por kg de ouro	0,58	0,14	-
Total de hectares impactados	695,60	173,90	-
Produção de ouro total (kg)	100	100	100
Kg de ouro por hectare	1,72	6,9	-
Volume de sedimento movimentado (m³) para balsa é o volume de sedimento pluma	1.449.275	1.449.275	4.537.418
Poço - número de anos que o poço esteve em operação	-	4	-
Balsa - número de meses que a balsa esteve em operação	-	-	300
Mercúrio utilizado (kg)	260	260	260
Mercúrio derramado nos rios (kg) e se transforma em metilmercúrio	3,7	3,7	6,2
População com consumo médio de mercúrio elevado	4.890	4.890	8.150
População com risco de doença cardiovascular	34	34	57
Nascidos vivos com perda de QI maior que 2 pontos	0,4	0,4	0,7
Garimpeiros com risco de desenvolver sintomas neuropsicológicos	193	193	193

Fonte: Elaboração própria

Quadro 16: Impactos monetários (R\$ mil) para garimpo de aluvião, poço e balsa

Impacto		Valor monetário ou custo social (R\$ mil)		
		Aluvião	Poço	Balsa
Desmatamento	Recomposição da cobertura florestal	10.255	55,6	0
	Carbono	8.424	44,3	0
	Bioprospecção	647	3,40	
	Valor de existência	0	0,00	
	Produtos madeireiros / não madeireiros	7.248	38,1	0
	Espécies, beleza cênica	4	0,00	
	Erosão	630	3,30	
	Recreação	545	2,90	
Assoreamento e sedimentação	Aterramento da cava	4.170	2.137	3.317
	Dragagem de sedimentos / retificação do leito do rio (no caso da balsa é o valor do impacto do assoreamento medido pelo valor da contenção da erosão)	6.117	6.117	0
Mercúrio	Remediação de mercúrio no solo / água	6.511	3.907	0
	Sintomas neuropsicológicos garimpeiros	7.781	7.781	7.781
	Perda de QI em fetos	498	498	830
	Doenças cardiovasculares	39.432	39.434	64.749
Total		92.263	60.022	76.677

Fonte: Elaboração própria

DANO MORAL AMBIENTAL

Por Suzane Girondi Culau Merlo

Os danos ambientais medidos pela calculadora de impacto são estimados segundo uma perspectiva social, em que uma piora no ambiente gera consequências diretas para os seres humanos, tanto em termos de saúde, como de diminuição de oportunidade de renda e bem-estar. Há diversos distúrbios, incluindo indiretos, causados pelo garimpo ilegal em contextos de invasão de áreas protegidas e Terras Indígenas, como rupturas sociais internas e conflitos diretos com garimpeiros.

Métodos de valoração econômica são limitados para valorar estes tipos de impacto, por questões relacionadas à ponderação de valores pela renda e tamanho da população, ao fato de que os direitos sobre as áreas invadidas não estão em negociação, além do evidente obstáculo para se conferir um valor monetário à lesão de direito estranho ao patrimônio do indivíduo, conectado a violação de um interesse existencial.

A possibilidade de indenização por dano moral, no entanto, é indiscutível, especialmente após o advento da Constituição Federal²⁹, do Código de Defesa do Consumidor³⁰, da Lei da Ação Civil Pública³¹, além da Súmula 37³² do Superior Tribunal de Justiça, tanto no plano individual quanto no coletivo. Apesar disso, continuam sendo vislumbrados desafios a este instituto, destacando-se:

- a dificuldade ou impossibilidade de sua avaliação em pecúnia;
- a dificuldade de se compensar com moeda o sofrimento, a dor;
- o arbítrio conferido ao julgador na fixação do valor da reparação³³.

Com efeito, nossos Tribunais enfrentam notória dificuldade para quantificação do dano

²⁹ CF/88. Art. 5º. V - é assegurado o direito de resposta, proporcional ao agravo, além da indenização por dano material, moral ou à imagem; X - são invioláveis a intimidade, a vida privada, a honra e a imagem das pessoas, assegurado o direito a indenização pelo dano material ou moral decorrente de sua violação.

³⁰ CDC. Art. 6º. VI - a efetiva prevenção e reparação de danos patrimoniais e morais, individuais, coletivos e difusos; VII - o acesso aos órgãos judiciários e administrativos com vistas à prevenção ou reparação de danos patrimoniais e morais, individuais, coletivos ou difusos, assegurada a proteção Jurídica, administrativa e técnica aos necessitados.

³¹ Lei 7.347/85. Art. 1º Regem-se pelas disposições desta Lei, sem prejuízo da ação popular, as ações de responsabilidade por danos morais e patrimoniais causados: I - ao meio-ambiente.

³² STJ. Súmula 37. São cumuláveis as indenizações por dano material e dano moral oriundos do mesmo fato.

³³ FILHO, Raul Araújo. Punitive Damages e sua aplicabilidade no Brasil. Superior Tribunal de Justiça - Doutrina - Edição Comemorativa 25 anos. p. 04.

moral, dado o elemento eminentemente subjetivo de análise e a inexistência de parâmetros máximos e mínimos, ou mesmo fórmula matemático-econômica, no ordenamento jurídico, que possibilite ao jurista uma posição considerada mais prática.

