



ESTUDO DE AVALIAÇÃO DE RISCO À SAÚDE HUMANA EM LOCALIDADES ATINGIDAS PELO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DO FUNDÃO – MG

1

RELATÓRIO FINAL

LINHARES-ES.

São Paulo, 15 de maio de 2019

ETAPA I

Município de Linhares/ES

Coordenação Geral:

Dr. Alexandre Pessoa da Silva – Ambios Engenharia e Processos

Equipe:

- ✓ Dra. Carmen Ildes FróesAsmus – Universidade Federal do Rio de Janeiro
- ✓ Dra. Jackeline Leite PareiraPavin– Ambios Engenharia e Processos
- ✓ MsC. Luiz Belino Ferreira Sales - Ambios Engenharia e Processos
- ✓ MsC. Milene Tramansoli Resende – Ambios Engenharia e Processos
- ✓ MsC.Renan Duarte dos Santos Saraiva– Ambios Engenharia e Processos
- ✓ MsC.Thenille Faria Machado do Carmo - Ambios Engenharia e Processos

SUMÁRIO

Sumário

ANTECEDENTES.....	7
Considerações iniciais	15
Contextualização.....	29
Capítulo I: Avaliação dos dados existentes	40
Avaliação dos dados existentes disponibilizados pela Fundação Renova	63
Capítulo II: Preocupações da Comunidade com sua Saúde	153
Capítulo III: Contaminantes de Interesse	164
Capítulo IV: Mecanismos de Transporte	3
Capítulo V: Rotas de Exposição	37
Capítulo VI: Implicações para a Saúde Pública	71
Capítulo VII: Conclusões e Recomendações	92
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	107

LISTA DE FIGURAS

<i>Figura 1: Complexo de Germano</i>	<i>42</i>
<i>Figura 2: Mapa de áreas de influência do Meio Físico e do Meio Biótico.....</i>	<i>44</i>
<i>Figura 3: Apresentação esquemática das estruturas e infraestruturas do Complexo do Germano, desde a mina até o porto.....</i>	<i>45</i>
<i>Figura 4: Mapa Cartográfico de Linhares - Espírito Santo.....</i>	<i>58</i>
<i>Figura 5: Representação gráfica de alguns mecanismos de transporte.....</i>	<i>43</i>

LISTA DE QUADROS

<i>Quadro 1: Produtos e prazos da contratação</i>	<i>9</i>
<i>Quadro 2: Objetivos da amostragem ambiental com metodologias de avaliação de risco utilizadas pelos órgãos de controle ambiental e nos estudos de avaliação de risco à saúde humana (ARSH).</i>	<i>17</i>
<i>Quadro 3: Tipos de Estabelecimentos de saúde em funcionamento no município de Linhares até dezembro de 2018.</i>	<i>61</i>
<i>Quadro 4: Grupo de causas de mortalidade em Linhares no período de 2014 a 2018....</i>	<i>61</i>
<i>Quadro 5: Grupo de causas de internações em Linhares no período de 2014 a 2018.</i>	<i>62</i>
<i>Quadro 6: RESUMO ROTAS DE EXPOSIÇÃO DOS COMPARTIMENTOS AVALIADOS.....</i>	<i>69</i>
<i>Quadro 7: Critérios e recomendações para as categorias de risco para a saúde pública.</i>	<i>96</i>

LISTA DE TABELAS

<i>Tabela 1: Concentrações máximas registradas de metais pesados no trecho mineiro do Rio Doce</i>	<i>48</i>
<i>Tabela 2: Comparação temporal da renda domiciliar per capita e dos rendimentos do trabalho de todas as famílias cadastradas.</i>	<i>56</i>
<i>Tabela 3: Concentrações de metais em amostras de organismos aquáticos comestíveis</i>	<i>176</i>
<i>Tabela 4: Concentrações de metais em amostras alimentos vegetais – tubérculos.....</i>	<i>179</i>
<i>Tabela 5: Concentrações de metais em amostras de águas</i>	<i>183</i>
<i>Tabela 6: Concentrações de metais em amostras de sedimentos</i>	<i>187</i>
<i>Tabela 7: Concentrações de metais em amostras de solo superficial.....</i>	<i>190</i>
<i>Tabela 8: Concentrações de metais em amostras de poeira domiciliar</i>	<i>193</i>
<i>Tabela 9: Mecanismos de transporte</i>	<i>42</i>
<i>Tabela 10: Rotas de exposição específicas de cada meio ambiental.....</i>	<i>49</i>
<i>Tabela 11: ROTAS DE EXPOSIÇÃO POTENCIAL FUTURA: ALIMENTOS – VEGETAIS (TUBÉRCULOS)</i>	<i>62</i>
<i>Tabela 12: ROTAS DE EXPOSIÇÃO POTENCIAL FUTURA- ORGANISMOS AQUÁTICOS COMESTÍVEIS</i>	<i>64</i>
<i>Tabela 13: ROTAS DE EXPOSIÇÃO POTENCIAL FUTURA- ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO E DESSEDENTAÇÃO ANIMAL</i>	<i>65</i>
<i>Tabela 14: ROTAS DE EXPOSIÇÃO COMPLETA- ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO.....</i>	<i>66</i>
<i>Tabela 15: ROTAS DE EXPOSIÇÃO COMPLETA- ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO.....</i>	<i>67</i>
<i>Tabela 16: ROTAS DE EXPOSIÇÃO COMPLETA: SOLO SUPERFICIAL.</i>	<i>68</i>
<i>Tabela 17: POEIRA DOMICILIAR. ROTA DE EXPOSIÇÃO COMPLETA.....</i>	<i>69</i>
<i>Tabela 18: EPA classificação dos carcinógenos</i>	<i>75</i>
<i>Tabela 19: IARC classificação dos carcinógenos</i>	<i>76</i>
<i>Tabela 20: Estimativa de dose de exposição aos contaminantes de interesse identificados, por via oral (mg/kg _ dia) no município de Linhares.</i>	<i>81</i>
<i>Tabela 21: Classificação segundo carcinogenicidade dos contaminantes de interesse, município de Linhares _ Espírito Santo, 2019.</i>	<i>82</i>

ANTECEDENTES

Caso Samarco –Rompimento da Barragem de Fundão

Em função do desastre ocorrido em 05 de novembro de 2015, que será detalhado ao longo desse relatório, foi assinado um Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta - TTAC, em 02 de março de 2016, entre os COMPROMITENTES: União, Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, Agência Nacional de Águas - ANA, Departamento Nacional de Produção Mineral - DNPM, Fundação Nacional do Índio - FUNAI, Estado de Minas Gerais, Instituto Estadual de Florestas - IEF, Instituto Mineiro de Gestão de Águas - IGAM, Fundação Estadual de Meio Ambiente - FEAM, Estado do Espírito Santo, Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - IEMA, Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal do Espírito Santo - IDAF, Agência Estadual de Recursos Hídricos - AGERH; e ACIONISTAS: SAMARCO MINERAÇÃO S.A., VALE, BHP Billiton Brasil Ltda (TTAC, 2016).

O TTAC apresenta, dentre os seus considerandos, que o “rompimento causou impactos à população, incluindo mortes, desaparecimentos, danos físicos; à saúde e ao patrimônio público e privado” e “trouxe consequências ambientais e sociais, em um EVENTO que atingiu 680 km de corpos d’água nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, além de impactos a regiões estuarinas do Rio Doce e regiões costeiras e marinha”. A área de abrangência socioeconômica, onde se inserem as ações de saúde, são: “localidades e comunidades adjacentes à Calha do Rio Doce, Rio do Carmo, Rio Gualaxo do Norte e Córrego Santarém e a áreas estuarinas, costeira e marinha impactadas” (TTAC, 2016).

Para a operacionalização das ações contidas no TTAC, foi criada a Fundação Renova que é responsável pela implantação de 42 programas (RENOVA, 2019b) reunidos em duas principais frentes de trabalho, uma socioeconômica e outra socioambiental.

Dentre esses Programas está o de Saúde (“Programa de Apoio à Saúde Física e Mental da População Impactada”) estabelecido na Seção IV: SAÚDE, Subseção IV.1, cláusulas 106 a 112. Em maio de 2017 houve o desmembramento da CT de Saúde, Educação, Cultura e Lazer, instituída pelo artigo 2º, inciso VII, da Deliberação do CIF nº 07, de 11 de julho de 2017, com o estabelecimento da Câmara Técnica de Saúde (CT-

Saúde) considerando a demanda de ações de saúde na população impactada e a alta especificidade das ações de saúde a serem adotadas junto a essa população.

A CT-Saúde é a instância do CIF – Comitê Interfederativo que estabelece as ações necessárias para o monitoramento da saúde da população atingida pelo desastre. O Comitê Interfederativo (CIF) foi criado em resposta ao desastre e sua função é orientar e validar os atos da Fundação Renova, instituída pela Samarco e suas acionistas, Vale e BHP Billiton, para gerir e executar as medidas de recuperação dos danos resultantes da tragédia. O CIF é presidido pelo Ibama e composto por representantes da União, dos governos de Minas Gerais e do Espírito Santo, dos municípios impactados e do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (IBAMA, 2019). De acordo com a deliberação nº 106 do CIF foi indicada a necessidade de realização de um estudo de avaliação de risco à saúde humana, tendo como orientadoras Diretrizes do Ministério da Saúde (BRASIL, 2010), e o documento de “Bases Mínimas” da CT-Saúde (IBAMA, 2019).

Tendo esses documentos como norteadores, em julho de 2018 foi celebrado o contrato entre a empresa Ambios Engenharia Ltda. e a Fundação Renova, com o objetivo de atendimento às “Bases Mínimas” para estudo de avaliação de risco à saúde humana, segundo a metodologia do Ministério da Saúde, que servirá de base para o atendimento aos demais estudos elencados no TTAC, em especial o estudo epidemiológico e o estudo toxicológico. Para fins desse estudo, denominaremos Avaliação de Risco à Saúde Humana, como ARSH.

Fases e cronologia de realização dos estudos de ARSH

Tomando como base inicial características geológicas da bacia do Rio Doce e, principalmente, os impactos ambientais com potenciais efeitos à saúde, notadamente os que resultam em existência de potenciais rotas de exposição humana, a equipe de ARSH da Ambiospropôs a divisão da área total dos estudos de ARSH em 3 fases, sendo cada uma denominada com o nome do município mais populoso, assim classificadas:

FASE I - Mariana – Nesta fase do estudo de ARSH foram avaliadas as localidades mais impactadas pelo rompimento da Barragem, sendo os municípios de Mariana e Barra Longa no Estado de Minas Gerais, e, adicionalmente, o município de Linhares no Estado do Espírito Santo, último município atingido na foz do Rio Doce.

FASE II - Rio Casca – Nesta fase dos estudos de ARSH serão avaliados os três municípios mais impactados da subárea, além de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado.

FASE III - Governador Valadares - Nesta fase dos estudos de ARSH, além do município de Governador Valadares, serão avaliadas as localidades de Conselheiro Pena e Aimorés.

Cabe destacar que os municípios aqui apresentados para a Fase II e III podem sofrer alterações em função da dinâmica de reconhecimento de maior impacto em cada uma das sub-bacias.

De acordo com o contrato assinado pela Ambios com a Fundação Renova, na FASE I, a ARSH referente às localidades de Mariana e Barra Longa foi realizado em 8 (oito) meses, a contar da data de contratação dos serviços. O prazo para a entrega do Relatório Final de Avaliação de Risco referente à localidade de Linhares, como contratualmente previsto, será encaminhado para a Fundação Renova até o dia 15 de maio de 2019.

Sob bases contratuais, juntamente com a proposta para a realização dos estudos de ARSH para cada Fase, foram elaboradas as propostas correspondentes à realização da amostragem ambiental considerada pertinente segundo os critérios da metodologia de ARSH (Quadro 01).

Quadro 1: Produtos e prazos da contratação

Produto	Conteúdo	Prazo	Status
1º. Relatório Parcial	- Relatório inicial registrando atividades de reconhecimento das áreas a serem avaliadas; validação dos dados existentes; planejamento da amostragem ambiental e métodos de amostragem ambiental segundo a metodologia de ARSH.	Até 60 dias após início do contrato	Entregue em 15/09/2018
2º. Relatório Parcial	- Relatório assinalando contaminantes de interesse, seus mecanismos de transporte e as rotas de exposição; - Relatório contendo preocupações da comunidade com sua saúde;	Até 150 dias após início do contrato	Entregue em 15/12/2018
3º. Relatório Parcial	- Relatório assinalando as Implicações à Saúde Humana e - Perfil Toxicológico dos contaminantes de interesse.	Até 210 dias após início do contrato	Entregue em 15/02/2019
Relatório final Etapas Mariana e Barra Longa	Relatório final de avaliação de risco à saúde humana contendo as informações, conclusões e recomendações relativas às etapas Mariana e Barra Longa.	Até 240 dias após início do contrato	Entregue em 22/03/2019
Relatório final Etapa Linhares	Relatório final de avaliação de risco à saúde humana contendo as informações, conclusões e recomendações relativa à etapa Linhares.	Até 300 dias após início do contrato	Presente documento entregue em 15/05/2019

A metodologia de avaliação de risco à saúde humana por substâncias perigosas foi desenvolvida inicialmente pela ATSDR, agência do governo dos Estados Unidos da América (sigla em inglês para Agency for Toxic Substances and Disease Registry).

No ano de 1999, o Ministério da Saúde do Brasil, responsável pela contaminação por organoclorados em Cidade dos Meninos – RJ, convocou um workshop internacional com a participação de especialistas nacionais e internacionais para tratar sobre este caso, uma vez que já se passavam mais de 15 anos desde as primeiras denúncias sobre a contaminação em Cidade dos Meninos. Nesta oportunidade, foi consenso a recomendação da utilização da metodologia de ARSH desenvolvida pela agência americana ATSDR¹ que, apesar de relativamente nova, à época (1992), apresentava as melhores condições de resposta para as demandas de identificação da exposição e de base para o acompanhamento das populações expostas.

Além disso, por ter sido desenvolvida sob a pressão do movimento social americano, principalmente em decorrência do caso conhecido como “Love Canal”, diferentemente do que ocorria com as demais metodologias de avaliação de risco existentes na ocasião, esta era formulada especificamente para o Setor Saúde, destacando-se como um dos seus componentes, a interação com as populações expostas durante a realização dos estudos e apresentação dos seus resultados.

O Ministério da Saúde, conjuntamente com a OPAS, contratou a Ambios Engenharia e Processos Ltda, para a realização dos estudos de ARSH em Cidade dos Meninos. Em pouco mais de nove meses, os estudos de ARSH foram concluídos cobrindo detalhadamente todas suas etapas com participação ativa dos entes de saúde e das populações expostas.

Assim, não somente foi explicitado o processo de contaminação, as preocupações da população com sua saúde, os contaminantes de interesse, os mecanismos de transporte ambiental dos contaminantes, suas rotas de exposição, a classificação de risco, as implicações para a saúde pública e, por último, as conclusões e recomendações

¹ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1992. Public Health Assessment Guidance Manual. Lewis Publishers. Boca Raton – Ann Arbor – London – Tokyo. 220 pp.

que permitiram ao Ministério da Saúde, finalmente, planejar ações para eliminação da exposição humana, elaborar os protocolos de saúde para as populações expostas, bem como providenciar a necessária educação em saúde para os profissionais na área e planejamento dos estudos complementares de saúde.

Diante dos resultados alcançados, o Ministério da Saúde, por meio de financiamento do Banco Mundial (Projeto Vigisus), organizou uma concorrência pública para a utilização da metodologia da ATSDR em outras cinco áreas contaminadas com exposição humana a resíduos perigosos. A empresa Ambios Engenharia e Processos Ltda apresentou as melhores propostas, conforme requisitado em cada área de exposição, sendo contratada em todos esses estudos. Ainda, com vistas a atender o perfil Brasileiro, bem como os princípios da Constituição Federal de 1988, o Ministério da Saúde identificou a necessidade de aplicação da metodologia da ATSDR de forma adequada aos princípios e diretrizes do Sistema Único de Saúde.

Dessa maneira, os estudos de ARSH contratados via Ambios Engenharia e Processos foram se adequando às demandas do Ministério da Saúde até que, com as adequações trabalhadas ao longo desses processos, o Ministério da Saúde do Brasil desenvolveu sua ferramenta do Setor Saúde. Com a experiência adquirida e as adaptações necessárias ao SUS, o Ministério da Saúde publicou o Documento de Diretrizes para elaboração de estudos de Avaliação de Risco, disponibilizado na página oficial do MS: <http://portalms.saude.gov.br/vigilancia-em-saude/vigilancia-ambiental/vigipeq/vigisolo/avaliacoes-de-risco-e-protocolos-de-saude>.

Essa metodologia, **específica para o setor saúde**, conta com três grandes áreas de saber: Ambiente, Social e Saúde. O que diferencia essa metodologia das metodologias de avaliação de riscos ambientais, são a organização e a forma de avaliação dos dados. Complementarmente, o objetivo central de uma avaliação de risco ambiental é de definir estratégias de remediação de uma área contaminada e consequentes medidas ambientais.

A metodologia de avaliação de risco à saúde humana/MS estabelece, a partir de dados ambientais, sociais e de saúde, as prioridades de atuação do setor saúde, indicando possíveis implicações para a saúde pública advindas de uma dada contaminação ambiental a substâncias químicas. Assim, a referida metodologia estabelece etapas,









conforme listadas abaixo, que devem ser seguidas de modo a adquirir os dados e informações necessárias para avaliar os riscos à saúde da população:

- a. Levantamento e Avaliação da Informação do Local
- b. Levantamento das Preocupações da Comunidade
- c. Seleção dos Contaminantes de Interesse
- d. Mecanismos de Transporte
- e. Identificação e Avaliação de Rotas de Exposição
- f. Determinação de Implicações para a Saúde Pública
- g. Determinação de Conclusões e Recomendações

A metodologia brasileira leva em consideração a realidade político institucional, jurídica e, principalmente, os direitos e garantias fundamentais do cidadão previstas no Art. 5º, incisos XIV e XXXIII da [Constituição Federal](#), os princípios e diretrizes do SUS (Art. 7º, [Lei nº 8.080/90](#)) e participação da comunidade conforme a [Lei nº 8.142/90](#).

Desta forma, apresenta-se a metodologia de avaliação de risco à saúde humana em áreas contaminadas, que se baseia na experiência adquirida com os estudos já realizados no nosso país, a partir da aplicação da metodologia da ATSDR, com as devidas e progressivas adaptações com a realidade.

E disponibiliza na mesma fonte os sites sobre os estudos até então contratados por este Ministério e realizados pela equipe de ARSH da Ambios:

-  *Avaliação de riscos Baixada Santista;*
-  *Avaliação de riscos Barão de Mauá, São Paulo;*
-  *Avaliação de riscos mansões Santo Antônio, Campinas, SP;*
-  *Avaliação de riscos Paulínia, São Paulo;*
-  *Avaliação de risco à saúde humana por resíduos de pesticidas em cidade dos*
-  *Meninos, Duque de Caxias, Rio de Janeiro 2002;*
-  *Avaliação de risco à saúde humana por metais pesados em Santo Amaro da*
-  *Purificação, Bahia, 2003.*

Já na sua Introdução, assinalando ser uma metodologia ainda recente, o documento determina:

Por esta razão, a classificação de risco assinalada no relatório, bem como as recomendações daí decorrentes, devem ser avaliadas como um instrumental técnico científico fundamental pelas esferas governamentais responsáveis pela tomada de decisão, mas com a devida adequação a realidade brasileira e aos recursos disponíveis.

Desta forma, e de retorno ao ponto inicial, os estudos de ARSH, realizados pela equipe da Ambios sempre com a participação de instituições públicas de saúde, como Secretarias Estaduais (TO, PR, RS, SP e RJ), é um instrumento do Setor Saúde para o Setor Saúde. Como tal, cabe ao Setor Saúde, e somente a ele, avaliar e discutir seus resultados com a equipe realizadora dos estudos.

Como é sabido, após a fase de avaliação de risco, a implementação das recomendações dos estudos de ARSH passa por uma etapa de “gestão do risco” com ações também de “comunicação de risco”. Esse ciclo de gerenciamento do risco (avaliação/gestão/comunicação) é o mesmo que é utilizado para qualquer área de saúde pública, como por exemplo o gerenciamento de riscos sanitários (medicamentos, cosméticos, agrotóxicos, domissanitários, equipamentos de saúde, dentre outros).

Em cada uma dessas etapas, posteriores à “avaliação de riscos”, o Setor Saúde prioriza ações e seu escalonamento de acordo com a força das evidências de riscos assinalada nos resultados dos estudos.

Assim sendo, na ocorrência de um resultado “falso negativo”, a não percepção de riscos à saúde humana pela equipe de ARSH, pode resultar em um não planejamento de ações de acompanhamento de saúde das populações expostas a um ou a vários riscos. Isto poderia ter consequências desastrosas para as populações expostas.

No entanto, para um resultado equivocado da equipe de ARSH, no caso de um resultado “falso positivo”, as etapas de “gestão do risco”, na intensidade e sequência consideradas pelos gestores em função da força das evidências e dos esclarecimentos com a equipe de ARSH, não resultarão em consequências negativas de monta.

Isto é reforçado no Documento “Diretrizes” quando assinala:

Por esta razão, a classificação de risco assinalada no relatório, bem como as recomendações daí decorrentes, devem ser avaliadas como um instrumental técnico científico fundamental pelas esferas governamentais

responsáveis pela tomada de decisão, mas com a devida adequação à realidade brasileira e aos recursos disponíveis.

Por último, nessas considerações iniciais, é importante ressaltar que os resultados dos estudos de ARSH contém informações para a Saúde Pública e que, desde sua formulação inicial pela ATSDR, que teve sua continuidade na metodologia estabelecida pelo Ministério da Saúde do Brasil, prevê a Socialização das Informações e Comunicação de Risco (Item 4.3):

Ao término de todo o estudo de avaliação de risco, a equipe de investigadores deve fazer uma reunião com a população, com o objetivo de transmitir todo o conteúdo dos estudos. Dados de análises ambientais e de saúde devem ser transmitidos de modo consolidado, para que não se crie um clima de conflito dentro da comunidade. Aqueles que desejarem informações específicas sobre o local de sua moradia, a possível contaminação de seus alimentos e resultados de exames de saúde individual, caso tenham sido realizados, podem e devem receber informações detalhadas e, preferencialmente, por escrito.

14

Por outro lado, a equipe de ARSH concorda plenamente com a posição, também aceita pela Fundação Renova:

Todos os dados, informações e relatórios produzidos por meio dos estudos listados nesse documento são proibidos de serem publicados pelas instituições contratadas e pela Fundação Renova, sem a autorização da CT- Saúde/CIF, órgão responsável por sua guarda e divulgação. A CT- Comunicação, Participação, Diálogo e Controle Social será responsável pela estratégia de comunicação das informações disponibilizadas pela CT- Saúde junto à população.

Desta forma, assim como a Fundação Renova, a Ambios reconhece a Câmara Técnica de Saúde (CT-Saúde), e sua entidade superiora, o CIF (Comitê Interfederativo), como únicas com autoridade e competência para estabelecer as condições de confidencialidade e sigilo.

Considerações iniciais

Antes de tecer considerações sobre aspectos específicos da ARSH por resíduos perigosos em decorrência do rompimento da barragem da empresa de mineração Samarco em Mariana/MG, deve-se ressaltar que a ARSH é uma ferramenta do Setor Saúde para o Setor Saúde. Como tal, todo o processo de realização dos estudos de ARSH deve ser público e transparente, e sempre que possível, com participação ativa de representantes do Setor Saúde e, impreterivelmente, seus resultados devem ser públicos, sem confidencialidade, à exceção dos aspectos relativos à ética médica, ou quando não explicitamente consentido pela população avaliada.

Deve-se ressaltar também que a metodologia de ARSH se constitui em instrumento fundamental para nortear as ações de saúde para o acompanhamento das populações expostas a contaminantes químicos, assim sendo, os estudos de ARSH não se propõem a estabelecer o nexo causal, e sim, buscam estabelecer os fatores de risco adicional que contribuem para a causalidade. Nesse contexto, devem também considerar outros fatores que influenciam a vulnerabilidade e suscetibilidade das populações expostas aos contaminantes. Muitos desses outros fatores já haviam sido levantados pela própria Fundação Renova (adiante avaliados neste Relatório), e comprovados com os levantamentos realizados na etapa de Preocupações da Comunidade com sua saúde – capítulo II.

Ainda, cabe ressaltar que na análise dos dados repassados pela Fundação Renova à equipe da AMBIOS, estudos geoquímicos previamente realizados mostraram que diversos contaminantes metálicos superaram, em diversos momentos, e segmentos da bacia do Rio Doce (principalmente T1, M1; T2, M2 e T3, M3), os valores de referência e os dados históricos para a bacia do Rio Doce, e, nesse contexto, levando também em consideração que os contaminantes metálicos não desaparecem após sua emissão para o ambiente, a conclusão de relação fica comprovada.

Com estas premissas básicas, para uma melhor compreensão desta ferramenta do Setor Saúde, serão abordadas ao longo do relatório, as questões específicas dos estudos relativas ao município de Linhares, concluindo a Fase I dos estudos de ARSH previstos.

Condicionantes para a realização dos estudos de ARSH

A definição de uma estratégia para a realização dos estudos dependerá de especificidades de cada caso. Para cada caso específico, serão considerados como condicionantes para a realização da ARSH, os seguintes fatores:

- Qualidade e adequação dos dados ambientais existentes;
- Prazo (urgência);
- Recursos para realização dos estudos de ARSH; e
- Condicionantes ambientais.

A seguir, serão abordados cada um desses condicionantes e suas implicações práticas na elaboração da ARSH seguindo os critérios da metodologia do Ministério da Saúde.

Qualidade e adequação dos dados ambientais existentes à metodologia ARSH

A primeira atividade de uma equipe de ARSH é a coleta, organização, avaliação e validação de toda a informação da localidade disponível. Sempre que possível, essas informações deverão abarcar todos os aspectos (histórico do local, histórico das emissões, dados demográficos, dados da população, entre outros), bem como os dados ambientais existentes.

Na avaliação e validação dos dados ambientais existentes, além de critérios por vezes subjetivos quanto à credibilidade da fonte dos dados, são observados critérios técnicos sobre a qualidade e suficiência dos dados sob a ótica da metodologia de ARSH. Infelizmente, na quase totalidade dos estudos já realizados pela equipe de ARSH da Ambios, os dados ambientais existentes foram produzidos por órgãos de controle ambiental, pelo próprio emissor ou oriundos de estudos acadêmicos, na maioria das vezes com objetivos ambientais que não contemplavam todos os possíveis contaminantes de interesse.

O Quadro 02 assinala os principais objetivos das amostragens ambientais realizadas por órgãos de controle ambiental e aqueles voltados para ARSH.

Quadro 2: Objetivos da amostragem ambiental com metodologias de avaliação de risco utilizadas pelos órgãos de controle ambiental e nos estudos de avaliação de risco à saúde humana (ARSH).

Metodologia de Avaliação de Riscos dos órgãos ambientais	Metodologia de Avaliação de Riscos à Saúde Humana (ARSH saúde)
Determinar níveis de descontaminação Dependendo do uso do solo: industrial; residencial, agrícola	Identificar comunidades expostas aos riscos
Determinar níveis de emissão autorizados Por tipo de atividade da emissão, ecossistemas, presença humana	Identificar e classificar as rotas de exposição humana e seus componentes
Determinar limites para armazenagem e transporte Pelos níveis de risco (explosões, incêndios), densidade populacional, segurança pública	Determinar a temporalidade das exposições
Determinar padrões de V.M.P para emissões por atividade Padrões de efluentes, emissões atmosféricas, etc.	Determinar implicações à saúde humana Elaborar conclusões e recomendações que permitam a elaboração de protocolos de saúde

Em função dos objetivos específicos, os conceitos e critérios utilizados pelas duas metodologias acima assinaladas também são distintos. Desta forma, objetivos diferentes determinam critérios e conceitos que diferem entre as metodologias de avaliação de risco realizadas pelos órgãos de controle ambiental e setor Saúde. Assim, na metodologia de avaliação de risco à saúde humana, essas diferenças abrangem questões diversas na produção de dados ambientais que determinarão os “contaminantes de interesse”, como por exemplo:

- **Conceitual: “solo superficial”**

Na metodologia de avaliação de risco utilizada pelos órgãos de controle ambiental, a profundidade na amostragem do “solo superficial” é variável entre 20 cm a até 1,0 m.

Na metodologia de avaliação de risco à saúde, as amostras de “solo superficial” têm que ser coletadas à profundidade não superior a 8 cm. Isto por que o solo mais superficial, até 8 (oito) cm, é o que apresenta maior possibilidade de exposição por contato direto, bem como é desta camada de solo que ocorre a mobilização de material particulado suspenso de granulometria mais fina que, por inalação, se alojará nos pulmões por longos períodos, resultando em uma maior absorção dos contaminantes. A exposição direta ao solo superficial contaminado é especialmente mais intensa quando avaliamos as crianças, principalmente aquelas na fase de engatinhar e com o hábito de levar as mãos à boca. Por esta razão a camada mais superficial de até 8 cm de profundidade é a de maior importância (ATSDR, 1992) nos estudos de avaliação de risco à saúde humana.

- **Desenho Amostral (com viés, e não estatístico)**

Nos estudos de ARSH, a localização dos pontos de amostragem nos locais de risco será definida com vieses, buscando a proximidade de populações expostas e onde a possibilidade de geração de rotas de exposição aos humanos por focos de contaminação primário ou secundários sejam mais prováveis.

- **Avaliação dos Dados Ambientais (“pior cenário”)**

Para efeito de comparação com os valores de referência definidos pela ARSH, será considerada sempre a maior concentração de cada contaminante em cada compartimento ambiental.

Este critério na metodologia de ARSH se explica por vários motivos:

- A imprecisão, mesmo considerando a melhor hipótese de amostragem, pode resultar em conclusão equivocada quanto aos riscos. Adotando-se o princípio da precaução, tão importante nas questões de saúde, este é um critério fundamental na ARSH;

- Uma maior concentração encontrada de um determinado contaminante num determinado compartimento ambiental indica que tal ocorrência é factível e possível de acontecer em outros momentos ou em outros pontos da área de risco;

- A ocorrência de uma maior concentração encontrada de um determinado contaminante num determinado compartimento ambiental indica a possibilidade de contaminação – via mecanismos de transporte – de outros compartimentos ambientais gerando novas rotas potenciais de exposição.

- **Não admitir dados de “modelagem” na avaliação de dados ambientais**

Devido à possibilidade de viés e equívocos, como já verificado em outros estudos observados pela equipe AMBIOS na realização de ARSH, os dados de modelagem não são admitidos pela metodologia de ARSH do Ministério da Saúde. Caso venham a ser usados, tais dados somente o servirão como um indicativo em avaliações preliminares no planejamento de amostragens ou para reforçar conclusões obtidas pelos dados ambientais considerados adequados aos critérios da ARSH.

- **Temporalidade da exposição**

Nas metodologias de avaliação de risco utilizadas pelos órgãos de controle ambiental não é comum o levantamento de dados ambientais que caracterizem a temporalidade da contaminação.

Na ARSH, sempre que possível, o levantamento desses dados é muito importante para a formulação do planejamento de ações de saúde visando as populações que foram, que estão ou que poderão estar expostas aos contaminantes.

- **Preocupações da comunidade com sua saúde**

Nos estudos de ARSH, já na etapa de planejamento das campanhas de amostragem, é importante o levantamento das preocupações da comunidade com sua saúde. Isto se deve aos objetivos dos estudos:

- Identificar e responder às preocupações da comunidade sobre questões relativas aos contaminantes ambientais como, por exemplo:

Existem riscos no local onde resido? Posso consumir e dar para meus filhos a água e os alimentos da localidade? A poeira pode nos causar doenças? Quais? Os impactos emocionais que fomos vítimas poderão nos debilitar frente aos contaminantes?

- Identificar e avaliar as informações da comunidade que orientem a equipe de ARSH na amostragem e na avaliação dos dados ambientais sobre aspectos ainda não relacionados nos dados existentes avaliados como, por exemplo, observações da comunidade do tipo:

“As frutas e legumes plantados no solo formado pela deposição da lama de rejeitos são enormes e crescem muito mais rápido”; “Está aparecendo umas manchas brancas nas árvores, solo e mesmo nas construções em vários pontos por onde passou a lama de rejeitos. O que é isso? Pode nos fazer mal?”

Pelas razões acima listadas, dificilmente os dados produzidos por metodologias utilizadas pelos órgãos de controle ambiental, ou de outros estudos visando objetivos distintos, podem ser considerados adequados para os estudos de ARSH. No caso de utilização de dados ambientais existentes produzidos por terceiros, os dados da amostragem bem como as técnicas utilizadas e procedimentos laboratoriais analíticos devem ser avaliados para sua validação. Somente os dados ambientais existentes validados devem ser utilizados na definição dos “contaminantes de interesse”.

Prazo

Apesar de buscar sempre os mesmos objetivos, ou seja, produzir os dados necessários para a elaboração de protocolos de saúde para o acompanhamento das populações expostas, as situações de “urgência” quanto aos resultados podem se apresentar de forma variada. Assim, por exemplo, estudos como os realizados na “Cidade do Meninos” ou em “Santo Amaro da Purificação” tinham como cenários contaminações decorrentes de passivos ambientais com histórico de décadas. O acúmulo de numerosos dados ambientais produzidos por diversas instituições públicas idôneas, sem, no entanto, atender aos requisitos de qualidade e suficiência da metodologia de ARSH, exigiu uma avaliação cuidadosa (e demorada) desses dados.

Em “Cidade dos Meninos”, adicionalmente, o próprio Ministério da Saúde, contratante da ARSH, foi o responsável pela contaminação ambiental decorrente dos resíduos de sua fábrica de pesticidas. O histórico da contaminação já contabilizava várias décadas, desde o encerramento das atividades da fábrica no final da década de 50 do século passado. Os estudos de ARSH somente tiveram início no ano de 2000, com duração de 12 meses. Já em Santo Amaro da Purificação, a ocorrência foi similar. Após o encerramento das atividades da empresa metalúrgica COBRAC no final da década de 70, apresentou-se vasta contaminação com metais pesados em diversos compartimentos ambientais. Essa contaminação deu-se durante as atividades da empresa nas áreas urbanas daquela cidade, e nos ambientes aquáticos do rio Subaé. Somente em 2004, a equipe de ARSH da Ambios foi contratada para a realização dos estudos de ARSH, cuja duração foi de 11 meses.

Por essas razões, as estratégias de realização da ARSH nessas localidades, com prazo suficiente e adequado, puderam utilizar todas as ferramentas de coleta e avaliação de dados da metodologia de ARSH que incluem:

- **Contaminação dentro e fora do local de risco** - Apesar de todos os contaminantes serem considerados como potenciais contaminantes de interesse, a equipe de ARSH os seleciona, tendo como base a composição dos contaminantes na provável fonte de emissão, as exposições através dos diversos meios ambientais, os efeitos recíprocos e as preocupações da comunidade com sua saúde.

Por questões de prazos e custos, deverão ser selecionados os locais e os compartimentos ambientais que indiquem a possibilidade de geração de rotas de exposição humana aos contaminantes. Sempre que possível, esses critérios serão utilizados também na avaliação dos dados ambientais existentes. Caso se adote esta estratégia (contaminação dentro e fora do local de risco), os compartimentos ambientais selecionados dentro do local de risco deverão ser também avaliados fora do local de risco.

Caso se adote uma estratégia de realização dos estudos de **pior cenário**, buscando uma resposta rápida sobre os riscos à saúde das populações mais expostas, a avaliação é realizada somente nos locais considerados de maior risco.

- **Temporalidade da exposição humana** - A equipe de ARSH utiliza sempre que possível, os dados da amostragem de análise temporal e espacial para identificar os contaminantes de interesse no passado, presente e futuro, e a probabilidade de transferência entre os compartimentos ambientais. Numa estratégia de realização dos estudos de pior cenário, principalmente em casos de desastre, como no do rompimento da barragem da Samarco, buscar-se-á identificar as rotas de exposição recentes (de preferência desde o evento emissor dos contaminantes), bem como as possíveis rotas de exposição futuras.

- **Níveis de concentração basal** - Uma revisão dos níveis basais de contaminação nos compartimentos ambientais locais pode ajudar na identificação da fonte de contaminação. No entanto, tais dados são a expressão de valores médios das litologias dominantes em cada área, e, sob a ótica da ARSH, somente servem para orientar a presença de contaminantes dominantes. No entanto, na maioria dos casos, não nos dará informação adequada sobre a presença de contaminantes em concentrações “traços”

que, quando trazidos à superfície por processos naturais (erosão, alteração, etc) ou por ação antrópica (beneficiamento mineral, deposição de rejeitos, etc) sofrerão processos de concentração e biodisponibilização pelos mecanismos de transporte específicos de cada lugar.

