

ARTIGO ORIGINAL



Exposição a metais em uma população infantil após rompimento de barragem de rejeitos da mineração. Projeto Bruminha

Metal exposure in a child population after a mine tailings dam failure. Projeto Bruminha

Aline de Souza Espindola Santos^I , Renan Duarte dos Santos Saraiva^I , Ana Paula Natividade de Oliveira^I , Michele Alves Costa^I , Herling Gregorio Aguilar Alonzo^{II} , Délio Campolina^{III} , Leiliane Coelho André^{IV} , Sérgio Viana Peixoto^V , Volney de Magalhães Câmara^I , Carmen Ildes Rodrigues Fróes Asmus^I 

^IUniversidade Federal do Rio de Janeiro – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

^{II}Universidade Estadual de Campinas – Campinas (SP), Brasil.

^{III}Fundação Hospitalar do Estado de Minas Gerais – Belo Horizonte (MG), Brasil.

^{IV}Universidade Federal de Minas Gerais – Belo Horizonte (MG), Brasil.

^VFundação Oswaldo Cruz, Instituto René Rachou – Belo Horizonte (MG), Brasil.

RESUMO

Objetivo: Este estudo teve como objetivo analisar as concentrações urinárias de As, Cd, Pb, Hg e Mn em crianças residentes em localidades diretamente atingidas pelos rejeitos do desastre em Brumadinho. **Métodos:** Foi realizado um estudo descritivo transversal de uma população de 217 crianças de 0 a 6 anos, residentes no Córrego do Feijão (CF), Parque da Cachoeira (PC), Aranha (AR), e Tejuco (TJ) e inscritas no Estudo Longitudinal da Saúde Infantil em Brumadinho (MG) — Projeto Bruminha. Dados socioeconômicos e amostras de urina foram coletados para determinar a concentração dos metais selecionados. **Resultados:** Crianças residentes em localidades não diretamente atingidas pelo desastre (AR e TJ) apresentaram maiores concentrações de As e Mn do que aquelas em localidades diretamente atingidas (CF e PC). Adicionalmente, crianças residentes em localidades não potencialmente expostas à poeira da lama de rejeito ou da atividade de mineração (AR) apresentaram maiores concentrações urinárias de As do que aquelas potencialmente expostas (CF, PC e TJ). **Conclusão:** Nossos resultados sugerem a necessidade de se investigar possíveis fontes de exposição ao As em crianças residentes em localidades não diretamente atingidas pelo desastre e não potencialmente expostas à poeira.

Palavras-chave: Metais. Saúde infantil. Mineração. Desastre.

AUTORA CORRESPONDENTE: Aline de Souza Espindola Santos. Avenida Horácio Macedo, s/n, Cidade Universitária, CEP: 21941-598, Rio de Janeiro (RJ), Brasil. E-mail: esp.aline@iesc.ufrj.br

CONFLITO DE INTERESSES: nada a declarar.

COMO CITAR ESSE ARTIGO: Santos ASE, Saraiva RDS, Oliveira APN, Costa MA, Alonzo HGA, Campolina D, et al. Exposição a metais em uma população infantil após rompimento de barragem de rejeitos da mineração. Projeto Bruminha. Rev Bras Epidemiol. 2023; 26:e230017. <https://doi.org/10.1590/1980-549720230017.2>

Esse é um artigo aberto distribuído sob licença CC-BY 4.0, que permite cópia e redistribuição do material em qualquer formato e para qualquer fim desde que mantidos os créditos de autoria e de publicação original.

Recebido em: 15/07/2022

Revisado em: 16/11/2022

Aceito em: 22/11/2022



INTRODUÇÃO

A demanda exponencial por minerais tem provocado um aumento da mineração no mundo, principalmente no Brasil, um dos cinco maiores exportadores de minério, cuja produção aumentou em até 550% entre 2001 e 2011¹. No entanto, apesar de sua relevância para a economia, a mineração está intimamente associada a impactos negativos ao ambiente e à saúde humana devido à geração de resíduos e por representar um perigo potencial para ocorrência de desastres causados pelo rompimento de barragens de rejeitos^{2,3}. Os rejeitos de mineração geralmente contêm resíduos metálicos que podem ser transportados para áreas distantes por meio de partículas atmosféricas e escoamento superficial de rios⁴⁻⁶.

A poluição por metais representa uma ameaça significativa à saúde humana. As, Pb, Cd e Hg são metais não essenciais e estão entre as dez principais substâncias tóxicas de interesse de saúde pública de acordo com a Organização Mundial da Saúde⁷. Esses metais são facilmente acumulados em plantas e organismos da cadeia alimentar, ambas importantes fontes de exposição humana^{8,9}. Além disso, água e poeira contaminadas ao redor das comunidades são fontes potenciais de exposição humana oral, dérmica e por inalação¹⁰. Outros metais considerados essenciais, como o manganês, podem apresentar riscos à saúde humana, dependendo da dose, estado de valência e suscetibilidade individual.