Dentre os métodos para fixação de valores indenizatórios por danos morais, destaca-se o “bifásico”, já adotado pelo STJ, que ganhou força após o advento do Código de Processo Civil de 2015, no que tange aos precedentes de força vinculante. Neste método, em uma primeira etapa se estabelece um valor básico para a indenização, com base em precedentes jurisprudenciais que apreciaram casos semelhantes, enquanto na segunda etapa eleva-se ou reduz-se o valor de acordo com as circunstâncias particulares do caso, tais como a gravidade do fato, culpabilidade do agente, condição econômica das partes, até se alcançar o montante definitivo. É de se referir que os Tribunais têm aceitado a aplicação do instituto do punitive damages (caráter pedagógico-punitivo), apesar dos embates doutrinários sobre o tema.

Há clara sinalização, na jurisprudência, de que eventual tentativa de se estabelecer critérios “tarifários” ou “tabelados”, para quantificação do dano moral, possui alto risco de ser considerada inconstitucional³⁴, o que pode ser verificado, também, no teor da Súmula 281 do STJ³⁵, segundo a qual “a indenização por dano moral não está sujeita à tarifação prevista na Lei de Imprensa”³⁶, fato que dificulta, de antemão, a tentativa de se criar tais parâmetros na construção da calculadora de impacto.

Este entendimento sobre a impossibilidade de tarifação do dano moral põe em relevo a importância da análise dos reflexos e repercussões existentes nas peculiaridades de cada

³⁴ Vide Projeto de Lei nº 7.124/2002, Súmula 281 do STJ, ADI 6069 e ADI 5870.

³⁵ STJ. Súmula 281. A indenização por dano moral não está sujeita à tarifação prevista na Lei de Imprensa.

³⁶ CONSTITUCIONAL. CIVIL. DANO MORAL: OFENSA PRATICADA PELA IMPRENSA. INDENIZAÇÃO: TARIFAÇÃO. Lei 5.250/67 - Lei de Imprensa, art. 52: NÃO-RECEPÇÃO PELA CF/88, artigo 5º, incisos V e X. RE INTERPOSTO COM FUNDAMENTO NAS ALÍNEAS a e b. I. O acórdão recorrido decidiu que o art. 52 da Lei 5.250, de 1967 - Lei de Imprensa - não foi recebido pela CF/88. RE interposto com base nas alíneas a e b (CF, art. 102, III, a e b). Não-conhecimento do RE com base na alínea b, por isso que o acórdão não declarou a inconstitucionalidade do art. 52 da Lei 5.250/67. É que não há falar em inconstitucionalidade superveniente. Tem-se, em tal caso, a aplicação da conhecida doutrina de Kelsen: as normas infraconstitucionais anteriores à Constituição, com esta incompatíveis, não são por ela recebidas. Noutras palavras, ocorre derrogação, pela Constituição nova, de normas infraconstitucionais com esta incompatíveis. II. - **A Constituição de 1988 emprestou à reparação decorrente do dano moral tratamento especial - C.F., art. 5º, V e X - desejando que a indenização decorrente desse dano fosse a mais ampla. Posta a questão nesses termos, não seria possível sujeitá-la aos limites estreitos da lei de imprensa.** Se o fizéssemos, estaríamos interpretando a Constituição no rumo da lei ordinária, quando é de sabença comum que as leis devem ser interpretadas no rumo da Constituição. III. - Não-recepção, pela CF/88, do art. 52 da Lei 5.250/67 - Lei de Imprensa. IV. - Precedentes do STF relativamente ao art. 56 da Lei 5.250/67: RE 348.827/RJ e 420.784/SP, Velloso, 2ª Turma, 1º.6.2004. V. - RE conhecido - alínea a -, mas improvido. RE - alínea b - não conhecido.

caso que chega ao Judiciário. Neste cenário, a análise de decisões judiciais mostra que os Tribunais, em nosso país, majoritariamente, entendem que a quantificação da indenização por dano moral ambiental deve observar critérios como:

- i. extensão e gravidade do dano;
- ii. a situação econômica das partes, especialmente do infrator;
- iii. o grau culpa do ofensor;
- iv. os princípios da razoabilidade e proporcionalidade, incluindo, aqui, que o valor não seja irrisório, tampouco acarrete enriquecimento sem causa;
- v. os efeitos do dano, inclusive no que diz respeito às repercussões do fato;
- vi. a intensidade e a duração do dano;
- vii. o caráter pedagógico-punitivo da medida;
- viii. a possibilidade de recuperação do dano;
- ix. o tempo decorrido entre o dano e a recuperação ou compensação ambiental.

Todavia, é de se referir que tais critérios não representam um rol exaustivo, e que cada critério deverá possuir uma gradação para sua melhor aplicação, o que não dispensa a sensibilidade do Magistrado em relação ao caso concreto. No entanto, este arbítrio do juiz não é ilimitado, e deve ser razoável, indicando-se, de forma fundamentada, em cada decisão, os parâmetros utilizados para fixação do valor indenizatório de cada caso.

Pelo exposto, conclui-se pela dificuldade de se atribuir valores matemático-econômicos gerais para tentar aquilatar a dimensão do dano moral antes dos fatos, o que poderia trazer modulações mecanicistas e idênticas que deixam de considerar a complexidade do ser humano, que se afasta de fórmulas cartesianas. Além disso, como visto, eventual tentativa de se estabelecer um sistema tarifário aos danos morais, além de carecer de embasamento legal, teria alto risco de ser considerada inconstitucional pelos nossos Tribunais.

An aerial photograph showing a group of about seven workers in a lush, green forest. They are engaged in a traditional craft, likely the production of palm leaf pots. The workers are wearing light blue t-shirts and caps. They are surrounded by large quantities of palm leaves, some of which are being cut into long, thin strips. Numerous small, dark, circular pots are scattered on the ground, some in neat rows and others in piles. A large woven basket is visible on the right side of the frame. The text '8. Conclusão' is overlaid on the image, with a white bracket-like graphic element to its left.