Caso tais dados não atendam aos requisitos da metodologia de ARSH (suficiência e adequação aos critérios de ARSH), devem ser utilizados somente como referência de tendências, na avaliação dos contaminantes de potencial interesse ou como fortalecimento de outros dados na definição de “rotas de exposição”.

- **Definição dos valores de referência** - A seleção dos valores de referência pela equipe de ARSH é feita preferencialmente entre os padrões nacionais existentes podendo, entretanto, após fundamentação, escolher valores de referência mais conservadores dependendo de outras avaliações de saúde como, por exemplo, a vulnerabilidade socioeconômica das populações potencialmente expostas. Em qualquer estratégia adotada para a realização da ARSH, na definição dos contaminantes de interesse, a maior concentração encontrada de cada contaminante em cada compartimento ambiental será a utilizada na comparação com os valores de referência.
- **As preocupações da comunidade por sua saúde** - A equipe de ARSH deve assinalar cada preocupação da comunidade por sua saúde sobre um contaminante em particular, independentemente de sua presença ou concentração no local. Sob qualquer estratégia de realização da ARSH, as preocupações da comunidade com sua saúde devem ser consideradas tanto como fonte de informação sobre o local de risco, como na formulação de respostas às suas preocupações de saúde. A equipe de ARSH deve também registrar as informações de outros fatores decorrentes dos impactos ambientais que resultem no aumento de vulnerabilidade e suscetibilidade aos efeitos da contaminação (qualidade de vida, impactos emocionais, dentre outros). Além de servir de base para respostas às preocupações da comunidade com sua saúde, essas informações também devem ser utilizadas no planejamento da amostragem ambiental, nas definições de “rotas de exposição” e nas “conclusões e recomendações” do “Relatório Final de ARSH”.

- **Perfis toxicológicos** - Estes documentos proporcionam muitas informações importantes para a ARSH, tais como: informe de saúde pública, informação sobre efeitos na saúde, propriedades físicas e químicas dos contaminantes, utilidade da informação nos estudos, dados sobre exposição, métodos analíticos, regulamentações e referências.

Como alternativa, além dos dados fornecidos pela ATSDR/EUA especificamente elaborados para os estudos de ARSH, a equipe pode utilizar informação toxicológica dos bancos de dados específicos, tais como: *IRIS*, *HSD* e outros.

Recursos para realização da ARSH

Dependendo dos condicionantes anteriormente analisados e dos recursos disponibilizados para a realização dos estudos, caso sejam inadequados para a realização dos objetivos da ARSH, ou seja, fundamentar as ações de saúde para o acompanhamento de populações potencialmente expostas a contaminantes químicos, o relatório final de ARSH poderá ser inconclusivo.

Neste caso, no relatório final, além das possíveis estratégias de realização dos estudos com suas respectivas limitações, serão listadas as lacunas de informação para cada estratégia proposta. Adicionalmente, quando se conclua pela imperiosidade da realização dos estudos pela equipe de ARSH, esse relatório final, além de apresentar as lacunas de informação e fundamentar a necessidade de seu preenchimento para cada estratégia de realização dos estudos, poderá elaborar uma listagem dos potenciais custos envolvidos para tal realização e apresentará projeções de prazo de realização.

Condicionantes ambientais

As áreas para a realização dos estudos de ARSH podem apresentar cenários ambientais totalmente distintos. Assim, entre os locais de risco já avaliados pela equipe de ARSH da Ambios, houveram casos com área relativamente bem delimitada (por exemplo, casos Barão de Mauá/SP; SUCAM-Porto Nacional/TO; Caso Shell-Paulínia/SP), ou em áreas dispersas e de grandes dimensões (por exemplo, nos casos Cidade dos Meninos-Duque de Caxias/RJ e Rhodia na Baixada Santista – São Vicente e Itanhaém/SP). Esses condicionantes ambientais podem ser agravados por fatores climáticos, relevo e hidrologia (Caso Cobrac em Santo Amaro, Bahia).

Todos esses condicionantes ambientais exigem estratégias diferentes na elaboração dos estudos com repercussão em todos os demais fatores componentes da ARSH (etapas, custos, prazos, etc).

CONDICIONANTES PARA A REALIZAÇÃO DOS ESTUDOS DE ARSH NO CASO DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DE FUNDÃO

Os dados obtidos pela realização da amostragem ambiental nas localidades de Mariana e Barra Longa permitem à equipe de ARSH da Ambios a avaliação sobre as diferenças marcantes entre as localidades dos dois municípios mineiros, tanto nas características ambientais como nos impactos gerados pela lama de rejeitos com potencial geração de rotas de exposição humana aos possíveis contaminantes. As diferenças são acentuadas mesmo em localidades do mesmo município, impondo uma avaliação de risco diferenciada para cada localidade. As condicionantes locais específicas encontradas, em realidade, são como se impusessem a realização de vários estudos de ARSH.

Na realização da ARSH, no caso específico, nas localidades em Mariana e Barra Longa, e posteriormente na localidade de Linhares; foram considerados os seguintes aspectos:

Qualidade e adequação dos dados ambientais existentes

A atividade inicial da equipe de ARSH foi organizar e avaliar as informações e dados de todos os estudos disponibilizados pela Fundação Renova de produção própria ou produzidos pela Samarco, Vale ou por terceiros contratados por essas instituições. Além disso, foram revistos os informes disponíveis do Setor Saúde, estudos e relatos de outras fontes (ONGs, mídia e academia), bem como os relatos sobre casos semelhantes envolvendo a emissão de contaminantes metálicos pelas atividades de mineração.

Cabe ressaltar, que esta avaliação inicial cobriu os dados de todos os estudos sobre os ambientes atingidos, desde o local do rompimento da barragem de rejeitos em Bento Rodrigues, Mariana/MG, até a foz do rio Doce em Linhares/ES e áreas da costa naquele Estado. Pela estratégia de estudo selecionada, a seguir apresentada e justificada, não foram considerados os dados dos estudos produzidos no ambiente marinho da costa capixaba.

Inicialmente, no processo de determinação dos contaminantes de interesse, a equipe de ARSH, ao avaliar os dados ambientais existentes disponibilizados pela Fundação Renova, constatou que haviam lacunas nos dados disponibilizados, como dados sobre a contaminação dos alimentos (leite de vaca, ovo de galinha, frutas e legumes, principalmente tubérculos), onde haviam a possibilidade de representarem potenciais rotas de exposição humana aos contaminantes metálicos da lama de rejeitos.

Complementarmente, apesar da existência de dados sobre a qualidade da água para consumo humano, haviam questionamentos sobre a credibilidade dos dados da Fundação Renova de vários setores (comunidades dos atingidos, Setor Saúde, ONGs, mídia, academia). Sem entrar no mérito desta questão, a equipe decidiu produzir dados de alimentos, bem como dados de água de consumo humano.

Já os dados ambientais existentes de outros compartimentos ambientais (solo, água superficial, sedimentos), não atendiam aos requisitos da metodologia de ARSH empregada (localização, procedimentos de coleta, etc).

Assim, todos os dados ambientais utilizados na definição de contaminantes de interesse nas localidades de Mariana/MG, Barra Longa/MG e Linhares/ES foram produzidos pela equipe de ARSH da Ambios.

Em relação aos dados socioeconômicos disponibilizados pela fundação, quando validados pela metodologia, foram considerados na ARSH.

Prazo (urgência)

Grande parte das ARSH realizadas pela AMBIOS tratavam-se de “passivos ambientais”, com histórico de décadas e farta documentação sobre muitos aspectos. Conforme já mencionado, esses estudos tiveram o prazo de cerca de 12 meses para sua realização, além de serem “menos urgentes” quanto aos resultados no que concerne às ações de acompanhamento de saúde das populações potencialmente expostas.

No caso dos impactos gerados pelo rompimento da barragem da Samarco em Mariana, cuja lama de rejeitos percorreu mais de 500 km, atingindo localidades em 42 municípios e com influências sobre centenas de comunidades de características diversas, a ARSH somente foi iniciada, quando decorridos quase 3 anos do evento emissor, e com grande urgência quanto aos resultados para a realização de acompanhamento de saúde dessas comunidades. Observando todas as possibilidades para a realização da ARSH,

desde de que preservados seus objetivos centrais de fundamentar as ações de saúde para acompanhamento das populações potencialmente expostas aos contaminantes, a equipe da Ambios elaborou uma estratégia para a realização dos estudos em 3 fases, com duração de 8 meses para cada fase. Essa estratégia, proposta para a realização dos estudos, enfatizou as populações mais diretamente atingidas pela lama de rejeitos e seus contaminantes metálicos.

Há de se ressaltar, que cada fase da ARSH proposta pela equipe da Ambios é composta por 3 municípios, com diversas localidades (de 5 a 8 distritos, subdistritos e/ou áreas) com características diversas em quase todos os seus aspectos (ambientais e de saúde). Assim, o condicionante prazo de realização dos estudos tornou-se a questão fundamental a ser considerada na estratégia para a realização dos estudos.

Desta forma, procurando alcançar resultados no menor espaço de tempo possível, a equipe propôs a realização dos estudos numa estratégia de **pior cenário**, aceita pelo contratante (Fundação Renova) com aval da CT-Saúde (Câmara Técnica de Saúde) e da CIF (Comitê Interfederativo), formados para acompanhar a resposta e recuperação do desastre. A realização da ARSH numa estratégia de **pior cenário** afeta também o processo de definição dos “contaminantes de interesse” como será relatado adiante.

Recursos para realização dos estudos de ARSH

Os recursos previstos, contratualmente acertados entre a Ambios Engenharia e a Fundação Renova, são suficientes para a realização da ARSH, sob a perspectiva de pior cenário.

Condicionantes ambientais

A preocupação central da amostragem ambiental nos estudos de ARSH recai sobre os compartimentos ambientais que possam representar rotas de exposição humana. Além dos impactos diretos sobre o curso natural dos componentes da bacia do Rio Doce, a inundação das margens e áreas de várzea desses corpos hídricos resultou na deposição de grandes quantidades de resíduos nas margens e nas áreas de várzea, alterando totalmente o ambiente físico desses espaços.

A gradação granulométrica do material mais leve depositado além do leito natural desses rios, após secagem, gerou uma importante fonte secundária de emissão de particulado fino (poeira), iniciando possivelmente um processo de contaminação de

outros compartimentos ambientais. Assim, por exemplo, deve-se considerar a alteração do solo superficial pela deposição desse particulado fino, originando dúvidas sobre a inocuidade de áreas de produção de alimentos.

Nas áreas urbanas e pequenas localidades, principalmente nas proximidades de zonas com maior mobilização de poeira, seja pela emissão dos resíduos ressecados, ou seja pelo transporte dos resíduos para outras disposições finais, é provável a ocorrência de novas fontes secundárias de emissão. Nelas se incluem, por exemplo, a água de abastecimento público, que dependendo das condições de armazenamento residencial, pode ter sofrido contaminação atmosférica; ou a contaminação pode ter ocorrido pelo fato de sua tubulação se encontrar soterrada pela lama de rejeito. Deve ser considerada também, a possibilidade da percolação das áreas de deposição dos resíduos pelas águas das chuvas, gerando, a depender do perfil litológico dos solos, a contaminação dos aquíferos, cuja captação se destina ao consumo humano, irrigação ou consumo dos animais.

No que concerne a coleta de organismos aquáticos, apesar de inicialmente programada pela equipe de ARSH, esta foi descartada nos dois municípios mineiros. Em Mariana, as informações indicam que após o desastre houve uma eliminação total momentânea da piscosidade nesses corpos hídricos. Além disso, em um levantamento preliminar dos hábitos alimentares da população de Mariana, não há relatos de consumo rotineiro de pescados oriundos dos rios da região após a passagem da lama de rejeitos.

Dados ambientais disponibilizados pela Fundação Renova

Em referência aos dados produzidos pela Fundação Renova, pela Vale e pela Samarco ou por elas contratados, a equipe de ARSH da Ambios realizou uma cuidadosa avaliação dos dados disponibilizados. A grande maioria, conforme mencionado anteriormente, não apresentou a adequação aos estudos de ARSH. O processo de avaliação e validação dos dados e informações disponibilizadas (independente da fonte) ou existentes, procedeu-se em três etapas:

- 1) Validação: comprova-se a origem e idoneidade da fonte;
- 2) Avaliação: é considerada a importância e adequação dos dados para utilização na ARSH;

3) Utilização (ou não) desse dado nos relatórios de ARHS: a simples validação do dado não implica necessariamente que será utilizado como base para o relatório final, pelas justificativas já expostas.

Área de abrangência da ARSH

A equipe de ARSH da Ambios, tendo em vista a estratégia de pior cenário, determinou que a área dos estudos abrangeria 3 municípios em cada fase dos estudos, desde a localidade de Bento Rodrigues, no município de Mariana/MG, até a área estuarina do Rio Doce na localidade de Regência, no município de Linhares/ES.

Os impactos provocados pela lama de rejeitos da Samarco no ambiente marinho, nas proximidades da foz do rio Doce no Estado do Espírito Santo, além das questões de balneabilidade e suas implicações à saúde humana, tem como provável rota de exposição humana os contaminantes químicos (no caso os metais, objeto da metodologia de ARSH), e o consumo da biota comestível contaminada, principalmente dos peixes.

No entanto, a contaminação dos peixes, em função de numerosos e complexos aspectos ictiológicos, exige a realização de estudos específicos, mais complexos e demorados, impossível de serem realizados sob os critérios de pior cenário (estratégia essa escolhida pelo fator tempo nesta ARSH). Mesmo não considerando a zona costeira como objeto da ARSH, a equipe julga relevante a extensão da contaminação no ambiente marinho, e recomenda a realização de um estudo específico de ARSH para esta área.

Contextualização

29

Histórico

A MINERAÇÃO DE FERRO NO BRASIL

Segundo o Serviço geológico dos Estados Unidos - USGS (2018), a produção de minério de ferro no Brasil em 2016, foi estimada em 440 milhões de toneladas, equivalente a 18,3% do total global. Este número coloca o Brasil entre os maiores

produtores de ferro do mundo, comparado somente à China e à Austrália. No que diz respeito às reservas de minério de ferro, o Brasil, possui reservas estimadas em 23 bilhões de toneladas, ficando atrás somente da Austrália, com 50 bilhões de toneladas.

Os minérios de ferro predominantemente explorados no Brasil, são a hematita (Fe_2O_3) e o itabirito - formações ferríferas compostas de hematita e quartzo (sílica) (IBRAM, 2012). A hematita é extraída principalmente no estado do Pará, e apresenta teor médio de ferro em torno de 60%. Já o itabirito é extraído principalmente na região do Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais, com teor de ferro em torno de 50%. Dados da Alore Mineração, citados por Andrade (2014), indicam que já estão sendo extraídos itabiritos com teores mais baixos de ferro chegando a estar entre 25 e 30%.

Além destes, a magnetita (Fe_3O_4), a goethita $\text{FeO}(\text{OH})$ e a siderita (FeCO_3) são minerais que apresentam consideráveis concentrações de ferro em suas composições. O minério de ferro, entretanto, é composto, tanto destes minerais de ferro, que apresentam valor econômico agregado, quanto de outros minerais, que não apresentam valor econômico para a mineração de ferro. Neste sentido, os minerais de ferro, quando processados com objetivo de aumentar o teor de ferro contido no produto final, podem gerar rejeitos que contêm diferentes minerais em sua composição. Normalmente, os minerais associados aos rejeitos da mineração de ferro são caulinita, gibbsita, goethita, hematita, magnetita e quartzo (WOLFF, 2009).

Em função da grande demanda de minério de ferro pela sociedade moderna, rochas com teores cada vez mais baixos de ferro passaram a ter sua lavra viabilizada, o que implica em aumento na quantidade de rejeitos gerada, requerendo barragens de rejeito com tamanhos cada vez maiores para sua disposição. Neste contexto, grandes empresas mineradoras, tais como VALE, Ferrous, MMX e Samarco têm investido na extração de minérios de baixo teor que chegam a apresentar quantidades de ferro inferiores a 40% (ANDRADE, 2014).

A extração ou lavra consiste na retirada, normalmente a céu aberto, do mineral que contém um teor economicamente viável de ferro. Posteriormente, o material extraído é encaminhado para o beneficiamento, no qual o minério de ferro é tratado e transformado em produtos comercializáveis, de acordo com sua granulometria e características químicas. Na maioria das vezes, para aumentar a qualidade e o teor de ferro do produto final, é necessário realizar o beneficiamento do minério. Entende-se por

beneficiamento, o tratamento dado aos minérios, visando separar por granulometria, concentrar ou purificar minérios por métodos físicos ou químicos sem alterar a constituição química dos minerais. Em decorrência desta etapa, grandes volumes e massas de resíduos misturados à água são gerados, material a que se dá o nome de rejeito (DNPM, 2012).

Um dos principais aspectos ambientais relacionados à extração do ferro é o grande volume de resíduo gerado no processo de beneficiamento, tratamento dado ao minério para o máximo aproveitamento do material de interesse. Alguns métodos de beneficiamento de minérios exigem a moagem dos materiais e adição de água e produtos químicos na planta de tratamento, produzindo nesse processo um grande volume de resíduo em forma de polpa, chamado de rejeito, que é armazenado em barragens. Os rejeitos dispostos em barragens, entretanto, podem conter grandes quantidades de ferro, que podem retornar ao processo produtivo, e de materiais passíveis de serem utilizados na construção civil.

Depois de gerado, o rejeito obtido do processo de beneficiamento, de forma geral, é disposto em minas subterrâneas, em cavas exauridas de minas, em pilhas, por empilhamento a seco ou em barragens de rejeitos. Entretanto, segundo FEAM (2012), as barragens caracterizam a principal forma de disposição de rejeitos minerários no estado de Minas Gerais, armazenando em torno de 85 % dos rejeitos da mineração.

BARRAGENS DE REJEITOS EM MINAS GERAIS

Em Minas Gerais essas barragens são compostas, praticamente, por rejeitos advindos do beneficiamento do itabirito e hematita, principais minérios de ferro do Quadrilátero Ferrífero. Estes minérios apresentam teor de ferro em torno de 50% e 60%, respectivamente, e originam rejeitos compostos, em sua maioria, por sílica (SiO_2) e óxidos de ferro remanescentes (ANDRADE, 2014).

De acordo com o Caderno Técnico Gestão de Barragens de Rejeitos e Resíduos em Minas Gerais, publicado em 2008 pela FEAM, no Estado de Minas Gerais houve registro de cinco grandes acidentes envolvendo barragens de rejeitos e resíduos. No histórico de acidentes reportados pela Comissão Internacional de Grandes Barragens (ICOLD), as principais causas de rompimento de barragens são problemas de fundação, capacidade inadequada dos vertedouros, instabilidade dos taludes, falta de controle de erosão,

deficiências no controle e inspeção pós-operação e falta de procedimentos de segurança ao longo da vida útil da estrutura.

Em 20 de setembro de 2010 foi sancionada a Lei Federal nº 12.334 que estabelece a Política Nacional de Segurança de Barragens destinadas à acumulação de água para quaisquer usos, à disposição final ou temporária de rejeitos e à acumulação de resíduos industriais; e cria o Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens.

Essa lei é destinada a barragens que apresentem altura do maciço, medida do ponto mais baixo da fundação à crista, maior ou igual a 15m; capacidade total do reservatório maior ou igual a 3.000.000 m³; reservatório que contenha resíduos perigosos conforme normas técnicas aplicáveis e categoria de dano potencial associado, médio ou alto, em termos econômicos, sociais, ambientais ou de perda de vidas humanas.

Com vistas a elaborar um cadastro único no país, foi criado o Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB), com registro informatizado das condições de segurança de barragens em todo o território nacional.

Segundo dados da FEAM (2012), extraídos do Banco de Declarações Ambientais (BDA), das 497 barragens de mineração existentes no Estado de Minas Gerais, 161 pertenciam a Classe III, com alto potencial de dano ambiental. Esta classificação é definida quando a soma dos fatores de risco avaliados da barragem (volume do reservatório, ocupação humana a jusante, interesse ambiental a jusante e instalações na área a jusante), de valoração arbitrária.

Anterior às recentes ocorrências de rompimento com barragens em Minas Gerais, Mariana e Brumadinho, já havia ocorrido o rompimento da barragem de rejeitos da mineração Herculano, localizada no Quadrilátero Ferrífero em Minas Gerais, que resultou em mortos e feridos, além de causar graves impactos ambientais em córregos da bacia hidrográfica do Rio das Velhas que abastece a região metropolitana de Belo Horizonte.

Em seu Guia de Fechamento de Mina, o Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM), afirma que as barragens de rejeito apresentam riscos significativos no que diz respeito à estabilidade e ruptura, interferência nas águas subterrâneas, restrições para uso futuro e falha no sistema de cobertura e drenagem (IBRAM, 2013). As barragens de rejeitos são empreendimentos que apresentam significativos impactos ambientais associados, tais como: desmatamento na fase de construção; poluição da água superficial e subterrânea

durante a operação e após o fechamento da mina; geração de poeira gerada na praia de rejeito; e impacto visual em todas as fases da vida útil da barragem.

As águas direcionadas para as barragens de rejeito, de um modo geral, são reutilizadas no processamento de minérios. Os sólidos, entretanto, irão compor a barragem de rejeito indefinidamente, se nenhum outro uso for dado a ele. Desta forma, as barragens de rejeito que são, normalmente, obras de engenharia de grande porte, dão origem a impactos ambientais desde a sua construção, que poderão persistir até mesmo após a sua desativação.

Além dos impactos ambientais, as barragens de rejeito apresentam aspectos relacionados à segurança que são de grande relevância. Por serem, muitas vezes, estruturas de grande porte, as barragens de rejeito podem apresentar expressivos danos potenciais em decorrência de seu rompimento, vazamento, infiltração no solo ou mau funcionamento (ANDRADE, 2014).

Estudos indicam que falhas na estrutura das barragens, tais como galgamento, erosão, piping e liquefação, podem afetar diretamente a qualidade ambiental de seu entorno. Em longo prazo, a presença da barragem pode, ainda, resultar na contaminação da água superficial e subterrânea, emissão de materiais particulados e em distúrbios aos habitats e comunidade local. Ocupando áreas de grandes proporções, as barragens de rejeito podem originar impactos ambientais expressivos. O gerenciamento adequado destes locais de disposição de rejeito é, portanto, de extrema importância e deve ser realizado em toda a sua vida útil, passando pela escolha da área, projeto, construção, operação e desativação (OZKAN & IPEKOGLU, 2002).

De acordo com Gomes (2009), que promoveram a caracterização dos finos de uma barragem de rejeito da mineração de ferro, foram encontrados teores médios de 48,08% de Fe_2O_3 , 20,58% de SiO_2 e 3,16% de Al_2O_3 nestes rejeitos, sendo praticamente todo ferro proveniente da hematita. Supõe-se que esta seja uma realidade em muitas barragens de rejeito da mineração de ferro já encerradas no Brasil, principalmente no Quadrilátero Ferrífero, onde grande quantidade de minérios com altos teores de ferro já foram extraídos e beneficiados por processos pouco eficazes.

Os metais pesados estão presentes naturalmente no meio ambiente, mesmo que não haja ação antrópica. O aumento em sua concentração pode ocorrer tanto por processos naturais, quanto por atividades humanas. O intemperismo e a lixiviação do solo são exemplos de processos naturais que geram o aparecimento de metais pesados na água e no solo, todavia a extração e o beneficiamento de metais, rejeitos industriais, efluentes domésticos, insumos agrícolas, descarte de produtos comerciais, queima de combustíveis fósseis e descarte de lodo de esgoto são atividades antrópicas associadas à contaminação do meio ambiente por tais metais (NRIAGU & PACYNA, 1988; ALLEONI, BORBA & CAMARGO, 2005; GUILHERME *et al.*, 2005). O aumento nas concentrações desses rejeitos no solo e nos efluentes próximos a zonas de mineração pode estar relacionado com processos químicos e biológicos que controlam a solubilidade, a disponibilidade biológica e a mobilidade desses metais (GUILHERME *et al.*, 2005).

Entre outros impactos causados pela exploração e pelo beneficiamento do minério de ferro, ensaios têm demonstrado que o resíduo acumulado tem capacidade de retenção de cromo (Cr) e que os sedimentos acumulados funcionam, num primeiro momento, na retenção de metais pesados diminuindo a dispersão de poluentes (PIRES *et al.*, 2003). Entretanto, mecanismos de transporte diversos atuam, paulatinamente, na sua remobilização e biodisponibilização.

Embora seja o solo uma barreira natural de proteção dos aquíferos, os fatores que governam sua capacidade em reter metais pesados são extremamente complexos, o que dificulta o seu entendimento e as possibilidades de previsão acerca do comportamento desses elementos, principalmente a longo prazo. Sabe-se que a maior ou a menor mobilidade dos metais pesados é determinada pela caracterização do solo e pelos teores de matéria orgânica e inorgânica que influenciarão as reações de precipitação, dissolução, adsorção, dessorção, complexação e oxirredução (OLIVEIRA & MATTIAZZO, 2001). Os graus de mobilidade, atividade e biodisponibilidade dos metais pesados também dependem de fatores, como: pH, temperatura, potencial redox, CTC (capacidade de troca catiônica), competição com outros metais, ligação com ânions e composição, além da força iônica da solução do solo. Em suma, a disponibilidade dos metais pesados depende da presença do elemento na solução do solo, a qual é governada pela composição e pela reação dos sistemas, pelas condições de oxirredução e pela cinética das reações, que dependem de características do solo e da tendência em formar

compostos precipitados insolúveis e coprecipitados com outros minerais, formar complexos com matéria orgânica e adsorver outros minerais (OLIVEIRA & COSTA, 2004).

OS REJEITOS DA PRODUÇÃO DE MINÉRIO DA SAMARCO

A Samarco operava a Unidade Industrial de Germano, uma mina de minério de ferro localizada no Município de Mariana/MG. O processamento do minério na mina gerava tanto rejeitos de granulometria mais grosseira, como aqueles com granulometria mais finas, designados respectivamente como “rejeitos arenosos” e “rejeitos finos”. Os rejeitos eram depositados em barragens de rejeitos convencionais (isto é, depósito de rejeitos em um vale de rio com uma barragem construída à jusante do depósito). A produção anual de rejeitos arenosos e finos é estimada pela Samarco em aproximadamente 17 milhões e 5 milhões de toneladas, respectivamente (GOLDER, 2015).

Estudos contratados pela Fundação Renova (GOLDER, 2015) assinalam que o rejeito da Mineração Samarco em Mariana é inerte.

Como se comprovará mais adiante, com resultados de estudos posteriores contratados pela Fundação Renova e realizados pela própria empresa Golder, essa previsão de “inércia” dos rejeitos quanto a liberação de substâncias tóxicas, como os metais pesados, estava equivocada.

CONSIDERAÇÕES SOBRE A INÉRCIA AMBIENTAL DA LAMA DE REJEITOS

Os diversos mecanismos de transporte que atuam através de fatores físicos, químicos e biológicos (estes últimos sequer foram considerados nos estudos contratados pela Fundação Renova, apesar de sua grande importância, especialmente em ambientes estuarinos) em momentos, locais e intensidades distintas, vão promovendo – qual um grande processo de “beneficiamento mineral da natureza” – lentamente, porém com eficiência, situações de enriquecimento e biodisponibilização dos contaminantes metálicos antes considerados “inertes”.

Antes da questão sobre a “inércia” dos contaminantes trazidos pela lama de rejeitos ser aprofundada neste documento, deve-se lembrar que os contaminantes metálicos após serem emitidos para o ambiente, ao contrário da maioria dos contaminantes orgânicos, não desaparecem. Sua transformação, resultando em compostos orgânicos ou sais, geralmente, aumentam sua biodisponibilização e toxicidade. Sua deposição no solo superficial ou sedimentos não indica que estarão impedidos de novas remobilizações e biodisponibilidade. Além dos agentes bióticos, principalmente os microbianos, agentes físicos naturais como as chuvas e os ventos, bem como os fluxos tormentosos durante as cheias, serão agentes constantes para a remobilização e biodisponibilização dos contaminantes a partir dos solos e sedimentos contaminados.

Em geral, os teores de metais pesados nos sedimentos fluviais diminuem com o aumento da distância da fonte, com vários mecanismos atuando simultânea e parcialmente em sentidos opostos. No entanto, em casos da emissão dos contaminantes pelo rompimento da barragem de rejeitos, essa relação pode ser diferente. No geral, os processos mais importantes da distribuição espacial de metais pesados em sedimentos fluviais são (BRADLEY, 1995):

- Triagem hidráulica devido a diferentes densidades;
- Solução ou acumulação química e / ou biológica;
- Diluição por sedimentos "limpos";
- Deposição ou mobilização por acumulação ou erosão de áreas contaminadas;
- Processos morfológicos fluviais variáveis no tempo.

Dependendo do tipo da fonte e das condições geoquímicas e hidrológicas nas águas, os metais pesados são deslocados em forma dissolvida, coloidal ou particulada. Além do conteúdo absoluto de metais pesados, a composição mineralógica (HUDSON-EDWARDS *et al.*, 1996) e as propriedades geoquímicas dos sedimentos (LEENAERS, 1989; MACKLIN & DOWSETT 1989, ONGLEY, 1982) mudam ao longo do percurso do rio. Devido às diferentes variantes geoquímicas, existem elementos específicos de mobilidade, de modo que, por exemplo, o conteúdo de chumbo no decorrer do fluxo diminui mais rapidamente do que o conteúdo de cádmio (MACKLIN, HUDSON-EDWARDS & DAWSON, 1997, LEWIN & MACKLIN, 1989).

Via de regra, em solos e sedimentos contaminados, os metais pesados são enriquecidos em frações de grãos mais finos e são mais móveis do que nas frações grossas, de modo que, nos estudos de sedimentos, as frações de grãos "geoquimicamente ativas" são levadas em consideração (ONGLEY, 1982) e também deve ser feita uma distinção entre as frações de metais pesados geoquimicamente "reativas" e "inativas" (SALOMONS, 1995).

Conforme já assinalado, o processo de sedimentação e de arraste de sedimentos inclui a deposição de frações de minerais pesados e de maior granulometria ou seu arraste mecânico pela lama ao longo da calha do rio, bem como o arraste, pela água, do particulado fino, argiloso e da fração de minério de ferro de fina granulometria. Este material mais fino vai se depositar em áreas de menor velocidade de fluxo do rio e, após a enxurrada, nas cheias, se espalhar além das margens e várzeas do rio, formando, respectivamente, o "novo solo" nas margens e o "novo sedimento" nesses pontos do rio. Este material mais fino com forte participação de oxi-hidróxidos de ferro e manganês hidratados forma também um forte hospedeiro de metais traços, muitos deles metais pesados de alta toxicidade.

A presença de metais pesados tóxicos, como o cádmio, e seu enriquecimento nessas frações mais finas dos sedimentos já tem sido relatada em estudos realizados e disponibilizados pela Fundação Renova. Divergindo das previsões sobre a "inércia" dos componentes da lama de rejeitos oriunda do rompimento da barragem da Samarco, estudos posteriores realizados pela Golder apresentam resultados apontando para outras conclusões (GOLDER, 2017c). Buscando organizar de forma espacial e cronológica os resultados até então obtidos, esse relatório técnico da Golder assinala os resultados como S1 a S4 (segmentos da área estudada) e T1 a T4 (diferentes períodos dos resultados).

Dados desses estudos sobre os sedimentos indicam que após a avalanche da lama de rejeitos, o contaminante cádmio, por exemplo, apresentou picos de alteração de maior magnitude onde as concentrações chegam a atingir valores até cerca de uma ordem de grandeza mais elevados que os máximos históricos e/ou o nível regulatório. Desta forma, o cádmio nos sedimentos coletados estaria incluído entre os parâmetros que apresentaram picos de concentração após a chegada da pluma de rejeitos (T1) e/ou durante o pulso de precipitação da estação chuvosa de 2015/2016. Assim, em março de

2017 foi registrada uma concentração máxima de cádmio de 1,199 mg/kg. O mesmo padrão foi observado para os parâmetros arsênio, cromo, chumbo, níquel, zinco, ferro e manganês total sendo que o cromo alcançou uma concentração máxima de 78,5 mg/kg em novembro de 2015.

A gradação granulométrica do material mais leve, depositado além do leito natural desses rios, irá se constituir no “novo solo superficial” nessas áreas. Após secagem, gerou uma importante fonte secundária de emissão de particulado fino (poeira) iniciando um processo de contaminação de outros compartimentos ambientais. Em algumas localidades, como na sede do município de Barra Longa, a geração de poeira foi significativamente aumentada durante e após os procedimentos de remediação e limpeza da lama de rejeitos.

Assim, por exemplo, numa perspectiva de médio e longo prazo, deve-se considerar a alteração do solo superficial pela deposição desse particulado fino, originando dúvidas sobre a inocuidade de áreas de produção de alimentos.

O enriquecimento de metais traços nas frações mais finas dos rejeitos da mineração de ferro, pode ser comprovado por vários estudos realizados nas áreas de domínio do quadrilátero ferrífero mineiros. Além da caracterização mineralógica, a granulometria associada à composição química e mineralógica é uma informação de grande importância para reconhecimento dos mecanismos de transporte, de deposição ou enriquecimento de contaminantes de interesse em determinados compartimentos ambientais, e, na dinâmica desses processos, a geração de rotas de exposição humana aos contaminantes. Complementarmente, é sabido que os metais pesados se ligam de forma predominante ao material particulado em suspensão e se acumulam finalmente nos sedimentos (FÖRSTNER E MÜLLER, 1974; HÄKANSON, 1974; FÖRSTNER & PATCHINEELAM, 1976; FÖRSTNER & WITTMAN, 1983).

Já em ambiente aquático, a dissolução redutora de minerais contendo ferro poderia resultar na liberação de ferro ferroso ou divalente e, por consequência, liberar os metais pesados neles adsorvidos.

Em estudo realizado com rejeitos da Mina do Pico - VALE, considerando diferentes frações separadas por sedimentação, constatou-se que frações finas do rejeito, D50=11,9 µm, apresentaram elevadas proporções de óxido de ferro. Além disso, observou-se que

as frações coloidais, $D_{50}=1\mu\text{m}$, indicaram maiores proporções de óxidos de ferro hidratados e alumino silicatos (SANTOS, 2010).

Vieira (2008), em análise de rejeitos da flotação mecânica da Samarco Mineração, concluiu que quanto maiores os tamanhos de partículas, maior o percentual de óxido de silício encontrado em análises químicas e mineralógicas; e quanto menores os tamanhos de partículas, maior o teor de óxido de ferro.

Corroborando com Vieira (2008), Praes, Albuquerque e Luz. (2013), em caracterização de rejeitos de colunas de flotação do tratamento do minério de ferro, concluíram que o óxido de ferro está, normalmente, associado à granulometria mais fina dos rejeitos, mais precisamente, para o caso avaliado, abaixo de $37\mu\text{m}$.

Wolff (2009) determinou o percentual de ferro de diferentes faixas granulométricas, separadas por peneiramento, em rejeitos de nove minas da VALE. Os resultados encontrados demonstram que os maiores teores de ferro estão relacionados às partículas de diâmetro entre 10 a $15\mu\text{m}$. Entretanto, altos valores de ferro também foram encontrados para as partículas com diâmetro superiores a $15\mu\text{m}$. Neste estudo, os menores percentuais de ferro obtidos foram associados às partículas inferiores a $10\mu\text{m}$.

Dessa forma, é possível perceber que os rejeitos da mineração de ferro são compostos basicamente por óxidos de ferro, sílica e alumínio, apresentando maior percentual de ferro em suas menores frações e maiores teores de sílica em suas maiores frações.

Capítulo I: Avaliação dos dados existentes

40

DADOS LEVANTADOS PELA EQUIPE DE ARSH DA AMBIOS

EMPREENDIMENTO DA SAMARCO NO MUNICÍPIO DE MARIANA

As informações sobre as operações do empreendimento que serão apresentadas abaixo foram baseadas no Relatório de Impacto Ambiental – EIA/RIMA Integrado do Complexo Germano, elaborado em 2017 pela empresa Amplo Engenharia e Gestão de Projetos Ltda (AMPLO, 2017).

O empreendimento da Samarco, denominado “Complexo Germano”, está localizado nos municípios de Mariana e Ouro Preto, no estado de Minas Gerais, e está

interligado ao Complexo Ubu por três minerodutos. A **Figura 1** apresenta a localização do complexo no mapa do estado de Minas Gérias.

As atividades da Samarco iniciaram em 1971, quando a Samitri e a Marcona Corporation começaram as negociações para explorarem juntas o minério itabirítico, rocha com baixo teor de ferro, que, até então, não era explorado no Brasil.