As crianças são consideradas mais expostas aos metais porque ingerem mais água e respiram mais ar em relação ao seu peso corporal quando comparados aos adultos¹¹. Além disso, comportamentos habituais, como brincar perto do chão e colocar a mão na boca, contribuem para uma maior exposição¹². Também a infância é considerada um período crítico de desenvolvimento dos sistemas orgânicos, e a exposição a metais tem sido associada a efeitos adversos sobre os sistemas nervoso central e imunológico^{13,14}.

Brumadinho é um dos municípios mineradores mais importantes do Estado de Minas Gerais¹⁵. O Projeto Bruminha é um estudo de coorte que investiga o perfil de exposição a metais e seus efeitos na saúde de crianças residentes em localidades diretamente ou não atingidas pelo rompimento da barragem da mina Córrego do Feijão, em 25 de janeiro de 2019, no município de Brumadinho, que causou centenas de mortes, destruindo comunidades e comprometendo o abastecimento e a viabilidade dos ecossistemas fluviais. Neste estudo, foram investigadas as concentrações urinárias do metaloide arsênio e metais cádmio, chumbo, mercúrio e manganês e as possíveis fontes de exposição na população de estudo do projeto Bruminha.

MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo do Projeto Bruminha é composta pelas localidades rurais do CF, PC, TJ e AR. As localidades CF

e PC foram diretamente atingidas pelo desastre com residências dispostas em uma distância de até 1,5 km da lama de rejeitos. Nessas áreas, é possível que os moradores estejam em contato com a poeira dos resíduos provenientes da lama desde a ocorrência do desastre. A localidade de Tejuco foi incluída por estar a jusante de uma área de mineração ativa e ser considerada potencialmente exposta à poeira produzida por esta atividade, distando aproximadamente de 3,0–4,0 km da área afetada pela lama de rejeitos. Aranha é uma localidade situada a uma distância de aproximadamente 10 km da lama de rejeitos e foi considerada uma área onde a população não foi diretamente atingida pelo desastre e não está potencialmente exposta à poeira dos resíduos de mineração nem das atividades de remediação (Figura Suplementar 1).

Desenho e população de estudo

Trata-se de um estudo transversal com dados da linha de base do Estudo Longitudinal da Saúde Infantil em Brumadinho (MG) — Projeto Bruminha. O Projeto Bruminha é um estudo de coorte prospectivo com seguimento anual pelo período de quatro anos que teve início em julho de 2021. A metodologia detalhada do Projeto Bruminha, incluindo características sociodemográficas, comportamentais e ambientais da população de estudo, estão descritas no Protocolo do Projeto. Todas as crianças residentes em CF, PC, TJ e AR de 0 a 6 anos foram consideradas elegíveis para participar do projeto, constituindo uma lista de 348 crianças (CF: n=51; PC: n=58; TJ: n=76; e AR: n=163) fornecida pela secretaria municipal de saúde de Brumadinho, e todos os responsáveis dos potenciais participantes foram convidados a participar do projeto. No período de 15 a 30 de agosto de 2021, 217 (62%) crianças foram captadas e avaliadas pela equipe de pesquisa, sendo 30 (59%) motoristas de CF, 58 (69%) de PC, 76 (64%) de TJ e 98 (60%) de AR. Do total de crianças captadas, 197 (90,7%) tiveram amostras de urina coletadas (CF [25/30]: 83,3%; PC [35/40]: 87,5%; TJ [47/49]: 95,9%; AR [90/98]: 91,8%). A realização desta pesquisa teve aprovação do Comitê de Ética em Pesquisa do Hospital Clementino Fraga Filho, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, sob o parecer nº 3.897.305 em 06/12/2019. Os pais deram consentimento informado por escrito para a participação das crianças.

Características da população de estudo

Um questionário de linha de base previamente testado foi aplicado por dois entrevistadores treinados da equipe de pesquisa para coleta de informações sobre as mães ou responsáveis e sobre as crianças no que diz respeito às características sociodemográficas, ambientais, do domicílio e entorno; hábitos, comportamentos e alimentação.

Coleta de amostras biológicas

Amostras de urina foram coletadas em unidades de saúde ou anexos em cada localidade por uma enfermeira

ra habilitada. Os responsáveis pelas crianças receberam orientações dos profissionais das unidades de saúde para não usar pomadas na região genital na véspera da coleta. A coleta de urina ocorreu em amostras isoladas com no mínimo duas horas de retenção urinária, em frasco universal (tampa branca) em local livre de poeira. A coleta infantil se deu por meio de saco coletor (coletor de urina infantil). Este foi trocado a cada 30 minutos, por no máximo três vezes. A cada troca, foi realizada higiene íntima usando água e gaze estéril. Após a coleta de urina, as amostras eram enviadas refrigeradas para o laboratório com experiência na dosagem de metais.

Métodos analíticos

A técnica analítica empregada no laboratório para a dosagem de metais foi a espectrometria de massa com plasma indutivamente acoplado (ICP-MS), utilizando equipamento da marca Agilent, modelo ICPMS7850, através de método desenvolvido e validado pela equipe técnica da AFIP segundo RDC302/2005 e RDC27/2012. As amostras foram preparadas através de diluição ácida e adição de padrão interno. A sensibilidade do método para todos os metais (Hg, Cd, Mn, Pb e As) foi de 0,1 $\mu\text{g l}^{-1}$. Em relação ao arsênico, foi dosado o arsênico total. Os padrões utilizados foram o padrão *multi-element calibration standard 2A — Agilent (8500-6940 e 8500-6940 HG)* e padrão *internal standard Mix — Agilent (5183-4681)*. Os limites de detecção (LD) e quantificação (LQ) para As, Cd, Pb, Hg e Mn foram 0,1 $\mu\text{g l}^{-1}$.