8. Conclusão

A literatura sobre impactos do garimpo ilegal de ouro ainda é incipiente, com gargalos relacionados principalmente à avaliação de impactos do mercúrio. Ainda assim, foi possível combinar parâmetros médios desta literatura com hipóteses sobre a dinâmica dos impactos do garimpo para criar uma fórmula padronizada e robusta que faz a ligação entre o nível da atividade ilegal de garimpo e suas consequências sociais e ambientais.

A metodologia relaciona o tamanho de garimpo ou quantidade produzida de ouro a seus impactos, divididos em três grandes categorias: desmatamento, assoreamento de rios e contaminação por mercúrio. A magnitude destes impactos é ajustada por fatores contextuais que influenciam os valores econômicos, como a densidade e tamanho da população afetada, quantidade média de consumo de peixes contaminados, e custos logísticos para a recuperação de áreas. Além disso, a metodologia permite também a diferenciação de valores por tipo de garimpo: aluvião, balsa ou poço.

Essa é uma metodologia inovadora, que aprofunda a metodologia desenvolvida no Parecer nº 1.495/2019 da SPPEA/MPF, e que poderá ser utilizada também por outras instituições, como a Polícia Federal e o IBAMA. Sendo assim, é um trabalho que unifica em uma metodologia o trabalho que já vinha sendo feito de modo não coordenado entre essas instituições e peritos.

A importância de valorar esses impactos do garimpo está relacionada à possibilidade de estimar valores que reflitam o tamanho dos danos ambientais que, por sua vez, estão relacionados à perda de bem-estar dos indivíduos impactados por essa atividade. A atribuição de valor a um dano ambiental contribui para o consenso jurídico sobre avaliação de impactos, visando reduzir a arbitrariedade no cálculo de valores de punições e compensações. Ela também favorece a sensibilização da população e outros atores, de modo a gerar consensos sobre a magnitude de danos ambientais.

A aplicação da fórmula de valoração, como no exemplo apresentado de um garimpo em Itaituba de 580 hectares, com uma produção aproximada de 100 kg de ouro, mostra que este pode gerar um custo social de R\$ 92 milhões. Estes mesmos 100kg de ouro, hoje teriam valor de mercado de cerca de R\$ 30 milhões. Sendo assim, os custos sociais de sua extração são pelo menos três vezes maiores do que os benefícios medidos pelo valor de sua venda – o que mostra a importância de ações de instituições públicas que buscam reprimir estas atividades ilegais.

Assim, apesar da complexidade do tema e das limitações metodológicas atuais, pode-se afirmar que a calculadora de impactos é um primeiro passo para contribuir para o entendimento dos custos totais de mineração ilegal, fornecendo insumos para aumentar o combate à ilegalidade. Essa compreensão pode contribuir para o trabalho da Polícia Federal na redação de laudos técnicos, Ministério Público na estimativa de multas em processos de mineração, e formuladores de políticas que apoiem investimentos para a repressão dessa atividade ilegal.

A close-up photograph of a person's hand holding several irregular, bright yellow-gold nuggets. The hand is positioned over a body of water, which is dark and reflects the light. The background is dark and out of focus. The text '9. Referências Bibliográficas' is overlaid on the left side of the image, with a large white curly brace to its left.

9. Referências
Bibliográficas

Abhyankar LN, Jones MR, Guallar E, Navas-Acien A. (2012). Arsenic exposure and hypertension: a systematic review. *Environ Health Perspect* 120:494–500; doi:10.1289/ehp.1103988.

Adones, R. Curso de especialização em lavra de minas a céu aberto métodos de lavra a céu aberto. Serviço público federal universidade federal do pará instituto de geociências programa de pós-graduação, s.d. Disponível em:
https://aedmoodle.ufpa.br/pluginfile.php/416317/mod_resource/content/1/M%C3%A9todos%20de%20Lavra%20a%20C%C3%A9u%20Aberto.pdf

Andersen, L. E. (1997). A Cost-Benefit Analysis of Deforestation in the Brazilian Amazon. Texto para Discussão nº 455, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA.

Appleton, J. D., Williams, T. M., Breward, N., Apostol, A., Miguel, J., & Miranda, C. (1999). Mercury contamination associated with artisanal gold mining on the island of Mindanao, the Philippines. *Science of the Total Environment*, 228(2-3), 95-109.

Axelrad, D.A.; Bellinger, D.C.; Ryan, L.; Woodruff, T.J. (2007) Dose-response relationship of prenatal Mercury exposure and IQ: An integrative analysis of epidemiologic data. *Environmental Health Perspectives* 115(4): 609-615.

Banco Mundial (2020) GDP per capita (current US\$) - Brazil. Disponível em:
<https://data.worldbank.org/indicator/NY.GDP.PCAP.CD?locations=BR>

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

Barker, C., & Green, A. (1996). Opening the debate on DALYs. *Health policy and planning*, 11(2), 179-183.

Barthem, R. B., de Brito Ribeiro, M. C. L., & Petrere Jr, M. (1991). Life strategies of some long-distance migratory catfish in relation to hydroelectric dams in the Amazon Basin. *Biological conservation*, 55(3), 339-345.

Bastos, W. Dórea, J.; Bernardi, J.; Lauthartte, L.; Mussu, M.; Lacerda, L.; Malm, O. (2015). Mercury in fish of the Madeira river (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. *Environmental Research* 140. 191–197.