A construção da unidade de Germano iniciou em 1975 e o tratamento do minério da mina de Germano em 1977. Em 1984, as reservas lavráveis da mina de Germano foram se esgotando e, para conferir longevidade às suas atividades, no início dos anos noventa a Samarco iniciou as operações de lavra na Mina de Alegria, também em Mariana/MG e Ouro Preto/MG.

O projeto da SAMARCO foi concebido para transportar o concentrado de minério de ferro através de mineroduto para a usina de pelletização localizada em Ponta Ubu, no município de Anchieta - ES.

Atualmente a composição acionária da SAMARCO está distribuída igualmente entre a VALE S/A e a BHP Billiton LTDA.

Entre 2011 e 2015, o total dos investimentos da Samarco no Brasil foi de R\$ 9,1 bilhões, e até o ano de 2015 cerca de 3 mil empregados diretos e aproximadamente 3 mil contratados.

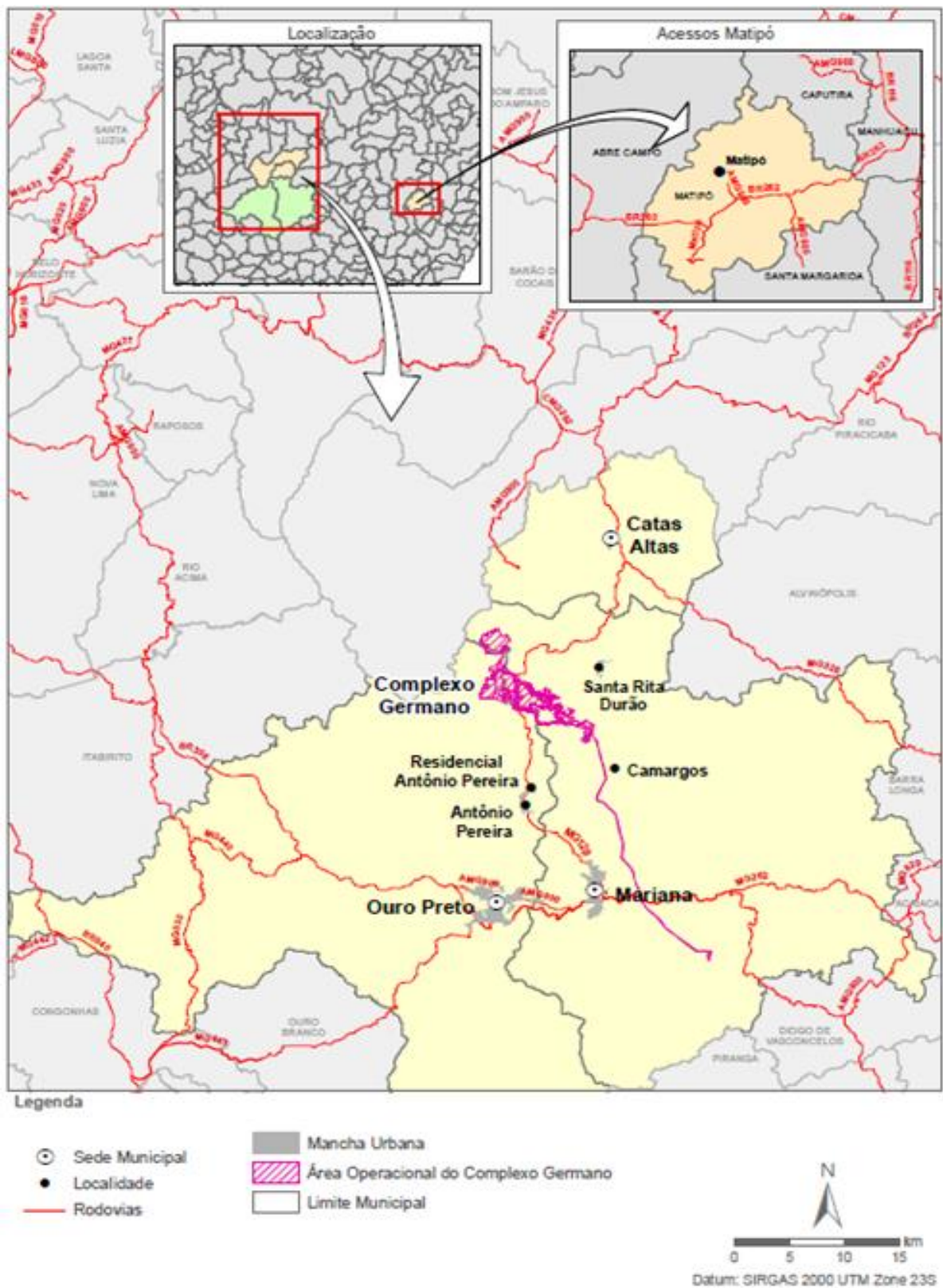


Figura 1: Complexo de Germano

Fonte: AMPLO, 2017

ADA – Área Diretamente Afetada

Corresponde ao conjunto e todo o espaço onde encontram-se implantadas as estruturas operacionais do Complexo Germano, como cavas, pilhas de estéril, barragens e diques para diferentes fins, unidades de processamento mineral, pátios, oficinas, áreas administrativas, de circulação, acessos, refeitórios, áreas de instalação de linhas de transmissão, entre outras estruturas, além das áreas onde se localizam as obras emergenciais.

AID – Área de Influência Direta

Delimitou-se como Área de Influência Direta – AID, os domínios geográficos onde os efeitos decorrentes das operações das estruturas que compõem o Complexo Germano podem gerar alterações positivas ou negativas aos diferentes atributos do meio natural ou antrópico.

AII – Área de Influência Indireta

Definiu-se como Área de Influência Indireta o domínio geográfico sujeito às alterações dos atributos ambientais decorrentes das operações do Complexo Germano sem que ocorram alterações importantes. A AII envolve a AID, podendo ser, em alguns casos, coincidente com esta.

Mapa de Áreas de Influência do Meio Físico e do Meio Biótico

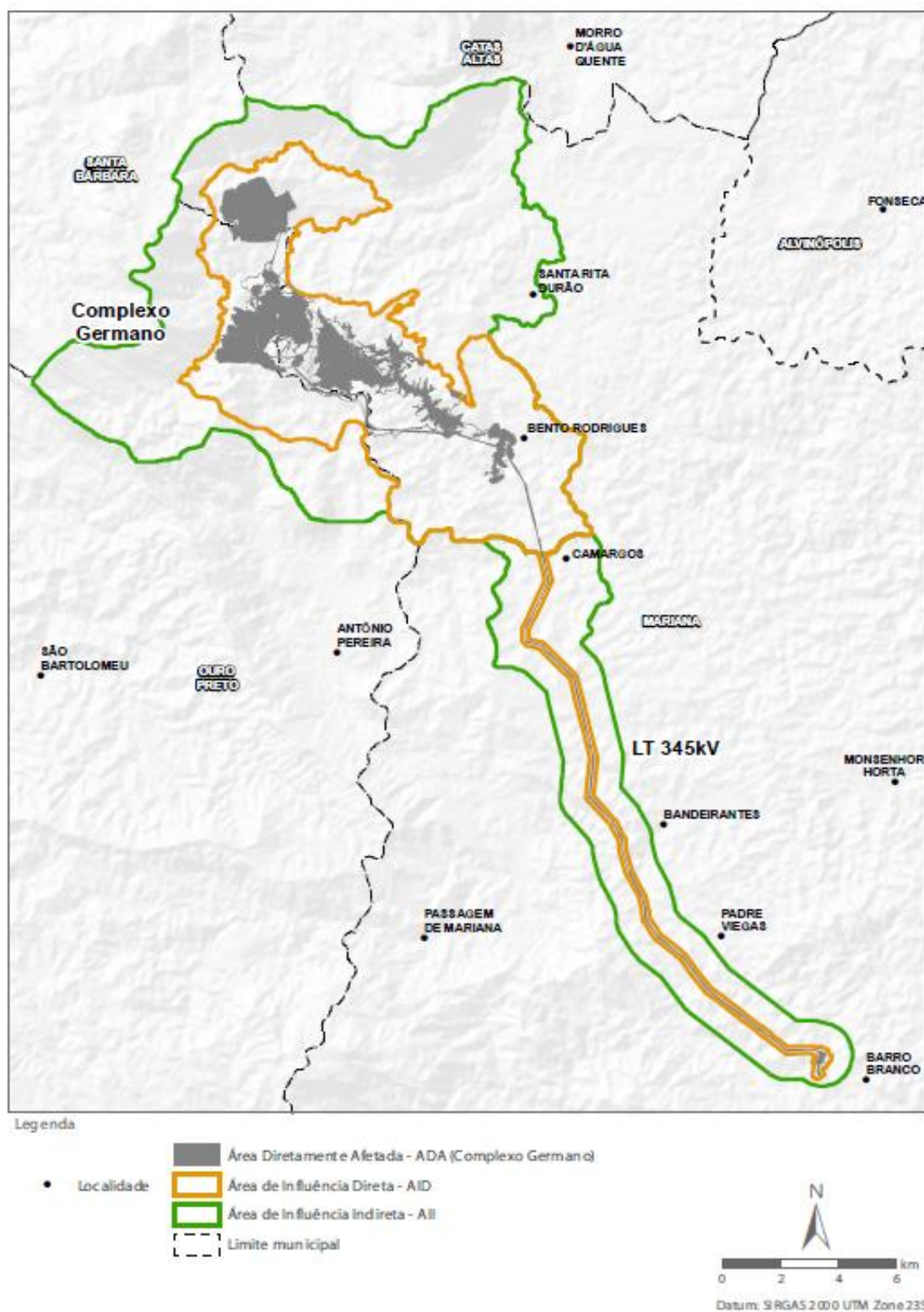


Figura 2: Mapa de áreas de influência do Meio Físico e do Meio Biótico

Fonte: AMPLO, 2017

Estruturas do Complexo Germano

Abaixo estão apresentadas esquematicamente as estruturas e infraestruturas do Complexo do Germano, desde a mina até o porto (Figura 3).



Figura 3: Apresentação esquemática das estruturas e infraestruturas do Complexo do Germano, desde a mina até o porto.

Fonte: AMPLO, 2017

O RIMA destaca a existência de duas estações de monitoramento da qualidade do ar localizadas no distrito de Santa Rita Durão (município de Mariana/MG) e no Distrito de Antônio Pereira (município de Ouro Preto/MG), monitorando as Partículas Totais em Suspensão e Partículas Inaláveis. Porém, apresenta apenas os resultados dos dois parâmetros para a estação de Antônio Pereira, estando as partículas monitoradas em conformidade com a legislação Conama. Para a outra estação, há apenas dados de Partículas Totais em Suspensão, também dentro dos parâmetros.

Os itabiritos são as rochas que contêm o minério de ferro explorado pela Samarco. Essas rochas estão localizadas, principalmente, onde se desenvolveram as Minas do Complexo Germano (Germano, Alegria Norte e Alegria Sul).

O relatório de impacto cita a existência de sistemas de tratamento de esgotos, de tratamento de óleos, destinação de resíduos sólidos e destinação dos rejeitos do empreendimento, definidos como estéreis e lama, porém não quantifica nem qualifica esses rejeitos.

O RIMA apresenta o monitoramento de 16 pontos de água superficial, porém apenas um ponto encontra-se à jusante da barragem de Fundão, sendo os demais dentro do complexo do Germano. O relatório cita apenas que “as alterações nos parâmetros foram pontuais e 93% dos resultados registrados ao longo dos anos de monitoramento estavam dentro dos limites fixados pela legislação estadual de Minas Gerais”, porém não apresenta quais os parâmetros foram analisados, nem os resultados das análises.

Quanto às águas subterrâneas, a avaliação ocorreu em água em poços de bombeamento profundo e nascentes localizadas dentro do empreendimento, com 94% de conformidade. Mais uma vez não foram apresentados os resultados nem os parâmetros analisados.

Quanto a fauna da área de abrangência do RIMA, o relatório apresentou fotos de animais em período anterior ao rompimento, não havendo nenhum registro (escrito ou fotográfico) após o rompimento, nem comparação entre esses dois momentos (antes e depois). Os pesquisadores encontraram 14 espécies de peixes nos rios, lagos e lagoas da área de estudo do Complexo Germano. Uma espécie de peixe encontra-se ameaçada de extinção (cascudinho) e três espécies são endêmicas da bacia do rio Doce: dois tipos de cascudinhos e um tipo de acará. Porém o estudo não apresenta a ictiofauna predominante.

Diferentemente de outros estudos de EIA e RIMA o presente estudo não apresentou os dados, informações e resultados das análises químicas realizadas, tão pouco descreveu a composição da matéria bruta, rejeito e lama gerados pelo empreendimento. Essas informações são essenciais para a compreensão do processo industrial utilizado pela Samarco.

Segundo o Glossário da Defesa Civil Nacional o termo “desastre” significa o “Resultado de eventos adversos, naturais ou provocados pelo homem, sobre um ecossistema (vulnerável), causando danos humanos, materiais e/ou ambientais e consequentes prejuízos econômicos e sociais. Os desastres são quantificados, em função dos danos e prejuízos, em termos de intensidade, enquanto que os eventos adversos são quantificados em termos de magnitude. A intensidade de um desastre depende da interação entre a magnitude do evento adverso e o grau de vulnerabilidade do sistema receptor afetado. Normalmente o fator preponderante para a intensificação de um desastre é o grau de vulnerabilidade do sistema receptor. Os desastres classificam-se quanto à Intensidade, Evolução e Origem” (BRASIL, 1998).

Situações de desastres, também denominadas como situação de “crise”, são fenômenos que, tanto de forma individual quanto coletiva, excedem a capacidade que temos de compreender e elaborar a situação exigindo para isso tempo e distância. (NOAL, *et al.*,). Os desastres interrompem de forma grave o funcionamento do cotidiano de uma comunidade gerando perdas humanas, materiais, econômicas, culturais, ambientais, excedendo a capacidade da sociedade afetada de responder à situação por meio de seus próprios recursos já conhecidos e disponíveis (NOAL, *et al.*,).

Desastres não produzem apenas mortes, enfermidades físicas e perdas materiais e econômicas, eles produzem também, uma serie de afetações em saúde mental da população, decorrentes da mudança do cotidiano e de suas perdas. Produzem uma deterioração da vida das pessoas, desintegração das famílias e da comunidade, impacta as condições de vida das pessoas e deteriora o ambiente físico e social. O impacto psicossocial de um desastre resulta de vários fatores que necessitam ser considerados, dentre eles: a causa e a característica do evento, os tipos de perdas, as características individuais e o envolvimento da pessoa com a situação. Assim, para entender os impactos na população é necessário um acompanhamento da população de curto médio e longo prazo (OPAS, 2002).

O rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, gerenciada pela Samarco Mineração S.A., joint venture das empresas Vale S.A. (50%) brasileira e BHP Billiton (50%)

anglo-australiana, ocorreu por volta das 16 horas do dia 05 de novembro de 2015 no distrito de Bento Rodrigues – Mariana – MG.

O desastre, foi considerado o maior desastre socioambiental da história do Brasil, e o maior do mundo relacionado a barragens de rejeitos de mineração. Foi classificado pela defesa civil, segundo consta no relatório do Ibama, como sendo de Nível IV - “desastre de muito grande porte”. São assim classificados os desastres em que os danos causados são muito importantes e os prejuízos muito vultosos e consideráveis. Em situações como essa, os desastres não são superáveis e suportáveis pelas comunidades, mesmo quando bem informadas, preparadas, participativas e facilmente mobilizáveis, a menos que recebam ajuda de fora da área afetada. Nessas condições, a localidade necessita da mobilização e da ação coordenada dos três níveis do Sistema Nacional de Defesa Civil — SINDEC e, em alguns casos, de ajuda internacional para o restabelecimento da situação de normalidade (BRASIL, 1998).

Segundo consta no Laudo técnico Preliminar do IBAMA de 2015, a barragem continha 50 milhões de m³ de rejeitos de mineração de ferro, sendo que desse montante, trinta e quatro milhões de m³ foram lançados no meio ambiente, e o restante, à época continuava a ser lançado lentamente.

O material do rejeito segundo informação do site da Samarco é composto por minério de ferro, areia e água. O resíduo foi classificado como não perigoso e não inerte para ferro e manganês, pois afirmavam estar em conformidade com a NBR 10.004. (IBAMA, 2015). No entanto, segundo monitoramento emergencial realizado pelo IGAM e o IEMA, foram encontrados após o desastre, concentrações acima do limite preconizado pela Resolução CONAMA nº 357/2005, de metais como arsênio, cádmio, chumbo, cobre dissolvido, cromo, mercúrio e níquel.

A Tabela 1, a seguir, faz um comparativo entre as concentrações máxima analisadas após o rompimento e os picos históricos registrados nas estações de monitoramento.

Tabela 1: Concentrações máximas registradas de metais pesados no trecho mineiro do Rio Doce

Parâmetro	Estação	Antes do Evento		Após o evento		Limite Classe 2 (mg/L)
		Valor máximo (mg/L)	Data	Valor máximo (mg/L)	Data	
Arsênio total	RD033	0,01	11/03/1998	0,108	08/11/2015	<0,01
Cádmio total	RD059	0,0012	20/08/2001	0,0346	18/11/2015	<0,001
Chumbo total	RD035	0,023	17/02/2000	1,65	08/11/2015	<0,01
Cobre dissolvido	RD019	0,411	08/07/2009	0,675	07/11/2015	<0,009
Cromo total	RD033	0,07	28/03/1999	2,863	08/11/2015	<0,05
Mercurio total	RD072	0,2	14/04/2010	0,293	18/11/2015	<0,0002
Níquel total	RD023	0,014	28/03/1999	2,28	07/11/2015	<0,025

Fonte: Elaborado a partir de dados do IGAM

Todo esse material tem potencial de causar danos à saúde humana, deteriorar a qualidade da água de mananciais, destruir manguezais, vegetações ciliares e outros habitats naturais, asfixiar espécies aquáticas, eliminar micro-organismos, soterrar seres vivos e assorear excessivamente as adjacências dos rios (JOHAS, 2017).

A lama de rejeitos resultante do rompimento da barragem avançou pela planície arrastando a vegetação e substrato que agravaram ainda mais os danos provocados nas comunidades, nos moradores, na fauna e flora do entorno de Mariana. Além dos inúmeros bens materiais, construções, instalações e vidas destruídas diretamente pela lama, gerou-se também um passivo socioeconômico e ambiental à população que viviam às margens do rio Doce. E diversos são os setores afetados: indústria, pesca, comércio, serviços, agricultura, pecuária e turismo (JOHAS, 2017).

De acordo com estimativas do laudo do IBAMA, a lama destruiu cerca 1.469 hectares ao longo de 77 km de cursos de água, incluindo áreas de preservação permanente causando graves danos socioeconômicos e ambientais. As áreas mais impactadas fazem parte de microrregião que abrange os municípios de Mariana, Barra Longa, Rio Doce, e Santa Cruz do Escalvado. Dois subdistritos de Mariana e uma comunidade de Barra Longa foram soterrados: Bento Rodrigues, Paracatu de Baixo (Mariana) e Gesteira (Barra Longa) (IBAMA, 2015).

Inicialmente a lama alcançou a barragem de Santarém causando seu galgamento e forçando a passagem de uma onda de lama que percorreu 55 km no rio Gualaxo do Norte até desaguar no rio do Carmo. No rio do Carmo a lama percorreu mais 22 km até encontrar o rio Doce. Por meio desse curso os rejeitos foram carregados até a foz no Oceano Atlântico, chegando no município de Linhares, no estado do Espírito Santo, 16

dias posteriores ao rompimento, no dia 21 de novembro de 2015, totalizando 663,2 km de corpos hídricos diretamente impactados (IBAMA 2015).

Para a recuperação e reparo dos danos causados pelo desastre, foi criada em 2016, uma entidade independente e sem fins lucrativos chamada de Fundação Renova, estabelecida por meio de um Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta (TTAC), assinado entre Samarco, Vale e BHP, os governos federal e dos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo, além de uma série de autarquias, fundações, e institutos como Ibama, Instituto Chico Mendes, Agência Nacional de Águas, Instituto Estadual de Florestas, Funai, Secretarias de Meio Ambiente, Ministério da Saúde, dentre outros.

A fundação tem como objetivo implementar e gerir programas de reparação e reconstrução das áreas afetadas pelo desastre. O seu controle é realizado por representantes de governos, órgãos ambientais e sociedade civil e possui 3 agendas prioritárias: retirada da lama do rio; restauração das áreas devastadas pelo desastre e lidar com os desafios da governança pública (JOHAS, 2017).

Descrição dos danos causados pelo desastre Município de Linhares - ES

O rompimento da barragem de Fundão atingiu 680 km de corpos d'água nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo gerando impactos ambientais e sociais a regiões estuarinas do Rio Doce e regiões costeiras e marinha (TTAC, 2016).

Após percorrer 22 km no rio do Carmo, a onda de rejeitos alcançou o rio Doce, deslocando-se pelo seu leito até desaguar no Oceano Atlântico, no dia 21 de novembro de 2015, no distrito de Regência, no município de Linhares (ES). No trecho entre a UHE Risoleta Neves, no município de Rio Doce (MG), e a foz do rio Doce, em Linhares (incluindo o ambiente estuarino, costeiro e marinho), o material seguiu preferencialmente pela calha do rio Doce, provocando uma onda de cheia especialmente em seu trecho médio (desde a confluência do rio Matipó até a divisa MG/ES), decorrente do aumento do fluxo hídrico gerado pelo rompimento da barragem de Fundão. Esse fenômeno alagou, temporariamente, áreas mais planas das margens, deixando nelas, após a normalização do fluxo, os sedimentos contendo rejeitos de minério. À medida que a onda de rejeitos avançava pela calha do rio Doce, sua força inicial foi dissipando, gerando, nesse trajeto, danos associados à poluição hídrica, mortandade de animais e à

interrupção do abastecimento e distribuição de água em vários municípios, como Governador Valadares (MG), Baixo Guandu (ES) e Colatina (ES) (ANA, 2016; [MPF, 2016](#)).

De maneira geral, os impactos observados são de diversas ordens tais como: econômicos, ambientais, sociais, culturais, perdas físicas, mortes de pessoas, de animais, danos à circulação/mobilidade das cidades, danos na distribuição de água, deterioração do modo de vida das pessoas, incluindo trabalho, devastação de localidades e a consequente desagregação dos vínculos sociais das comunidades gerando importante impacto nos aspectos psicossociais das populações atingidas. De acordo com o Laudo Técnico Preliminar sobre os impactos ambientais decorrentes do desastre realizado pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama, os danos causados pelo rompimento da barragem envolvem áreas de preservação permanente, impactos à icitiofauna, à fauna, impactos socioeconômicos e à qualidade da água.

Ao todo, quarenta municípios foram afetados direta ou indiretamente, seja por terem sido parcial ou completamente destruídos pela passagem dos rejeitos, pelo comprometimento do abastecimento de água ou por prejuízos às suas atividades econômicas como pesca, pecuária agricultura, dentre outros (JOHAS, 2017). Além disso, foram contabilizadas 19 vítimas fatais em decorrência ao acidente sendo, catorze trabalhadores e cinco moradores do distrito de Bento Rodrigues, (BRASIL & SEGUR, 2016).

Outros impactos referem-se ao desalojamento de populações, à destruição de estruturas públicas e privadas (edificações, pontes, ruas etc.), à destruição de áreas agrícolas e pastos, com perdas de receitas econômicas, à interrupção da geração de energia elétrica pelas hidrelétricas atingidas (Candongá, Aimorés e Mascarenhas), à destruição de áreas de preservação permanente e vegetação nativa de Mata Atlântica, à mortandade de biodiversidade aquática e fauna terrestre, ao assoreamento de cursos d'água, à interrupção da pesca por tempo indeterminado, à interrupção do turismo, à perda e fragmentação de habitats, à restrição ou enfraquecimento dos serviços ambientais dos ecossistemas e à alteração dos padrões de qualidade da água doce, salobra e salgada (IBAMA, 2015).

Impactos Ambientais

Impactos à vegetação natural

Dados do laudo produzido pelo IBAMA apontam para a devastação de matas ciliares remanescentes (fragmentos/mosaicos), soterramento de vegetação de menor porte do sub-bosque e supressão de vegetação arbórea. Com a derrubada das árvores pela força da onda provocada pelo rompimento da barragem e a sedimentação sobre a serapilheira e seus bancos de sementes, as matas de galeria atingidas pelo desastre tiveram sua resiliência e processos de sucessão comprometidos (IBAMA, 2015).

Impactos à Biota

O laudo do IBAMA apontou que definitivamente houve impactos sobre as espécies nativas da fauna. Tal impacto se deu principalmente na capacidade de locomoção e de adaptação dos animais a ambientes adjacentes. Aponta impactos sobre as populações locais da herpetofauna. Quanto as populações locais de avifauna, o impacto pode ser menor em decorrência da capacidade de deslocamento ágil. Em relação aos mamíferos, é provável que as populações de animais fossoriais e de porte reduzido tenham sido dizimadas nos locais onde as margens foram tomadas pela lama (IBAMA, 2015).

O impacto na ictiofauna foi severo, por diversos motivos citados a seguir:

- Fragmentação e destruição de habitats;
- Contaminação da água com lama de rejeitos;
- Assoreamento do leito dos rios;
- Soterramento das lagoas e nascentes adjacentes ao leito dos rios;
- Destruição da vegetação ripária e aquática;
- Interrupção da conexão com tributários e lagoas marginais;
- Alteração do fluxo hídrico;
- Impacto sobre estuários e manguezais na foz do rio doce;
- Destruição de áreas de reprodução de peixes;
- Destruição das áreas “berçários” de reposição da ictiofauna (áreas de alimentação de larvas e juvenis);
- Alteração e empobrecimento da cadeia trófica em toda a extensão do dano;
- Interrupção do fluxo gênico de espécies entre corpos d’água;

- Perda de espécies com especificidade de habitat (corredeiras, locas, poços, remansos, etc.);
- Mortandade de espécimes em toda a cadeia trófica;
- Piora no estado de conservação de espécies já listadas como ameaçadas e ingresso de novas espécies no rol de ameaçadas;
- Comprometimento da estrutura e função dos ecossistemas; e
- Comprometimento do estoque pesqueiro.

Os efeitos sobre a biodiversidade aquática podem variar conforme o nível trófico e fisiologia dos organismos. O aumento da turbidez impede a entrada de luz solar na água, o que inviabiliza a fotossíntese afetando os organismos aquáticos produtores, à saber: fitoplâncton, perifíton, e macrófitas aquáticas submersas (IBAMA, 2015). As consequências à comunidade aquática podem se agravar ou não dependendo da permanência dos sedimentos no ambiente, da resiliência dos produtores primários afetados e da importância dessa produção endógena na cadeia trófica aquática como um todo. Em relação aos organismos aquáticos consumidores, a quantidade de sólidos em suspensão no corpo d'água provoca o colapamento das brânquias, levando-os à morte por asfixia. É necessário considerar também que muitos organismos foram simplesmente soterrados, em virtude da força que a lama atingiu os rios e da densidade do rejeito.

Por fim, é possível concluir que o nível de impacto foi profundo ao longo de diversos estratos ecológicos, que é impossível estimar um prazo de ressurgimento da fauna local visando o reequilíbrio das espécies na bacia do rio Doce (IBAMA, 2015).

Impactos a recursos hídricos e Impactos à qualidade da água

O principal impacto nos recursos hídricos, devido a passagem da pluma de rejeitos, foi o aumento do nível de turbidez da água em todo o rio Doce. A passagem do pico da pluma de sedimentos durou aproximadamente 5 dias, mas o tempo, durante o qual os níveis de turbidez ficaram acima de 1.000 Unidades Nefelométricas de Turbidez (UNT) em cada trecho do rio Doce, foi superior a 30 dias.

Diante disso, ocorreu a interrupção total ou parcial do abastecimento de água de 12 cidades que captam água diretamente no rio Doce, entre elas: Alpercata, Governador Valadares, Tumiritinga, Galiléia, Resplendor, Itueta e distrito de Aimorés, em Minas

Gerais e; Baixo Guandu, Colatina e distrito de Linhares, no Espírito Santo. Estimativa realizada pelo IBAMA é de que que essa interrupção afetou cerca de 424.000 pessoas.

O reabastecimento público aconteceu de forma gradativa após as adaptações nas estações de tratamento de água. Além disso, 143 captações de água outorgadas pela ANA podem ter sido impactadas, sendo 88 para fins industriais, 46 para fins de irrigação, 3 para criação de animais, e 6 para outros usos (ANA, 2016).

Além dos impactos na qualidade da água, o rompimento da Barragem de Fundão provocou:

- Prejuízos à agricultura (irrigação);
- Impactos na pesca;
- Impactos na irrigação e pecuária;
- Impactos na balneabilidade;
- Prejuízos à indústria e demais atividades econômicas que dependem da qualidade da água dos corpos hídricos atingidos;
- Prejuízos à produção de energia nas hidrelétricas;
- Comprometimento da pesca em toda a extensão do rio e na transição com o ambiente marinho;
- Comprometimento do turismo, sobretudo na região do estuário do Rio Doce;
- Destruição de áreas de preservação permanente nos trechos de cabeceira
- Assoreamento dos corpos hídricos;
- Alterações morfológicas dos corpos hídricos atingidos;
- Mortandade de peixes e de outros organismos aquáticos;
- Perturbações do equilíbrio dos ecossistemas aquáticos; e
- Impactos na Atividade Industrial.

Possíveis Impactos de Médio e Longo Prazo

Os impactos ambientais causados pelos rejeitos remanescentes na Bacia do Rio Doce não se restringem aos danos avaliados nos dias ou meses subsequentes ao evento.

Os rejeitos de mineração, por se tratarem de material inerte, sem matéria orgânica, podem afetar o solo à longo prazo, causando desestruturação química e afetando seu pH. Essa alteração poderá dificultar a recuperação e o desenvolvimento gradativo de

espécies que ali viviam, podendo alterar, a vegetação local, com o estabelecimento de ecossistemas diferentes dos originais. A recuperação dos ecossistemas de cada trecho atingido, irá depender de sua capacidade de resiliência (capacidade que um ecossistema perturbado/degradado possui de retornar, naturalmente, às suas características originais, ou o mais próximo possível, sem intervenção humana) (IBAMA, 2015).

Em relação à qualidade da água, é importante ressaltar que, apesar da tendência de retorno às condições anteriores dos parâmetros analisados, as perturbações impostas aos ecossistemas aquáticos afetados deixaram um passivo significativo no Rio Doce. Segundo o Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG, grande parte do material vazado com o rompimento da barragem ainda se encontra depositado nos corpos hídricos, podendo comprometer de maneira real ou potencial diversos usos da água (ANA, 2016).

Conforme mencionado anteriormente, o grande volume de rejeitos acumulados nos corpos hídricos atingidos, afeta o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, comprometendo fauna, flora e serviços ecológicos como, por exemplo, o processo de autodepuração. Toda a matéria remanescente, tende a se deslocar rio abaixo, acompanhando os eventos hidrológicos (cheias), ou a partir de intervenções destinadas à remoção e contenção dos rejeitos, impactando na qualidade da água ao longo do tempo. Isto explicaria as alterações no aspecto do rio Doce, principalmente em termos de coloração, turbidez e deposição de sedimentos, ainda visíveis em avaliações realizadas meses após o rompimento da barragem.

É difícil prever com precisão e detalhamento os impactos do desastre sobre a qualidade da água do rio Doce em médio e longo prazos. Assim, a coleta de dados a partir do monitoramento de parâmetros específicos e o desenvolvimento de novos estudos, incluindo biomonitoramento e ensaios ecotoxicológicos, são fundamentais para determinar possíveis impactos adicionais do desastre sobre a qualidade da água (ANA, 2016).

- Agravamento da insegurança pública nas comunidades;
- Agravamento de conflitos comunitários e migração de famílias;
- Agravamento do regime hídrico das lagoas que são usadas frequentemente para a agricultura;
- Comprometimento da compra e do consumo de pescado;
- Mudanças significativas no modo de vida;
- Aumento de doenças psicossociais;
- Cancelamento de campeonatos de surf e pesca no litoral de Linhares;
- Interrupção/comprometimento de fontes de renda ligadas à pesca, ao turismo, agricultura, artesanato e ao uso do mar e rio.

Fonte: Secretaria Municipal de Saúde de Linhares, 2018; Cadastro Integrado/Fundação Renova; Secretaria de Trabalho, Assistência e Desenvolvimento Social, 2017.

Impacto do Desastre na economia

Famílias residentes nos distritos atingidos tiveram um importante impacto no trabalho e renda. Dados do *Cadastro Integrado*, permitem uma comparação antes e depois do desastre da situação das famílias cadastradas. A Tabela 2 mostra que a média das rendas do Trabalho das famílias, bem como a média *per capita* tiveram diminuição de 68,1 e 32,9%, respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2: Comparação temporal da renda domiciliar per capita e dos rendimentos do trabalho de todas as famílias cadastradas.

	Antes do Desastre	Depois do Desastre	Variação
Média das rendas do trabalho das famílias de Linhares	R\$ 2.305,84	R\$ 738,89	-68,10%
Média da renda per capita das famílias de Linhares	R\$ 1.126,73	R\$ 418,13	-62,90%

Fonte: Cadastro Integrado (Fundação Renova)

Histórico

Em 1809, foi criado o povoado de Linhares, nome recebido em homenagem a Dom Rodrigo de Souza Coutinho, o conde de Linhares. Este povoado encontrava-se num platô em forma de meia-lua, às margens do Rio Doce. Ao Leste e ao Oeste do povoado ficavam situados dois quartéis militares, que tinham a função de avisar a população de prováveis ataques dos indígenas (IBGE, 2018; PMS, 2017).

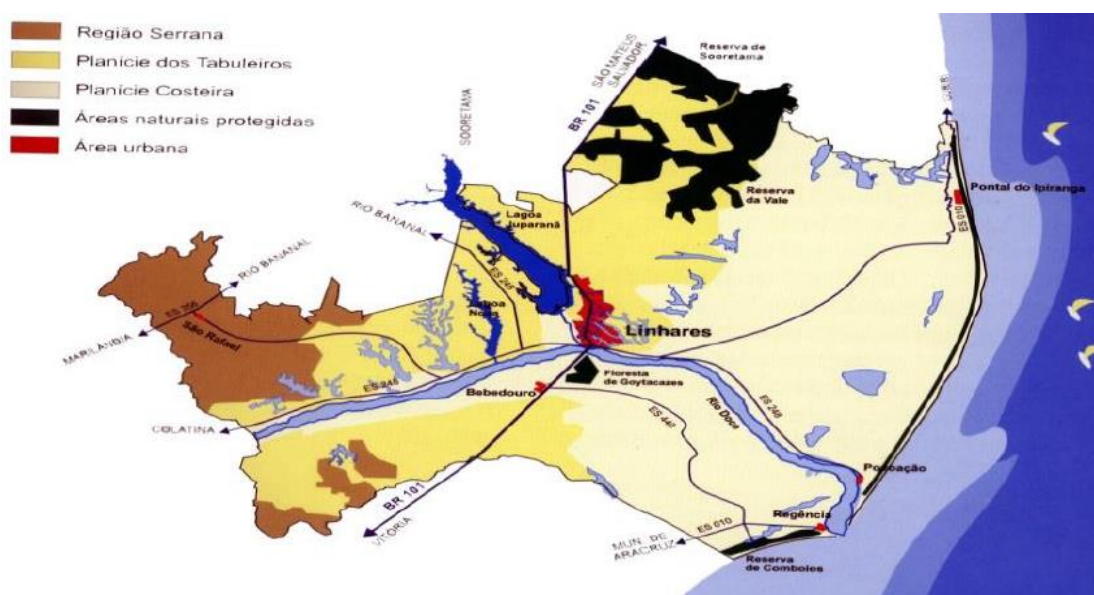
Em abril de 1833, o povoado foi elevado à condição de vila. No final do século XIX, a vila de Linhares entra em decadência e o povoado de Colatina, que pertencia ao município de Linhares, apresentou rápido crescimento graças à colonização italiana, com o plantio de café e a inauguração dos trilhos da Estrada de Ferro Vitória - Minas. Assim, por Decreto de 1921, foi criado o município de Colatina, englobando a vila e o antigo município de Linhares (IBGE, 2018; PMS, 2017).

Em 1930, começaram a chegar em Linhares os trabalhos de abertura de uma estrada, ligando-a ao sul para Vitória e ao norte para São Mateus. Este fato transformou a situação de Linhares que, em 1943, foi restabelecido a município (IBGE, 2018, PMS, 2017).