A dosagem de creatinina ocorreu em analisadores bioquímicos Atellica® CH Analyzer da Siemens, por meio de reação de ácido pícrico com creatinina em meio alcalino (Procedimento de Jaffé). A sensibilidade analítica do teste está determinada pelo valor de 3,0 mg dl^{-1} , que corresponde ao LQ para urina.

Análise de qualidade

As corridas analíticas para dosagem de metais tiveram sua performance analítica monitorada pelo uso de cinco níveis de controle de qualidade interno, sendo três controles preparados pelo próprio laboratório em níveis de concentração pré-estabelecidos e dois controles comerciais da marca ClinCheck ou PNCQ. A variação máxima permitida para cada controle é de 15%, segundo a RDC27/2012. Durante o período de análise das amostras

do projeto (de jul/2021 a fev/2022), o coeficiente de variação (CV%) mensal médio do As, Cd, Hg, Pb e Mn foram 5,3, 5,7, 7,1, 6,0 e 5,6%, respectivamente. As dosagens de creatinina urinária foram monitoradas por dois níveis de controle comercial da marca Biorad, com CV% máximo permitido de 5,5%. Durante o período das análises, o CV% da creatinina foi de 2,2%.

Análise estatística

As concentrações urinárias dos metais As, Cd e Hg foram ajustadas pelos valores de creatinina, mas 25 crianças tiveram concentração de creatinina urinária fora do intervalo recomendado (creatinina urinária muito diluída $<0,3 \text{ g l}^{-1}$ ou muito concentrada $>3,0 \text{ g l}^{-1}$) e foram excluídas^{16,17}. A normalidade da distribuição dos dados foi avaliada diretamente pela plotagem do histograma e por testes de Kolmogorov-Smirnov. As concentrações urinárias de metais não apresentaram distribuição normal e foram apresentadas como média geométrica (MG) com o intervalo de confiança de 95% (IC95%). Outras estatísticas descritivas das concentrações de metais incluíram máximo, mínimo e percentil 25, 50, 75 e 95. As MGs dos metais foram comparadas por características da população de estudo, como idade (0–11 meses, 1–2 anos, >2–4 anos e >4 anos), sexo (masculino e feminino), raça (branco, não branco), anos de estudo da mãe (0, 1–9, >9 anos). Também foram realizadas comparações das MGs de metais por hábitos infantis (levar mão à boca, lavar a mão, comer terra, comer tinta de parede, chupar dedo, brincar com a terra), características socioeconômicas (esgotamento sanitário, tipo de água para consumo) e alimentação (consumo de peixe). As comparações das concentrações urinárias dos metais entre os grupos foram realizadas usando teste ANOVA uma via ou Kruskal Wallis para variáveis numéricas. Foi considerado um valor de $p \leq 0,05$ como estatisticamente significativo. Adicionalmente, as concentrações urinárias de metais também foram estratificadas por localidades consideradas atingidas diretamente pelo desastre (CF e PC) ou não (TJ e AR), e por localidades potencialmente expostas à poeira de resíduos de mineração (CF, PC e TJ) ou não (AR). Diferenças potenciais entre as concentrações geométricas dos metais pelas localidades classificadas acima foram determinadas usando o teste de Mann-Whitney.

Tabela 1. Concentrações de metais na população de estudo (n=172). Projeto Bruminha, 2021.

	% >LD	MG (IC95%)	Min-Máx.	Percentis			
				25	50	75	95
As $\mu\text{g g}^{-1}$	172 (100,0)	8,46 (1,08–66,41)	0,70–144,30	5,45	9,35	13,98	26,74
Cd $\mu\text{g g}^{-1}$	40 (23,3)	0,11 (0,01–0,85)	0,10–0,40	0,10	0,10	0,10	0,29
Hg $\mu\text{g g}^{-1}$	110 (64,0)	0,37 (0,05–2,87)	0,10–9,20	0,18	0,30	0,83	2,29
Pb $\mu\text{g l}^{-1}$	153 (88,9)	0,74 (0,09–5,83)	0,10–6,00	0,40	0,80	1,30	3,63
Mn $\mu\text{g l}^{-1}$	144 (83,7)	0,40 (0,05–3,17)	0,10–106,80	0,20	0,35	0,68	3,48

LD: limite de detecção; MG: média geométrica; IC95%: intervalo de confiança de 95%; Min: Mínimo; Máx: máximo.