Bastos, W. R., Gomes, J. P. O., Oliveira, R. C., Almeida, R., Nascimento, E. L., Bernardi, J. V. E., ... & Pfeiffer, W. C. (2006). Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total environment*, 368(1), 344-351.

Beckvar, N., Field, J., Salazar, S., & Hoff, R. (1996). Contaminants in aquatic habitats at hazardous waste sites: mercury. *NOAA Technical Memorandum NOS ORCA*, 100, 74.

Bélangera, M. Miraul, M.; Dewailly, E. Plante, M. Berthiaume, L.; Noël, M. Julien, P. 2008. Seasonal mercury exposure and oxidant-antioxidant status of James Bay sport fishermen. *Metabolism Journal*. Volume 57, Issue 5, May 2008, Pages 630-636

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, M. C., & Jardim, W. F. (2004). O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente. *Química Nova*, 27(4), 593-600.

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, et al. "An assessment of the global impact of 21st century land use change on soil erosion." *Nature communications* 8.1 (2017): 1-13.

Bosworth, R.; Hunter, A.; Kibria, A. (2017) *The Value of a Statistical Life: Economics and Politics*. STRATA.

Brito, B. C., Forsberg, B. R., Kasper, D., Amaral, J. H., de Vasconcelos, M. R., de Sousa, O. P., ... & Bastos, W. R. (2017). The influence of inundation and lake morphometry on the dynamics of mercury in the water and plankton in an Amazon floodplain lake. *Hydrobiologia*, 790(1), 35-48.

Cameron, T.; Deshazo, J.R.; Johnson, E. (2008). *Willingness to Pay for Health Risk Reductions: Differences by Type of Illness Working Paper: Preliminary and Incomplete*

Camey, S.; Agranonik, M.; Radaelli, J.; Hirakata, V. (2010) *Fração Atribuível Populacional*. Seção de Bioestatística.

Cardoso, F. (2002) *Serviços de Escavação: equipamentos e aspectos executivos*. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Construção Civil.

Castilhos, Z. & Domingos, L. (2018) *Inventário Nacional de Emissões e Liberações de Mercúrio no âmbito da Mineração Artesanal e de Pequena Escala no Brasil*.

Chen, X., Ji, H., Yang, W., Zhu, B., & Ding, H. (2016). Speciation and distribution of mercury in soils around gold mines located upstream of Miyun Reservoir, Beijing, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 163, 1-9.

CID PUCESE-PRAS. (2011). *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, T. & Magos, L. (2006) *The Toxicology of Mercury and Its Chemical Compounds*. *Critical Reviews in Toxicology*, 36:609–662.

Costa, M. (2016) *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.

Conservação Estratégica Brasil - CSF (2019) *Estudo de viabilidade econômica para projetos financiáveis de restauração florestal: Casos no sul do Amazonas*. Documento de Trabalho

Costanza, R.; d'Arge, R.; De Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.;

O'Neill, R.; Paruelo, J.; Raskin, R.; Sutton, P.; & Van den Belt, B. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, Vol. 387, p. 253.

Curtis, I.A. (2004) 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* 50: 163-194.

Damasceno, Giselle Chagas. *Geologia, mineração e meio ambiente / Giselle Chagas Damasceno.* Cruz das Almas, BA: UFRB, 2017. Disponível em: https://www2.ufrb.edu.br/ead/images/imagensACESSE/Geologia_Minera%C3%A7%C3%A3o_e_Meio_Ambiente.pdf

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

Diringer, S. E., Feingold, B. J., Ortiz, E. J., Gallis, J. A., Araújo-Flores, J. M., Berky, A., ... & Hsu-Kim, H. (2015). 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(2), 478-487.

Dórea, J. G. et al. 2005. Hair mercury (signature of fish consumption) and cardiovascular risk in Mundurucu and Kayabi Indians of Amazonia. *Environmental Research*, v. 97, n. 2, p. 209–219.

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

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Sd) Estratégia de recuperação | Plantio em Área Total | Plantio por Mudas. Disponível em: <https://www.embrapa.br/codigo-florestal/plantio-por-mudas>

Eum KD, Lee MS, Paek D. 2008. Cadmium in blood and hypertension. *Sci Total Environ* 407:147–153. Frohlich ED. 1997. The sixth report of the Joint Nat.

Fearnside, P. (2018) Brazil's Amazonian forest carbon: The key to Southern Amazonia's significance for global climate. *Regional Environmental Change* 18(1): 47-61.

Fewtrell, L.J., Pruss-Ustun, A.; Landrigan, P.; Ayuso-Mateos, J.L. (2004) Estimating the global burden of disease of mild mental retardation and cardiovascular diseases from environmental lead exposure. *Environmental Research* 94. 120–133

Fillion M, Mergler, D. Passos, C.J.S.; Larribe, F., Lemire, M. Guimarães, JRD. (2006). A preliminary study of mercury exposure and blood pressure in the Brazilian Amazon. *Environ Health* 5:29, PMID: 17032453, <https://doi.org/10.1186/1476-069X-5-29> .

Forouzanfar, M H, Liu P, Roth G A, Ng M, Biryukov S, Marczak L, (2017). Global burden of hypertension and systolic blood pressure of at least 110 to 115 mm Hg, 1990–2015.