Caracterização

Linhares é um dos 78 municípios do estado do Espírito Santo, sendo o de maior extensão territorial. Possui também o maior litoral do estado, com 68km de extensão. É cortado no sentido norte-sul pela rodovia BR-101, a principal via de ligação com os demais municípios capixabas e com o Brasil. Também é a maior cidade do norte do Estado e está a uma distância de 129,5 km da sua Capital, Vitória (PMS, 2017).

Figura 4: Mapa Cartográfico de Linhares - Espírito Santo.



Fonte: Agenda 21 (LINHARES, 2007); PMS, 2017.

Distritos

Em divisão territorial datada de 2014, o município foi constituído por 9 distritos: Linhares, Bebedouro, Desengano, Farias, Pontal do Ipiranga, Povoação, Regência, Rio Quartel e São Rafael. Assim sendo, para o estudo de ARSH, foram selecionadas as seguintes localidades: Regência (Areal e Entre rios), Degredo, Povoação e Pontal do Ipiranga.

População

Linhares é a 2ª cidade mais populosa do estado do Espírito Santo, e a expectativa para o ano de 2020, é de que a população ultrapasse 200.000 habitantes. No último censo demográfico, realizado em 2010, a população era de 141.306 pessoas e, em 2018, a estimativa passou para 170.364 pessoas, com área territorial de 3.496,263 km², sendo constituída em sua maioria por mulheres com predomínio na faixa etária entre 25 a 49 anos, com razão de sexo de 50,2% para mulheres e 49,8% para os homens (IBGE, 2018; PMS, 2017, CADASTRO INTEGRADO/FUNDAÇÃO RENOVA, 2017). Em geral, a população é predominantemente urbana (78,81%) quando comparada à população da zona rural (24,19%). Em 2010, a densidade demográfica foi de 40,33 habitantes por km². Em relação a longevidade, a esperança de vida ao nascer é de 75,1 anos sendo a mesma do Espírito

Santo e superior a do Brasil 73,9 anos (CADASTRO INTEGRADO/FUNDAÇÃO RENOVA, 2017).

Economia

Em 2015, a média salarial mensal era de 2,3 salários mínimos. A proporção de pessoas ocupadas em relação à população total era de 28,4%, totalizando 46.505 pessoas e a renda per capita média de Linhares cresceu 125,76% nas últimas duas décadas. Por sua vez, o produto interno bruto (PIB) *per capita* verificado em 2016 foi de R\$ 31.705,48. O Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) foi de 0,724 (considerado alto), e o índice de Gini de foi de 0,52 (IBGE 2018; PNUD, 2018).

Linhares destaca-se por ser o maior produtor de mamão papaia do Estado (o ES é o maior produtor do Brasil, sendo o maior exportador do mundo). As empresas produtoras e exportadoras de frutas possuem participação expressiva na economia e na geração de emprego. Além disso, o município merece destaque pela indústria moveleira, pela produção de álcool, cacau, de confecções e pela produção de petróleo e gás natural (PMS, 2017).

A economia rural do município é composta por: extração vegetal (madeira e carvão); pecuária, aquicultura, bovinos, bubalinos, caprinos, equinos, galináceos e suínos; e agrícola: feijão, milho, banana, cacau, café, coco, mamão, maracujá e pimenta do reino (PMS, 2017).

Educação

Em 2017, foram contabilizadas no município 85 escolas de nível fundamental e 17 de nível médio, e, com base no último censo, a taxa de alfabetização geral das pessoas com 10 anos ou mais de idade foi de 91,2%. Quando estratificada por sexo, a taxa é de 91,7 nos homens e de 90,8 nas mulheres. Por sua vez, a taxa de escolarização para pessoas de 6 a 14 anos de idade em 2010 foi de 97,7%. Em 2015, os alunos nos anos iniciais da rede pública da cidade tiveram nota média de 5.5 no IDEB e, para os alunos dos anos finais, a nota foi de 4.3 (IBGE, 2018; PMS, 2017).

Turismo

O município possui o maior litoral do estado e o maior complexo lacustre do sudeste brasileiro. Suas praias e lagoas são atrativos para turistas de diversas regiões do Brasil, sendo que as praias do Pontal do Ipiranga, Povoação e Regência são conhecidas pela prática do surf e pesca oceânica. Além disso, o município também possui a principal unidade do Projeto Tamar (PMS, 2017).

Saúde

Estrutura de Saúde do Município

- 34 Unidades de Saúde
- 30 Equipes de Saúde da Família
- 04 Equipes de EACS
- 61,23% de cobertura populacional de Saúde da Família
- 74,54% de cobertura da Atenção Básica
- Mortalidade Infantil em 2014: 9,37 óbitos por mil nascidos vivos
- Internações por diarreia em 2016: 0,5 internações por mil habitantes
- Referências para média e alta complexidade: serviços mantidos pelo município e governo estadual.

Fonte: Secretaria Municipal de Saúde de Linhares, 2018 e IBGE, 2018

Tipos de Estabelecimentos de Saúde

Linhares mantém no Cadastro Nacional de Estabelecimentos de Saúde (CNES) 476 estabelecimentos de saúde em funcionamento, que foram listados no **Quadro 3**.

Quadro 3: Tipos de Estabelecimentos de saúde em funcionamento no município de Linhares até dezembro de 2018

Tipo de Estabelecimento	2018
Central de regulação	1
Centro de atenção hemoterápica e/ou hematológica	1
Centro de atenção psicossocial-caps	1
Centro de saúde/unidade básica de saúde	27
Clinica especializada/ambulatorio especializado	125
Consultorio	278
Farmacia	2
Hospital geral	3
Laboratorio de saúde pública	1
Policlinica	2
Posto de saúde	8
Secretaria de saúde	1
Unidade de serviço de apoio de diagnose e terapia	22
Unidade de vigilância em saúde	2
Unidade móvel terrestre	2
Total	476

Fonte: CNES, 2018

Nos últimos cinco anos, as principais causas de mortalidade no município de Linhares foram: doenças do aparelho respiratório; causas externas; neoplasias; doenças do aparelho respiratório e doenças do aparelho digestivo, conforme o **Quadro 4**.

61

Quadro 4: Grupo de causas de mortalidade em Linhares no período de 2014 a 2018.

Grupo de Causas de Mortalidade em Linhares	2014	2015	2016	2017	2018	Total
IX. Doenças do aparelho circulatório	229	251	238	219	167	1104
XX. Causas externas de morbidade e mortalidade	177	164	134	184	131	790
II. Neoplasias (tumores)	150	159	168	144	143	764
X. Doenças do aparelho respiratório	69	81	100	102	71	423
XI. Doenças do aparelho digestivo	38	32	40	42	33	185
IV. Doenças endócrinas nutricionais e metabólicas	37	44	38	38	23	180
XIV. Doenças do aparelho geniturinário	23	23	29	27	30	132
I. Algumas doenças infecciosas e parasitárias	23	25	23	30	23	124
VI. Doenças do sistema nervoso	16	19	24	35	20	114
XVI. Algumas afec originadas no período perinatal	14	12	14	19	13	72
XVII. Malf cong deformid e anomalias cromossômicas	13	10	7	13	8	51
XVIII. Sint sinais e achad anorm ex clín e laborat	9	6	5	8	13	41
V. Transtornos mentais e comportamentais	8	1	9	8	3	29
XII. Doenças da pele e do tecido subcutâneo	2	3	4	4	7	20
XIII. Doenças sist osteomuscular e tec conjuntivo	4	1	2	4	3	14
III. Doenças sangue órgãos hemat e transt imunitár	2	0	3	4	3	12

XV. Gravidez parto e puerpério	6	2	0	2	0	10
VIII.Doenças do ouvido e da apófise mastóide	1	0	0	0	0	1
VII. Doenças do olho e anexos	0	0	0	0	0	0
XIX. Lesões enven e alg out conseq causas externas	0	0	0	0	0	0
XXI. Contatos com serviços de saúde	0	0	0	0	0	0
XXII.Códigos para propósitos especiais	0	0	0	0	0	0
Campo da causa básica em branco	0	0	0	0	0	0
Total	821	833	838	883	691	4066

Fonte: SIM, 2018a.

Em relação às internações nos últimos cinco anos, as principais causas foram: gravidez, parto e puerpério; Lesões, envenenamento e algumas outras consequências de causas externas; doenças do aparelho circulatório e doenças do aparelho digestivo (Quadro 5).

Quadro 5: Grupo de causas de internações em Linhares no período de 2014 a 2018.

Grupos de Causas de Internação	2014	2015	2016	2017	2018	Total
XV. Gravidez parto e puerpério	2564	2571	2393	2218	2361	12107
XIX. Lesões enven e alg out conseq causas externas	1387	1377	1304	1433	1480	6981
IX. Doenças do aparelho circulatório	1554	1414	1219	1231	1099	6517
XI. Doenças do aparelho digestivo	762	836	842	675	875	3990
XIV. Doenças do aparelho geniturinário	747	764	743	671	774	3699
X. Doenças do aparelho respiratório	612	754	791	699	770	3626
II. Neoplasias (tumores)	507	438	426	765	1144	3280
I. Algumas doenças infecciosas e parasitárias	383	432	421	457	529	2222
XIII.Doenças sist osteomuscular e tec conjuntivo	329	423	334	341	360	1787
XVI. Algumas afec originadas no período perinatal	335	298	263	286	466	1648
XII. Doenças da pele e do tecido subcutâneo	254	259	260	340	343	1456
IV. Doenças endócrinas nutricionais e metabólicas	216	264	213	207	239	1139
VI. Doenças do sistema nervoso	197	214	242	168	231	1052
XXI. Contatos com serviços de saúde	189	140	185	54	159	727
XVIII.Sint sinais e achad anorm ex clín e laborat	151	172	116	122	160	721
V. Transtornos mentais e comportamentais	187	125	73	71	82	538
III. Doenças sangue órgãos hemat e transt imunitár	93	67	54	73	63	350
XVII.Malf cong deformid e anomalias cromossômicas	68	49	53	38	46	254
VII. Doenças do olho e anexos	23	18	34	43	45	163
VIII.Doenças do ouvido e da apófise mastóide	8	8	15	5	6	42
XX. Causas externas de morbidade e mortalidade	2	0	0	0	0	2
Total	10568	10623	9981	9897	11232	52301

Fonte: SIH/SUS, 2018b.

Avaliação dos dados existentes disponibilizados pela Fundação Renova

CAMPAÑHAS DE CADASTRAMENTO

A primeira campanha de cadastramento foi realizada entre setembro de 2016 e fevereiro de 2017 e compreende um universo de 13.908 cadastros e 44.180 pessoas distribuídas em 62 municípios, dentre os quais figuram 38 municípios dos 40 considerados pelo Termo de Transação de Ajustamento de Conduta (TTAC).

Os municípios de Mariana e Barra Longa não compõem essa análise devido à configuração particular dos impactos nessas localidades; eles serão objeto de outras análises. A segunda campanha de cadastramento teve início em maio de 2017 e encontra-se em andamento. Abaixo serão realizadas análises dos dados fornecidos pela Fundação Renova, sob a ótica da ARSH.

Relatório executivo da 1ª Campanha do Cadastro Integrado Socioeconômico – Agricultura e Pecuária (RENOVA, 2017b)

Segundo esse Relatório, os cadastros que declararam perdas nas atividades de agricultura e pecuária representam 14,3% do total da campanha de cadastramento. Dos 1.988 cadastros considerados, 1.201 são de famílias residentes. O Cadastro Integrado teve como base o formulário elaborado para levantar informações relevantes para reparação das perdas e danos dos impactados. A partir desses formulários, observou-se que 4.060 pessoas declararam perdas relacionadas.

A fim de averiguar a coerência da informação repassada pelo cadastrado e de forma a assegurar a legitimidade do próprio cadastro, que, além de subsidiar a elaboração das políticas de atendimento, objetiva também definir o universo de famílias impactadas pelo evento, buscou-se, sempre que possível, comparar a análise dos dados levantados pelo Cadastro Integrado, campanha 1, com dados de fontes secundárias.

O Documento assinala que na distribuição territorial desses cadastros em 45 municípios, Tumiritinga (MG) e Linhares (ES) são os que concentram a maior parte dos cadastros com impacto na agricultura e pecuária. Em Tumiritinga, dos 397 cadastros integrantes do segmento aqui analisado, 184 exerciam apenas agricultura, enquanto 144 exerciam agricultura e pecuária. No caso de Linhares, 194 exerciam apenas agricultura,

dentre os 280 que integram o segmento. O único cadastro referente a agroindústria está localizado no município de Aimorés (MG).

A análise dos dados de produção agrícola e destinação da produção, desse Documento, mostra a importância da atividade para o consumo local, seja para autossustentabilidade seja para fins comerciais como o abastecimento do mercado local: feiras, bares e restaurantes, mercearias, quitandas e mercados.

Quanto à pecuária, segundo levantado nesse Documento, as criações mais expressivas eram as de aves e bovinos de leite, seguidas de suínos e bovinos de corte. A categoria “outros animais” inclui, principalmente, equinos (cavalos, éguas, potros, mulas, jegues e burros). O Documento também assinala a variação do tamanho dos rebanhos de grande, médio e pequeno porte.

Em relação aos aspectos demográficos, o Documento apresenta dados sobre a composição de sexo e idade dos grupos de famílias que sofreram impactos na agricultura e pecuária.

Além disso, de grande importância para a ARSH, o Documento assinala, quanto ao acesso e uso da água. Na data do evento, 427 propriedades possuíam sistema de irrigação, dos quais 87% foram comprometidos. O Rio Doce era a principal fonte de captação de água, sendo utilizado por 94% das propriedades que captavam água de rio para irrigação. A água de rio também era utilizada para dessedentação animal. O Rio Doce representava 96% da fonte de captação e também era utilizado para abastecimento de tanques, representando 85% da fonte de água para esse fim.

Além do Rio Doce, também existe a percepção de impacto em outros corpos d'água, como o Rio Corrente e Monsarás, que também são tidos como fontes importantes de captação de água para a agricultura e pecuária.

O Documento também levantou e apresenta dados sobre serviços públicos (água, eletricidade, coleta de lixo) e acesso à internet.

Como principais conclusões, o Documento assinala:

- A atividade agropecuária exercida no território impactado é, predominantemente, de agricultura familiar – tanto pelo tamanho da propriedade (até 4 módulos fiscais) quanto do envolvimento de familiares no trabalho;

- A maior parte da produção e criação de animais é destinada ao consumo próprio e comercialização no mercado local;
- Há baixa formalização das atividades, o que impacta diretamente o acesso a financiamento, crédito rural, assistência técnica e insumos. Os cadastros ligados à atividade pecuária apresentam maior formalização em função das particularidades da atividade (ex. vacinação contra febre aftosa);
- O conjunto das famílias envolvidas na atividade agropecuária apresenta uma população concentrada nas faixas de até 20 e com mais de 45 anos de idade. Homens representam 52% dessa população;
- A renda familiar per capita mostra uma população de baixa renda, inferior a 1 salário mínimo. No mês da entrevista, 55% das famílias que declararam renda estavam abaixo da linha da pobreza (até meio salário mínimo); e
- A relação predominante de vínculo com a área produtiva é de produção própria.

Relevância desses dados e informações para os estudos de ARSH

Desde o ponto de vista dos estudos de ARSH, este relatório foi importante para a etapa “Preocupações da comunidade com sua saúde” pois, além de indicar as principais comunidades com atividades agrícolas e de pecuária, indicou também a composição social quanto à renda e benefícios, as composições de sexo e idade e forneceu dados sobre a produção de alimentos na área. As informações do Documento serviram também de auxílio na avaliação dos resultados da campanha de amostragem, bem como de base para o planejamento da amostragem nas próximas localidades a serem avaliadas nos estudos de ARSH. Há de se ressaltar, que o documento não aborda o percentil de famílias que viviam das atividades pesqueiras, uma vez que na etapa de preocupações da comunidade, foram identificados pescadores que não podem exercer sua profissão devido a uma suposta proibição de utilização dos rios para pesca em Linhares-ES.

O Relatório apresenta uma visão geral do setor e da contribuição das atividades de comércio e serviços para a dinâmica econômica da região, além da contextualização da análise das perdas declaradas. O capítulo 1 apresenta uma caracterização dos 472 cadastros com impactos no setor e suas particularidades, incluindo a atividade de turismo, cuja importância para a economia regional é significativa. A caracterização traz informações sobre tipologia, formalização, número de empregados, entre outros dados relevantes ao entendimento do universo analisado.

Relevância desses dados e informações para os estudos de ARSH

Desde o ponto de vista dos estudos de ARSH, esta fonte foi considerada para a etapa “Preocupações da comunidade com sua saúde”, principalmente quando aborda os aspectos das atividades de turismo.

Relatório Executivo da 1ª. Campanha do Cadastro Integrado Socioeconômico – Extrativismo - Edição 1 – Setembro 2017 (RENOVA, 2017d)

O Documento assinala as principais atividades de extração mineral nas áreas atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão. Assim, são apresentados dados sobre atividades como garimpeiros e faiscadores e extração de areia em povoados próximos a corpos hídricos.

A definição para os grupos dos extrativistas minerais foi feita correlacionando informações sobre o enquadramento jurídico (CNPJ) dos empreendimentos envolvidos com o extrativismo com o tipo de minério extraído. Os 6 cadastros relativos a extrativismo vegetal foram agrupados num grupo específico, devido à baixa representatividade dentro do universo analisado.

No Documento, além de uma visão geral da atividade extrativista mineral e suas particularidades, se apresenta uma caracterização de 268 cadastros. Quanto ao perfil socioeconômico das famílias envolvidas, o Documento apresenta dados sobre demografia, renda e condições de moradia das 788 pessoas relacionadas à atividade.

Apresenta também uma análise de vulnerabilidades a partir do cálculo do Índice de Desenvolvimento Familiar (IDF) das famílias, além de levantamento e apresentação de dados sobre serviços públicos (água, eletricidade, coleta de lixo) e acesso à internet. Como principais resultados dos levantamentos cadastrais, assinala:

- O principal produto extraído é areia (78%), seguido do ouro (18%) e pedras preciosas ou semipreciosas (4%), sendo que a comercialização é realizada principalmente para consumidores finais (72,9%);
- A maioria dos extrativistas minerais é composta por pessoas físicas (77,2%) com baixa regularização profissional, visto que apenas 33,6% possuem algum tipo de licença e 21,6% possuem registro de venda do produto;
- A atividade de extração mineral ocorre, em sua maioria, ao longo de todo o ano, variando temporalmente dependendo do tipo de minério extraído;
- Observa-se a predominância do sexo masculino;
- Onze famílias (4%) se autodeclararam quilombolas; e
- Quanto aos programas de transferência de renda, o número de beneficiários é baixo, não passando de 8%.

O documento apresenta que os extrativistas minerais declararam impactos derivados da interrupção da atividade. A análise dos cadastros demonstrou que 84% das famílias não realizam mais a atividade extrativista no território; 15,3% das famílias indicaram que houve diminuição da quantidade de minério extraído, e apenas 0,4% das famílias abrangidas nesse cadastro foram direcionadas a outras áreas produtivas não impactadas ou não tiveram a atividade extrativista interrompida.

Em mais de 50% dos cadastrados houve quem declarasse ter tido comprometimento de até 100% das áreas de extração devido ao rompimento da barragem de Fundão, sendo que as áreas mais comprometidas são aquelas direcionadas à extração de areia e ouro, 87,3% e 94,6%, respectivamente. Em 92% dos cadastros há a indicação de que os extrativistas minerais, até o dia da entrevista, não tiveram qualquer tipo de mitigação do dano sofrido.

O referido documento chama a atenção para o fato que a análise realizada não trata dos danos imateriais. Impactos nas atividades econômicas representam, além das perdas materiais, alterações nos modos de vida que, no caso de pequenas comunidades, impõem uma série de desafios com desdobramentos complexos, que exigem outras abordagens.

Relevância desses dados e informações para os estudos de ARSH

Desde o ponto de vista dos estudos de ARSH, esta fonte foi considerada para a etapa “Preocupações da comunidade com sua saúde”, principalmente aos aspectos demográficos e sociais das populações envolvidas que possam influir na sua vulnerabilidade ante às implicações de saúde que venham a ser determinadas por rotas de exposição aos contaminantes químicos.

Relatório Executivo da 1ª. Campanha do Cadastro Integrado Socioeconômico – Pescadores - Edição 1 – Setembro 2017 (RENOVA, 2017e)

O Documento assinala que do total de cadastros aplicados (13.908), em 10.284 foram declaradas perdas relacionadas a atividade de pesca, cadastros estes que envolvem 13.736 pessoas que afirmaram exercer tal atividade na época em que ocorreu o rompimento da barragem. Vale ressaltar que a segunda campanha foi iniciada em maio/2017 e segue em curso no momento de conclusão desse relatório.

Os municípios que apresentaram maior número de cadastros de famílias que declararam impacto na atividade pesqueira estão distribuídos em 07 municípios sendo eles Linhares (17,3%), Aimorés (14,5%), Baixo Guandu (11,1%), Aracruz (8,7%), Belo Oriente (6,78%), Colatina (5,3%) e Periquito (5,2%).

Para a definição de pessoas a serem incluídas na atividade “pescadores” os relatores desse Documento correlacionaram os dados coletados no CI, tais como: nível de formalização da atividade, ofícios praticados na cadeia de produção da pesca, produção de pescados, renda mensal das famílias envolvidas e outros que permitiram o estabelecimento de grupos de pescadores com características similares e garantiram uma visão sobre a situação da população que exercem esta atividade nos territórios impactados, visando estratégias de atendimento.

O território no qual estão inseridos os cadastrados avaliados nesse Documento abrange uma extensão de 670 km e se estende desde o alto curso da Bacia do Rio Doce até a região marinha na área compreendida entre os municípios de Aracruz e Linhares, considerando-se os 20 (vinte) metros de profundidade dos corpos hídricos.

O curso principal da Bacia do Rio Doce possui uma extensão de 879 km, contendo uma área de drenagem de aproximadamente 86.715 km², dos quais 86% pertencem ao Estado de Minas Gerais e o restante ao Espírito Santo, envolvendo um total de 230 municípios.

Considerando sua ampla dimensão, existem dois rios de domínio federal na Bacia: o rio Doce e o rio José Pedro, afluente do rio Manhuaçu. Esta Bacia encontra-se subdividida em três seções: alto, médio e baixo curso.

As áreas pertencentes ao alto curso vão da cabeceira até a foz do rio Matipó, abrangendo os rios Piranga, Carmo, Gualaxo do Sul, Gualaxo do Norte, Casca, Matipó e rio Doce. As áreas pertencentes ao médio curso vão da confluência do rio Matipó até a divisa dos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo onde correm os rios Piracicaba, Santa Bárbara, Santo Antônio, Corrente Grande, Manhuaçu e a Calha do Rio Doce. E as áreas pertencentes ao baixo curso, vão da divisa dos dois Estados até a foz, estando inclusos os rios Pancas, São José, Guandu, Santa Júlia e a Lagoa Juparanã.

O Documento assinala a predominância da pesca artesanal e de pequena escala na região impactada. Constata-se que a pesca desembarcada é a que mais se destaca, com 51,2% das respostas. Também conhecida como pescaria de barranco, a pesca desembarcada é muito tradicional na região e ocorre ao longo da calha do Rio Doce e seus afluentes, praticada nas beiras dos rios, lagos ou barragens. A pesca embarcada também alcançou um percentual expressivo (48,8%), porém, metade dessas embarcações não possui motor, indicador de baixa autonomia.

A pesca embarcada predomina em Aimorés, Bom Jesus do Galho, Itueta, Rio Doce, Dionísio, Itaguaçu, São Domingos do Prata, Coronel Fabriciano, Engenheiro Caldas, Ibiracatu e Joanésia. A pesca desembarcada predomina em Linhares, Sooretama, Marilândia, Alpercata, Serra, São Matheus, Fundão, Conceição da Barra, Jaguaré, João Monlevade, São Geral da Piedade, São Pedro dos Ferros, Vila Pavão e Vila Velha.

O Documento assinala os peixes mais pescados em ordem de captura nas áreas avaliadas como: tilápia, traíra, curimatã, dourado, pacamã, tucunaré, piau, robalo, lambari, bagre, cascudo, tainha, mandiaçu, pescada, bagre africano. Entre os outros pescados capturados nessas áreas, também por ordem de captura, se assinala: carapeba, cará, camarão, corvina, piranha, manjuba, mandi, baiacu, roncador, tambaqui, lagosta, carpa, cação, pintado, peroá e sarda.

Dos municípios mais citados como locais de captura de peixes, acima de 25% de citação, são assinalados: Sobralia, Fernandes Tourinho, Dionísio, Timóteo São Pedro dos Ferros.

A produção mensal pesqueira declarada variou entre 1 e 351 kg, o que sugere uma diversidade das modalidades de pesca exercidas dentro do território. Entretanto, mais de 50% das citações demonstram que a produção do pescado, por mês, não ultrapassava 100 kg, caracterizando uma pesca de pequena escala, coerente com as fontes secundárias levantadas.

Apenas 27,2% dos municípios afetados pelo rompimento da barragem de Fundão apresentaram produções medianas mensais maiores do que 200 kg, entre os quais Linhares e Aracruz.

Segundo o Documento, verifica-se em todo território afetado pelo evento que a maior parte da comercialização do pescado ocorre de forma direta, ou seja, entre os pescadores e o consumidor final, sobretudo das seguintes formas: nas ruas; utilizando carrinhos de mão e isopor; de porta em porta na própria comunidade ou na sede dos municípios; junto aos restaurantes existentes nas localidades turísticas; diretamente aos turistas e amigos; para atender encomendas, e nas feiras e mercados públicos.

A proibição da pesca em decorrência do evento, todavia, desarticulou esse sistema, afetando grupos mais amplos do que os que capturam os recursos pesqueiros apenas. Portanto, é importante considerar que aqueles que compõe a rede de profissionais que se beneficiam e atrelam sua renda à atividade pesqueira também podem ser indiretamente impactados pelo evento.

A participação dos pescadores em entidades representativas da pesca mostrou-se muito baixa – apenas 20,4% dos cadastrados que se declararam pescadores afirmaram participar de alguma forma de entidade da categoria. Tal informação mostra a baixa representatividade das organizações existentes na região afetada.

Considerando o universo de cadastros com impactos na pesca (10.284), 4,5% das famílias de pescadores se declararam quilombolas. No que tange ao universo de pescadores (13.736), 16,2% se declaram indígena.

O Documento também apresenta um grande número de dados sobre a caracterização socioeconômica das comunidades de pescadores avaliadas.

Relevância desses dados e informações para os estudos de ARSH

Desde o ponto de vista dos estudos de ARSH, esta fonte foi utilizada para a etapa “Preocupações da comunidade com sua saúde”, principalmente quanto aos aspectos demográficos e sociais das populações envolvidas que possam influir na sua

vulnerabilidade ante às implicações de saúde que venham a ser determinadas por rotas de exposição aos contaminantes químicos. Os dados aqui apresentados também são de relevância para a avaliação de viabilidade e planejamento de amostragem de organismos marinhos comestíveis nas 3 Fases dos Estudos de ARSH.

1ª. Campanha do Cadastro Integrado Socioeconômico – Relatório Temático Saúde e Assistência Social, Emprego e Renda, Educação. Edição 1 - Agosto/2017 (RENOVA, 2017f)

O Documento constata que no universo de famílias analisadas na primeira campanha (13.908 cadastros), o IDF médio é de 0,65, isso revela que as dimensões acesso ao trabalho (0,19) e disponibilidade de recursos (0,55) concentram as maiores necessidades básicas insatisfeitas.

A base de dados extraída do CI permitiu organizar três formas de leitura analítica: a Visão Global do conjunto das famílias e indivíduos cadastrados, a Visão Regionalizada, que respeita os recortes territoriais definidos pela gestão pública, e a Visão Local/Municipal, que apresenta as avaliações no nível municipal, demonstrando que é possível chegar à unidade mínima de análise que é a família e seus componentes.

As informações colhidas no CI são referentes às declarações fornecidas pelas famílias e indivíduos, para questões específicas de saúde e de proteção social, com o objetivo de traçar um perfil populacional capaz de indicar possíveis situações agravadas ou instaladas em decorrência do rompimento da barragem.

Esse tipo de levantamento, denominado Inquérito Populacional, é importante para suprir lacunas no conhecimento de determinada realidade, na identificação das iniquidades sociais que impactam diferentemente as populações, na orientação, priorização e integração das ações, e no estabelecimento de uma linha de base para realização de acompanhamentos e monitoramentos da população focada.

Segundo esse Documento, integrar a análise da Saúde à Assistência Social apresenta as seguintes possibilidades:

- Disponibilizar informações sobre o perfil da saúde e da proteção social para a totalidade da população cadastrada nos recortes de interesse (regional e local);
- Indicar as famílias em situação de maior risco e vulnerabilidade utilizando as variáveis do Índice de Desenvolvimento Familiar - IDF, pobreza e extrema

pobreza, como essenciais para a priorização das ações sociais da saúde e da assistência social;

- Analisar o perfil de saúde auto referido para as doenças crônicas utilizando a prevalência e a comparação com os inquéritos realizados pelo Ministério da Saúde e os das doenças de interesse epidemiológico;
- Identificar deficiência na oferta dos Benefícios Sociais;
- Identificar fragilidades para o acesso ao trabalho da população economicamente ativa e;
- Analisar a situação de cobertura da atenção básica da saúde e da assistência social nos municípios para o atendimento às demandas e necessidades da população impactada.

O Documento afirma que a incidência de desastres agrava as situações de vulnerabilidade e risco das comunidades, amplia as dificuldades já enfrentadas pelas famílias e comunidades, perpetua situações de pobreza e amplifica desigualdades.

Para além das condições materiais concretas, essas populações são afetadas emocionalmente pelas inseguranças, perda de confiança nos gestores e nas instituições responsáveis pela segurança coletiva.

Vivenciam situações extremas de insegurança sem recursos suficientes para agir nas emergências e posteriormente retornar à vida normal, ficando assim, em maior situação de dependência de terceiros.

Tais situações transbordam a capacidade de enfrentamento das pessoas e comunidades em especial das famílias em situação de pobreza. Segundo Valêncio (2009), em casos de desastres, “há cicatrizes emocionais que impedem que pessoas ou grupos inteiros tornem a desempenhar seus papéis sociais de forma plena o que depõe, portanto, contra a sua autoestima, identidade, sobrevivência e modo de vida”.

Os dados do IDF familiar e municipal com base no CI permitem a realização de uma leitura semelhante aos padrões da literatura, pois, do total de 13.908 cadastros, 4.331 (31%) apresentaram IDF menor que a média do município em que se inserem.

Entretanto, ao se isolar os dois componentes que avaliam a pobreza dessas mesmas famílias encontramos 9.956 (72%) em situação de pobreza e extrema pobreza, sendo que esta última condição afeta 6.742 cadastrados. Ao se aplicar a média de componentes por

família (3,2 pessoas) chega-se a um universo de quase 32 mil indivíduos com insuficiência de renda mínima. Esse padrão se mantém tanto em Minas Gerais quanto no Espírito Santo.

As famílias que apresentam o IDF menor que o do município merecem um recorte para averiguação de quais variáveis têm impacto para que estejam nessas condições, permitindo que sejam evidenciados em que pontos as ações podem se concentrar para que tenham maior efetividade e tenham parâmetro de monitoramento em séries históricas. Ao se proceder tal recorte, constata-se, por exemplo, que o número de pessoas que se encontram em extrema pobreza é maior se comparado ao das famílias com IDF menor ou mesmo com as famílias que possuem uma renda mensal entre R\$ 85,01 e R\$170,00.

Esse dado indica uma complexidade maior e, em caso de necessidade de priorização de atendimento, as famílias em situação de extrema pobreza podem representar alta prioridade de atenção por parte dos projetos e programas não só da área de proteção social, mas de todas as áreas.

O impacto de um desastre na questão de sobrevivência é muito forte para essas famílias, pois atinge seus arranjos de subsistência, os quais se encontram na comunidade, nos recursos naturais e nas redes e interações que mantém, tendo em vista a impossibilidade de uma pessoa satisfazer as necessidades básicas com pouco mais de R\$ 2,00 ao dia.

Na averiguação com dados secundários do Ministério do Desenvolvimento Social (MDS), os números de extrema pobreza, famílias com renda per capita entre R\$ 0,00 a R\$ 85,00 reais, é maior do que o de famílias com renda de R\$ 85,00 a R\$ 170,00 reais (perfil Programa Bolsa Família), o que confirma a realidade das famílias de grande parte dos municípios aqui tratados.

O Documento apresenta uma detalhada caracterização da população atingida em aspectos como distribuição por faixa etária, comunidade tradicional (indígenas e quilombolas), presença de deficiências físicas, distribuição das gestantes em faixas etárias e gravidez na adolescência, desenvolvimento familiar e situação de pobreza e extrema pobreza, cadastro e benefícios sociais, bem como dados sobre a proteção básica e essencial.

Enfatiza também, avaliando aspectos de saúde das comunidades atingidas que, além da ruptura de redes comunitárias de sobrevivência, eventos como o rompimento da barragem de Fundão podem ainda resultar em outras sequelas, tais como “distúrbios de estresse pós-traumáticos, depressão, risco de suicídio, adição, HIV/AIDS e violência familiar e comunitária.

O acompanhamento comunitário se faz necessário não só pelos recursos concretos de sobrevivência, mas pelo monitoramento de situações de aumento de violência doméstica, uso e abuso de substâncias químicas como álcool e outras drogas, bem como os cuidados com pessoas, grupos e comunidades que podem ter seus laços territoriais afetados.

Na sua avaliação sobre os impactos à saúde humana, o Documento assinala as diversas ocorrências adversas que podem ser registradas em diferentes períodos após o desastre. Assinala também as enfermidades crônicas auto referidas pelas comunidades inqueridas no levantamento.

As projeções de impactos à saúde assinaladas no Documento, entretanto, não levam em conta outras enfermidades como aquelas associadas a rotas de exposição e a contaminantes químicos que somente são identificadas e classificadas com a realização de estudos de ARSH.

Relevância desses dados e informações para os estudos de ARSH

Desde o ponto de vista dos estudos de ARSH, esta fonte foi considerada para a etapa “Preocupações da comunidade com sua saúde”, principalmente no tocante aos aspectos demográficos e sociais das populações envolvidas que possam influir na sua vulnerabilidade ante às implicações de saúde que venham a ser determinadas por rotas de exposição aos contaminantes químicos.

Perfil de morbimortalidade dos agravos e doenças, dos últimos 10 anos, antes da ocorrência do rompimento da barragem de fundão. Fundação Renova, 2017. (RENOVA, 2017a).

O documento apresenta como objetivo a descrição do perfil de morbimortalidade dos agravos e doenças, considerando os últimos 10 anos, antes da ocorrência do rompimento da Barragem, ou seja, do ano de 2005 a 2015.

O documento apresenta a análise descritiva de dados disponibilizados pelo DATASUS, realizada para 35 municípios do estado de Minas Gerais e 05 municípios do estado de Espírito Santo. Para a pirâmide etária dos municípios, utilizaram-se os dados do Censo de 2010 por apresentar maior fidedignidade em relação à distribuição populacional entre as faixas etárias.

Relevância dos dados e informações para os estudos de ARSH

Metodologia válida para caracterização de perfil de morbimortalidade dos agravos e doenças, e também atende aos critérios previstos na metodologia do estudo de Avaliação de Risco à Saúde Humana - ARSH. Entretanto, os dados relacionados aos óbitos, embora extraídos de fontes oficiais, foram agrupados por capítulos de mortalidade, o que dificulta um maior detalhamento e descrição das informações relacionadas aos óbitos.

Perfil dos serviços de saúde nos municípios da área impactada pelo rompimento da barragem de fundão. Fundação Renova, 2017(RENOVA, 2017g)

O documento apresenta como objetivo a caracterização da estrutura e os serviços de saúde existentes nos municípios da área impactada pelo rompimento da barragem de Fundão.

Apresenta análise descritiva de dados consultados em sistemas de informação em saúde, principalmente o Cadastro de Estabelecimentos de Saúde (CNES), além de dados socioeconômicos e informações disponíveis no IBGE. Caracterização realizada para 35 municípios do estado de Minas Gerais e 05 municípios do estado de Espírito Santo.

Relevância dos dados e informações para os estudos de ARSH

Metodologia válida para descrição dos serviços de saúde no tocante a estrutura física, equipamentos e recursos humanos. Os dados foram extraídos de fontes oficiais. Deste modo, este estudo atende aos critérios previstos na metodologia do estudo de Avaliação de Risco à Saúde Humana - ARSH.

Matriz de ações integradas para reparação

Origem do documento: disponibilizado pela Fundação Renova

O documento traz uma descrição das comunidades mais impactadas no município de Linhares (Povoação e Regência), aponta que a maior utilização do Rio Doce é para Pesca (1.697 famílias) e que o maior impacto no desenvolvimento da família está relacionado ao acesso ao trabalho.