RESULTADOS

As, Pb, Mn, Hg e Cd foram quantificados em 100, 89, 84, 64 e 23% das amostras, respectivamente (Tabela 1). As concentrações geométricas urinárias de As, Cd, Hg, Pb e Mn foram, respectivamente, 8,46 $\mu\text{g g}^{-1}$, 0,11 $\mu\text{g g}^{-1}$, 0,37 $\mu\text{g g}^{-1}$, 0,74 $\mu\text{g l}^{-1}$ e 0,40 $\mu\text{g l}^{-1}$. As maiores amplitudes observadas em relação à MG foram nas concentrações de As (mínimo=0,70; máximo=144,30) e Mn (mínimo=0,10; máximo=106,80). Não houve diferenças significativas nas concentrações urinárias de As, Cd, Hg, Pb e Mn dos participantes do estudo nas quatro localidades estudadas (Tabela Suplementar 1).

As concentrações geométricas de Cd foram significativamente maiores entre as crianças das menores faixas etárias (de 0 a 2 anos) — $p=0,05$ —, enquanto as de Pb foram maiores naquelas cujos responsáveis relataram a cor da criança como não branca — $p=0,04$ — (Tabela 2).

As MGs urinárias de metais selecionados pelas características comportamentais, ambientais e de consumo de peixe foram mostradas na Tabela Suplementar 2. As maiores concentrações médias urinárias de Cd foram observadas nas crianças cujos responsáveis reportaram que não tinham o hábito de lavar as mãos ($p=0,02$). Suplementarmente, as concentrações de As foram maiores naque-

las crianças que tinham o hábito de levar a mão à boca ($p=0,02$), que não comiam tinta de parede ($p=0,04$) e que bebiam água de outras fontes em comparação à água mineral ($p=0,01$).

Crianças residentes nas localidades não diretamente atingidas pelo desastre (AR e TJ) tiveram maiores concentrações geométricas urinárias de As ($p=0,009$) e Mn ($p=0,029$) quando comparadas às diretamente atingidas (CF e PC). Crianças residentes em AR, que não estariam potencialmente expostas à poeira de resíduos, tiveram maiores concentrações urinárias de As ($p=0,009$) quando comparadas com aquelas das áreas potencialmente expostas (Tabela 3).

DISCUSSÃO

Três dos cinco metais analisados na urina de crianças de 0 a 6 anos — As, Pb e Mn — foram detectados em mais de 80% das amostras. Além disso, na média, os participantes de três localidades estudadas (PC, TJ e AR) apresentaram maiores vulnerabilidades, seja pelo relato de descarte de esgoto *in natura*, moradia em rua de terra ou água consumida de outras fontes que não a mineral, que se associadas às condições ambientais desfavoráveis e a um padrão alimentar inadequado podem configurar

Tabela 2. Concentrações de metais estratificada por características socioeconômicas dos participantes do estudo (n=172). Projeto Bruminha, 2021.

	Cd $\mu\text{g g}^{-1}$			As $\mu\text{g g}^{-1}$			Hg $\mu\text{g g}^{-1}$			Pb $\mu\text{g l}^{-1}$			Mn $\mu\text{g l}^{-1}$		
	n	MG (IC 95%)	p*	n	MG (IC 95%)	p*	n	MG (IC 95%)	p*	n	MG (IC 95%)	p*	n	MG (IC 95%)	p*
Idade (anos)															
0–11 meses	6	0,13 (0,02–1,06)	0,05	12	10,08 (1,28–79,1)	0,19	10	0,42 (0,05–3,29)	0,44	11	0,77 (0,10–6,07)	0,37	11	0,86 (0,11–6,77)	0,07
1–2	7	0,12 (0,02–1,11)		17	8,99 (1,15–70,53)		11	0,24 (0,03–1,85)		16	0,58 (0,07–4,58)		14	0,39 (0,05–3,06)	
>2–4	14	0,10 (0,01–0,78)		60	7,22 (0,92–56,67)		38	0,38 (0,05–2,98)		52	0,67 (0,09–5,28)		48	0,47 (0,06–3,70)	
>4	13	0,10 (0,01–0,78)		83	9,14 (1,17–71,73)		51	0,38 (0,05–2,99)		74	0,83 (0,11–6,55)		71	0,33 (0,04–2,55)	
Sexo															
Feminino	16	0,11 (0,01–0,86)	0,81	91	9,48 (1,21–74,4)	0,34	53	0,36 (0,05–2,84)	0,70	78	0,73 (0,09–5,71)	0,98	72	0,43 (0,05–3,38)	0,50
Masculino	24	0,11 (0,01–0,84)		81	7,65 (0,98–60,03)		57	0,37 (0,05–2,90)		75	0,76 (0,10–5,95)		72	0,38 (0,05–2,97)	
Raça															
Branca	15	0,10 (0,01–0,78)	0,16	60	9,08 (1,16–71,25)	0,89	35	0,37 (0,05–2,94)	0,99	56	0,66 (0,08–5,16)	0,04	52	0,39 (0,05–3,07)	0,99
Não branca	24	0,11 (0,02–0,96)		98	8,74 (1,11–68,58)		66	0,38 (0,05–3,00)		86	0,86 (0,11–6,71)		81	0,42 (0,05–3,29)	
Anos de estudo da mãe															
0	3	0,11 (0,01–0,89)	0,25	6	9,17 (1,17–71,91)	0,51	4	0,41 (0,05–3,19)	0,69	6	0,76 (0,1–5,96)	0,78	6	0,42 (0,06–3,78)	0,37
1 a 9	11	0,11 (0,01–0,84)		47	8,50 (1,08–66,73)		26	0,36 (0,05–2,83)		43	0,78 (0,1–6,13)		35	0,36 (0,05–2,82)	
>9	25	0,10 (0,01–0,78)		114	7,51 (0,96–58,89)		78	0,32 (0,03–2,12)		100	0,60 (0,07–,03)		99	0,29 (0,05–3,23)	