Fox-Rushby, J., (2002) Disability adjusted life years (DALYs) for decision-making? An overview of the literature. Office of Health Economics,

Fu, B; Su, C.; Wei, Y.; W. I.; Lu, Y.; Liu, G. (2011) Double counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures. *Ecol Res* (2011) 26: 1–14

Fundação Oswaldo Cruz - Fiocruz (2020) 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)

Galvis, Sebastián Rubiano. (2020) The Amazon Biome in The face of mercury Contamination: An overview of mercury trade, science, and policy in the Amazonian countries. SURKIN, Jordi; CARRIZOSA, Joaquín; GUÍO, Camilo; PON, Jordi (ed.). Ilustração: Jesús Abeleida Corvalán; Santiago Mosquera Mejía. 1. ed. rev. [S. l.: s. n.], 2020. 165 p.

GBIF - Global Biodiversity Information Facility (Sd) Global Database. Disponível em: <https://www.gbif.org/>

Goix, S., Maurice, L., Laffont, L., Rinaldo, R., Lagane, C., Chmeleff, J., ... & Sonke, J. E. (2019). Quantifying the impacts of artisanal gold mining on a tropical river system using mercury isotopes. *Chemosphere*, 219, 684-694.

Green, C. S., Lewis, P. J., Wozniak, J. R., Drevnick, P. E., & Thies, M. L. (2019). A comparison of factors affecting the small-scale distribution of mercury from artisanal small-scale gold mining in a Zimbabwean stream system. *Science of the total environment*, 647, 400-410.

Groot, R.; Brander, L.; Van der Ploeg, S.; Costanza, R.; Bernard, F.; Braat, L.; Christie, M.; Crossman, N.; Ghermandi, A.; Hein, L.; Hussain, S.; Kumar, P.; McVittie, A.; Portela, R.; Rodriguez, L.; Ten Brink, P.; Beukering, P.; (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, Vol. 1, nº 1, p. 50-61.

Guimaraes, J. Malm, O.; Pfeiffer, W. (1995) 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* 175/151-162

Gulley, A. L. (2017). 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, 266-272.

Haacker, M.; Hallett, T.; Atun, R. (2020) On discount rates for economic evaluations in global health, *Health Policy and Planning*, Volume 35, Issue 1, February 2020, Pages 107–114, <https://doi.org/10.1093/heapol/czz127>

Hacon, S. D. S., Oliveira-da-Costa, M., Gama, C. D. S., Ferreira, R., Basta, P. C., Schramm, A., & Yokota, D. (2020). Mercury exposure through fish consumption in traditional communities in the Brazilian Northern amazon. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(15), 5269.

Hammitt, J. K., & Robinson, L. A. (2011). The income elasticity of the value per statistical life: transferring estimates between high and low income populations. *Journal of Benefit-Cost Analysis*, 2(1), 1-29.

Harris, B.; Cowie, S.; Long, G. Ilegal e sofisticada, a nova corrida do ouro na Amazônia. Valor Econômico. Disponível em: <<https://valor.globo.com/empresas/noticia/2020/11/06/ilegal-e-sofisticada-a-nova-corrida-do-ouro-na-amazonia.ghtml>>. Acesso em 19 de abril de 2021.

Houston MC. 2011. Role of mercury toxicity in hypertension, cardiovascular disease, and stroke. *J Clin Hypertens (Greenwich)* 13:621–627.

Howie, M. G., Jackson, A. K., & Cristol, D. A. (2018). Spatial extent of mercury contamination in birds and their prey on the floodplain of a contaminated river. *Science of the Total Environment*, 630, 1446-1452.

Hu, X. F., Singh, K., & Chan, H. M. (2018). Mercury exposure, blood pressure, and hypertension: A systematic review and dose–response meta-analysis. *Environmental health perspectives*, 126(07), 076002.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (2019) Nota Técnica nº 40/2019 do IBAMA.

Innis SM, Rioux FM, Auestad N, Ackman RG (1995) 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. *J Nutr*, 125:2286-2293

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2010) densidade populacional (obtida em nível municipal

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2015) Áreas urbanizadas do Brasil. Coordenação de Geografia, 28p. Rio de Janeiro, 2015.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2008) Pesquisa de Orçamentos Familiares. Estimativas populacionais das medianas de altura e peso de crianças, adolescentes e adultos, por sexo, situação do domicílio e idade - Brasil e Grandes Regiões - Região Norte

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2020) Produto Interno Bruto per capita no Brasil. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/6784>

Innis SM, Rioux FM, Auestad N, Ackman RG (1995) 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. *J Nutr*, 125:2286-2293

Kahhat, R.; Parodi, E.; Larrea-Gallegos, G.; Mesta, C.; Rowe, I. (2019) Environmental impacts of the life cycle of alluvial gold mining in the Peruvian Amazon rainforest. *Science of the Total Environment* 662 (2019) 940–951

Karagas, M.; Choi, A.; Oken, E.; Horvat, M.; Schoeny, R.; Kamai, E.; Cowell, W.; Grandjean, P. Korrick, S. (2012) Evidence on the Human Health Effects of Low-Level Methylmercury Exposure. *Environmental Health Perspectives* • volume 120 | number 6.

Kelly, D. J., Budd, K., & Lefebvre, D. D. (2007). Biotransformation of mercury in pH-stat cultures of eukaryotic freshwater algae. *Archives of microbiology*, 187(1), 45-53.

Kenkel, D. (2006). WTP-and QALY-based approaches to valuing health for policy: common ground and disputed territory. *Environmental & Resource Economics*, 34(3), 419-437.

Kocman, D., Horvat, M., 2011. Non-point source mercury emission from the Idrija Hg-mine region: GIS mercury emission model. *J. Environ. Manag.* 92, 2038–2046.

Kutter, Vinicius Tavares; Castilhos, Zuleica Carmen. 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. *Química nova*, 20(2), 196-199.

Langeland, A. L., Hardin, R. D., & Neitzel, R. L. (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), 302.