Outro aspecto abordado no documento é a percepção dos impactos na visão dos profissionais da proteção social, tais como: aumento do acometimento das doenças psicossomáticas; aumento do consumo de álcool e drogas; coloração da água do rio está diferente, desde a chegada dos rejeitos; cancelamento de campeonatos de surf e pesca no litoral de Linhares; comprometimento dos meios de sobrevivência (turismo, pesca, agricultura, artesanato), dentre outras.

Por fim, o documento apresenta as ações que podem ser ofertadas pela Fundação Renova no território, tais como: saúde (unidade móvel; equipar o ponto de atendimento da comunidade de Degredo; contratação de assistentes sociais e psicólogos capacitados para atender à população; implantação de um sistema de monitoramento contínuo da água dos rios e mar em menor tempo e divulgação em tempo hábil.

Relevância desses dados e informações para os estudos de ARSH

Documento válido do ponto de vista dos estudos de ARSH, esta fonte foi considerada para a etapa “caracterização do município de Linhares”.

Mapa de Vulnerabilidades Sociais: Linhares

Origem do documento: disponibilizado pela Fundação Renova

O documento traz uma descrição do município de Linhares, apresentando o perfil demográfico, o cadastro integrado com o índice de desenvolvimento das famílias, a análise de impacto do desastre e percepções pelos profissionais da proteção social do município, bem como informações da rede socioassistencial e aspectos relacionados a vulnerabilidade (acesso ao conhecimento, trabalho, disponibilidade de recursos, desenvolvimento infantil e condições habitacionais).

Relevância desses dados e informações para os estudos de ARSH

Documento válido do ponto de vista dos estudos de ARSH, esta fonte foi considerada para a etapa “caracterização do município de Linhares”.

Estudo do componente quilombola da comunidade remanescente de quilombo do degredo. Fundação Renova, Ano: 2018. Herkenhoff & Prates tecnologia e desenvolvimento

O documento possui um tópico sobre “sociabilidade” que apresenta Degredo como um território quilombola e também aspectos relacionados ao trabalho, sendo a pesca a principal atividade e também sobre o impacto no estilo de vida da comunidade.

Após o rompimento da barragem de Fundão, a pesca marítima foi proibida impactando diretamente na renda e também na relação entre as pessoas, pois era comum a integração nas atividades pesqueiras.

Os impactos que incidiram sobre a comunidade foram analisados e organizados por este estudo, que serviu de base para a descrição e análise dos aspectos fisiográficos, bióticos, socioculturais e econômicos da comunidade. Em seguida, foram destacados nove impactos que afetaram negativamente as diferentes dimensões da tradicionalidade do Degredo, relacionadas às dimensões de sociabilidade, territorialidade, produtividade e culturalidade da comunidade quilombola, conforme listados abaixo.

1. Comprometimento das condições de geração de renda e subsistência dos comunitários
2. Comprometimento das práticas tradicionais relacionadas à cadeia produtiva da pesca:
3. Comprometimento da transmissão intergeracional dos conhecimentos de pesca
4. Comprometimento das atividades de navegação típicas da comunidade
5. Comprometimento dos vínculos da comunidade com o território
6. Fragilização dos hábitos domésticos e das relações sociais mantidas pela comunidade
7. Indícios de comprometimento das condições de saúde física e mental da população
8. Comprometimento da prática e reprodução dos bens culturais da comunidade
9. Comprometimento dos vínculos comunitários e geração de expectativa em função do processo de reparação e compensação dos impactos

Relevância desses dados e informações para os estudos de ARSH

Documento válido do ponto de vista dos estudos de ARSH.

Qualidade da Água e do Sedimento na Zona Costeira Próxima à Foz do Rio Doce e na APA Costa das Algas - Atualização de Maio/2017, Relatório técnico. (GOLDER, 2017a).

Esse Relatório apresenta uma atualização dos resultados em fevereiro de 2017 (Golder, 2017), contemplando, além dos dados de qualidade da água e sedimentos já abordados num relatório anterior, aqueles disponibilizados pela Fundação Renova para o período entre dezembro de 2016 e fevereiro de 2017.

Vale ressaltar que para a coleta das amostras de água, foram utilizadas diferentes profundidades. No período de 26 a 27 de fevereiro de 2016 as amostras foram coletadas em 2 profundidades distintas, depois passaram a adotar 4 profundidades diferentes para coleta de água, metodologia que se estendeu até o fim do Relatório. Quanto à amostragem de sedimentos, desde 17 de novembro de 2015, a Samarco coletou amostras de sedimentos num ponto (Seção IV) próximo à foz do rio Doce, e, desde 27 de fevereiro de 2016, iniciou as coletas semanais de sedimento nos mesmos pontos de amostragem de água.

O documento assinala que a dispersão da pluma CDs (“contínua densa”), possivelmente forte fator para a deposição dos rejeitos provenientes do rompimento da barragem da Samarco de Fundão, se desloca preferencialmente para sul, em função dos ventos prevalecentes de nordeste. Ao seguir para o sul, a pluma se afasta da costa. Nos períodos de atuação dos ventos de quadrante sul, a pluma se desloca para norte e permanece mais próxima à costa. A intensidade dos ventos não parece ter uma relevância tão grande para o deslocamento da pluma quanto a direção.

O Relatório assinala que a pluma CDg (contínua degradê) é mais confinada à costa, não apresentando grande alcance em direção ao oceano aberto. Apesar disso, sua extensão ao longo da costa é comumente muito maior que a pluma CDs. Em função das características da pluma CDg, há maior incerteza quanto ao teor de rejeitos do que para a pluma CDs.

Neste Relatório Técnico, que assinala o histórico da evolução das plumas de turbidez no meio marinho, destaca-se as adaptações das metodologias de avaliação utilizadas em três fases: de 25/11/2015 a 07/03/2016, entre 09/03/2016 e 29/07/2016, e a partir do dia 02/08/2016 até o período final de abrangência do Relatório.

O importante, como registro e de relevância para os estudos de ARSH, é a parte das conclusões onde se constata a “maior influência da pluma num raio de 15 Km a partir da Foz”. Isto indica a área a ser avaliada como maior influência das águas marinhas/estuarinas sobre os sedimentos gerados e possibilidade de mobilização dos contaminantes para os meios bióticos e possíveis formação de rotas de exposição humana.

Relevância desses estudos para ARSH

Em função das contribuições dessas plumas na formação dos sedimentos na zona costeira, as características de composição das plumas quanto aos rejeitos e suas mobilidades são de relevância para se avaliar a possibilidade de mobilização dos contaminantes para os meios bióticos e possíveis formação de rotas de exposição humana, principalmente nos pontos mais próximos à costa. Essas informações são relevantes para estudos específicos futuros de ARSH.

No entanto, levando em consideração a área de abrangência deste Estudo de ARSH sob a estratégia de realização do estudo de pior cenário, limitando a avaliação de dados ambientais na área entre a localidade de Bento Rodrigues, em Mariana/MG, até a zona estuarina do Rio Doce em Regência, localidade de Linhares/ES, esses dados não serão considerados, ou somente parcialmente, no presente Estudo.

Rompimento da barragem de rejeitos de fundão: Programa de Caracterização Geoquímica de Rejeitos, Solos e Sedimentos. Outubro, 2017-Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda. (GOLDER, 2017b)

Este relatório consiste em uma revisão do conteúdo da Seção 4 (Avaliação dos Resultados de Investigação Geoquímica e Aspectos Biogeoquímicos) do relatório RT-023_159-515-2282_00-J (Avaliação dos Impactos do Meio Físico Resultantes do Rompimento da Barragem de Fundão), emitido em julho de 2016.

Foram coletadas 311 amostras para testes geoquímicos com o intuito de servir como subsídio para a tomada de decisões relativas ao manejo dos rejeitos liberados. A coleta de amostras ocorreu durante as investigações de campo, entre 23 de janeiro e 12 de abril de 2016. Adicionalmente, duas amostras de solo não afetado foram coletadas no Espírito Santo entre 11 e 12 de abril de 2017, em função de uma solicitação do Instituto Estadual do Meio Ambiente do Espírito Santo (IEMA-ES).

Foram amostrados rejeitos (4 amostras compostas), detritos coletados nas pilhas erguidas em Barra Longa (2 amostras), solo de áreas não afetadas (35 amostras), sedimento de áreas não afetadas (18 amostras) e sedimentos e solos de áreas afetadas (252 amostras). Os pontos de coleta de amostras incluíram a Barragem de Rejeitos de Germano (para representar o material fonte, uma vez que questões de segurança impediam a coleta de amostras na Barragem de Rejeitos de Fundão) e as áreas afetadas a jusante da barragem de Fundão. A deposição de rejeitos se estendeu desde a barragem de Fundão até o litoral do ES. Listados em ordem de localização a partir da barragem de Fundão, os principais pontos de amostragem compreenderam o reservatório de Santarém, Córrego Santarém, Rio Gualaxo do Norte, Rio do Carmo e Rio Doce, Reservatório de Candonga (usina hidroelétrica Risoleta Neves), Reservatório de Baguari e a foz do Rio Doce no Oceânico Atlântico. Além disto, foram coletadas amostras de vários tributários.

O programa de testes geoquímicos foi executado em duas fases. Os objetivos das análises realizadas na Fase I do Programa de Caracterização Geoquímica foram: 1) caracterizar os rejeitos-fonte; 2) determinar a composição química das misturas de solo e sedimentos depositadas nas redes de drenagem a jusante da barragem de Fundão; e 3) avaliar os rejeitos, solos e sedimentos com relação as normas regulatórias aplicáveis a solos e sedimentos. O programa de análises da Fase I incluiu a análise de todas as amostras quanto a composição

química, distribuição granulométrica, e contagem ácido-base, para determinar as características químicas e físicas dos materiais coletados.

O programa analítico desenvolvido na Fase II visou determinar a estabilidade química (isto é, o potencial de mobilização de metais a partir da fase sólida para a fase aquosa) dos rejeitos, dos solos e sedimentos afetados. Os resultados do programa Fase II foram utilizados para avaliar o potencial de mobilização de metais que resultassem em excedentes quanto aos padrões brasileiros de qualidade de água aplicáveis, no curto prazo (meses a anos) e no longo prazo (anos a décadas). Foram realizados testes geoquímicos em um subconjunto de 50 amostras, selecionadas com base nas características composicionais e espaciais, verificadas a partir dos resultados das análises da Fase I. O programa de análise compreendeu vários testes de lixiviação de curto prazo, incluindo testes relevantes em termos regulatórios (ABNT NBR 10.005/2004).

Lixiviação e ABNT NBR 10.006/2004 – (Solubilização), testes para avaliar o potencial de mobilização de metais na água do rio e água do mar (elutriação), e testes para avaliar o potencial de mobilização de metais sob diferentes condições de pH (pH dependente). Análises mineralógicas foram executadas para identificar os hospedeiros mineralógicos de metais em cada amostra, sendo os resultados de teste de extração sequencial usados para confirmar a associação de metais com frações mineralógicas definidas operacionalmente, e o potencial de mobilização de metais a partir destas frações. Por fim, foram realizados testes cinéticos (teste de coluna e teste de célula úmida) como parte do programa Fase II visando determinar o potencial de mobilização de metais no longo prazo, sob condições inundadas e atmosféricas, respectivamente.

O Programa de Caracterização Geoquímica consistiu dos seguintes componentes:

- Investigação de Campo: amostras representativas da ampla gama de materiais e ambientes deposicionais resultantes da liberação dos rejeitos devido ao rompimento da barragem de Fundão foram coletadas para análise geoquímica;
- Investigação Laboratorial: as seguintes análises geoquímicas para determinar a composição química e a reatividade foram realizadas - composição química, distribuição granulométrica, contagem ácido-base (ABA), testes de lixiviação de curto e longo prazo e análise mineralógica. Foi realizada uma investigação laboratorial escalonada em que os resultados da Fase I foram considerados para a seleção de amostras para ensaios adicionais realizados na Fase II;

- Relatório: Os resultados foram comparados aos critérios regulatórios (diretrizes nacionais e/ou estaduais para solo, sedimento, classificação de resíduos e qualidade da água, conforme aplicável), dados históricos (dados históricos de solo, sedimento e qualidade da água, quando disponíveis), diretrizes internacionais (predição de potencial de drenagem ácida de rocha -ARD) e dados de monitoramento atuais fornecidos pela Fundação Renova. Os resultados dos testes de lixiviação foram usados para avaliar a estabilidade química de curto e longo prazo dos rejeitos, solos e sedimentos, bem como a mobilidade de constituintes liberados por estes materiais. Os resultados de extração sequencial e mineralogia foram usados para confirmar as fontes potenciais de metais-traço e avaliar em mais detalhes a mobilidade dos elementos constituintes.
- Valores de referência
- Os valores de referência utilizados nesse Documento foram os seguintes:

Solo

- Deliberação Normativa COPAM nº 166/2011 (COPAM 2011): este regulamento estadual se aplica a solos no estado de Minas Gerais, estabelece valores de referência de qualidade (VRQ) específicos para Minas Gerais (29 de junho de 2011);
- Deliberação Normativa COPAM/CERH nº 02/2010 (COPAM/CERH 2010): este regulamento estadual institui o Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas, o qual estabelece as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gestão ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas (08 de setembro de 2010);
- Resolução CONAMA nº 420/2009 (CONAMA 2009): este regulamento federal define critérios para qualidade do solo e estabelece diretrizes para a gestão ambiental de áreas contaminadas por substâncias resultantes de atividades antropogênicas (28 de dezembro de 2009);
 - O regulamento federal sobre solos (Res. CONAMA 420/2009) define dois tipos de valores orientadores: "Valor de Prevenção" e "Valor de Investigação". Os "Valores de Prevenção" são inferiores aos "Valores de Investigação". Os "Valores de Investigação" são definidos para três tipos de uso do solo: agrícola, residencial e industrial. Para todos os parâmetros, observa-se a seguinte tendência nos valores: agrícola < residencial < industrial. A única diferença entre a norma federal (isto é, Res. CONAMA 420/2009) e a norma do estado

de Minas Gerais (isto é, D.N. COPAM/CERH 02/2010) é que esta última não estabelece valores para vanádio (V).

- O regulamento estadual sobre solos (D.N. COPAM nº 166/2011) estabelece valores de referência de qualidade (VRQ) para o solo em Minas Gerais. Além disso, os resultados de composição química das amostras de solo foram comparados com os valores de referência estabelecidos especificamente para o Quadrilátero Ferrífero pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM 2015). Esta comparação não tem significância regulatória, mas representa uma referência relevante para comparação dos resultados das amostras de solo; e
- A Res. CONAMA 420/2009 especifica que as concentrações de metais (com exceção do mercúrio) sejam determinadas por meio do Método 3050B da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) ou Método 3051A USEPA. As concentrações de metais devem ser determinadas na fração abaixo de 2 milímetros (mm).

Sedimento

Os resultados de composição química das amostras de sedimentos da Fase I foram comparados com os padrões estabelecidos para sedimentos na Resolução CONAMA 454/2012.

A Resolução CONAMA nº 454/2012 estabelece diretrizes gerais e procedimentos de referência para a gestão de material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional (11 de novembro de 2012). Não existem regulamentos específicos relativos à qualidade de sedimentos no Brasil. No entanto, a Res. CONAMA 454/2012 apresenta limites aplicáveis a sedimentos dragados em água doce e água marinha. De um modo geral, estes limites foram estabelecidos a partir de diretrizes internacionais sobre qualidade de sedimentos. Esta Resolução inclui duas classes de sedimento:

- Classe 1: se os sedimentos dragados forem dispostos em cursos d'água, então os resultados devem ser comparados com os níveis aplicáveis (isto é, Nível 1 e Nível 2) indicados na Res. CONAMA 454/2012; e
- Classe 2: se os sedimentos dragados forem dispostos em terra, então os resultados devem ser comparados com o regulamento de solos Resolução CONAMA 420/2009.

Os níveis 1 e 2 são descritos como se segue:

Nível 1: limiar abaixo do qual há menor probabilidade de efeitos adversos à biota;

Nível 2: limiar acima do qual há maior probabilidade de efeitos adversos à biota.

A Res. CONAMA 454/2012 especifica que as concentrações de metais (com exceção do mercúrio) sejam determinadas por meio do Método 3050B ou Método 3051A da USEPA (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos). As concentrações de metais devem ser determinadas na fração abaixo de 2 mm.

Água

Os resultados de teste de lixiviação (isto é, elutriação usando água do rio e do mar, teste de pH dependente, teste de coluna e de célula úmida) obtidos na Fase II foram comparados com os critérios brasileiros de qualidade da água dispostos em dois documentos:

- Deliberação Normativa Conjunta COPAM CERH/MG nº 01/2008 (COPAM/CERH 2008): este regulamento estadual estabelece regras sobre a classificação de corpos d'água, fornece diretrizes para as várias classes, e estabelece condições e padrões para lançamento de efluentes no Estado de Minas Gerais (05 de maio de 2008); e
- Resolução CONAMA nº 357/2005 (CONAMA 2005): este regulamento federal dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (17 de março de 2005).

Os regulamentos relativos às águas superficiais estabelecem classes para as águas de acordo com os possíveis usos. Os resultados de testes de lixiviação foram comparados com limites aplicáveis para água doce "Classe 2" ou água salinas "Classe 1". A única diferença entre a Res. CONAMA 357/2005 e a DN COPAM CERH 01/2008 é que a última estabelece limite para mais um parâmetro (i.e., sólidos suspensos). Os limites definidos nessas normas são para metais totais, exceto para alumínio (Al), cobre (Cu), e ferro (Fe), para os quais se aplicam limites de metais dissolvidos. A comparação dos resultados de metais dissolvidos com limites para parâmetros totais constitui uma abordagem conservadora, de acordo com a qual o excesso de concentrações dissolvidas implica também em excesso das concentrações totais.

A comparação dos resultados de teste de lixiviação com os critérios de qualidade da água é de natureza qualitativa, uma vez que os resultados do teste de lixiviação não visam uma comparação direta aos critérios regulatórios. Portanto, esta comparação não tem significância regulatória, objetivando apenas identificar os parâmetros de potencial interesse ambiental.

Observações gerais

Segundo esse Documento, os resultados da avaliação estatística confirmaram que o conjunto de dados representa a gama de composições dos solos e sedimentos afetados.

Portanto, segundo os redatores desse Documento, o conjunto de dados geoquímicos é apropriado para subsidiar o processo de tomada de decisão quanto às medidas de remediação.

As amostras de rejeito coletadas na Barragem de Rejeitos de Germano consistiam, principalmente, do silicato mineral quartzo, com menores quantidades dos (hidr)óxidos de ferro hematita e goethita. Os rejeitos não continham minerais sulfetados e, por conseguinte, foram classificados como não geradores de ácido.

Os principais elementos detectados nas amostras de rejeito foram sílica e óxido de ferro. No conjunto de dados geoquímicos, os rejeitos apresentaram as menores concentrações para muitos metais-traço (arsênio, bário, cobalto, cobre, chumbo, níquel, prata, vanádio e zinco). Os resultados da análise de fase sólida não excederam os padrões de prevenção ou de investigação estabelecidos na Resolução CONAMA 420/2009.

Além disto, a composição de fase sólida das amostras de rejeito estava dentro dos Valores de Referência de Qualidade de solo de Minas Gerais, e das concentrações de referência determinadas para o Quadrilátero Ferrífero. Das quatro amostras de rejeito submetidas a testes de classificação de resíduos (ABNT NBR 10.004/2004), duas foram classificadas como não inertes devido às elevadas concentrações de ferro obtidas nos testes de solubilização (ABNT NBR 10.006/2004). Além disto, o ferro lixiviado apresentou concentrações acima do limite estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005 (Classe II) para água doce em testes de lixiviação usando água do rio (elutriação); o alumínio e o fósforo também ocorreram em concentrações elevadas em uma amostra de lixiviado.

Os resultados do teste de extração sequencial confirmaram que os principais hospedeiros mineralógicos de ferro nos rejeitos são a hematita e a goethita. Estes minerais cristalinos de ferro são estáveis e sofrem intemperismo lento em condições não ácidas. Portanto, os rejeitos têm um baixo potencial de mobilização de metais, inclusive ferro, nas condições de pH circum-neutrais existentes nos rios a jusante da barragem do Fundão (como discutido abaixo).

A composição mineralógica das amostras de solo não afetado era mais complexa do que a das amostras de rejeitos. A maioria das amostras de solo não afetado era constituída de solos ferruginosos típicos de terrenos de formação de ferro bandada (BIF) do Quadrilátero Ferrífero. Os minerais presentes nos solos incluíram quartzo, hematita, goethita e gibbsita. A presença de gibbsita (10% a 12%) é a principal diferença mineralógica em relação aos rejeitos de Germano. Os solos não afetados também foram classificados como não geradores de ácido,

uma vez que não foram identificados minerais sulfetados nas amostras submetidas aos testes mineralógicos e de contagem ácido-base.

Diferentemente das amostras de rejeitos, os solos não afetados continham elevadas concentrações de vários metais referentes aos valores de prevenção (arsênio, bário, antimônio, cromo, cobalto, níquel e cobre) e valores de investigação para agricultura (arsênio, cobalto, bário e cromo) estabelecidos na Resolução CONAMA 420/2009. Além disto, vários metais foram detectados em concentração elevada em relação aos Valores de Referência de Qualidade de solo Minas Gerais (antimônio, arsênio, bário, chumbo, cobalto, cobre, cromo, níquel, vanádio e zinco), e às concentrações de referência para o Quadrilátero Ferrífero (chumbo, cobalto, bário, vanádio, arsênio, cobre, zinco, cromo e níquel). Assim, segundo os dados desse Estudo, as amostras de solo não afetado apresentaram as maiores concentrações de vários parâmetros no conjunto de dados geoquímicos, incluindo cobalto, cobre, cromo, chumbo, manganês, níquel, titânio, vanádio e zinco.

Todas as seis amostras de solo não afetado submetidas aos testes de classificação de resíduos foram classificadas como não inertes por excederem os limites de solubilização para manganês. Uma amostra excedeu os limites para alumínio e ferro. Amostras de solos não afetados lixiviam alumínio, ferro e manganês sob todas as condições de teste de lixiviação de curto prazo. Entretanto, os resultados do teste de extração sequencial confirmaram que alumínio e ferro estão significativamente contidos na fração mineral insolúvel (isto é, minerais cristalinos de alumínio e ferro, detectados por análise mineralógica).

Em contraste com as amostras de rejeitos, até 10% do ferro extraível em amostras de solo não afetado encontravam-se associados à fração Fe/Mn redutível, que são Fe-Mn amorfos (hidróxidos). O manganês também ocorre na fração de óxido Fe/Mn redutível. Estes minerais amorfos representam um reservatório mineralógico que efetivamente retém metais-traço, e restringe sua liberação no ambiente aquoso, não obstante eles sejam tipicamente mais solúveis do que seus equivalentes cristalinos.

Da mesma forma que ocorre com o solo não afetado, as amostras de sedimentos não afetados consistem de quartzo e minerais de ferro, incluindo hematita, goethita e magnetita. Não havia presença de minerais sulfetados e, por conseguinte, as amostras de sedimentos não afetados também foram classificadas como não geradoras de ácido. Amostras de sedimentos não afetados coletadas em ambientes de água doce, isto é, das calhas dos rios e reservatórios, excederam os critérios de sedimento estabelecidos na Resolução CONAMA 454/2012 para

arsênio, cromo e níquel, enquanto as amostras de sedimentos coletadas no oceano excederam os critérios para arsênio e níquel.

Amostras de sedimentos não afetados também foram classificadas como materiais não inertes, em função das elevadas concentrações de manganês, ferro e alumínio detectadas nos lixiviados dos testes de solubilização. As amostras de sedimentos não afetados demonstraram um potencial para a lixiviação de alumínio, bário, manganês, ferro e níquel. Os resultados do teste de extração sequencial sugerem que alumínio e ferro estão associados a minerais de ferro e alumínio cristalinos insolúveis, enquanto bário, manganês e níquel estão associados à fração Fe/Mn redutível. Entretanto, como mencionado anteriormente, a solubilidade destas fases minerais é baixa nas condições encontradas na água do rio e, portanto, o potencial para sua mobilização é também considerado como baixo.

De modo similar ao que ocorre com sedimentos e solos não afetados, os materiais afetados excederam os padrões para solo e sedimento para vários metais (isto é, chumbo, cobalto, bário, vanádio, arsênio, cobre, zinco, cromo e níquel). As concentrações de metais-traço são similares às concentrações de amostras de sedimentos e solos não afetados.

Esse Estudo constata que a composição química de amostras coletadas nos distritos e reservatórios é geralmente menos variável do que a composição química de amostras coletadas nas planícies de inundação e nos canais fluviais. Também propõe como explicação para este achado a maior mistura dos rejeitos com os sedimentos e solos não afetados nas amostras de planícies de inundação e dos canais fluviais, quando comparadas com as amostras coletadas nos distritos e reservatórios. Estas amostras também foram classificadas como materiais não inertes, em função da presença de alumínio, ferro, manganês e fósforo nos lixiviados do teste de solubilização. As concentrações de alumínio, ferro, manganês estavam elevadas na maioria das condições representadas por testes de lixiviação de curto prazo. De forma semelhante aos sedimentos e solos não afetados, as amostras afetadas contêm alumínio e ferro em minerais cristalinos, com uma fração do ferro presente em (hidr) óxidos de Fe/Mn redutíveis.

Ao contrário do proposto pelos autores desse Estudo, a equipe de ARSH considera como possibilidade razoável que a lama de rejeito oriunda do rompimento da barragem da Samarco em Mariana possa ser constituída por componentes fracionários e granulométricos mais leves como os oxi-hidróxidos amorfos de ferro e manganês, mais finos e reconhecidos captadores de metais traços, inclusive os metais pesados tóxicos.

Com base nos resultados do programa de testes da Fase II, os autores desse Estudo, consideram que todos os materiais, incluindo os rejeitos e sedimentos e solos afetados, possuem, em geral, um baixo potencial de mobilização de metais. Para isto, se baseiam nos resultados tanto de inúmeros testes de lixiviação de curto prazo como cinéticos realizados em escala laboratorial, além de dados de monitoramento da qualidade da água dos rios. Segundo esse Estudo, os rejeitos apresentam alguns dos menores potenciais de mobilização de metais observados no estudo, enquanto os sedimentos e solos não afetados podem apresentar um potencial significativamente mais elevado de mobilização de metais. Na sua interpretação dos resultados, os autores desse Estudo consideram que o potencial de mobilização de metais dos sedimentos e solos afetados é regido pelos sedimentos e solos naturais presentes em quaisquer misturas de rejeitos/solo/sedimento.

Adiante, nesse Estudo, os autores confirmam que a baixa mobilidade dos metais é controlada pelos hospedeiros mineralógicos de metais-traço nas amostras. Com base nos seus resultados, afirmam que a maioria dos metais-traço foi sequestrada em minerais de (hidr) óxido de Fe e/ou Al cristalinos insolúveis (por exemplo, hematita, goethita e gibbsita). Adicionalmente, asseguram que a presença de ferrihidrita, fator de imobilização de metais-traço, foi confirmada através dos resultados dos testes.

Os autores desse Estudo reconhecem que a dissolução redutora de minerais contendo ferro poderia resultar na liberação de ferro ferroso ou divalente no ambiente aquático, liberando os metais-traço nele contidos. Mas ressaltam que os resultados do Programa de Caracterização Geoquímica confirmaram que, praticamente, todo o ferro nos rejeitos ocorre na forma de minerais cristalinos de ferro, com os (hidr) óxidos de Fe amorfos representando uma proporção desprezível.

Ressaltam que, em contraste, os sedimentos e solos não afetados contêm mais ferro na forma de minerais de Fe redutíveis, e representam um reservatório muito maior de ferro lábil, e de metais-traço associados. Reafirmam sua convicção na imobilidade dos metais tóxicos ao acrescentar que o pH da água do rio (entre aproximadamente 6,5 e 7,9, com um valor mediano de 7,3) limita a solubilidade de ferrihidrita, que é muito baixa em condições de pH circum-neutral, como confirmado pelos testes de lixiviação de curto prazo e cinéticos.

Concluindo, os autores desse Estudo afirmam que, devido ao baixo teor de ferrihidrita dos rejeitos e à estabilidade da ferrihidrita nas condições de pH do rio, é improvável que a presença de rejeitos no rio resulte em concentrações elevadas de ferro ferroso. Ressaltam que

os resultados do monitoramento das águas superficiais confirmam que as concentrações de ferro dissolvido no rio retornaram aos níveis anteriores ao rompimento, não representando um impacto devido aos rejeitos.

Quanto ao manganês, reconhecem ser um metal que ocorre em associação com minerais de Mn redutíveis sensível à oxirredução e que poderia afetar negativamente os organismos aquáticos. Aqui, os autores esqueceram de citar o fato que, como o ferro, sua dissolução liberaria os metais pesados nele contido. Mas salientam que, como no caso do ferro, as concentrações de manganês retornaram aos níveis anteriores ao rompimento. Finalmente, os autores concluem que, com base em todos os dados alcançados nos seus Estudos, a mobilização de ferro e manganês a partir dos rejeitos presentes no sistema fluvial não é considerada como uma preocupação do ponto de vista biogeoquímico.

A equipe de ARSH discorda dessas conclusões, primeiramente pela presença de concentrações traço de metais pesados na lama de rejeito que, como sabido, diferente do que pode ocorrer com contaminantes orgânicos, “não desaparecem” após sua emissão para os compartimentos ambientais.

Em segundo lugar, em função da dinâmica ambiental determinada pelos mecanismos de transporte, que podem se apresentar de forma diversificada nos diversos segmentos ao longo da bacia do Rio Doce e, em decorrência também de fenômenos naturais sazonais com capacidade de remobilização dos componentes da lama de rejeito, podem originar locais e momentos de enriquecimento e biodisponibilização de metais pesados.

Em terceiro lugar, a grande quantidade de material mais leve carregado pela lama de rejeito, com participação expressiva de óxi-hidróxidos de ferro e manganês que se depositaram nas áreas de várzeas e além das margens, se constituirá em fonte quase perene de emissão dos contaminantes metálicos tanto para os ambientes hídricos como para outros compartimentos ambientais.

Em quarto lugar, principalmente quando se pensa em termos de longo prazo, não se pode deixar sem consideração a participação da atividade microbiana nos solos e sedimentos contaminados. A desconsideração do fator representado pela atividade microbiana seria tanto mais incompreensível quando consideramos o amplo ambiente estuarino na região de Linhares/ES.

Além disso, o ambiente estuarino, possível local preponderante de deposição final dos componentes da lama de rejeito, principalmente de suas frações mais finas, inclusive a coloidal,

reconhecida absorvedora de contaminantes metálicos, apresenta variações momentâneas de situações oxi-redutoras quando ocorre as situações de revolvimento do seu fundo, circunstâncias constantes nas cheias e enxurradas.

Resultados específicos desse Estudo

Segundo relatado, quimicamente, os rejeitos arenosos são caracterizados por um teor de sílica (SiO₂) maior do que os rejeitos finos (isto é, aproximadamente 80% e 20% em peso para rejeitos arenosos e finos, respectivamente). O teor de ferro dos rejeitos finos (aproximadamente 50% em peso) é maior do que o teor de ferro dos rejeitos arenosos (aproximadamente 14% em peso).

Determinações em amostras nos rejeitos da Represa de Germano (considerados similares aos de Fundão) constataram que:

- Os rejeitos grossos/arenosos são caracterizados por concentrações mais elevadas de sílica e concentrações mais baixas de ferro, do que os rejeitos finos. É observada a segregação dos tipos de rejeitos arenosos e finos na Barragem de Rejeitos de Germano; e
- Os rejeitos finos têm um teor de ferro mais elevado do que os rejeitos grosseiros/arenosos. Os seguintes metais demonstram uma tendência geral de incremento na concentração em função do aumento do teor de ferro: As, Mn, molibdênio (Mo), Pb e Zn.

Observação da equipe de ARSH da Ambios

Possivelmente buscando tecer avaliações sobre o nexos causal do rompimento da barragem de Fundão da Samarco com os impactos sobre a qualidade de água e sedimentos das áreas afetadas, o Documento assinala estudos anteriores relacionados ao evento, publicados antes do rompimento da barragem de Fundão, com ênfase aos trabalhos que abordam as sub bacias dos rios Carmo e Gualaxo do Norte, onde se inserem diversas barragens de rejeitos da mineração ferro. Esses estudos afirmam que anomalias naturais dos elementos-traço no solo, águas e sedimentos foram antropicamente incrementadas pela atividade minerária na região, incluindo as sub bacias dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo. De um modo geral, contaminações de As, e metais como Hg, Pb, Cd, e Cu foram relacionadas à extração mineral secular e recente, incluindo a atividade dos garimpos de ouro. Anomalias de Fe, Mn, Na, e Ba, por outro lado, foram geralmente relacionadas à mineração do ferro e do manganês.

Na nossa avaliação, **essa possível contaminação por metais por atividades antrópicas passadas foi acentuada pelas emissões desses contaminantes pela lama de rejeito.**

Conforme já assinalado, desde um ponto de vista de avaliação de risco à saúde e numa perspectiva da dinâmica ambiental, a dispersão de contaminantes metálicos trazidos pela lama de rejeito, principalmente pelos componentes mais leves dessa lama, que se depositaram como sedimentos nas áreas de menor velocidade de fluxo das águas do rio Doce, ou se espalharam nas margens e áreas de várzeas das drenagens, representa reais situações de geração de rotas de exposição humana a esses contaminantes, tanto no passado, no presente como no futuro.

Dados de monitoramento do Rio Doce

Qualidade da água, qualidade do sedimento, e resultados dos testes de ecotoxicologia no rio Doce, referente aos dados reportados até 2016. Golder Associates Ltda. (GOLDER, 2016a).

Esse Documento apresenta um resumo dos dados de qualidade de água, qualidade de sedimentos e de ecotoxicologia coletados no rio Doce e em alguns tributários no período que vai de novembro de 2015 a janeiro de 2016. Também inclui um resumo da qualidade da água na zona costeira próximo à foz do rio Doce até dezembro de 2015.

O Documento aponta que a qualidade da água no rio Doce segue alterada no caso de alguns parâmetros específicos: turbidez, sólidos em suspensão totais, cor, fósforo total, ferro dissolvido e manganês total. E, indica que as elevadas concentrações observadas nestes parâmetros parecem estar relacionadas aos sólidos em suspensão. O Estudo assinala que o controle da liberação de sólidos em suspensão na área da barragem e de áreas perturbadas inicialmente com o rompimento da barragem é uma medida de mitigação fundamental que deverá levar a uma melhora na qualidade da água no rio Doce. Segundo esse Estudo, em relação ao monitoramento em execução, o desenvolvimento de testes alternativos para medição de metais dissolvidos seria útil para evitar a influência por sólidos em suspensão de pequena granulometria.

Relevância desse estudo para ARSH

Além do reconhecimento da influência fundamental do particulado mais fino nas concentrações dos metais dissolvidos, o Documento não apresenta maior relevância para os estudos de ARSH. Observa-se a ausência de caracterização mineralógica no material particulado fino, principal causador da alta turbidez assinalada, e suas consequência quanto ao transporte dos metais pesados e suas potencialidades de biodisponibilização desses contaminantes.

92

Avaliação dos resultados de qualidade de água e sedimento do Rio Doce – Atualização de julho de 1017 (RT-046_159-515-2282_00) (GOLDER, 2017c)

Trata-se de documento muito rico em informações, apresentando e avaliando os resultados de qualidade de água e sedimento obtidos durante o monitoramento realizado nos cursos de água afetados e não afetados pelo rompimento da Barragem de Fundão, no período de 6 de novembro de 2015 a 31 de março de 2017.

Os resultados incluem, além dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, os obtidos nos testes de ecotoxicidade. Nesse Relatório, incluiu-se também nas avaliações, os

principais afluentes do Rio Doce e as lagoas localizadas em Linhares (ES). No total foram estabelecidos 181 pontos de amostragem.

As áreas de amostragem foram agrupadas em quatro trechos de acordo com a distância dos pontos de monitoramento para a barragem de Fundão e com a localização das principais usinas hidrelétricas (UHEs) localizadas ao longo do rio Doce. Esse agrupamento é compatível com a abordagem estabelecida para o Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo da Água e dos Sedimentos do Rio Doce, deliberado pelo CIF em 4 de novembro de 2016. São eles:

- Segmento 1 (S1): trechos dos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce compreendidos entre a mina da Samarco e UHE Risoleta Neves (barragem de Condonga);
- Segmento 2 (S2): trecho do rio Doce compreendido entre a UHE Risoleta Neves e a UHE Baguari; e
- Segmento 3 (S3): trecho do rio Doce compreendido entre a UHE Baguari e a UHE Mascarenhas e a foz do rio Doce.