*Teste de Kruskal-Wallis ou Mann-Whitney; MG: média geométrica; IC95%: intervalo de confiança de 95%.

riscos importantes ao desenvolvimento infantil^{18,19}. Nesse sentido, na população estudada, algumas condições sociodemográficas foram associadas com maiores concentrações de alguns metais onde os níveis urinários de Pb foram maiores nas crianças de cor autorrelatada pelos pais como não brancas. Hábitos como levar mão à boca, brincar com terra e comer tinta de parede são comportamentos que favorecem a exposição a substâncias contaminadas do ambiente²⁰. Em nosso estudo, as concentrações urinárias de As foram maiores nas crianças que tinham hábito de levar a mão à boca, que não comiam tinta de parede e que consumiam água de outras fontes em relação à de origem mineral.

No geral, as médias geométricas urinárias de As, Pb e Mn quantificados em crianças residentes em localidades diretamente atingidas pelo desastre (CF e PC) foram maiores do que naquelas residentes em uma área agrícola da Espanha (As=2,44 µg g⁻¹; Pb=<0,8 µg/dl; Mn=<0,12 µg l⁻¹)²¹. Entretanto, foram menores quando comparadas às concentrações urinárias observadas em populações infantis residentes em áreas próximas à fundição de cobre (As=44 µg g⁻¹) e mineração no México (As=44,5 µg g⁻¹), áreas urbanas na Malásia (Pb=4,7 µg/dl) e uma área próxima a uma mina de carvão no Brasil (Pb=4,8 µg dg⁻¹; Mn=<0,8 µg l⁻¹)²²⁻²⁵.

As localidades não diretamente atingidas (AR e TJ) pelo desastre apresentaram concentrações de As e Mn significativamente maiores que as outras localidades (CF e PC). O consumo de água tem sido considerado uma importante fonte de exposição ao arsênio em razão das suas características físico-químicas, como sua solubilidade²⁶. Nossos resultados sugerem maiores concentrações urinárias médias de As nas crianças cujos responsáveis relataram consumir água de outras fontes em relação à água mineral. Adicionalmente, as concentrações urinárias de As também foram maiores nas crianças residentes em localidades não diretamente atingidas pelo desastre (AR e TJ) — e essas foram as

localidades onde o consumo de água mineral foi o menor (dados não mostrados). O consumo de peixe também é uma das principais fontes de As²⁷. Neste estudo, o consumo de peixe foi baixo e não diferiu entre as localidades diretamente atingidas ou não pelo desastre. Dessa forma, não acreditamos que o consumo de peixe seja uma fonte importante na exposição ao As. O Mn é encontrado em muitos tipos de rochas e em solos de onde é extraído o minério de ferro em diversas cidades de Minas Gerais²⁸. Ele também é comumente encontrado na água subterrânea, potável e no solo em níveis baixos e ocorre naturalmente na maioria dos alimentos como grãos, vegetais, legumes, frutas, carne, peixe, castanha e nozes²⁹. Além disso, o Mn foi quantificado na nossa população de estudo porque, segundo o Parecer Técnico do Ministério da Saúde de nº 5/2019-DSAS-TE/SVS/MS, as concentrações deste metal em todas as amostras da lama de rejeito analisadas estavam acima das concentrações médias encontradas nos solos de Brumadinho. Nos nossos resultados, as concentrações desse metal foram maiores nas localidades não diretamente atingidas pelo desastre (AR e TJ). Nesse sentido, a via inalatória a esse metal pode não ser uma via tão significativa quanto à água, embora estudos ambientais devam ser conduzidos para investigar com maior profundidade as fontes de exposição.

O metaloide As tem sido encontrado em poeira fugitivas em áreas de mineração, geralmente associada a partículas grossas que não costumam ficar muito tempo em suspensão. Entretanto, partículas de tamanho mais fino em rejeitos de minas^{30,31} possuem maior teor de arsênio³². Em nosso estudo, as concentrações de As foram maiores em AR, uma localidade não potencialmente exposta a poeiras de resíduos. Nesse sentido, é possível que a via inalatória tenha menor impacto na exposição quando comparada à via oral na qual o consumo de água pode ser uma fonte de maior importância.