Lino, A. S., Kasper, D., Guida, Y. S., Thomaz, J. R., & Malm, O. (2019). Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. *Chemosphere*, 235, 690-700.

López, V., & Colón, P. (2010). Mercury in artisanal and small scale gold mining: identifying strategies to reduce environmental contamination in Southern Ecuador (Doctoral dissertation, University of British Columbia).

Mahaffey KR:(2004) Fish and shellfish as dietary sources of methylmercury and the omega-3 fatty acids, eicosahexaenoic acid and docosahexaenoic acid: risks and benefits. *Environ Res*, 95:414-28.

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

May, Peter H. & Soares-Filho, Britaldo Silveira & Strand, Jon (2013). How much is the Amazon worth? The state of knowledge concerning the value of preserving amazon rainforests, Policy Research Working Paper Series, nº 6668, The World Bank.

Meaza, H., Ali, M., Tesfamariam, Z., & Abebe, N. (2017). Impacts of artisanal gold mining systems on soil and woody vegetation in the semi-arid environment of northern Ethiopia. *Singapore Journal of Tropical Geography*, 38(3), 386-401.

Meli P, Holl KD, Rey Benayas JM, Jones HP, Jones PC, Montoya D, et al. (2017) A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery.

Ministério da Saúde (2013) Glossário Temático de Economia da Saúde. 3ª Edição. Disponível em: http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/publicacoes/glossario_tematico_economia_saude.pdf

Ministério do Meio Ambiente (2018). Inventário mapeia mercúrio nos garimpos do Brasil. Disponível em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br/noticias/noticia-acom-2018-06-3041>>. Acesso em 29 de abril de 2021.

Miranda, J. (2019) 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

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

Mozaffarian D, Rimm EB. (2006). Fish intake, contaminants, and human health: evaluating the risks and the benefits. *JAMA* 296:1885–1899.

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

Moreno-Brush, M.; Mclagan, D. S.; Biester, H. (2020) 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*, v. 50, n. 5, p. 437–475, 3 mar.

Murray, C. J. (1994). Quantifying the burden of disease: the technical basis for disability-adjusted life years. *Bulletin of the World health Organization*, 72(3), 429.

Murray, C. J., & Lopez, A. D. (2013). Measuring the global burden of disease. *New England Journal of Medicine*, 369(5), 448-457.

National Research Council. (2000) Toxicological effects of methylmercury. Washington: National Academy Press.

Navas-Acien A, Guallar E, Silbergeld EK, Rothenberg SJ. 2007. Lead exposure and cardiovascular disease— a systematic review. *Environ Health Perspect* 115:472–482; doi:10.1289/ehp.9785

Navrud, Stale & Strand, Jon (2017). Valuing Global Ecosystem Services: What Do European Experts Say? Applying the Delphi Method to Contingent Valuation of the Amazon Rainforest. *Environmental and Resource Economics*. Publicado online: DOI 10.1007/s10640-017-0119-6.

Nevado, J. B., Martín-Doimeadios, R. R., Bernardo, F. G., Moreno, M. J., Herculano, A. M., Do Nascimento, J. L. M., & Crespo-López, M. E. (2010). Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: a review. *Environment international*, 36(6), 593-608.

Nordhaus W (2014) 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* 1:273–312

Nunes, M. U. S., Hallwass, G., & Silvano, R. A. M. (2019). Fishers' local ecological knowledge indicate migration patterns of tropical freshwater fish in an Amazonian river. *Hydrobiologia*, 833(1), 197-215.

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

Oliveira, Ronaldo C.; Dórea, José G.; Bernardi, José V. E.; Bastos, Wanderley R.; Almeida, Ronaldo; Manzatto, ngelo G. (2010). Fish consumption by traditional subsistence villagers of the Rio Madeira (Amazon): Impact on hair mercury. *Annals of Human Biology*, 37(5), 629–642. doi:10.3109/03014460903525177

Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K., & Negrete-Marrugo, J. (2011). Relationship between localization of gold mining areas and hair mercury levels in people from Bolivar, north of Colombia. *Biological trace element research*, 144(1), 118-132

Olivero-Verbel, J., Caballero-Gallardo, K., & Turizo-Tapia, A. (2015). Mercury in the gold mining district of San Martin de Loba, South of Bolivar (Colombia). *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 5895-5907.

Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO); (2003). Summary and conclusions of the sixty-first meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), pp. 18–22.

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

Organização Mundial da Saúde - OMS (2001). Macroeconomics and health: investing in health for economic development. Report of the Commission on Macroeconomics and Health. Geneva: World Health Organization.

Organização Mundial da Saúde - OMS (2004). Global burden of disease 2004 update: disability weights for diseases and conditions . Disponível em: https://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/GBD2004_DisabilityWeights.pdf?ua=1

Passos, C. J. S., Da Silva, D. S., Lemire, M., Fillion, M., Guimaraes, J. R. D., Lucotte, M., & Mergler, D. (2008). Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. *Journal of exposure science & environmental epidemiology*, 18(1), 76-87.

Passos, C. J. S., Mergler, D., Fillion, M., Lemire, M., Mertens, F., Guimarães, J. R. D., & Philibert, A. (2007). Epidemiologic confirmation that fruit consumption influences mercury exposure in riparian communities in the Brazilian Amazon. *Environmental Research*, 105(2), 183-193.

PERES, A. E. C. et al. Beneficiamento de minérios de ouro. In: *Extração de ouro: princípios, tecnologia e meio ambiente*. Cap.2. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2002. p.23-58.