Dessa forma, segundo esse Relatório Técnico da Fundação Renova, foram compilados e avaliados os resultados obtidos em pontos de amostragem localizados no rio Gualaxo do Norte, no rio do Carmo e ao longo de toda a extensão do rio Doce, em seus principais afluentes e nas lagoas marginais de Linhares (ES). Os afluentes avaliados foram os seguintes: rio Gualaxo do Norte (à montante da área atingida pelos rejeitos), rio do Carmo (à montante da área atingida pelos rejeitos), rio Ipiranga, rio Guandu, rio Santa Maria do Doce, rio Santa Joana e rio Pancas.

As lagoas situadas no município de Linhares (ES) e incluídas na análise apresenta pelo Estudo consistem em: Lagoa Nova, Lagoa do Areal, Lagoa do Pandolfi e Lagoa do Monsarás, identificadas pelo IEMA como aquelas que foram atingidas pelos rejeitos durante a cheia do rio ocorrida em janeiro de 2016.

Com o objetivo de determinar a temporalidade da intensidade dos impactos ambientais decorrentes do rompimento da barragem, a Fundação Renova nesse Relatório dividiu o período de monitoramento avaliado em quatro períodos de forma a distinguir as principais causas de alteração da qualidade das águas e dos sedimentos:

- Período 1 (T1) de 06/11 a 31/12 2015 (55 dias) correspondendo ao pico de vazão decorrente da passagem da onda de rejeitos e, ao mesmo tempo, a fase inicial da estação chuvosa 2015/2016;

- Período 2(T2): de 01/01 a 31/03 2016 (90 dias), período que inclui o restante da estação chuvosa de 2015/2016;
- Período T3 (T3): de 01/04 a 30/09 de 2016 (182 dias), período que corresponde a estação seca de 2016; e
- Período 4 (T4): de 01/10 a 31/03 2017 (181 dias), período correspondente a estação chuvosa de 2016/2017.

Objetivando selecionar os “parâmetros de relevância”, desde o ponto de vista da avaliação ambiental, o Relatório usou como critério de relevância os parâmetros que apresentaram alterações atribuíveis ao rompimento da barragem de Fundão em T1 e/ou T2 e que persistiram ou voltaram a se alterar ao longo de T3 e/ou T4. Ressalta-se que, reconhecendo o papel do material de granulometria mais fina como forte concentrador dos contaminantes (metálicos) avaliados, o Relatório considerou também os teores de sedimentos finos (argila e silte).

Usando os critérios acima assinalados, o Relatório avalia como base nos resultados analíticos obtidos que durante o período T1 (6 de novembro de 2015 a 31 de dezembro de 2016), foram observados casos de não conformidade com os padrões aplicáveis para 38 parâmetros. Como regra geral há maior frequência de resultados de não-conformidade com os limites estabelecidos nas áreas mais à jusante na bacia do rio Doce (desde a mina até a área de amostragem de Governador Valadares), fato observado em diversos parâmetros, como cádmio, cromo total, chumbo total e níquel total. No entanto há parâmetros em que as não-conformidades são encontradas com elevada frequência ao longo de todo rio, alumínio dissolvido, ferro dissolvido, sólidos suspensos totais e turbidez. Para urânio total e mercúrio total, por exemplo, dentre os poucos resultados disponíveis, a maioria não foi quantificável, sendo o limite de quantificação do método empregado acima do padrão de qualidade aplicável. Isso também acontece para resultados de sulfeto (H_2S não dissociado) e cloreto residual total.

Segundo o referido documento, durante o período de T2 (01/01 a 31/03 de 2016) foram observados casos de não conformidade com os padrões aplicáveis para 33 parâmetros no total, sendo 11 parâmetros iguais ao período T1 e uma nova ocorrência, de mercúrio total. Parâmetros como arsênio total, chumbo total, vanádio total e zinco total apresentaram resultados em não conformidade principalmente na área mais à montante da bacia do rio Doce. Além disso, os parâmetros alumínio dissolvido, cor verdadeira, ferro dissolvido, coliformes

termotolerantes, SST e turbidez apresentaram elevadas frequências de resultados acima dos padrões em todas as áreas de amostragem consideradas.

Durante o período de T3 (de 01/04 a 30/09 de 2016) foram observados casos de inconformidade para 26 parâmetros. Apenas os parâmetros alumínio dissolvido e coliformes termotolerantes apresentaram resultados de não conformidade em todas as áreas amostragem analisadas. De forma geral, as frequências de não conformidade foram menores em T3 quando comparadas a T1 e T2, bem como parâmetros que haviam apresentado resultados não conforme anteriormente não tiveram ou tiveram poucos valores acima dos padrões, como, por exemplo, arsênio total, bário total, chumbo total, cromo total, mercúrio total e vanádio total. Tal redução da frequência de não conformidade para grande parte dos parâmetros durante o período seco sugere influência da redução dos níveis pluviométricos na bacia do rio Doce e das obras de contenção (construção de diques, por exemplo). Entretanto, as maiores frequências de não conformidade em T3 foram para alumínio dissolvido, cor verdadeira, ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, oxigênio dissolvido, SST e turbidez. Estes resultados sugerem influência do rompimento da barragem mesmo em T3.

Durante o período T4 (01/10/2016 a 31/03/2017), foram observados casos de não conformidade com os padrões aplicáveis para 21 parâmetros, dentre os quais, cinco apresentaram resultados em não conformidade em todas as áreas de amostragem analisadas, são eles alumínio dissolvido, cádmio total, ferro dissolvido, manganês total e coliformes termotolerantes. Chama a atenção a presença de cádmio total nesta lista uma vez que este parâmetro surge pela primeira vez como não conforme somente em T4. Além disso houve aumento nos percentuais de não conformidade se comparados a T1. Outros fatores com elevadas frequências de não conformidade em T4 são cor verdadeira, fósforo total, SST e turbidez. Menores frequências de não conformidade foram observadas para chumbo total, arsênio total, cobre dissolvido, oxigênio dissolvido, SDT, sulfetos (H₂S não dissociado) e zinco total. De maneira geral as não conformidades no alto da bacia do rio Doce foram mais frequentes, sobretudo para SST, manganês total e turbidez.

Segundo as conclusões do estudo, “O rompimento da barragem de Fundão influenciou a qualidade da água no rio Doce, particularmente no período imediatamente após o rompimento (i.e., em T1 e T2).

Nas suas “Considerações Finais”, o Relatório assinala que o rompimento da Barragem de Fundão pode ter afetado as concentrações de até 59 dos 112 parâmetros de qualidade de

água e até 16 dos 39 parâmetros de sedimentos do rio Doce avaliados. Esses parâmetros apresentaram elevação das concentrações coincidente com a chegada da onda de rejeitos liberada pelo rompimento da barragem e, em grande parte, excederam níveis pré-evento e regulatório.

Dentre os parâmetros de qualidade da água que apresentaram evidências de alteração, 30 foram definidos como de relevância por terem apresentado alterações mais persistentes e/ou recorrentes, com destaque para alumínio dissolvido, arsênio total, cor verdadeira, cromo total, DQO, ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, sólidos suspensos totais, turbidez e zinco total.

Dentre os parâmetros de qualidade de sedimentos que apresentaram evidências de alteração, 12 foram definidos como de relevância por terem apresentado as alterações mais persistentes e/ou recorrentes, com destaque para arsênio total, cromo total, ferro total e manganês total.

Perguntas que o documento se propõe a responder.

A seguir, as perguntas com as respectivas respostas e ponderações levantadas no documento:

Pergunta P1: o rompimento da barragem afetou a qualidade de água e sedimentos de maneira mais intensa em áreas mais próximas à barragem de Fundão e no período imediatamente após a chegada da pluma de rejeitos ao mar? Esta pergunta inclui, adicionalmente, a comparação da qualidade de água e sedimentos entre o período chuvoso de 2015-2016 e o de 2016-2017. A qualidade no período chuvoso de 2016-2017 melhorou em comparação com período chuvoso de 2015-2016?

Segundo o Relatório, o rompimento da barragem afetou a qualidade de água de maneira mais intensa em áreas mais próximas à barragem de Fundão e no período imediatamente após a chegada da pluma de rejeitos no mar, respondendo positivamente à Pergunta 1. Na estação chuvosa de 2016-2017 as alterações tenderam a ser menos acentuadas do que em 2015-2016, com excedências menos frequentes aos níveis regulatórios e pré-evento.

Para a qualidade de sedimentos, os resultados não corroboram o padrão de variação espaço-temporal apontado na pergunta P1. Embora o rompimento da barragem tenha resultado em distúrbios nos sedimentos e na deposição de materiais ao longo do rio Doce,

alterações na qualidade de sedimentos não foram tão claras quanto as observadas para a qualidade de água.

Em termos espaciais, há uma tendência a maiores concentrações no curso intermediário do rio Doce, especialmente em Ipatinga e Governador Valadares.

Em termos temporais, três padrões de variação foram verificados após a elevação inicial observada logo após a passagem da onda de rejeitos e o período chuvoso subsequente: (1) manutenção ou elevação dos níveis de concentração nos períodos seguintes; (2) Redução gradativa ao longo do tempo; e (3) redução durante a estação seca de 2016, seguida de nova elevação na estação chuvosa de 2016-2017, quando as concentrações tendem a ser mais baixas ou similares às observadas na estação chuvosa de 2015-2016.

Pergunta (P2): “a qualidade de água no rio Doce é dependente da vazão?”

Tomando como base a Turbidez como parâmetro indicador, a qualidade de água se mostrou dependente da vazão do rio Doce, apresentando tendência de piora em função do aumento da vazão. Em particular, a relação de dependência da qualidade de água na vazão do rio Doce tornou-se menos acentuada no período chuvoso de 2016-2017 em comparação ao período chuvoso de 2015-2016.

Pergunta 3 (P3): “a concentração de metais nos sedimentos é mais elevada em áreas onde a concentração de sedimentos finos é maior?”

Os parâmetros de qualidade de sedimentos apresentaram, de forma geral, correlação positiva com os teores de sedimentos finos (silte e argila), que tendem a se enquadrar nos mesmos padrões de variação temporal descritos acima.

Relevância dos dados e informações para os estudos de ARSH

Apesar da riqueza de dados e informações, em função dos diferentes procedimentos de amostragem entre a amostragem ambiental dos estudos de ARSH (água superficial em pontos de menor velocidade de fluxo das águas; e dos sedimento em pontos com as mesmas características, ou seja, onde ocorre preferencialmente o material particulado suspenso mais fino, com maior adsortividade dos contaminantes metálicos) e os empregados por estudos visando a dimensão do impacto ambiental, os dados e informações contidos nesses Relatórios poderão – à critério da equipe de ARSH – ser usados (ou não) de forma orientativa de tendências qualitativas, desde que ajudem a caracterizar rotas de exposição humana aos

contaminantes. A avaliação dessas informações pela equipe de ARSH ocorre sempre sob o conceito de pior cenário levando em consideração as maiores concentrações dos contaminantes encontrados em cada ponto de amostragem.

Com relação aos valores de referência utilizados, no caso dos sedimentos, a equipe de ARSH também utilizará os parâmetros inorgânicos listados na Resolução CONAMA 454/212, apesar de sua limitação de aplicação na avaliação de sedimentos a serem dragados de corpos de água. Por outro lado, em relação aos valores de referência das águas, a equipe de ARSH utilizará sempre o padrão de qualidade de água para consumo humano da Portaria de consolidação nº 05 de 2017 – Ministério da Saúde.

Por outro lado, mesmo levando em consideração que os estudos de ARSH não têm como objetivo a determinação do “nexo causal”, os resultados desse Estudo (RT-046_159-515-2282_00) assinalam claramente o aumento extraordinário nas concentrações de contaminantes metálicos nos compartimentos hídricos após a passagem e deposição no rio, nas margens e nas áreas de várzea da lama de rejeito provocada pelo rompimento da barragem da Samarco em Mariana.

Os resultados também demonstram que a afirmativa sobre a inércia na mobilização dos metais pesados contidos na lama de rejeito estava equivocada.

Por outro lado, o que não se assinala nesse Estudo e que a equipe de ARSH obrigatoriamente tem que considerar, principalmente quando avalia possíveis rotas de exposição humana futura aos contaminantes, são os seguintes fatores:

- Os metais pesados tóxicos contidos na lama de rejeito, diferente dos contaminantes orgânicos, “não somem” após sua emissão para o ambiente;

- Não se considerou nesse Estudo (RT-046_159-515-2282_00) a dinâmica ambiental determinada pelos mecanismos de transporte que podem se apresentar de forma diversificada nos diversos segmentos ao longo da bacia do Rio Doce e, em decorrência também de fenômenos naturais sazonais com capacidade de remobilização dos componentes da lama de rejeito, tanto no rio como nas áreas de deposição fora deste, podem originar locais e momentos de enriquecimento e biodisponibilização de metais pesados, originando potenciais rotas de exposição humana;

- Não se considerou nesse Estudo, principalmente se for levado em consideração o médio e longo prazo, fatores como a atividade microbiana, com ênfase na sua ocorrência, como exemplo, no ambiente estuarino; e

- Não se considerou a relevância de mudanças nas condições de oxirredução na liberação dos metais-traço (inclusive os metais pesados, tóxicos), passível de ocorrência em determinadas áreas de acúmulo de matéria orgânica, como em áreas de remanso ao longo da bacia do Rio Doce e, principalmente, na região estuarina quando da ocorrência de forte revolvimento do seu fundo durante cheias e enxurradas.

- Por último, sobre a participação de componentes mineralógicos amorfos, como os óxi-hidróxidos de ferro e manganês, reconhecidos acumuladores de metais traços com potencial de biodisponibilização desses contaminantes, deve-se contrapor aos resultados desse Estudo, os achados da UFES (2016) que assinalam:

Quando se observa a análise de difratometria de raio X, realizadas tanto nas amostras superficiais das estações RF, R1-15 e 20 quanto no MPS da coluna d'água dentro do rio e na foz (RF), mostram minerais de argila compatíveis com os da lama de rejeito. Das fases minerais encontradas, a greenalita, a gohetita e a hematita são muito provavelmente oriundos da região do desastre. A greenalita é uma serpentina com estrutura semelhante a da caulinita, com gênese intimamente associada a formações ferríferas. Goethita e hematita são óxidos e hidróxidos de ferro comuns em latossolos do Brasil e podem estar presentes em sedimentos fluviais, por ocasião de erosão provocada por chuvas e enxurradas. No entanto, valores de 26% a 40% registrados pela química dos sedimentos, não constituem concentrações normais destes minerais, implicando que em média, quase a metade da massa do material em suspensão provém delas.

99

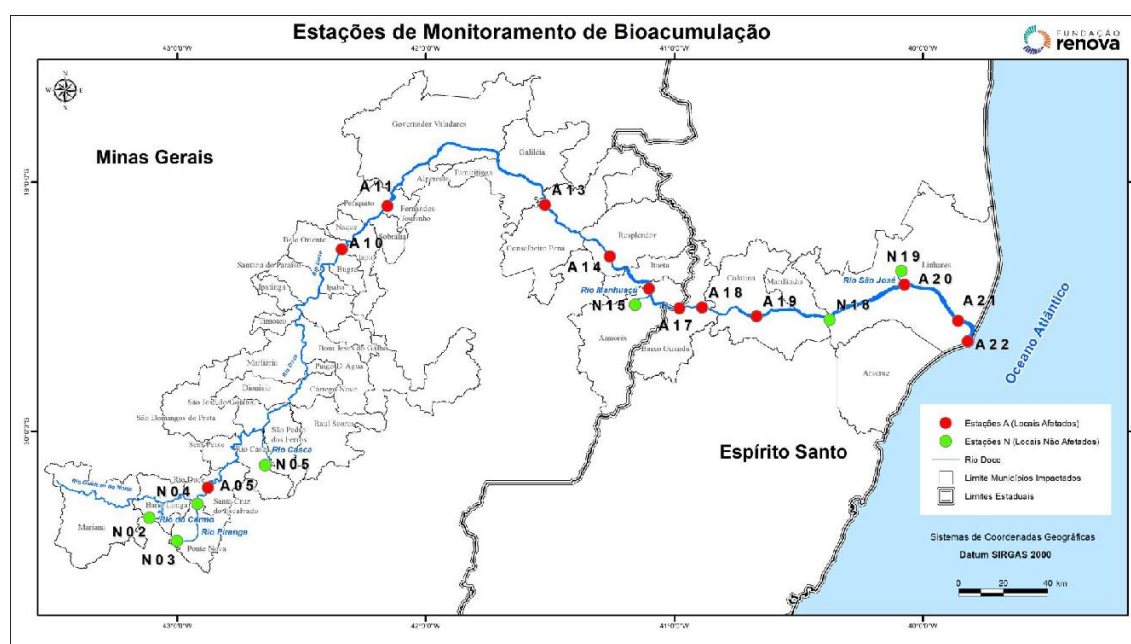
METAIS EM ORGANISMOS AQUÁTICOS

Quantificação de metais e arsênio nos organismos coletados durante o programa de monitoramento da ictiofauna do Rio Doce nos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo – relatório 1/revisão 1, Março/2018. (RENOVA, 2018).

O Relatório assinala a coleta de 96 peixes durante a 6ª e 7ª campanhas (outubro e novembro de 2017) do Programa de monitoramento da ictiofauna do rio Doce nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. As amostras coletadas foram analisadas para a determinação de arsênio (As), ferro (Fe), alumínio (Al), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb), cobre (Cu), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni), prata (Ag) e zinco (Zn) em tecido muscular dos peixes. As amostras foram obtidas tanto de peixes coletados em locais afetados pelo

rompimento da Barragem de Fundão (calha do rio Doce) quanto de peixes coletados em locais não-afetados (afluentes do rio Doce).

O mapa abaixo assinala os pontos de amostragem desse Estudo.



Fonte: Fundação Renova

100

Os elementos As, Cd, Pb, Ag e Cr se apresentavam, abaixo do Limite de Quantificação (LQP) do método aplicado, em todos os pontos, durante as campanhas amostradas. O Ni, o Hg e o Mn foram raros, enquanto o Fe, Al e Cu foram pouco frequentes nas amostras. Somente o Zn foi abundante ao se revelar presente em todas as amostras. Para Zn, Al, Mn e Cu, os maiores valores foram encontrados em amostras oriundas de estações classificadas como “não-afetadas”; para Hg, Ni e Fe, os maiores valores foram de amostras oriundas de estações “afetadas”.

Os 96 indivíduos amostrados pertencem a 26 espécies diferentes. O Relatório assinala a distribuição destas amostras por espécie ao longo das 19 estações de amostragem para as quais foram capturados exemplares em condições de análise (íntegros, de segura identificação taxonômica e de tamanho igual ou superior a 15 cm).

Nenhuma amostra ultrapassou os limites impostos pela Resolução RDC nº 42/2013 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) para os elementos As, Cd, Pb e Hg. Assim, o consumo deste pescado, em tese, não ofereceria risco à saúde humana.

Como maior destaque em relação à concentração de metal encontrada em amostras de peixes, esse Relatório destaca o zinco, encontrado em todas as 96 amostras das 19 estações de

amostragem. Os dois maiores valores de concentração de Zn foram encontrados em estações não-afetadas: a N19, com 8,99 mg/kg em um exemplar de *Oreochromis niloticus* (tilápia), o mesmo exemplar que apresentou o maior valor de Cu); e a estação N15, com 8,48 mg/kg em um exemplar de *Leporinus steindachneri* (piauí).

A estação afetada que apresentou maior valor para Zn foi A22, correspondente a um exemplar de *Genidens genidens* (bagre-caçari), com 7,14 mg/kg. Outro exemplar de *G. genidens* foi amostrado em A22 e apresentou concentração de Zn de 5,53 mg/kg.

Maiores valores dos elementos Hg, Ni e Fe foram encontrados em estações classificadas como afetadas. Apesar do encontro de Hg em estação afetada, a concentração quantificada encontra-se abaixo do limite máximo para consumo humano estipulado pela Resolução RDC ANVISA nº 42/2013.

Relevância dos dados e informações para os estudos de ARSH

A avaliação sobre a possibilidade de existência de uma rota de exposição pelo consumo de organismos comestíveis provenientes de ambientes aquáticos com evidências de contaminação por metais tóxicos é de grande importância nos estudos de ARSH.

Nesse Estudo realizado pela Fundação Renova na região de Linhares, pese a representação gráfica apresentada, os peixes foram amostrados praticamente no mesmo local de captura (pontos de captura A21 e A22), no curso do rio Doce, a aproximadamente 10 Km da sede do município de Linhares em sentido Regência.

Inicialmente, antes de maiores considerações sobre a recusa de validação dos dados desse Estudo da Fundação Renova pela equipe de ARSH da Ambios, devemos assinalar que o universo amostral concernente à região de Linhares é muito pequeno, de tão somente 9 espécies amostradas. Os próprios autores desse Estudo assinalam esta deficiência:

“Se mostra necessário a ampliação do número amostral de forma a possibilitar análises mais representativas em termos de abrangência geográfica, quantidade por espécie e quantidade por estação de amostragem, além de estender a avaliação de risco para analitos não legislados pela referida Resolução, para dirimir a questão da segurança de consumo do pescado oriundo do rio Doce.”

Existem, porém, outras inadequações nesses dados quanto aos critérios para sua inclusão nos estudos de ARSH que abordaremos mais adiante.

Avaliaremos, primeiramente, as características dos espécimes coletados na área de Linhares (pontos A21 e A22), assinalando também a quantidade de peixes de cada espécie coletada:

- Uma unidade de *Hoplias malabaricus* (popularmente conhecido como “traíra”), carnívoro, espécie bem adaptada a ambientes lênticos, dando preferência à águas paradas ou de pouca correnteza, podendo ser encontrado também em rios. Possui hábitos bentônicos, principalmente em águas rasas e próximas à vegetação submersa ou marginal. Apresenta grande resistência, podendo sobreviver em ambientes pouco oxigenados e suporta grandes períodos de jejum (MARTINS, 2009). Isto poderia explicar sua ocorrência num ambiente impactado como o do Rio Doce na região de Linhares.

- Uma unidade de *Caranx latus*, espécie da família dos carangídeos que habita da costa atlântica dos Estados Unidos até o estado brasileiro do Rio de Janeiro, portanto, de habitat natural marinho. Tais peixes chegam a medir até 80 cm de comprimento. No entanto, nesse Estudo não se registra o comprimento do espécime capturado. São conhecidos pelos nomes populares de araximbora, carapau, garacimbora, guaracema, guaraçuma, guaraiúba, guarajuba, guarambá, guaricema, xaréu-olhão e xerelete.

- Duas unidades de *Genidens genidens* (conhecido popularmente como “bagre curiaçu). A maioria destes peixes tem hábitos de vida noturnos, vivendo próximos ao fundo de águas escuras e pouco profundas. São, na sua maioria, predadores que se alimentam principalmente de outros peixes, artrópodes e vermes. Por seu hábito alimentar generalista e variável, talvez um fator determinante para que *G. genidens* seja uma espécie resistente mesmo em condições ambientais adversas. Estudo indica tamanho máximo de 27 cm (CUNHA, 1996).

- Uma unidade de *Larimus breviceps*, conhecido como “oveva”, atinge aproximadamente 30 cm de comprimento e tem como habitat usual fundos lamosos e lamosos-arenosos de águas costeiras de até 60 metros de profundidade. É geralmente definido como um comedor de camarões pelágicos (LOPES *et al.*, 2010).

- Uma unidade de *Micropogonias furnieri*, peixe ósseo da família *Sciaenidae*. Alimenta-se de outros peixes e de plâncton. Ocorre comumente em ambientes marinhos no sul do continente americano, sendo uma das espécies mais abundantes em águas de pouca profundidade. Chega a cerca de 70 cm de comprimento. Popularmente, a espécie também é chamada cascudo, corvina, corvina-crioula, corvina-de-linha, corvina-de-rede, corvina-marisqueira, corvineta, cupá, pescada-cururuca, curuca, cororoca, cururuca, guatucupá,

marisqueira, murucaia, tacupapirema, ticopá e ticupá. Apresenta hábito demersal obrigatório e comportamento eurialino, ocorrendo em fundos lamosos e/ou arenosos da zona litoral até 60 metros de profundidade (Magro *et al.*, 2000). Desova em áreas próximas a baías e estuários para onde os indivíduos jovens são recrutados (Vazzoler, 1991).

- Uma unidade de *Mugil cephalus*, espécie nerítico eurialino com distribuição natural nas águas costeiras das regiões tropicais e subtropicais de todos os oceanos, pertencente à família Mugilidae, conhecida pelos nomes comuns de curimã, tainha-olhalvo, tainhota, tapuji, urichoa e tamatarana. A espécie atinge 60cm de comprimento adulto. A espécie é muito comum em águas costeiras pouco profundas em áreas de forte insolação devido às suas características de adaptação a águas com temperatura elevada, salinidade variável e níveis elevados de enriquecimento em matéria orgânica. A espécie tem um ciclo de vida catádromo, ocorrendo frequentemente em ambientes estuarinos e de água doce.

- Uma Unidade de *Polydactylus virginicus*, conhecido como parati-barbudo, espécie encontrada em ambientes marinhos e estuarinos em intervalos de profundidade entre 0 e 55 metros. Atinge tamanho máximo de 33 cm, sendo mais comum até 20 cm. Encontrado em fundos arenosos e lamacentos de águas costeiras, estuários e manguezais. Alimentador noturno, tendo crustáceos, chaetognatas, material vegetal e poliquetas (MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1985).

- Uma unidade de *Pomadasys ramosus*, ocorre essencialmente em áreas de manguezal e lagoas estuarinas, em pouca profundidade. Raramente capturado no mar, mesmo ao largo de estuários, ao contrário de *P. ramosum*; igualmente raro em água doce. Item preferencial da dieta constituído por pequenos crustáceos (camarões). O maior exemplar conhecido mede 178,0 mm CP e foi coletado em Gargaú no Rio de Janeiro (BANDEIRA, 2002).

Observa-se que nos pontos de maior interesse para a etapa Linhares dos estudos de ARSH, os pontos de coleta A21 e A22, a coleta de peixes foi realizada de forma aleatória em todos os aspectos: espécie, idade, tamanho, hábito migratório e habitat natural, marinha, fluvial ou estuarina. Quanto ao tamanho dos peixes, assinalado no Estudo como “maior que 15 cm”, não estabelece dimensões reais de cada espécie coletada que sabemos, afora todos os demais critérios, estabelece a idade, tempo de exposição e a bioacumulação.

Em relação ao tamanho, “maior que 15 cm”, observe-se que algumas das espécies coletados, conforme acima relatado, não superam 30 cm no auge de sua vida. Outras têm como seu

habitat natural o ambiente marinho, sem uma origem bem definida nem sobre o tempo (e intensidade) de exposição aos rejeitos da lama levados para o oceano.

Afora isto, como se sabe, a enxurrada da lama de rejeito exterminou praticamente na sua totalidade toda a vida aquática no Rio Doce, desde o local do rompimento da barragem, em Mariana, até a foz do rio. A vida aquática se manteve somente nas drenagens afluentes não afetadas pelos refluxos da lama de rejeito. Assim, afora as considerações já assinaladas, é razoável considerar que os peixes agora encontrados no canal principal do Rio Doce provenham desses corpos hídricos, sem um tempo de exposição suficiente para assinalar uma contaminação aos contaminantes metálicos. Neste aspecto, deve-se salientar, a biodisponibilização dos contaminantes metálicos é um processo ambiente específico sem uma previsão precisa quanto seu amadurecimento.

Todas essas descon siderações nos critérios de amostragem desse Estudo resultam na impossibilidade de uma avaliação quanto aos possíveis impactos contaminantes da lama de rejeito. Afora isto, essa falta de critérios na amostragem impede uma determinação precisa sobre a contaminação dos peixes na área.

Quando se busca a determinação da contaminação ambiental dos peixes, sob a perspectiva da exposição humana aos contaminantes, além de levantamento de hábitos de dieta das populações locais e das características ambientais específicas da contaminação na área, devem ser observados os seguintes critérios na amostragem dos organismos aquáticos comestíveis:

- Representar as espécies de maior consumo pela população, observando também a sazonalidade do consumo;
- Representar espécies do topo da cadeia trófica, dos carnívoros, no caso dos peixes;
- Representar espécies adultas;
- Observar outros dados ictiológicos como dimensões e hábitos migratórios que indiquem períodos de exposição aos contaminantes, entre outros aspectos.

Esses critérios se baseiam em vários fatores:

Concentrações de metais em peixes podem ser resultado de múltiplas influências de uma série de fatores físico-químicos e ambientais. Todos estes fatores bióticos e abióticos interagem juntos de formas complexas, específicas para cada sistema aquático, resultando em concentrações dos metais altamente variáveis em peixes coletados através do espaço e do tempo e entre as espécies. Todas tentativas de integrar todos esses fatores em modelos

mecanicistas não produziram resultados satisfatórios (Tetra Tech, Inc., 1999), inibindo as possibilidades de real definição de rotas de exposição para estudos de ARSH.

Como exemplo, para uma dada espécie de cada ambiente, as concentrações de metais são geralmente correlacionadas - embora não necessariamente de maneira linear - com o tamanho dos peixes. Um aumento exponencial nas concentrações de metais, especialmente no caso do mercúrio, é frequentemente observado quando os peixes crescem em tamanho (Schetagne e Verdon, 1999). Para comparar níveis médios de concentração de metais de uma dada espécie de peixe são frequentemente utilizadas as concentrações médias em função do comprimento dos peixes em cada corpo de água considerado (Tremblay *et al.*, 1998).

Em outros casos, concentrações de metais em peixes de comprimento variável exibem uma importante variabilidade numa mesma região, e isso se aplica a todas as espécies de peixes. Muitos estudos tentaram vincular essas discrepâncias a fatores físico-químicos em função das características de cada ambiente aquático (p.ex., tamanho do lago, tamanho e natureza da bacia hidrográfica, relação da bacia a superfície do lago, pH, matéria orgânica total e carbono dissolvido, cor da água e concentração de taninos) (Scherbatskoy *et al.*, 1998; Scheuhammer e Graham, 1999; Lucotte *et al.*, 1999; Schetagne e Verdon, 1999; Snodgrass *et al.*, 2000; Garcia e Carignan, 2000; Greenfield *et al.*, 2001; Lacerda e Fitzgerald, 2001; Qian *et al.*, 2001; Sonesten, 2003a, b). Outros fatores ambientais também são considerados para explicar as concentrações de metais em peixes, como o localização e exposição a deposição atmosférica ou de efluentes (Downs *et al.*, li., 1998; Haines *et al.*, li., 1995; Qian *et al.*, li., 2001).

Estudos com as características necessárias para a determinação da contaminação da contaminação dos organismos aquáticos comestíveis sob os preceitos da ARSH são estudos de longo prazo, geralmente com duração de anos, a depender de sua abrangência e especificidade e, por essas razões, devem ser específicos para esta finalidade, não cabendo num estudo ambientalmente mais abrangente e muito menos quando realizado com a pressão de prazo e de respostas mais imediatas quando realizado sob a ótica de pior cenário, como o atual estudo de ARSH realizado pela equipe da Ambios.

Adicionalmente, em Linhares, como fator de maior complexidade específico para a área dos estudos de ARSH, na avaliação da contaminação por metais dos peixes de consumo humano, no tocante aos ambientes aquáticos, trata-se da confluência de 3 ecossistemas: fluvial, estuarino e marítimo de alta diversidade entre si.

Os resultados das concentrações máximas de estudos apresentando concentrações de metais em peixes de uma determinada área ou região poderão ser considerados nos estudos de ARSH, desde que o estudo seja disponível na sua íntegra e as bases metodológicas sejam consideradas adequadas e os critérios de amostragem estejam adequados aos utilizados na ARSH.

No entanto, até o momento, os estudos sobre a contaminação de peixes disponibilizados pela Fundação Renova para nossa equipe não são adequados para os estudos de ARSH.

Em função do acima assinalado, sob a perspectiva da estratégia de realização deste estudo de ARSH concernente à etapa Linhares, de pior cenário, serão amostrados – se existentes e adequados (representatividade regional e consumo humano local), organismos aquáticos cujas características de mobilidade e hábitos alimentares indiquem, de forma geral, a contaminação por metais pesados no presente, por acaso existente, e uma projeção de contaminação futura que permita a determinação de rotas de exposição humana aos contaminantes.

106

QUANTIFICAÇÃO DE METAIS E ARSÊNIO NOS ORGANISMOS COLETADOS DURANTE O PROGRAMA DE MONITORAMENTO DA ICTIOFAUNA DO RIO DOCE NOS ESTADOS DE MINAS GERAIS E ESPÍRITO SANTO – Relatório 2 agosto/2018

Apesar de ser datado de agosto de 2018, esse Relatório, em relação aos peixes capturados na região de Linhares são as mesmas espécies, quantidades e locais de captura como no relatório anterior datado de março de 2018, sobre o qual a equipe de ARSH já fez seus comentários e avaliação.

Avaliação de elementos químicos em peixes na área de influência do acidente com o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, Mariana, Mg. Trecho do Rio Doce – ES. Fevereiro 2016. (ACQUA, 2016).

Esse Documento assinala que a bioacumulação é influenciada por diversos fatores, sejam eles físicos, químicos e do próprio desenvolvimento e fisiologia dos organismos expostos.

Adicionalmente, afirma que a biodisponibilidade do elemento químico no meio é outro fato determinante para que a transferência para os organismos se processe. De forma geral, elementos traço podem expressar toxicidade de forma aguda (imediate) ou crônica (em longo prazo).

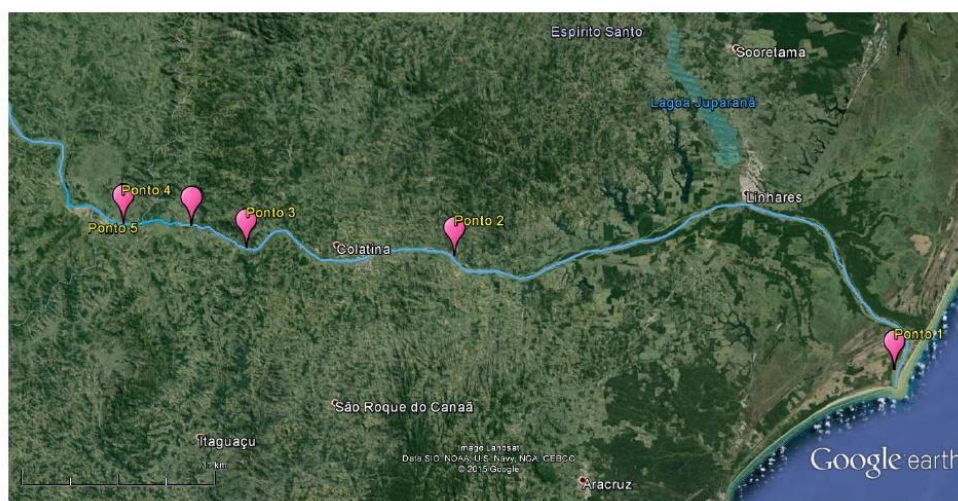
Tendo como base o exposto acima, o programa de avaliação da acumulação de elementos químicos em peixes após o acidente com o rompimento da barragem de rejeitos da Samarco, de Fundão, em Mariana-MG, abrange o trecho do rio Doce no Estado do Espírito Santo. Os exemplares foram obtidos na área diretamente afetada, incluindo os períodos pré e pós-passagem da pluma de sedimentos.

Foram avaliadas espécies diversas de diferentes hábitos alimentares (piscívoro, inertívoro, onívoro, detritívoro). Em relação à obtenção de amostras, foram separados filé, fígado e brânquias que mostram excelentes resultados como partes acumuladoras dos mais variados elementos químicos. Os elementos químicos investigados foram cádmio, zinco, chumbo, arsênio, cromo, ferro, níquel, alumínio, manganês, mercúrio e cobre.

Os resultados analíticos obtidos com base na matéria úmida em mg/kg foram avaliados utilizando os valores de referência para alimentos (ANVISA), quando disponíveis, ou para “outros alimentos” como forma de ter um direcionamento e não como limites restritivos para os elementos em questão.

Nesse Estudo, concentrações em partes não empregadas na alimentação humana, como fígado e brânquias, não possuem valores máximos determinados na legislação, sendo considerados somente como valores orientativos.

O mapa abaixo assinala os pontos de coleta distribuídos ao longo da área de avaliação.



Pontos de coleta distribuídos ao longo da área de avaliação

Relevância desse estudo para ARSH

A avaliação sobre a possibilidade de existência de uma rota de exposição pelo consumo de organismos comestíveis provenientes de ambientes aquáticos com evidências de contaminação por metais tóxicos é de grande importância nos estudos de ARSH.