Tabela 3. Concentrações urinárias de metais selecionados em localidades potencialmente ou não atingidas pelo desastre e pela poeira. Projeto Bruminha, 2021.

	n (%); MG (95%IC)		p*
	Desastre ^a (n=54)	Não desastre ^b (n=118)	
As µg g ⁻¹	54 (100,0); 6,36 (0,81-49,93)	118 (100,0); 9,64 (1,23-75,67)	0,009
Cd µg g ⁻¹	9 (16,7); 0,10 (0,01-0,78)	31 (26,3); 0,11 (0,01-0,87)	0,338
Hg µg g ⁻¹	39 (72,2); 0,36 (0,05-2,83)	71 (60,2); 0,37 (0,05-2,89)	0,807
Pb µg l ⁻¹	44 (81,5); 0,65 (0,08-5,10)	109 (92,4); 0,78 (0,10-6,15)	0,270
Mn µg l ⁻¹	46 (85,1); 0,29 (0,20-12,01)	98 (83,1); 0,47 (0,06-3,69)	0,029
	Poeira ^c (n=94)	Não poeira ^d (n=78)	p*
As µg g ⁻¹	94 (100,0); 7,28 (0,93-57,11)	78 (100,0); 10,15 (1,29-79,67)	0,009
Cd µg g ⁻¹	21 (22,3); 0,11 (0,01-0,83)	19 (24,4); 0,11 (0,01-0,88)	0,495
Hg µg g ⁻¹	65 (69,1); 0,36 (0,05-2,85)	45 (57,7); 0,37 (0,05-2,9)	0,714
Pb µg l ⁻¹	80 (85,1); 0,80 (0,10-6,31)	73 (93,6); 0,68 (0,09-5,35)	0,204
Mn µg l ⁻¹	81 (86,2); 0,38 (0,05-2,99)	63 (80,8); 0,43 (0,06-3,41)	0,535

^a(CF e PC), ^b(AR e TJ); ^c(CF e PC e TJ); ^d(AR); *Teste Mann-Whitney; MG: média geométrica; IC95%: intervalo de confiança de 95%.

Com exceção da relação fraca, mas significativa entre Pb-Mn, a correlação entre os metais avaliados não foi significativa para a maioria deles (dados não mostrados). Nossa hipótese de estudo era a de que a lama de rejeito do desastre em Brumadinho pudesse ser uma fonte de exposição a metais. Adicionalmente, uma área de mineração ativa seria também uma fonte de exposição em decorrência dos processos mecânicos como a britagem de rochas. Nesse sentido, a via inalatória teria grande contribuição na exposição a metais, tendo em vista que, nas localidades diretamente atingidas pelo desastre, a população utiliza água mineral engarrafada para consumo e essas comunidades não têm uma atividade de subsistência baseada na pesca — o que implicaria na exposição pela via oral. Mas os resultados desse estudo não vão de encontro com a nossa hipótese, e a falta de uma correlação significativa para os metais analisados pode sugerir, de forma meramente especulativa, que precisa ser melhor investigada e que fontes de exposição diversas podem estar associadas aos resultados encontrados.

Esse estudo apresenta limitações que precisam ser mencionadas. Primeiramente, não foram dosadas as concentrações ambientais dos metais avaliados. Segundo, não foram levantadas informações sobre consumo de frango e outros alimentos³³ ou fumo passivo na população de estudo, que é uma fonte importante de exposição a arsênio e cádmio. A concentração urinária total de arsênio não fornece informações sobre a forma de arsênio absorvido. O peixe é uma fonte importante de As orgânico, enquanto a água potável, solo ou poeira contaminados são importantes fontes de exposição ao As inorgânico. O As urinário é o biomarcador que reflete melhor o As inorgânico quando comparado ao sangue, entretanto não foi possível fazer a especiação na matriz estudada. Por fim, a coleta de uma única amostra de urina em vez de amostras repetidas coletadas ao longo do tempo pode limitar a interpretação da exposição com precisão, especialmente para o Pb e Mn, que não foram corrigidos pelos níveis de creatinina, uma vez que não podemos diferenciar fontes de variabilidade intra e interindividuais de fatores analíticos. Apesar das limitações, os resultados deste estudo fornecem informações sobre a exposição potencial de crianças de localidades de Brumadinho a metais tóxicos a partir de diferentes cenários de exposição, a saber, áreas diretamente atingidas pelo rejeito de mineração a partir do desastre ocorrido pelo rompimento da Mina B1 do Córrego do Feijão, uma área de mineração ativa e outra não diretamente atingida pelo desastre ou por atividade de mineração. Até o momento, não se tem o conhecimento de estudos que avaliaram as concentrações de metais nesse contexto. Sendo assim, esse estudo pode fornecer parâmetros de exposição, tendo em vista que no Brasil, e especialmente em Minas Gerais, aproximadamente 80% dos municípios têm como atividade econômica a mineração.