Pfeiffer, W.C.; Malm, O.; Souza, C.M.M.; Drude de Lacerda, L.; Silveira, E.G.; Bastos, W.R. (1991). Mercury in the Madeira River ecosystem, Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 38(3-4), 239–245. doi:10.1016/0378-1127(91)90145

Piola, S. & Vianna, S. (1995) *Economia da Saúde: Conceitos e contribuição para a gestão da saúde*. Instituto de PEsquisa Aplicada - IPEA

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

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

Porta, M. (2008) A dictionary of epidemiology. — Sixth edition . International Epidemiological Association.

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

Poulin, J. & Gibb, H. (2008) Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. Environmental Burden of Disease Series, No. 16

Resende, E. K., Catella, A. C., Nascimento, F. L., Palmeira, S. D. S., Pereira, R. A. C., Lima, M. D. S., & de Almeida, V. L. L. (1995). 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).

Rice, G. E., Hammitt, J. K., & Evans, J. S. (2010). A probabilistic characterization of the health benefits of reducing methyl mercury intake in the United States. *Environmental science & technology*, 44(13), 5216-5224.

Rice, G., Hammit, J. K. (2005). 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.

Rockhill, B.; Newman, B.; Weinberg, C. (1998) Use and Misuse of Population Attributable Fractions.

Rodrigues, M. (2016) 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.

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, F., Huayllani, M., Michi, A., Ibarra, F., Loayza-Muro, R., Vázquez, T., ... & García, M. (2015). Reforestation with four native tree species after abandoned gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering*, 85, 39-46.

Rosales, R.M.P., M.F. Kallesoe, P. Gerrard, P. Muangchanh, S. Phomtavong and S. Khamsomphou (2005) Balancing the returns to catchment management. IUCN Water, Nature and Economics Technical Paper 5, IUCN, ecosystems and livelihoods group Asia, Colombo.

Roulet, M., Lucotte, M., Canuel, R., Rheault, I., Tran, S., Gog, Y. D. F., ... & Amorim, M. (1998). Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajós River Basin, Brazilian Amazon. *Science of the Total Environment*, 213(1-3), 203-211.

Salonen, J. T., Seppänen, K., Nyyssönen, K., Korpela, H., Kauhanen, J., Kantola, M., ... & Salonen, R. (1995). 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(3), 645-655.

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

Ščasný, M., & Alberini, A. (2012). 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(12), 4760-4781.

Seroa da Motta, R. (2002). Estimativa do Custo Econômico do Desmatamento na Amazônia. Texto para Discussão nº 910, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA.

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

Sonter, L.; Ali, S.; Watson, J. (2017) Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proc. R. Soc. B* 285: 20181926. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2018.1926>

Sousa, R. G. C., Humston, R., & Freitas, C. E. C. (2016). 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(1), 76-87.

SOUZA, T. V. S. B.; THAPA, B.; RODRIGUES, C. G. O.; IMORI, D. (2018). Economic impacts of tourism in protected areas of Brazil. *Journal of Sustainable Tourism*,

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

Steckling, N.; Bose-O'Reilly, S.; Pinheiro, P. Plass, D.; Shoko, D.; Drasch, G.; Bernaudat, L.; Siebert, U.; Hornberg, C. (2014) The burden of chronic mercury intoxication in artisanal small-scale gold mining in Zimbabwe: data availability and preliminary estimates. *Environmental Health*, 13:111.

Steckling N, Devleeschauwer B, Winkelkemper J, et al. (2017a) Disability weights for chronic mercury intoxication resulting from gold mining activities: results from an online pairwise comparisons survey. *Int J Environ Res Public Health*;14:1e19.

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

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

Swain, E.; Jakus, P.; Rice, G.; Lupi, F.; Maxson, P.; Pacyna, J.; Penn, A.; Spiegel, S.; Veiga, M. (2007) Socioeconomic Consequences of Mercury Use and Pollution. Royal Swedish Academy of Sciences. *Ambio* Vol. 36, No. 1,

Swenson, J. J., Carter, C. E., Domec, J. C., & Delgado, C. I. (2011). Gold mining in the Peruvian Amazon: global prices, deforestation, and mercury imports. *PloS one*, 6(4), e18875.

Telmer, K. H., Daneshfar, B., Sanborn, M. S., Kliza-Petelle, D., & Rancourt, D. G. (2006). 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(2-3), 187-202.

Tomiyasu, T., Kono, Y., Kodamatani, H., Hidayati, N., & Rahajoe, J. S. (2013). The distribution of mercury around the small-scale gold mining area along the Cikaniki river, Bogor, Indonesia. *Environmental Research*, 125, 12-19.

Tonietto, A.; & Silva, J. (2011) Valoração de danos nos casos de mineração de ferro no Brasil. *Revista Brasileira de Criminística*, V. 1, N.1, 3138

Torras, M. (2000) Torras, Mariano (2000). The total economic value of Amazonian deforestation, 1978-1993. *Ecological Economics* nº 33, vol (2), p. 283-297.

UNEP. Report: (2014) The Minamata Convention on Mercury and its implementation in the Latin America and Caribbean region.

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

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

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

Van Beukering, P.J.H., H.S.J. Cesar and M.A. Jansen (2003) Economic valuation of the Leuser National Park on Sumatra, Indonesia. *Ecological Economics* 44(1): 43-62.

Van Straaten, P. (2000). Human exposure to mercury due to small scale gold mining in northern Tanzania. *Science of the Total Environment*, 259(1-3), 45-53.

Vasconcellos, A. C. (2015). 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.; xvii,155 p.