Uma das características dos metais é a falta da biodegradabilidade. Quando inseridos no ambiente aquático, são redistribuídos em toda coluna de água, sendo depositados ou acumulados em sedimentos e consumidos pela biota (fitoplâncton, zooplâncton, comunidades bentônicas, peixes e demais vertebrados aquáticos) (MAKEDONSKI *ET AL.*, 2017; BOSCH *ET AL.*, 2016).

Esse Relatório apresenta algumas lacunas quando avaliado sob a perspectiva de ARSH (ver considerações sobre Estudo anterior).

Apesar de conhecido o fato de que as concentrações de metais pesados em peixes dependem de forma decisiva, além de seus hábitos alimentares (carnívoros, onívoros, etc), assinalados no Documento, informações sobre o peso, indicativo também da idade (e tempo de permanência e de exposição na área) não estão disponíveis e, portanto, **não permitem** uma avaliação dos resultados desse Relatório nem sua utilização como base para a definição de rotas de exposição por ingestão de pescados.

Especificamente em relação à etapa Linhares dos estudos de ARSH (ponto 1 da amostragem, em Regência), o documento assinala a captura como amostra de 11 peixes, todos da mesma espécie *Pimelodus maculatus* (Mandi-açu), sendo 3 antes e 8 após a passagem da lama de rejeito.

O Estudo é datado de fevereiro de 2016, ou seja, pouco mais de 2 meses após o rompimento da barragem provocando a enxurrada da lama de rejeito. Desta forma, os peixes “após” passagem da lama de rejeito –afora alguma presença nas vísceras por ingestão involuntária – não poderiam ser representativos de uma absorção metabólica e muito menos de indicativo de contaminação pelos metais de seus tecidos usualmente utilizados na alimentação humana.

Afora isto, a única espécie escolhida (ou que pode ser capturada no momento da amostragem), a espécie *Pimelodus maculatus* (Mandi-açu), é um peixe *omnívoro*, alimentando-se de larvas bentônicas de insetos, algas, moluscos, peixes e fragmentos de vegetais. O *Mandi habita remansos das margens dos rios*, locais com areia e cascalho no fundo. Ou seja,

não sendo *carnívoro*, não seria um indicador prioritário na caracterização da contaminação por metais.

Como ressalva quanto impactos futuros para a manutenção e existência dessa espécie na bacia do Rio Doce, deve-se ressaltar que a espécie prefere desovar em pequenos afluentes. Daí a importância de se manter seu habitat intacto.

Com as ressalvas assinaladas de não correspondência aos critérios que impedem sua utilização nos estudos de ARSH, observando-se os resultados desse Estudo, comparando os dados antes e após a passagem da lama de rejeito, observa-se o aumento nas concentrações máximas para os compostos: cádmio, arsênio, cromo, alumínio, ferro e zinco, **em até mais de 9 vezes.**

Monitoramento de Bioacumulação (Ictiofauna, Carcinofauna e Malacofauna) por Metais, na Região Marinha Adjacente a Foz do Rio Doce e sob Possível Influência da Lama de Rejeitos Oriunda do Rompimento da Barragem de Fundão. SAMARCO. Relatório Técnico - RT ECV 065/16. Revisão 00 - Abril/16

Segundo esse Documento, os peixes foram escolhidos pelo enorme potencial de consumo, sendo a atividade pesqueira uma das atividades econômicas de grande importância nas regiões monitoradas e também por estarem localizados no final da cadeia alimentar aquática. Em seguida, diante da dificuldade de obtenção de amostras, os peixes capturados foram selecionados a partir da disponibilidade no local, pois a captura em todos os momentos não foi realizada com facilidade devido a presença da pluma de rejeitos na região. Desta forma, os peixes podem apresentar diferentes níveis de concentração, representando uma fonte potencial de transferência de elementos traço, via os itens de pesca, para os seres humanos por meio da alimentação.

Justificando sua escolha amostral, o Documento assinala que os moluscos bivalves e crustáceos têm sido amplamente utilizados em estudos ambientais na qualificação e

quantificação de contaminantes em seus tecidos moles. Assim como para os peixes, estes invertebrados são consumidos pela população e possuem elevada capacidade de acumulação de elementos traço. Ambos foram considerados nesse monitoramento para permitir a avaliação da bioacumulação nos níveis tróficos inferiores da cadeia alimentar.

A ostra-de-mangue (*Crassostrea rhizophorae*) foi monitorada devido ao seu consumo tradicional pelas comunidades ribeirinhas, filtradora, e o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), onívoro, devido a sua importância econômica para a comunidade de pescadores da região, e ambos, assim como os peixes, pela possibilidade de refletirem desequilíbrios originados pelo alcance da pluma de rejeitos nas regiões marinhas e estuarinas de interesse.

Esse Estudo assinala que, além dos levantamentos em águas costeiras de profundidade inferior a 25 metros, foram realizados os levantamentos para a coleta de peixes e camarões em áreas da localidade de Regência, tanto para a região costeira como para o interior da foz do Rio Doce. O levantamento foi realizado semanalmente em campanhas de amostragem no período de 14 a 18 de dezembro de 2015 (semana 1) e de 2 a 5 de fevereiro de 2016.

Para o monitoramento da ictiofauna e carcinofauna foram utilizadas técnicas passivas e ativas para a captura dos peixes, tanto por Rede de Espera (Técnica passiva) como de Rede de Arrasto (Técnica Ativa). As atividades de campo foram realizadas com a participação de pescadores locais, que indicaram as áreas de pesca normalmente utilizadas em cada uma das 5 regiões monitoradas.

Segundo assinalado nesse levantamento, foi caracterizada a distribuição, o ambiente, habitat, associação ao fundo, grupo trófico e valor de mercado de cada uma das espécies amostradas, de acordo com a literatura especializada. Todas as espécies possuem como área de ocorrência o ambiente marinho.

O Documento também assinala que a grande maioria possui habito demersal, exceto *L. grossidens* e as sardas *S. cavalla* e *S. regalis*, que possuem habito pelágico, e a ostra e o camarão que são bentônicos. Quanto aos grupos tróficos identificados, 12 espécies são consideradas microinvertidoras, 9 são consideradas carnívoras, 3 são piscívoras, 2 são onívoras, 1 filtradora e 1 zoobentivora, no entanto uma espécie não foi identificadas quanto ao grupo trófico. O Documento enfatiza que todas possuem algum valor de mercado, mas as de maior valor comercial são: pescada, pescadinha e sarda.

O levantamento foi realizado semanalmente em campanhas de amostragem no período de 14 a 18 de dezembro de 2015 (semana 1) e de 2 a 5 de fevereiro de 2016.

Em relação à Regência, localidade do município de Linhares que é objeto de avaliação nesta etapa dos estudos de ARSH, a partir dos dados desse Levantamento da Fundação Renova, os principais resultados para as concentrações máximas encontradas dos principais elementos monitorados (critério da ARSH para avaliar a exposição humana) são apresentados de forma na tabela a seguir.

Concentrações máximas (mg/Kg) de metais encontradas em organismos aquáticos comestíveis nos pontos de amostragem em Regência.

Metal	Águas Costeiras		Águas no interior da foz do Rio Doce	
	Peixes	Camarões	Peixes	Camarões
Arsênio	10,67	15,48	21,96	---
Cádmio	0,010	0,027	0,007	---
Cromo	0,157	0,119	0,072	---
Chumbo	0,090	0,045	0,062	---
Cobre	0,38	7,78	0,64	---
Mercúrio	0,806	0,03	1,04	---
Níquel	0,09	0,15	0,02	---
Zinco	3,67	59,34	67,44	---

Fonte: Tabela elaborada a partir dos dados desse Estudo da SAMARCO

Observa-se que não foi realizado o levantamento para camarões nas áreas interiores da foz do Rio Doce.

Tendo como base a comparação das concentrações máximas encontradas com os valores de referência da Resolução RDC ANVISA nº 42/2013, observa-se que o arsênio supera em muito essas normativas, tanto para peixes como para os camarões nas áreas amostradas. O mercúrio também apresenta concentrações máximas acima desses valores de referência, tanto para os peixes amostrados nas águas costeiras como nas águas interiores da foz do Rio Doce.

Relevância desse estudo para ARSH:

Apesar de observar os critérios de amostragem seguidos pela ARSH, os dados desse Levantamento da Fundação Renova não podem ser validados nos estudos de ARSH, mesmo considerando somente os dados levantados nos pontos de amostragem da localidade de Regência, objeto desta ARSH na etapa Linhares.

O Estudo é datado de fevereiro de 2016, ou seja, pouco mais de 2 meses após o rompimento da barragem provocando a enxurrada da lama de rejeito. Desta forma, os peixes, “após” a passagem da lama de rejeito, pelo pouco tempo de exposição, não poderiam ser representativos de uma absorção metabólica e muito menos de indicativo de contaminação pelos metais de seus tecidos usualmente utilizados na alimentação humana.

Por outro lado, como assinalado nesse levantamento da Samarco disponibilizado pela Fundação Renova, “todas as espécies possuem como área de ocorrência o ambiente marinho”. Desta forma, além de representarem organismos aquáticos fora da área de abrangência declarada para a etapa Linhares dos estudos de ARSH, os dados desse levantamento da Samarco não indicariam tempo de permanência e exposição nem para a área estuarina nem para os hábitos migratórios dessas espécies e, por consequência, os níveis de exposição aos contaminantes trazidos pelas plumas de contaminação da lama de rejeito no oceano.

Por outro lado, os resultados obtidos nesse Levantamento assinalam concentrações máximas de arsênio para peixes, tanto dos capturados no ambiente marinho costeiro como nas águas do ambiente estuarino; como de arsênio e mercúrio para camarões nas águas costeiras como para peixes nos dois ambientes aquáticos da região.

A Fundação Renova em relação ao arsênio (Relatório Técnico nº 245/2017), citando estudos realizados em praias localizadas ao norte e ao sul do Espírito Santo, assinala como justificativa o fato de que o arsênio ocorreria naturalmente em níveis mais elevados na costa capixaba em relação a outras regiões. Segundo dados levantados e assinalados nesse Documento da Fundação Renova, os processos de erosão da formação rochosa do grupo Barreiras é a fonte mais provável do arsênio presente na região norte do estado (Aracruz/ES) e ambiente marinho adjacente.

Restringindo-nos aos dados relativos aos ambientes aquáticos (estuarino e marinho) da região de Regência, objeto dos estudos de ARSH na etapa Linhares, os fatores de incertezas assinalados, que somente poderiam ser esclarecidos com estudos eco-toxicológicos específicos de longa duração, utilizando os preceitos da ARSH, tornam impossível uma determinação precisa tanto da origem da contaminação como do nível da contaminação desses organismos aquáticos comestíveis pelos humanos.

Segundo esse Documento, citando estudos realizados em praias localizadas ao norte e ao sul do Espírito Santo, o arsênio ocorreria naturalmente em níveis mais elevados na costa capixaba em relação a outras regiões. Dados levantados e assinalados nesse Documento, a formação rochosa do grupo Barreiras é a fonte mais provável do arsênio presente na região norte do estado (Aracruz/ES) e ambiente marinho adjacente.

Citando estudos realizados por Mirlean *et al.*, (2012), o Documento atribui as concentrações anormais do elemento na região (valores de até 134 mg/kg de arsênio no sedimento) à erosão do grupo Barreiras e ao desenvolvimento de recifes. Nesse estudo constatou-se que a variação na concentração do elemento é definida pela distribuição do material calcário biogênico, uma vez que esse é responsável pela retenção do arsênio no pacote sedimentar.

O Documento assinala os resultados de uma compilação de dados bibliográficos de 7 estudos sobre o teor de arsênio no tecido de moluscos e peixes na região costeira do Espírito Santo realizados no período entre os anos de 2007 e 2015.

Como conclusão desse levantamento bibliográfico, o Documento registra a avaliação de 244 amostras de tecido de moluscos e peixes. Dentre as que apresentaram resultados individualizados, 65,22% das amostras de moluscos e 18,06% das amostras de peixes estiveram fora das conformidades em relação ao limite máximo tolerável para o consumo humano (1 mg/kg PU). As desconformidades em tecidos de moluscos tiveram distribuição difusa ao longo da costa do estado, enquanto para as espécies de peixes foram verificadas desconformidades nas regiões de Santa Cruz e foz do rio Jucu.

Relevância desse estudo para ARSH:

No presente estudo, por estar fora da área de abrangência da etapa Linhares (dos estudos de ARSH) esses dados **não serão avaliados para a avaliação da exposição humana.**

No entanto, tecendo considerações preliminares sobre os dados apresentados, considera-se plausível a explicação sobre a contaminação dos moluscos. No entanto, o percentual de peixes com níveis de arsênio acima dos valores de referência utilizados da Resolução RDC ANVISA no 42/2013 (18,06%), levanta dúvidas que somente poderiam ser esclarecidas com uma avaliação mais detalhada de cada estudo. Por exemplo, os peixes de características pelágicas, que não dependem dos fundos marinhos, não estariam muito

expostos a esse condicionante de contaminação como os moluscos. Os moluscos, por sua vez, em maior dependência dos ambientes bentônicos estariam num nível maior de exposição.

Por outro lado, e restringindo-nos à área objeto dos estudos de ARSH da etapa Linhares, é difícil avaliar a contribuição adicional de carga dos contaminantes metálicos trazidos pela lama de rejeito oriunda do rompimento da barragem da Samarco.

Análise de bioacumulação de metais em tecido de moluscos - Relatório técnico nº 274/2017 – revisão 00. (APLYSIA, 2017)

A análise de bioacumulação de metais em tecido de moluscos no rio Doce antes da passagem da pluma de turbidez provocada pelos rejeitos do rompimento da barragem de Fundão da Samarco é um importante dado para comparações futuras. Segundo esse Relatório, a amostra formada por cem moluscos bivalves do gênero *Corbicula* foi coletada no dia 8 de novembro de 2015 em Colatina, num ponto de amostragem da Fundação Renova denominado “Colatina Montante”.

Como assinalado no Relatório, os moluscos bivalves são organismos filtradores que acumulam em seus tecidos compostos presentes no ambiente, filtram grandes volumes de água e apresentam capacidade de bioacumular poluentes a taxas de mil a dez mil vezes a concentração encontrada na água. Contaminantes que entram nos ecossistemas aquáticos e se acumulam em vários organismos podem ser transferidos a um nível trófico mais elevado através da cadeia alimentar podendo alcançar os humanos.

Os resultados obtidos foram comparados aos padrões estabelecidos pela Resolução da Agência Nacional de Vigilância Sanitária 42/2013, do Decreto nº 55.871/1965 e critérios internacionais estabelecidos pela Comunidade Europeia por meio da Comissão Regulamentadora nº 1881/2006. Segundo dados desse Estudo, somente o cromo com concentração de 1,9 mg/kg apresentou concentração pouco acima do valor de referência do Decreto 55.871/65 (0,10 mg/kg).

Relevância desse estudo para ARSH:

Os dados poderiam ser validados para uma fase posterior dos estudos de ARSH, já que não se relacionam a etapa Linhares.

No entanto, os valores de referência a ser utilizados para avaliação nos estudos de ARSH e são os postulados pela Resolução RDC ANVISA nº 42/2013. O valor de referência utilizado, o

Decreto nº 55.871/1965, se refere a normas *reguladoras do emprego de aditivos para alimentos*, e não se aplica para o caso.

Comentários finais sobre os demais estudos sobre a contaminação de organismos aquáticos disponibilizados pela Fundação Renova

Conforme razões já declaradas anteriormente, a área de abrangência dos estudos de ARSH relativa aos efeitos da lama de rejeito originada do rompimento da barragem da Samarco em Mariana não inclui a zona costeira a partir da foz do Rio Doce. Todavia, algumas observações acerca dos estudos realizados nesta área e contratados pela Fundação Renova (disponibilizados à equipe de ARSH da Ambios) serão abaixo mencionadas.

Conforme estudo disponibilizado pela Fundação Renova²;

A poluição aquática pode trazer serias consequências, tanto econômicas (redução da produção pesqueira) quanto ecológicas (diminuição da densidade e diversidade biológica). Além disso, muitos poluentes são transferidos e acumulados ao longo das cadeias alimentares, ameaçando também de forma

²FAURG - Relatório técnico-científico. Etapa 1. Análise de contaminantes (metais). Contrato 105/2016.

indireta a saúde de seus consumidores, que podem ser tanto organismos aquáticos quanto seres humanos (Rodriguez-Ariza et al., 1999). No entanto, as consequências em nível de ecossistema, normalmente só se fazem sentir em longo prazo, quando os efeitos se tornam visíveis e geralmente mais nenhum tipo de remediação é viável (Goksoyr, 1996).

Diversos fatores determinam a biodisponibilidade de um composto, ou seja, a fração da quantidade total de um composto químico, presente no ambiente circundante, passível de ser absorvido pela biota (Rand & Petrocelli, 1985). Dentre estes fatores, citam-se as propriedades dos contaminantes, as características dos organismos e as condições ambientais sob as quais organismos e contaminantes interagem (Newman, 1998). Isso é particularmente importante nos ambientes costeiros, que se caracterizam por frequentes variações nas características físico-químicas da água, tais como salinidade, pH e temperatura, e que podem alterar a biodisponibilidade e, conseqüentemente, a toxicidade dos contaminantes (Witters, 1998).

Para se demonstrar as diferenças de objetivos e formas de avaliação entre estudos sobre a contaminação de organismos aquáticos, sugere-se observar os resultados e a avaliação de estudos contratados pela Fundação Renova à FAURG (Contrato 105/2016):

Os resultados indicam que apenas 2 amostras de ovelha (5,7%), 1 amostra de pescada (7,1%) e 1 amostra de camarão branco (3,4%) apresentaram níveis de Arsênio acima do permitido pela legislação vigente (1,00 mg/kg), representando 0,8% do total de amostras de pescados analisadas. Além disso, apenas 1 amostra de camarão rosa (1,3%) apresentou nível de Chumbo acima do permitido pela legislação vigente (0,50 mg/kg), representando 0,2% das amostras de pescado analisadas. Todas as demais amostras de peixes e camarões apresentaram níveis de Arsênio, Cádmio e Chumbo EM CONFORMIDADE com a legislação vigente.

Afora os critérios na seleção dos organismos aquáticos a ser amostrados (espécies mais consumidas pela população; espécies do topo da cadeia trófica - carnívoros; espécies adultas; aspectos de sazonalidade, entre outros), nos estudos sobre a contaminação de organismos aquáticos consumidos pelos humanos, sob os critérios da ARSH, somente as concentrações máximas de cada espécie seriam utilizadas na comparação dos valores de referência.

Ou seja, como resultado da avaliação de risco com base nos resultados desse estudo da FAURG, a equipe de ARSH relataria que os metais arsênio e chumbo são considerados **contaminantes de interesse** e que os camarões assim como os peixes ovelha e pescada representam **rota de exposição completa** por ingestão para o contaminante arsênio. A ingestão do camarão rosa se apresenta como uma **rota completa de exposição ao chumbo**.

O texto do estudo da FAURG disponibilizado pela Fundação Renova não assinala se o percentual de organismos que não ultrapassaram os limites dos valores de referência utilizados (Resolução RDC nº 42 da ANVISA), corresponderia aos critérios da ARSH (idade, peso, nível da cadeia trófica, mais consumidos, etc).

Desta forma, possivelmente, os resultados seriam diferentes com a aplicação dos critérios da ARSH.

No que se refere aos possíveis efeitos de contaminação da biota marinha após a chegada da lama de rejeito proveniente do rompimento da barragem da Samarco, alguns dados disponibilizados pela Fundação Renova representam importantes fontes de esclarecimento.

Por exemplo, um estudo contratado pela Fundação Renova à FAURG³ teve como objetivo comparar os resultados de concentração de metais em organismos aquáticos amostrados em diferentes pontos da costa capixaba antes da chegada da lama oriunda do rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG) e após a chegada desta lama na Foz do Rio Doce na costa do Espírito Santo. Os resultados das análises nas amostras de músculo de pescadas (pescada, pescadinha, pescadão, pescada foguete e ovelha) foram comparados temporalmente, com base em amostras coletadas em outubro/2015, 28/01/2016 e 24/04/2016. Esse estudo assinala *“No que se refere ao Cd e ao Cr, as concentrações destes metais apresentaram um aumento significativo ao longo do tempo de amostragem.*

Outros dados disponibilizados pela Fundação Renova assinalam indícios sobre os efeitos da lama de rejeito decorrente do rompimento da barragem da Samarco sobre os sedimentos marinhos em distâncias menores que 5Km da foz do Rio Doce.

³Relatório técnico-científico. Etapa 5. análise de comparativa sobre os resultados entre as expedições Soloncy Moura I e II e as amostras coletadas antes do evento. Contrato 105/2016

Dados disponibilizados pela Fundação Renova⁴ sobre a concentração máxima de metais anteriores à chegada da lama à área costeira capixaba (novembro de 2015) e posteriores (abril 2017) assinalam um considerável aumento de arsênio, de 20 mg/Kg para 41,6 mg/Kg; de chumbo, de 8,1 mg/kg para 14,4 mg/Kg; de cromo, de 25,0 mg/kg para 57,2 mg/kg; de mercúrio, de não detectável para 10,8mg/kg e níquel, de 10,6 mg/Kg para 16,6 mg/Kg.

Interessante observar, o cádmio não foi detectado em nenhum dos dois momentos de medição apesar do aumento significativo na biota, indicando, possivelmente, sua biodisponibilização solubilizado nas águas.

Por último, outro documento disponibilizado pela Fundação Renova produzido pela empresa Golder Associates⁵ confirma o papel do material de menor granulometria: *Dentro de cada grupo espacial (<5km, >5km e APA), as maiores concentrações são encontradas sempre onde o teor de sedimentos finos é mais elevado.*

Monitoramento Hidrográfico na Plataforma Adjacente à Foz do Rio Doce, nas Proximidades de Regência, ES. (AMBILEV, 2015).

Este relatório apresenta os resultados das campanhas oceanográficas realizadas na plataforma continental ao largo da desembocadura do Rio Doce no período de 22 de dezembro de 2015 até 2 de fevereiro de 2016, tendo como objetivo rastrear a dispersão da pluma de sedimentos do Rio Doce. O relatório apresenta a descrição geral dos resultados e uma análise preliminar entre as características hidrográficas observadas com as variáveis determinantes locais, como marés, vento, correntes e descarga fluvial.

Os principais resultados apresentados neste relatório são:

- 1) A maioria dos levantamentos foi realizada em condições similares de vento e correntes;
- 2) Os 13 primeiros levantamentos foram realizados em condições de baixa descarga fluvial, enquanto que os 3 últimos foram realizados em condições de descarga fluvial elevada;

⁴Tabela A-11: Resultados analíticos dos parâmetros de qualidade de sedimento comparados com os Níveis 1 e 2 e Valor de Alerta constantes na Res. CONAMA 454/12.

⁵Qualidade da Água e do Sedimento na Zona Costeira Próxima à Foz do Rio Doce e na APA Costa das Algas. Relatório técnico - Atualização de Maio/2017

- 3) A presença da pluma fluvial do Rio Doce ocorre em uma escala espacial muito próxima da desembocadura, e sua evolução ocorre preferencialmente para o sul, afastando-se da costa;
- 4) A contribuição fluvial do Rio Doce na área de estudo representa cerca de 2% de todo o volume amostral; e
- 5) As massas de água dominantes, em proporções equivalentes, são a Água Tropical e a Água Central do Atlântico Sul.

Dados hidrográficos (salinidade, temperatura, turbidez, clorofila e oxigênio dissolvido) foram registrados em perfis verticais na coluna de água em estações amostrais ordenadas em três seções orientadas aproximadamente ortogonais à linha de costa, no período de 22 de dezembro de 2015 até 2 de fevereiro de 2016. As seções são denominadas de seção norte (SN), seção central (SC) e seção sul (SS). Na SN foram planejadas 14 estações amostrais, 19 estações na SC e 25 estações na SS. Próximo da costa, a distância entre as estações foi de 500 m, e afastando da costa aumenta a distância entre estações para 1 e 2 km.

Foram realizadas 16 campanhas, sendo campanhas diárias no período de 22 até 29 de dezembro de 2015, e a partir desta data até o dia 11 de janeiro de 2016 as campanhas foram realizadas com intervalos de dois dias (faltando a do dia 5 de janeiro devido ao mau tempo). Houve uma interrupção das campanhas entre os dias 11 e 29 de janeiro, retornando o padrão até o dia 2 de fevereiro de 2016. Destas, 11 campanhas concluíram as três seções. A campanha realizada no dia 23 de dezembro foi realizada seguindo um programa diferente, repetindo a SC quatro vezes durante o dia para verificar a possível variabilidade da maré sobre a hidrografia.

Relevância para os estudos de ARSH

Conforme assinalado, pelas razões já declaradas, a área de abrangência dos estudos de ARSH relativos aos efeitos da lama de rejeito originada do rompimento da barragem da Samarco em Mariana não inclui a zona costeira a partir da foz do Rio Doce.

“Levantamento ambiental expedito em Regência/ES” - Relatório de levantamento Hidroceanográfico - Marinha do Brasil - Navio de pesquisa hidroceanográfico “Vital de Oliveira”. Relatório final LH-035/15. (MARINHA DO BRASIL, 2015).

Em cumprimento à Instrução Especial Simplificada LH 035/15, o navio iniciou o Levantamento Ambiental Expedito (LAE) em Regência, no Estado do Espírito Santo, na condição

de navio escoteiro, no período de 26/11 a 05/12/2015, na região litorânea do Estado do Espírito Santo, próximo à foz do Rio Doce, na localidade de Regência.

A missão do navio era efetuar um levantamento das condições hidrobiológicas na região litorânea adjacente à foz do Rio Doce, por meio de coleta diária de dados hidroceanográficos e geológicos, a fim de realizar a caracterização preliminar dos danos causados na área.

As medições realizadas pelo navio, no período entre 26/11 e 05/12/2015, apresentaram grande quantidade de sedimentos de cor laranja em suspensão em toda a coluna d'água e depositando-se no fundo nas áreas próximas da foz, num raio de até 15Km para o norte e para o sul, até a isobatimétrica de 25 metros. Ressalta-se que não foram feitas medições nas áreas de praia, com profundidades inferiores a 10 metros, onde pode ocorrer a presença de lama além do limite aqui especificado. Observou-se também, lama em suspensão próxima ao fundo, um pouco além do limite citado acima.

Por fim, foi observada “lama flutuante” na superfície da água que se estende por vários quilômetros, onde a água por baixo da “lama flutuante” estava normal, com coloração branca, indicando baixa quantidade de sedimentos.

O navio coletou, em várias posições estratégicas, distribuídas em torno da foz do rio, diversas amostras de água em diferentes profundidades e também amostras de sedimentos. Todas as amostras foram encaminhadas aos laboratórios do Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM) e da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), para realização de análises sofisticadas, destacando-se à referente a presença de metais.

Relevância para os estudos de ARSH

Conforme assinalado, pelas razões já declaradas, a área de abrangência dos estudos de ARSH relativos aos efeitos da lama de rejeito originada do rompimento da barragem da Samarco em Mariana não inclui a zona costeira a partir da foz do Rio Doce. Os dados apresentados nesse Estudo, tanto na sua natureza como na sua localização, estão fora da abrangência delimitada para os estudos de ARSH.

Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados da área Estuarina e Marinha na Foz do Rio Doce-ES. Primeiro Relatório dos Estudos realizados pela UFES contratados pela Samarco. Fevereiro 2016. (UFES, 2016)

Esse Documento tem por finalidade apresentar o relatório com a análise integrada de dados coletados entre os dias 03 e 05 de fevereiro de 2016 como parte do monitoramento da foz do Rio Doce, bem como da região marinha adjacente. O monitoramento foi realizado em

resposta à notificação nº16388/série-E, feita pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA em decorrência da chegada da pluma rejeitos de mineração à região da foz do Rio doce, oriundos do desastre ocorrido em Mariana/MG em novembro de 2015. Na notificação, dirigida à Empresa SAMARCO MINERAÇÃO S/A, o IBAMA requer a caracterização sedimentológica, química, física e biológica dos diferentes níveis da pluma de rejeitos que aporta o ambiente marinho na foz do Rio Doce.

Destaca-se que nesse relatório foi feito um diagnóstico integrado a partir das análises das amostras das estações: RF- Foz do Rio Doce, RD_500 - à 500 metros da foz para o interior do Rio Doce, RD_1000 - à 1000 metros da foz para o interior do Rio Doce, R1 - 15, R1 - 20, R1 - 30, R1 - 40. Foram mostradas quais estações serão abordadas em cada um dos três relatórios mensais. O terceiro relatório apresentará uma análise completa de todas as estações coletadas nesta notificação.

Dados sedimentológicos, físicos, químicos e de comunidade biológica (fitoplâncton, zooplâncton e ictioplâncton) foram coletados ao longo de três dias dentro do canal do Rio Doce e em pontos amostrais que compõem uma radial transversal a desembocadura do rio (03 a 05 de fevereiro de 2016 - Figura 1). Os parâmetros analisados neste relatório e nos subsequentes são

- **Sedimentos** - granulometria, densidade, mineralogia e composição química de metais; e
- **Coluna de água:** material particulado em suspensão, granulometria e Mineralogia, turbidez, oxigênio dissolvido, temperatura, salinidade, pH, nutrientes, metais, concentração de clorofila e feofitina, além de análises qualitativa e quantitativa de Fitoplâncton, Zooplâncton e Ictioplâncton.

O Documento ressalta que não houve tempo hábil para processar os dados geoquímicos de água e sedimento. Estes resultados serão incorporados no segundo relatório.

Principais resultados e avaliações

A análise integrada dos dados de nutrientes, material particulado em suspensão (MPS) e das comunidades biológicas mostrou uma forte influência dos nutrientes na comunidade biológica, e esta por sua vez contribuindo fortemente na distribuição de MPS.

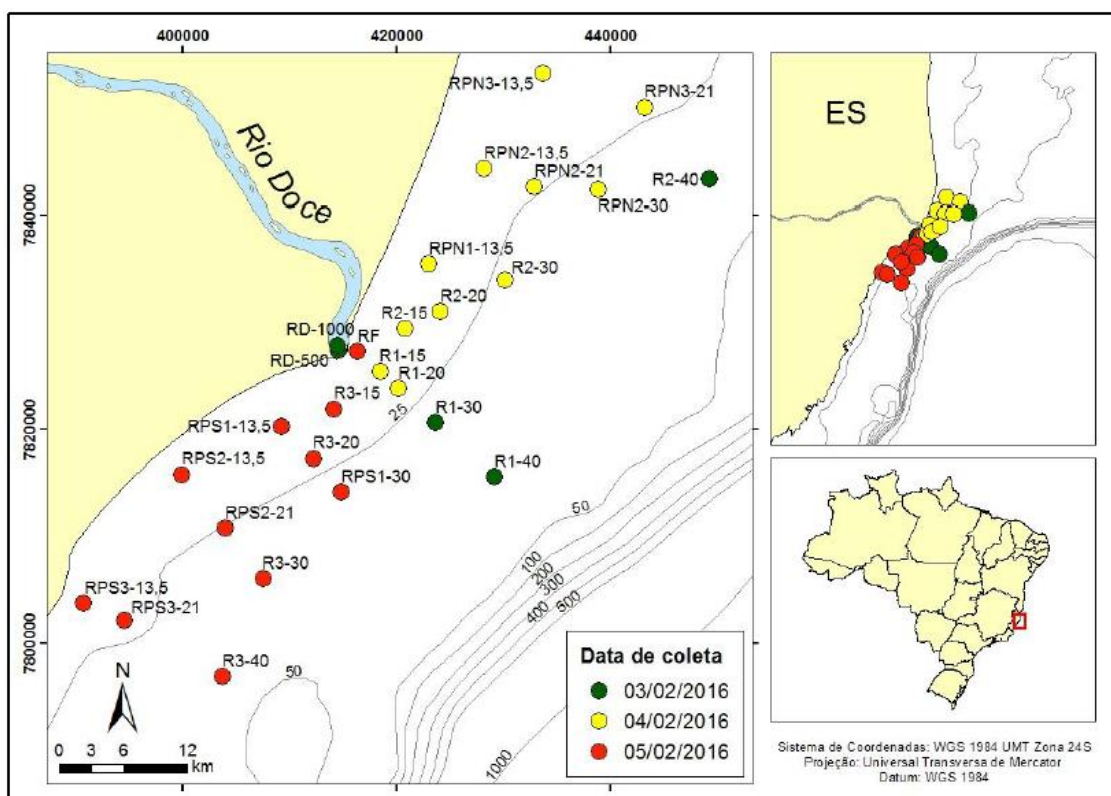
Observou-se que dentre as estações analisadas neste relatório, as maiores concentrações de nutrientes foram encontradas nas duas estações localizadas no interior do Rio Doce (RD_500 e RD_1000), com os maiores valores sendo de ortofosfato, nitrato e silício. Para ortofosfato e

silício as amostras junto ao fundo apresentaram maiores concentrações que as amostras em sub superfície, e para nitrato, nitrogênio amoniacal e nitrito, as amostras junto ao fundo apresentaram menores concentrações que as amostras em sub superfície.

A elevada concentração de nutriente junto ao fundo na estação RD_500 foi acompanhada pelo pico de fitoplâncton (2145 organismos/mL) junto ao fundo nesta estação, que por sua vez também contribuiu para a elevada concentração de MPS junto ao fundo.

Além do aporte de nutrientes, a maior densidade numérica de fitoplâncton junto ao fundo pode também ter sido devido à maior mistura entre as camadas de água e à baixa profundidade que permitiu que a luz alcançasse o fundo. Nesta estação, também é observado um elevado valor de MPS em superfície, o qual tem sido atribuído majoritariamente ao sedimento, visto que baixos valores de densidade numérica de fitoplâncton e de abundância de zooplâncton foram encontrados.

O mapa com todas as estações de coletas dos dados analisados neste relatório e nos subsequentes é apresentado na Figura abaixo:



Localização das estações de coletas dos dados analisados neste relatório e nos relatórios subsequentes.

As altas concentrações de nutrientes e a consequente resposta biológica dentro do estuário devem estar associadas ao aumento de vazão do Rio Doce que antecedeu o período

de coleta. A maior vazão do rio propiciou o carreamento de uma carga maior de nutrientes provenientes das porções a montante da foz do rio, além de ter favorecido o aumento da ressuspensão de nutrientes que estavam no leito do rio.

Relevância desses estudos para ARSH:

Apesar de ser um estudo de caracterização eco-ambiental, o estudo apresenta alguns dados sobre água e sedimentos na foz do rio Doce que poderão ser considerados durante a etapa “Contaminantes de Interesse” dos estudos de ARSH em Linhares.

Há de se salientar, entretanto, além da concentração de nutrientes que podem favorecer agentes de mobilização e disponibilização dos contaminantes, como a atividade microbiana, o Documento confirma os eventos de ressuspensão ocasional do material de fundo na zona estuarina.

Concentrações de arsênio, zinco e selênio na costa próximas à foz do rio Doce. Golder Associates Ltda, maio 2016. (GOLDER, 2016b)

Qualidade de água e do sedimento na zona costeira próxima à foz do rio Doce e na APA Costa das Algas. Relatório Técnico, Golder Associates Ltda. (GOLDER, 2016a)

123

Esse Documento assinala como objetivo principal avaliar os possíveis impactos do rompimento da barragem de Fundão na qualidade de águas e sedimentos na zona costeira na região próxima à foz do rio Doce, incluindo dentro dos limites da APA Costa das Algas, com base em dados do programa de monitoramento realizado pela Samarco. Esse Documento apresenta ainda os seguintes objetivos específicos:

- Identificar e avaliara as variações temporais e espaciais dos parâmetros de qualidade que mais excederam os limites definidos na Resolução CONAMA 454/2012; e
- Identificar e avaliara as variações temporais e espaciais dos parâmetros de qualidade que mais excederam os limites definidos na Resolução CONAMA e daqueles que poderão ser utilizados como indicadores de movimentação da pluma de sedimentos contendo rejeitos.

Resumo sobre qualidade da água e sedimentos relativos aos limites das Resoluções CONAMA na zona costeira após rompimento da barragem de rejeitos de Fundão. Relatório Técnico. Golder Associates Ltda., julho 2016. (GOLDER, 2016c)

Relevância desses estudos para ARSH:

Esses Documentos não apresentam maior relevância para os estudos de ARSH. Há de se salientar, como já comentado para Estudos similares sobre a caracterização ambiental, principalmente quanto à avaliação da qualidade de água e sedimento, que os preceitos usados na amostragem desses compartimentos ambientais diferem daqueles utilizados nos estudos de ARSH e, desta forma, não são de utilização naqueles estudos.

Atualização da qualidade da água e sedimento na zona costeira após o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão. Golder Associates Ltda, Maio, 2016. (GOLDER, 2016d)

124

O relatório inclui um resumo da qualidade da água na zona costeira próximo à foz do rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão tendo como base informações disponíveis a partir de amostras coletadas em novembro e dezembro de 2015.