REFERÊNCIAS

1. Instituto Brasileiro de Mineração. Informações e análises da economia mineral brasileira. 6ª ed [Internet]. Brasília: IBRAM; 2011. [acessado em 29 jun. 2021]. Disponível em: <https://ibram.org.br/publicacoes/?resourcelid=72557#publication>
2. Fernandes FRC, Alamino RCJ, Araujo ER. Recursos minerais e comunidade: impactos humanos, socioambientais e econômicos. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI; 2014.
3. Rezende VL. A mineração em Minas Gerais: uma análise de sua expansão e os impactos ambientais e sociais causados por décadas de exploração. *Soc Nat* 2016; 28(3): 375-84. <https://doi.org/10.1590/1982-451320160304>
4. Hatje V, Pedreira RMA, Rezende CE, Schettini CAF, Souza GC, Marin DC, et al. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Sci Rep* 2017; 7(1): 10706. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>
5. Agboola O, Babatunde DE, Fayomi OSI, Sadiku ER, Popoola P, Moropeng L, et al. A review on the impact of mining operation: Monitoring, assessment and management. *Results in Engineering* 2020; 8: 100181. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2020.100181>
6. Uugwanga MN, Kgabi NA. Assessment of metals pollution in sediments and tailings of Klein Aub and Oamites mine sites, Namibia. *Environmental Advances* 2020; 2: 100006. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2020.100006>
7. World Health Organization. 10 chemicals of public health concern [Internet]. Geneva: WHO, 2020. [acessado em 30 jul. 2021]. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/photo-story/photo-story-detail/10-chemicals-of-public-health-concern>
8. Zwolak A, Sarzyńska M, Szpyrka E, Stawarczyk, K. Sources of soil pollution by heavy metals and their accumulation in vegetables: a review. *Water Air Soil Pollut* 2019; 230: 164. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4221-y>
9. Uddin MM, Zakeel MCM, Zavahir JS, Marikar FMMT, Jahan I. Heavy metal accumulation in rice and aquatic plants used as human food: a general review. *Toxics* 2021; 9(12): 360. <https://doi.org/10.3390/toxics9120360>
10. Vormittag EMPAA, Oliveira MA, Gleriano JS. Avaliação de saúde da população de barra longa afetada pelo desastre de Mariana, Brasil. *Ambiente & Sociedade* 2018; 21: e01222.
11. Mello-da-Silva CA, Fruchtagarten L. Riscos químicos ambientais à saúde da criança. *J Pediatr (Rio J)* 2005; 81(5 Supl): S205-S211. <https://doi.org/10.1590/S0021-75572005000700011>
12. Mazoto ML, Filhote MIF, Câmara VM, Asmus CIRF. Saúde ambiental infantil: uma revisão de propostas e perspectivas. *Cad Saúde Colet* 2011; 19(1): 41-50.
13. Heng YY, Asad I, Coleman B, Menard L, Benki-Nugent S, Were FH, et al. Heavy metals and neurodevelopment of children in low and middle-income countries: a systematic review. *PLoS One* 2022; 17(3): e0265536. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0265536>

14. Wang J, Yin J, Hong X, Liu R. Exposure to heavy metals and allergic outcomes in children: a systematic review and meta-analysis. *Biol Trace Elem Res* 2022; 200(11): 4615-31. <https://doi.org/10.1007/s12011-021-03070-w>
15. Agência Nacional de Mineração. Informe mineral [Internet]. Brasília: ANM; 2019. [acessado em 29 jun. 2021]. Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/dnpm/informes/informe-mineral-2019-2o-semester>
16. Cocker J, Mason HJ, Warren ND, Cotton RJ. Creatinine adjustment of biological monitoring results. *Occup Med (Lond)* 2011; 61(5): 349-53. <https://doi.org/10.1093/occmed/kqr084>
17. World Health Organization. Biological monitoring of chemical exposure in the workplace [Internet]. Geneva: WHO; 1996. [acessado em 30 jul. 2021]. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/41856>
18. Kim E, Kwon HJ, Ha M, Lim JA, Lim MH, Yoo SJ, et al. How does low socioeconomic status increase blood lead levels in Korean children? *Int J Environ Res Public Health* 2018; 15(7): 1488. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071488>
19. Lucchini RG, Guazzetti S, Renzetti S, Conversano M, Cagna G, Fedrigli C, et al. Neurocognitive impact of metal exposure and social stressors among schoolchildren in Taranto, Italy. *Environ Health* 2019; 18(1): 67. <https://doi.org/10.1186/s12940-019-0505-3>
20. Xue J, Zartarian V, Tulse N, Moya J, Freeman N, Auyeung W, et al. A meta-analysis of children's object-to-mouth frequency data for estimating non-dietary ingestion exposure. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2010; 20(6): 536-45. <https://doi.org/10.1038/jes.2009.42>
21. Molina-Villalba I, Lacasaña M, Rodríguez-Barranco M, Hernández AF, Gonzalez-Alzaga B, Aguilar-Garduño C, et al. Biomonitoring of arsenic, cadmium, lead, manganese and mercury in urine and hair of children living near mining and industrial areas. *Chemosphere* 2015; 124: 83-91. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.11.016>
22. Carrizales L, Razo I, Téllez-Hernández JI, Torres-Nerio R, Torres A, Batres LE, et al. Exposure to arsenic and lead of children living near a copper-smelter in San Luis Potosi, Mexico: importance of soil contamination for exposure of children. *Environ Res* 2006; 101(1): 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2005.07.010>
23. Jasso-Pineda Y, Díaz-Barriga F, Calderón J, Yáñez L, Carrizales L, Pérez-Maldonado IN. DNA damage and decreased DNA repair in peripheral blood mononuclear cells in individuals exposed to arsenic and lead in a mining site. *Biol Trace Elem Res* 2012; 146(2): 141-9. <https://doi.org/10.1007/s12011-011-9237-0>
24. Dos Santos M, Soares MCF, Baisch PRM, Baisch ALM, Silva Júnior FMR. Biomonitoring of trace elements in urine samples of children from a coal-mining region. *Chemosphere* 2018; 197: 622-6. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.082>
25. Wahil MSA, Ja'afar MH, Isa ZM. Assessment of urinary Lead (Pb) and essential trace elements in autism spectrum disorder: a case-control study among preschool children in Malaysia. *Biol Trace Elem Res* 2022; 200(1): 97-121. <https://doi.org/10.1007/s12011-021-02654-w>
26. Chung JY, Yu SD, Hong YS. Environmental source of arsenic exposure. *J Prev Med Public Health* 2014; 47(5): 253-7. <https://doi.org/10.3961/jpmph.14.036>
27. Taylor V, Goodale B, Raab A, Schwerdtle T, Reimer K, Conklin S, et al. Human exposure to organic arsenic species from seafood. *Sci Total Environ* 2017; 580: 266-82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.113>
28. Carvalho Filho A, Curi N, Marques JGSM, Shinzato E, Freitas DAF, Jesus EA, et al. Óxidos de manganês em solos do Quadrilátero Ferrífero (MG). *R Bras Ci Solo* 2011; 35: 793-804.
29. U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological profile for manganese [Internet]. 2012 [acessado em 13 dez. 2022]. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151.pdf>
30. Meunier L, Koch I, Reimer KJ. Effect of particle size on arsenic bioaccessibility in gold mine tailings of Nova Scotia. *Sci Total Environ* 2011; 409(11): 2233-43. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.006>
31. Menka N, Root R, Chorover J. Bioaccessibility, release kinetics, and molecular speciation of arsenic and lead in geo-dusts from the Iron King Mine Federal Superfund site in Humboldt, Arizona. *Rev Environ Health* 2014; 29(1-2): 23-7. <https://doi.org/10.1515/reveh-2014-0009>
32. Martin R, Dowling K, Pearce D, Sillitoe J, Florentine, S. Health effects associated with inhalation of airborne arsenic arising from mining operations. *Geosciences* 2014; 4(3): 128-75. <https://doi.org/10.3390/geosciences4030128>
33. Alkmim Filho JF. Ocorrência de arsênio, cádmio e chumbo em tecidos de aves, suínos, bovinos de corte e equinos no Brasil [tese de doutorado]. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG); 2011.