Veiga, M. M.; Hinton, J. J. (2002) Abandoned artisanal gold mines in the Brazilian Amazon: A legacy of mercury pollution. *Natural Resources Forum*, v. 26, n. 1, p. 15–26, fev.

Verweij, P., M. Schouten, P. Van Beukering, J. Triana, K. Van der Leeuw and S. Hess (2009). Keeping the Amazon forests standing: a matter of values. Report for WWF Netherlands.

Vieira, M., Bernardi, J. V., Dórea, J. G., Rocha, B. C., Ribeiro, R., & Zara, L. F. (2018). Distribution and availability of mercury and methylmercury in different waters from the Rio Madeira Basin, Amazon. *Environmental Pollution*, 235, 771-779.

Wasserman, J.; Hacon, S. Wasserman, M. (2001) O ciclo do mercúrio no ambiente amazônico. *Mundo & Vida*. Vol 2.

Wu, P.; Kainz, M.; Bravo, A.; Akerblom, F.; Sonesten, L.; Bishop, K. (2019) The importance of bioconcentration into the pelagic food web base for methylmercury biomagnification: A meta-analysis

Yamana Gold. Relatório de Impacto sobre o Meio Ambiente (RIMA). Projeto C1 – Santa Luz. Disponível em: http://www.inema.ba.gov.br/wp-content/files/RIMA_projeto_santa_luz_parte1.pdf

Yaron, G. (2001) 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(1): 85-108.

Young, C.E.F. & Medeiros, R. (2018) Quanto vale o verde: a importância econômica das unidades de conservação brasileiras – Rio de Janeiro: Conservação Internacional, 2018. 180p.

Zaletel-Kragelj, L. & Bozиков, J. (2010) *Methods and tools in public health: A Handbook for Teachers, Researchers and Health Professionals*. Forum for Public Health in South Eastern Europe

Crédito das fotografias:

Capa: Acervo H

Agradecimentos: Adriano Gambarini

Índice: Acervo H

Resumo Executivo: Video blocks

Apresentação: Acervo H

Introdução: Adriano Gambarini

Páginas 18, 24, 80: Acervo H

Páginas 84, 94, 105, 108: Adriano Gambarini

Página 96: Video blocks

Séries técnicas anteriores:

Estes documentos podem ser acessados no site:
www.conservation-strategy.org

Edição 40 – Insumos técnicos para fortalecer las concesiones de manglar en Ecuador a través de Socio Bosque: combinando técnicas de valoración económica y juegos experimentales (2015). Rocío Moreno-Sánchez, Jorge Maldonado, David Campoverde, Carlos Solís, Camilo Gutiérrez e Aaron Bruner.

Edição 41 – Análisis comparativo de costos financieros y riesgos socio-ambientales de distintas rutas para la Interconexión Eléctrica Colombia–Panamá (2016). David Campoverde, Irene Burgués Arrea, María del Carmen, Vera Díaz e Aaron Bruner.

Edição 42 – El Programa Socio Bosque en la provincia de Sucumbíos, Ecuador: Costos de oportunidad y preferencias de los propietarios (2016). Carlos Solís e Alfonso Malky.

Edição 43 – Análisis de costos del Programa COMSERBO-Pando en Bolivia (2016). Sophía Espinoza, Alfonso Malky e Aaron Bruner.

Edição 44 – Palau’s sea cucumber fisheries: the economic rationale for sustainable management (2016). Rhona Barr, Nina Ullery, Irvin Dwight e Aaron Bruner.

Edição 45 – Preferencias de los usuarios del bosque por participar en el Programa COMSERBO-Pando: Insumos técnicos para una expansión estratégica y eficiente (2016). Sophía Espinoza, Carlos Solís, Alfonso Malky e Aaron Bruner.

Edição 46 – La paz es mucho más que palomas: beneficios económicos del acuerdo de paz en Colombia, a partir del turismo de observación de aves (2016). Jorge Maldonado, Rocío Moreno-Sánchez, Sophía Espinoza, Aaron Bruner, Natalia Garzón e John Myers.

Edição 47 – Impacto de la regulación a la zafra de castaña en la cacería: El caso de la Reserva Manuripi en Bolivia (2016). Sophía Espinoza e Jorge Maldonado.

Edição 48 – Impactos econômicos da construção da hidrelétrica de São Luis do Tapajós: uma análise do provimento de serviços ecossistêmicos (2016). Camila Jericó-Daminello, Susan Edda Seehusen, Irene Burgués Arrea, Aaron Bruner, Ane A. C. Alencar e Valderli Piontekowski.

Edição 49 – Os instrumentos de mercado podem contribuir para o alcance de objetivos ambientais a menores custos? Cenários de implementação das Cotas de Reserva Ambiental (CRAs) na Bahia (2017). Susan Edda Seehusen, Daniel Kieling, Aaron Bruner e Thaís Vilela.

Edição 50 – Marañón: Costo social de los impactos acumulativos de cinco proyectos hidroeléctricos (2017). José Rubio, Annie Escobedo, Cristian Vallejos, Eduardo Oyague, Adrián Vera e Milagros Estrada

Edição 51 – Definição de níveis de equivalência ecológica para a lei de compensação florestal do DF segundo o método de experimento de escolha (2018). Pedro Gasparinetti, Aaron Bruner e Thaís Vilela

Edição 52 – Mercado de Cotas de Reserva Ambiental no Maranhão: Implicações econômicas e ambientais de restringirmos o mercado à identidade ecológica. Thaís Vilela e Pedro Gasparinetti.



REALIZAÇÃO



MPF
Ministério Público Federal