ABSTRACT

Objective: This study aimed to analyze the urinary concentrations of As, Cd, Pb, Hg, and Mn in children living in areas directly affected by the tailings of the Brumadinho disaster. **Methods:** We performed a cross-sectional descriptive study on a population of 217 children aged 0 to 6 years, living in Córrego do Feijão (CF), Parque da Cachoeira (PC), Aranha (AR), and Tejuco (TJ), enrolled in the Longitudinal Study of Child Health in Brumadinho (Minas Gerais) — Projeto Bruminha. Socioeconomic data and urine samples were collected to determine the concentration of selected metals. **Results:** Children living in locations not directly affected by the disaster (AR and TJ) had higher concentrations of As and Mn than those in directly affected areas (CF and PC). Additionally, children living in locations not potentially exposed to dust from tailings mud or mining activity (AR) showed higher urinary As concentrations than those potentially exposed (CF, PC, and TJ). **Conclusion:** Our results suggest the need to investigate possible sources of As exposure in children living in areas not directly affected by the disaster and not potentially exposed to dust.

Keywords: Metals. Children health. Mining. Disasters.

AGRADECIMENTOS: À população do município de Brumadinho; aos pais e responsáveis pelas crianças participantes do Projeto Bruminha; à Fundação Oswaldo Cruz; aos pesquisadores parceiros da Universidade Federal de Minas Gerais e Universidade de Campinas e à Secretaria Municipal de Saúde de Brumadinho.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES: Santos, A.S.E.: Curadoria de dados, Escrita – primeira redação, Escrita – revisão e edição, Investigação, Metodologia, Software, Supervisão, Validação. Saraiva, R.D.S.: Curadoria de dados, Visualização. Oliveira, A.P.N.: Curadoria de dados, Visualização. Costa, M.A.: Curadoria de dados, Visualização. Alonzo, H.G.A.: Escrita – revisão e edição, Investigação, Validação. Campolina, D.: Escrita – revisão e edição, Investigação, Validação. André, L.C.: Escrita – revisão e edição, Investigação, Validação. Peixoto, S.V.: Escrita – revisão e edição, Investigação, Validação. Câmara, V.M.: Escrita – revisão e edição, Investigação, Validação. Asmus, C.I.R.F.: Administração do projeto, Conceituação, Curadoria de dados, Escrita – revisão e edição, Investigação, Metodologia, Obtenção de financiamento, Recursos, Supervisão, Validação, Visualização.

FONTE DE FINANCIAMENTO: o Projeto Bruminha, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, conta com financiamento do Departamento de Ciência e Tecnologia (Decit) da Secretaria de Ciência, Tecnologia e Insumos Estratégicos (SCTIE) do Ministério da Saúde (MS) (Processo 25000.127551/2019-69).



© 2023 | A Epidemio é uma publicação da

Associação Brasileira de Saúde Coletiva - ABRASCO