Relevância desse estudo para ARSH

Esse Documento não apresenta maior relevância para os estudos de ARSH.

Relatório do cruzeiro de avaliação de efeitos da pluma de sedimentos oriunda da foz do rio doce sobre a biota marinha, a partir do norte do Espírito Santo ao sul da Bahia. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio17/02/2016. (ICMBIO, 2016a)

Relatório da segunda expedição para avaliação dos efeitos da pluma de sedimentos oriunda da foz do Rio Doce sobre o ambiente marinho no Estado do Espírito Santo ao sul da Bahia. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. Maio 2016 (ICMBIO, 2016b).

Esses Documentos apresentam relatos sobre o cruzeiro de pesquisa e monitoramento realizado pelo Navio de Pesquisa Soloncy Moura - CEPsul/ICMBio para avaliação de possíveis impactos negativos sobre a biodiversidade marinha, gerados pelos sedimentos oriundos do

desastre ambiental ocasionado pelo rompimento de barragens de contenção de rejeitos de extração de ferro da empresa SAMARCO. Foram estudadas as áreas de Unidades de Conservação e seu entorno e áreas foco de planos de ação, entre o norte do Espírito Santo e o sul da Bahia, Mariana - MG.

Relevância desses estudos para ARSH

Esses Documentos não apresentam maior relevância para os estudos de ARSH.

Monitoramento ambiental dos efeitos da pluma de turbidez sobre o ecossistema de praia (REBIO COMBOIOS). 3ª CAMPANHA. Relatório Técnico 1763/2016. Realizado pela empresa APLYSIA Soluções Ambientais sob contratação da Samarco. (APLYSIA, 2016)

O Documento assinala o emprego de uma técnica muito difundida em estudos estuarinos para indicar processos e comportamento de mistura não conservativos, como é o caso do deslocamento ao longo do Rio Doce de uma pluma de turbidez gerada pela disposição de rejeitos de mineração.

O texto refere-se ao terceiro relatório, em que são descritas as metodologias de coleta e análise dos dados, bem como apresentados os resultados da terceira campanha de monitoramento, considerando o período retroativo (primeira e segunda campanhas).

O estudo teve por objetivos avaliar se a pluma dos rejeitos da Samarco penetrou no sedimento da praia na região da REBIO Comboios e se alterou as características físicas, químicas e biológicas.

Relevância desse estudo para ARSH

Esse Documento não apresenta maior relevância para os estudos de ARSH.

Estudos contratados pela Samarco e realizados pela FAURG – Fundação de Apoio à Universidade do Rio Grande

Relatório Técnico-Científico. Etapa 1. Análise de Contaminantes (Metais) - Contrato 105/2016 (FAURG, 2016a)

Nesse estudo foram coletadas e analisadas amostras ambientais e biológicas visando a avaliação e monitoramento dos possíveis impactos negativos sobre a biodiversidade marinha, com especial referência a áreas de Unidades de Conservação e seu entorno e áreas foco de planos de ação entre o Norte do Espírito Santo e o Sul da Bahia, gerados pelos sedimentos oriundos do desastre ambiental ocasionado pelo rompimento de barragens de contenção de rejeitos de extração de ferro da empresa Samarco, em Mariana (MG).

As áreas de amostragem compreenderam pontos de coleta ao longo do litoral do norte do Espírito Santo até o sul da Bahia, incluindo ambientes recifais coralíneos e algais.

As distintas áreas de amostragens compreenderam: Vitória/ES (2 estações de coleta); Barra Nova - São Mateus/ES (2 estações de coleta); Região de Abrolhos (3 estações de coleta); Ituanas – Conceição da Barra/ES (2 estações de coleta); Degredo – Linhares/ES (2 estações de coleta); Foz do Rio Doce – Linhares/ES (6 estações de coleta); APA Costa das Algas e REVIS de Santa Cruz – Aracruz/ES: (2 estações de coleta); APA de Setiba-Guarapari/ES (2 estações de coleta). As amostragens foram realizadas no período de 19 a 27/04/2016 com o apoio do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do ICMBio.

Relevância desse Estudo para ARSH

De natureza eminentemente eco-ambiental, esse Estudo não apresenta relevância para a ARSH.

DOCUMENTO: Relatório Técnico-Científico. Etapa 1. Análise de Contaminantes (Metais) - Contrato 105/2016 (FAURG, 2016a)

Nesse estudo foram coletadas e analisadas amostras ambientais e biológicas visando a avaliação e monitoramento dos possíveis impactos negativos sobre a biodiversidade marinha, com especial referência a áreas de Unidades de Conservação e seu entorno e áreas foco de planos de ação entre o Norte do Espírito Santo e o Sul da Bahia, gerados pelos sedimentos oriundos do desastre ambiental ocasionado pelo rompimento de barragens de contenção de rejeitos de extração de ferro da empresa Samarco, em Mariana (MG).

Em cada ponto de coleta foram obtidos os dados comuns, utilizados para controlar os lances, tais como coordenadas geográficas (datum WGS 84) e profundidade que foi realizada a amostragem. Em todos os pontos foram coletadas amostras de água (superfície e fundo) para a análise das concentrações de metais (total e dissolvido). Com o objetivo de avaliar possíveis

efeitos fisiológicos decorrentes da contaminação da água por metais e consequente acumulação desses metais nos organismos de diferentes níveis tróficos e diferentes habitat, foram realizadas coletas de zooplankton, crustáceos, peixes e corais. O material biológico coletado foi triado, processado a bordo e armazenado em nitrogênio líquido para posterior análise em laboratório da concentração de metais (corporal ou tecidual), bem como da resposta de biomarcadores selecionados.

Os resultados indicam que apenas 2 amostras de ovelha (5,7%), 1 amostra de pescada (7,1%) e 1 amostra de camarão branco (3,4%) apresentaram níveis de arsênio acima do permitido pela legislação vigente (1,00 mg/kg), representando 0,8% do total de amostras de pescados analisadas. Além disso, apenas 1 amostra de camarão rosa (1,3%) apresentou nível de Chumbo acima do permitido pela legislação vigente (0,50 mg/kg), representando 0,2% das amostras de pescado analisadas. Todas as demais amostras de peixes e camarões apresentaram níveis de arsênio, cádmio e chumbo **em conformidade** com a legislação vigente.

Relevância desse Estudo para ARSH.

As determinações de metais em organismos marinhos comestíveis poderiam ser de interesse para os estudos de ARSH. As inadequações quanto aos critérios da ARSH e área de amostragem, fora da área de abrangência deste estudo, impedem sua utilização. Os demais componentes desse Documento são de natureza eminentemente eco-ambiental e, como tal, não apresentam relevância para a ARSH.

Etapa 2. Análise sobre as possibilidades de contaminação do Parque Nacional Marinho de Abrolhos e regiões relacionadas. (FAURG, 2016a, p 27)

Esse relatório visa descrever sucintamente a atividade de monitoração oceânica para o parâmetro Sólidos Totais em Suspensão, na região do Parque Nacional dos Abrolhos-BA, considerando sua importância ecológica, diante do desastre ocorrido em Mariana-MG, com graves consequências para os ecossistemas costeiros. É importante ressaltar, que a interpretação da dispersão de plumas de sedimentos em áreas costeiras por sensoriamento remoto muitas vezes não elucida suficientemente a questão da dispersão em si, visto que há carência em estudos voltados para a calibração das imagens e o fato da turbidez ser um parâmetro de alta complexidade regional. O estudo de caso abordado aqui se refere ao evento de 6 de fevereiro 2016 quando ocorreu a predominância de vento sul no litoral do Espírito

Santo transportando parte da pluma de sedimentos no sentido norte, em direção ao Parque Nacional dos Abrolhos-BA.

Relevância desse Estudo para ARSH

De natureza eminentemente eco ambiental, esse Estudo não apresenta relevância para a ARSH.

Etapa 5. Análise comparativa sobre os resultados entre as expedições Soloncy Moura I e II e as amostras coletadas antes do evento. (FAURG, 2016b)

Esse relatório dá continuidade aos resultados apresentados anteriormente relativos às etapas 1, 2, 3 e 4 do contrato 105/2016 entre o FUNBIO e a FAURG. Nesta etapa, o objetivo principal foi realizar uma análise comparativa entre os resultados de contaminação por metais obtidos nas amostras de água e de peixes coletadas antes da chegada da lama oriunda do rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG) e após a chegada desta lama na Foz do Rio Doce na costa do Espírito Santo.

Nesse estudo foram coletadas e analisadas amostras de água e biológicas visando à avaliação e monitoramento dos possíveis impactos negativos sobre a biodiversidade marinha, com especial referência a áreas de Unidades de Conservação e seu entorno e áreas foco de planos de ação entre o Norte do Espírito Santo e o Sul da Bahia, gerados pelos sedimentos oriundos do desastre ambiental ocasionado pelo rompimento de barragens de contenção de rejeitos de extração de ferro da empresa Samarco, em Mariana (MG).

As áreas de amostragem compreenderam pontos de coleta no estuário e foz do Rio Doce. As amostras de água foram realizadas nos dias 20/11/2015, 28/01/2016 e 24/04/2016. As amostras de pescadas foram coletadas em outubro de 2015, 28/01/2016 e 24/04/2016. Por sua vez, as amostras das demais espécies de peixes foram coletadas no período de 19 a 23/11/2015 e de 29 e 20/06/2016.

Antes da chegada da lama no mar, foram coletadas amostras de água para a análise das concentrações totais de metais. Com o objetivo de avaliar a possível acumulação desses metais nos organismos decorrente da contaminação da água, foram realizadas coletas de diversas espécies de peixes, incluindo algumas de interesse comercial.

Foram coletadas e analisadas 113 amostras de pescada, sendo 9 amostras coletadas antes do evento (outubro/2015), 27 amostras coletadas em 28/01/2016 e 77 amostras coletadas em 24/04/2016.

Os resultados desse Estudo indicam diferentes padrões de acumulação dos metais nas amostras de músculo das pescadas analisadas. No que se refere ao Cd e ao Cr, as concentrações destes metais apresentaram um aumento significativo ao longo do tempo de amostragem. Por sua vez, as concentrações de Cu, Fe e Mn apresentaram um aumento significativo na primeira coleta após a ocorrência do evento (28/01/2016), com tendência de redução na segunda coleta após a ocorrência do evento (24/04/2016), porém ainda apresentando concentrações superiores às aquelas observadas antes da ocorrência do evento (outubro/2015). Por fim, o Pb apresentou um padrão de acumulação diferente dos demais metais. Neste caso, não foram observadas alterações significativas nos níveis de acumulação do Pb no músculo das pescadas analisadas antes e após a ocorrência do evento.

Os resultados indicam que, de forma geral, houve um aumento significativo das concentrações dos metais no músculo e no fígado dos peixes analisados após a ocorrência do evento (29 a 30/06/2016) quando comparadas às aquelas observadas nestes tecidos antes da ocorrência do evento (19 a 23/06/2016), à exceção das concentrações de Cr no músculo e fígado e de chumbo no fígado.

Relevância desse Estudo para ARSH.

Apesar de não apresentar os critérios de avaliação requeridos para os estudos de ARSH, base para a determinação de rota de exposição pela comparação com os valores de referência, os dados assinalados nesse Estudo apresentam relevância para os estudos de ARSH e serão melhor avaliados quando da realização da etapa “Contaminantes de Interesse” em Linhares.

Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação - 1ª Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPISUL/ICMBio. INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE – ICMBio (ICMBIO, 2016c)

Ao enfatizar os problemas de poluição das zonas costeiras, o Documento assinala diversas técnicas para avaliação e monitoramento ambiental que vêm sendo empregadas, levando em consideração os aspectos físicos, químicos e biológicos dos três principais compartimentos dos ambientes aquáticos: água, sedimento e biota. Para tal, diversos grupos de organismos, tais como os crustáceos e os peixes, têm sido empregados como modelos em estudos ecotoxicológicos. Neste contexto, vale lembrar que a resposta biológica às agressões ambientais pode ser evidenciada em qualquer nível de organização, desde ecossistemas até os menores compartimentos biológicos, tais como tecidos, células e estruturas subcelulares, incluindo reações bioquímicas intracelulares (Zagatto, 2006). Se parâmetros bioquímicos forem correlacionados de forma significativa aos níveis maiores de organização, as detecções de perturbações preliminares poderão então servir como ferramenta preventiva para evitar respostas irreversíveis ao ecossistema. Desta forma, a utilização de ferramentas alternativas, como os biomarcadores, no auxílio da avaliação e monitoramento da qualidade e saúde de ambientes aquáticos vem ganhando importância e relevância. Os biomarcadores podem ser

considerados como respostas bioquímicas, fisiológicas ou histológicas mensuráveis que indicam a presença de contaminantes no ambiente.

Visando a avaliação e monitoramento dos possíveis impactos negativos sobre a biodiversidade marinha, com especial referência a áreas de Unidades de Conservação e seu entorno e áreas foco de planos de ação entre o Norte do Espírito Santo e o Sul da Bahia, gerados pelos sedimentos oriundos do desastre ambiental ocasionado pelo rompimento de barragens de contenção de rejeitos de extração de ferro da empresa Samarco, em Mariana(MG), foi realizado cruzeiro de pesquisa e monitoramento com o apoio do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPSUL/ICMBio.

Relevância desse Estudo para ARSH

De natureza eminentemente eco-ambiental, esse Estudo não apresenta relevância para a ARSH.

Estudo realizado pela Econservation

Monitoramento de Bioacumulação (Ictiofauna, Carcinofauna e Malacofauna) por Metais, na Região Marinha Adjacente a Foz do Rio Doce e sob Possível Influência da Lama de Rejeitos Oriunda do Rompimento da Barragem de Fundão. Relatório Técnico - RT ECV 065/16 - Revisão 00 - Abril/16. (ECONSERVATION, 2016a)

Esse relatório apresenta uma análise preliminar do Monitoramento da Bioacumulação de elementos traço, em peixes, camarões e ostras, presentes na região adjacente a foz do rio Doce, abrangendo os municípios de Linhares, São Mateus e Aracruz-ES. O monitoramento e bioacumulação contemplou a realização de coletas e análises semanais, ao longo de 2 meses (8 semanas). As discussões e considerações apresentadas neste documento fazem referência às 8 semanas de monitoramento.

Nesse Documento se assinala que muitos organismos apresentam um forte potencial para bioconcentrar níveis elevados de vários elementos traço a partir de seu ambiente. Monitorar ambientes aquáticos por meio do uso de monitores biológicos tem sido objeto de considerável interesse nos últimos anos, devido a preocupação de que os níveis de base de vários elementos, a partir das diferentes atividades humanas, podem ter efeitos prejudiciais sobre vários organismos, criar problemas em relação a sua adequação como alimento para

seres humanos e gerar desequilíbrios ecológicos de curta a longa duração dependendo da taxa de exposição e da persistência deste elemento no ambiente.

O Documento assinala que vários estudos sugerem que a maior fração de elementos traço é imobilizada nos sedimentos sob formas não biodisponíveis, levando a um decréscimo na concentração disponível para a biota. Porém, vários dos elementos traço não são considerados essenciais e, portanto, são tóxicos em baixas concentrações. Existem diferenças na toxidez destes elementos entre os organismos (ex.: vertebrados e invertebrados), assim como nas vias de entrada na cadeia alimentar costeira e um ponto fundamental nos estudos de monitoramento é conhecer a partição geoquímica destes elementos ao longo do seu transporte do continente para o oceano.

A motivação desse monitoramento foi estabelecer os níveis de alguns elementos traços para o consumo de pescados, provenientes das áreas costeiras sob possível influência da pluma de rejeitos, uma vez que a foz do rio Doce e adjacências representam uma das principais áreas de pesca artesanal tradicional do Estado. Os elementos traço selecionados nesta etapa foram incluídos a partir de relatórios divulgados pelo IBAMA e CPRM.

A estratégia utilizada neste estudo foi avaliar as concentrações de elementos traço ao longo de um período temporal definido, nos 3 grupos mais importantes sob o ponto de vista do consumo pela população: peixes, camarões e ostras.

Primeiramente, os peixes foram escolhidos pelo enorme potencial de consumo, sendo a atividade pesqueira uma das atividades econômicas de grande importância nas regiões monitoradas e também por estarem localizados no final da cadeia alimentar aquática.

Em seguida, diante da dificuldade de obtenção de amostras, os peixes capturados foram selecionados a partir da disponibilidade no local, pois a captura em todos os momentos não foi realizada com facilidade devido a presença da pluma de rejeitos na região.

Desta forma, os peixes podem apresentar diferentes níveis de concentração, representando uma fonte potencial de transferência de elementos traço para os seres humanos por meio da alimentação.

Outros grupos importantes, os moluscos bivalves e crustáceos têm sido amplamente utilizados em estudos ambientais na qualificação e quantificação de contaminantes em seus tecidos moles. Assim como para os peixes, estes invertebrados são consumidos pela população e possuem elevada capacidade de acumulação de elementos traço. Ambos foram considerados

neste monitoramento para permitir a avaliação da bioacumulação nos níveis tróficos inferiores da cadeia alimentar.

O termo “elementos traço” é amplamente reconhecido para os elementos analisados em função da sua concentração no ambiente aquático e nos organismos. Elementos traços não essenciais estão associados com poluição e toxicidade (Chumbo, Cadmio, Mercúrio, Prata e Arsênio), mas também incluem alguns elementos biologicamente essenciais em baixas concentrações como Cobalto, Cobre, Ferro, Manganês, Selênio e Zinco, pois em elevadas concentrações também desempenham caráter tóxico em várias atividades enzimáticas a nível celular e sistêmico.

Foram consideradas cinco áreas potencialmente afetadas pela dispersão da pluma de rejeitos, via foz do rio Doce, e, portanto, de interesse para investigação de bioacumulação. O período do monitoramento semanal foi de 18/12/2005 até 05/02/2016. As atividades de campo foram realizadas com a participação de pescadores locais, que indicaram as áreas de pesca normalmente utilizadas em cada uma das 5 regiões monitoradas.

Em águas costeiras de profundidade inferior a 25 metros foram realizados os levantamentos para a coleta de peixes e camarões. As regiões consideradas foram:

- Regência, separado em região costeira e interior da foz;
- Barra Seca;
- Barra Nova;
- Barra do Riacho; e
- Santa Cruz.

Na figura abaixo, encontram-se plotadas as áreas de pesca, bem como a máxima extensão da pluma de rejeitos no ambiente marinho.



Sobreposição das áreas de pesca utilizadas neste monitoramento e a máxima extensão da pluma de rejeitos, no ambiente marinho. **Fonte:** Esse Estudo

Nos estuários de Barra Seca e Santa Cruz foram incluídas as amostragens de ostras, havendo, desta forma o monitoramento de bioacumulação em ambientes estuarinos ao norte e ao sul da foz do rio Doce.

Dentre os indivíduos da ictiofauna, a seleção dos indivíduos direcionados para análise em laboratório se baseou em três critérios:

- Ser uma espécie de interesse para consumo humano;
- Apresentar, preferencialmente, tamanho comercial; e
- Selecionar representantes da ictiofauna de diferentes níveis tróficos (carnívoros, onívoros, microinvertebrados).

Desta maneira, foram selecionados os espécimes de interesse para consumo humano e cuja pesca fosse frequente, como por exemplo: Pescada, Cação, Maria-Luiza, Pescadinha, Sarda, Cavala, Bagre, entre outros.

As coletas da ostra-do-mangue (*Crassostrea rhizophorae*) foram realizadas por meio de coleta manual, diretamente nos manguezais dos estuários dos rios Piraquê-açu, em Santa Cruz-ES, e rio Mariricu, em Barra Seca-ES.

Após serem coletados, os organismos triados para análise foram mantidos congelados, até a chegada ao Laboratório de Ciências Ambientais (LCA), Centro de Biociências e

Biotecnologia (CBB) da Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF), em Campos dos Goytacazes, no estado do Rio de Janeiro.

A preparação das amostras de tecido seguiu os procedimentos estabelecidos na USEPA (2000). Todos os materiais de dissecação e homogeneização utilizados foram de aço inoxidável ou teflon. Os técnicos usaram luvas de borracha nitrílica, sem talco, e como suporte, uma placa de corte de polietileno. A placa de corte e facas foram limpas com detergente Extran (Merck), água quente aquecida, seguida por lavagens com ácido nítrico 10% (v/v), e finalmente água deionizada, além de terem sido secas em estufa.

Os tecidos musculares dos peixes foram homogeneizados por indivíduo, até se chegar a uma massa suficiente para as determinações analíticas. Os camarões e ostras seguiram os mesmos cuidados e foram separados em amostras compostas do tecido muscular devidamente homogeneizadas.

Uma fração do material úmido foi usada para a determinação dos elementos arsênio (As), ferro (Fe), alumínio (Al), bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb), cobre (Cu), cobalto (Co), manganês (Mn), níquel (Ni), prata (Ag), selênio (Se), zinco (Zn) e mercúrio (Hg). Outra fração foi separada para determinação do teor de umidade. O Documento assinala os conteúdos médios de água e seus intervalos por espécies.

Para a realização das análises de bioacumulação, esse Estudo organizou as espécies capturadas por ordem filogenética, além de associá-las à distribuição, ao ambiente, habitat, associação ao fundo, grupo trófico e valor de mercado de cada uma das espécies amostradas, de acordo com a literatura especializada.

Todas as espécies possuem como área de ocorrência o ambiente marinho. Além disso, a grande maioria possui hábito demersal, exceto *L. grossidens* e as sardas *S. cavalla* e *S. regalis*, que possuem hábito pelágico, e a *ostrae* o camarão que são bentônicos.

Quanto aos grupos tróficos identificados, 12 espécies são consideradas microinvertebradoras, 9 são consideradas carnívoras, 3 são piscívoras, 2 são onívoras, 1 é filtradora e 1 zoobentívora, no entanto uma espécie não foi identificada quanto ao grupo trófico. Por fim, todas possuem algum valor de mercado, mas as de maior valor comercial são: pescada, pescadinha e sarda.

De acordo com o padrão de abundância absoluta baseado nas médias e medianas dos elementos determinados nos tecidos musculares, o Documento propõe a distribuição de 3 grupos, a saber:

- Grupo 1: > 1 mg/kg;
- Grupo 2: 0,01 mg/kg < Grupo 2 < 1 mg/kg; e
- Grupo 3: < 0,01 mg/kg.

Dessa forma, de acordo com os resultados obtidos, o Documento assinala a seguinte distribuição dos grupos com a relação dos contaminantes metálicos avaliados:

- **Peixes:** Grupo 1 - Al, Fe, As e Zn;
Grupo 2: Cu, Co, Mn, Ni, Ag e Se; e
Grupo 3: Ba, Cd, Cr, Pb e Hg.
- **Camarões:** Grupo 1 - Al, Fe, As, Zn e Cu;
Grupo 2: Co, Mn, Ni, Ag e Se; e
Grupo 3: Ba, Cd, Cr, Pb e Hg.
- **Ostras:** Grupo 1 - Al, Fe, As, Cu, Mn e Zn;
Grupo 2: Co, Ni, Ag e Se; e
Grupo 3: Ba, Cd, Cr, Pb e Hg.

Principais observações/conclusões desse Estudo em relação a cada contaminante

- Arsênio

De maneira geral as concentrações de arsênio (As) se destacaram pela alta frequência de valores superiores a 1,0 mg/kg, que representa o limite máximo tolerável para consumo humano, conforme determinado nas Legislações Federais em vigor (DL 55.871/1965 e RDC ANVISA No 42/2013). Esse padrão foi identificado nos três grupos monitorados, porém com destaque nos camarões, cujos valores estiveram superiores aos demais em todas as áreas onde foi monitorado.

Nos peixes os valores de mediana oscilaram entre 0,30 mg/kg (Regência Foz) a 1,76 mg/kg (Barra Nova). Nos camarões entre 3,42 mg/kg (Santa Cruz) e 8,96 mg/kg (Regência Costeiro) e nas ostras, as medianas foram de 1,06 mg/kg e 1,59 mg/kg nas regiões de Santa Cruz e Barra Seca, respectivamente.

Citando a literatura, o Documento assinala que o As possui uma química complexa, principalmente em ambientes marinhos, onde mais de 50 tipos de compostos de As ocorrem naturalmente. Em peixes e frutos do mar o As é biocumulado e está presente na maior parte como arsenobetaína que não é considerado tóxico para o ser humano. Outro composto orgânico muito presente, principalmente em peixes com mais gorduras, é o arsenolipídio. A

forma inorgânica do As, que é tóxica, também é encontrada em pescados, porém em quantidades muito pequenas.

A legislação australiana (FSANZ, 2011) e o CODEX Alimentarius (FAO/WHO, 2006) estipularam limites de As para peixes e frutos do mar baseados na fração inorgânica (mais tóxica), sendo os mesmos de 2,0 mg/kg e 0,1mg/kg em peso úmido, respectivamente. Já a legislação brasileira determina o limite de As total sem especificarem orgânico ou inorgânico. Dessa forma o fato da maioria das amostras apresentarem concentrações acima do limite permitido, não confirma se as mesmas são, de fato, prejudiciais à saúde ou não, porém considerando dados da literatura, fica ressaltada a menor participação da fração inorgânica na concentração total deste elemento.

Outro aspecto a ser destacado são os estudos que indicam níveis de arsênio naturalmente elevados nos sedimentos costeiros do Espírito Santo, entre 12 a 134 mg.kg-1, nos manguezais de 6 a 49 mg.kg-1 e nas praias de 9 a 43mg.kg-1 (MIRLEAN *et al.*, 2012), o que pode auxiliar no entendimento das variações deste elemento entre peixes e camarões.

No entanto, não se pode negligenciar que a quantidade de rejeitos que entraram na bacia de drenagem a partir do incidente, promoveu um aumento de material que independente das concentrações e mobilidade, promoveram alterações que devem ser acompanhadas ao longo de um período.

No momento, o acúmulo de As nos peixes capturados no interior da Foz do rio Doce exibiu as menores concentrações deste elemento em tecido muscular, ao longo das semanas monitoradas. No entanto, é importante ressaltar que devemos considerar que a transferência para estes organismos não se processa em um curto espaço de tempo, o que suscita a necessidade de um acompanhamento mais prolongado.

- Ferro

Analisando os três grupos monitorados, é possível perceber que a maior capacidade de retenção de Ferro (Fe) ocorre nas ostras, cujos valores de mediana foram de 32,8 mg/kg em Santa Cruz e de 44,8 mg/kg em Barra Seca. Os camarões vieram em seguida, com concentrações entre 13,98 mg/kg (Santa Cruz) e 28,81 mg/kg (Regência – águas costeiras). Nos peixes, a acumulação desse metal foi bem menor, com valores entre 1,09mg/kg (Barra Nova) e 2,15 mg/kg (Regência - Foz).

As Legislações Federais em vigor (DL 55.871/1965 e RDC ANVISA No 42/2013) não estabeleceram níveis máximos de Fe, em pescados, para consumo humano, muito

provavelmente em decorrência da dificuldade no estabelecimento de um valor fixo, já que o Fe está presente nas rochas e minerais sendo um dos elementos químicos mais abundantes, e um nutriente essencial para todos os seres vivos.

No entanto, mesmo sendo um elemento essencial estes níveis em algum momento deverão ser estabelecidos, pois em concentrações elevadas, um elemento essencial, também possui toxicidade.

Sobre os valores encontrados em ostras, estudos realizados com mexilhão (*Perna perna*) em áreas costeiras do litoral capixaba livres de contaminação, apontam para concentrações superiores a 100 mg/kg, em peso úmido (ECONSERVATION, 2015, APLYSIA, 2011). Outro estudo realizado por Cavalcanti (2003) destaca que em ostras obtidas do canal de Santa Cruz, Itapissuma, comercializadas em Recife, sem histórico de poluição, o teor médio de Fe foi de 44,21 mg/kg de peso úmido. Desta forma, ainda que não existam limites legais para esse metal, os valores obtidos mostraram-se compatíveis aos descritos em outros estudos.

- Alumínio

O alumínio (Al) pode ser considerado um elemento bastante comum, pois está presente em quase todas as esferas da atividade humana. O alumínio é um elemento não-essencial, porém está presente no organismo humano e sua absorção pode ser através da água, alimentos e medicamentos (CÂMARA, 2011).

Camarões e ostras apresentaram as maiores concentrações de alumínio. Nos peixes os valores estiveram extremamente baixos, estando a variação mediana entre 0,37 mg/kg (Santa Cruz) a 0,79 mg/kg de peso úmido (Barra Seca). A escassez de dados na literatura sobre concentrações desse elemento em peixes costeiros dificultou uma análise mais aprofundada dos resultados.

Nos camarões, as maiores concentrações (medianas) ocorreram em Barra Seca (41 mg/kg de Peso Úmido) e em Barra do Riacho (32,8 mg/kg de Peso Úmido). Nas ostras coletadas em Santa Cruz foram encontrados os maiores valores deste elemento, com 52 mg/kg (mediana), com máximo de 146 mg/kg de Peso Úmido.

- Cádmio

O Cádmio (Cd) é um metal altamente tóxico para organismos que vivem no ambiente aquático e para todos os seres vivos, em geral. Porém, pode substituir isomorficamente o Cálcio (Ca) devido as suas características físico-químicas, mas não possuem a mesma função e, portanto, criam sérios problemas fisiológicos. Ele existe na crosta terrestre em baixas

concentrações, associado geralmente ao zinco, na forma de depósito de sulfeto. Nos peixes se acumula especialmente nas brânquias e no fígado e rins. Concentrações particularmente elevadas de cádmio, 2-30g/kg de peso úmido são encontradas em moluscos e crustáceos (FAWELL *et al.*, 1992).

O padrão temporal, verificado nos três grupos monitorados (ostras, peixes e camarões), indicou a ausência de bioacumulação para este metal. Nas ostras, foi possível observar valores medianos de 0,027mg/kg de peso úmido (Santa Cruz) e de 0,025 mg/kg de peso úmido (Barra Seca). Os valores de peixes obtidos ao longo deste período também estiveram abaixo dos descritos por Morgano *et al.*, (2011) e Sanches Filho *et al.*, (2013).

Todas as amostras de tecido muscular analisadas estiveram adequadas perante o limite máximo recomendado para consumo de peixes e frutos do mar, de 0,5 mg/kg de peso úmido em crustáceos, 2,0 mg/kg de peso úmido em moluscos bivalves e de 0,05 mg/kg de peso úmido em peixes (RDC ANVISA No 42/2013).

- Cromo

Cromo é um metal de transição que pode assumir diversos estados de oxidação, sendo as formas mais comuns e estáveis a trivalente Cr (III) e a hexavalente (VI), que apresentam propriedades químicas diferentes, sendo que Cr (VI) é considerada a forma mais tóxica. O Cr (VI) é a espécie predominante em águas marinhas por ser geralmente estável devido as condições elevadas de oxidação do meio, sendo acumulado nas espécies aquáticas por difusão passiva.

Os resultados apresentados neste monitoramento fazem referência à concentração total. As concentrações medianas de cromo nos peixes variaram entre 0,01 e 0,017 mg/kg de peso úmido. Ao longo do monitoramento surgiram alguns valores anômalos, que, após tratamento estatístico, foram considerados *outliers* ou extremos, como por exemplo, o valor de 1,16 mg/kg registrado em uma das amostras de ostra, coletada em Santa Cruz (6ª semana).

Nos camarões, as maiores concentrações foram observadas nos organismos coletados em Barra Seca (0,063mg/kg de peso úmido), seguido por Regência (águas costeiras), cuja mediana foi de 0,059 mg/kg de peso úmido (Figura 3.2-6). Nas ostras as concentrações em Santa Cruz estiveram entre 0,019 a 0,129 mg/kg de peso úmido, enquanto em Barra Seca entre 0,029 e 0,084 mg/kg de peso úmido.

- Chumbo

O chumbo é um elemento natural na crosta terrestre e geralmente se apresenta combinado a outros elementos. Em muitos países o chumbo faz parte de lista de substâncias tóxicas e nocivas à saúde e de listas Prioritárias de Substâncias Perigosas, sendo considerado um dos elementos de maior toxicidade na natureza. As concentrações em peixes em todas as áreas monitoradas variaram de 0,009 a 0,015 mg/kg de peso úmido; em Camarões de 0,010 a 0,019 mg/kg de peso úmido e Ostras de 0,010 a 0,015 mg/kg de peso úmido.

Estes valores, quando comparados aos peixes de outras regiões, foram uma ordem de grandeza abaixo das concentrações descritas por Morgano *et al.*, (2011) e Sanchez Filho *et al.*, (2013).

Conforme apresentado no Estudo, as concentrações de chumbo encontradas nos peixes, ostras e camarões, estiveram baixas. Até o momento as amostras de tecido muscular não indicaram possibilidade de riscos à saúde associada a este metal, uma vez que o padrão verificado foi de concentrações inferiores a 0,01mg/kg, sendo o limite máximo permissível de até 0,5 mg/kg de peso úmido para crustáceos, 1,5 mg/kg de peso úmido para moluscos bivalves e de 0,3 mg/kg de peso úmido para peixes em geral (RDC ANVISA No 42/2013).

- Cobre

O Cobre (Cu) é amplamente distribuído na natureza em estado livre e em sulfitos, arsenitos, cloretos e carbonatos. Em ambientes aquáticos o cobre ocorre nas formas solúvel, particulada e coloidal, sendo as últimas mais frequentes. Segundo Masutti (2004), os resíduos de mineração e a poeira são as principais fontes sólidas de Cu, seguida pela produção de fertilizantes e esgotos domésticos e industriais, que constituem a principal via de entrada do Cu nos sistemas aquáticos. Importante ressaltar que em águas marinhas, onde o pH assume caráter básico, o cobre é complexado com hidrogênio e carbonato e sua absorção pela biota é menor que em peixes de água doce (EMBRAPA, 2013).

Assim como comentado para o chumbo, as concentrações registradas para o cobre estiveram abaixo da concentração máxima permitida de 30 mg/kg em peixes e frutos do mar, estabelecido para consumo humano (DL 55.871/1965). Nas amostras de peixe, as concentrações medianas de cobre oscilaram entre 0,08 mg/kg de peso úmido (Barra Nova) e 0,12 mg/kg mg/kg de peso úmido (Regência – Águas Costeiras). Nas ostras a mediana esteve entre 1,7 mg/kg mg/kg de peso úmido (Santa Cruz) e 4,0 mg/kg mg/kg de peso úmido (Barra Seca) e nos camarões entre 2,7 mg/kg mg/kg de peso úmido (Santa Cruz) e 4,3 mg/kg mg/kg de peso úmido (Barra Seca). Para efeitos de comparação, em estudo elaborado por Sanches

Filho *et al.*, (2013), as concentrações médias de cobre analisadas em amostras de bagres, corvinas e tainhas variaram entre 3,59 e 4,08 mg/kg mg/kg de peso úmido.

- Manganês

O manganês (Mn) é abundante nas rochas ígneas, sedimentares e metamórficas (CÂMARA, 2011), sendo amplamente distribuído na crosta Terrestre. O manganês no ambiente aquático apresenta-se em dois estados principais de valência: Mn 2+ e Mn 4+. No estado de Mn2+, o manganês forma compostos solúveis e pode ser transportado em solução, entretanto no estado de Mn 4+, mais estável termodinamicamente, os compostos formados são insolúveis e se precipitam.

O Estudo assinala que as ostras foram os organismos com maior acúmulo deste metal, com mediana variando entre 2,07 mg/kg de peso úmido (Santa Cruz) e 2,53 mg/kg de peso úmido (Barra Seca). Nos camarões, as concentrações medianas estiveram entre 0,30 mg/kg de peso úmido (Santa Cruz) e 0,64 mg/kg de peso úmido (Barra Seca). Nos peixes a bioacumulação foi ainda menor, com concentrações entre 0,04 mg/kg de peso úmido (Barra Nova) e 0,09 mg/kg de peso úmido (Regência – águas costeiras).

As concentrações de Mn encontradas nos peixes deste monitoramento estiveram abaixo das concentrações determinadas por Sanches Filho *et al.*, (2013), cujas concentrações de manganês em pescados da região costeira do RS, variaram ente 0,62 mg/kg e 0,70 mg/kg mg/kg de peso úmido (Figura 3.2-7). O manganês não está referenciado nas legislações brasileiras sobre riscos ao consumo humano, provenientes da ingestão de pescados em geral.

Mercurio

O mercúrio, o único metal no estado líquido à temperatura ambiente, está presente em diversas formas (metálico, orgânico, inorgânico) e pode ser encontrado em três estados de oxidação (0, +1, +2), facilmente convertíveis na natureza. Tanto o ser humano, quanto os animais estão expostos a todas as formas de mercúrio através do ambiente.

Este elemento na forma inorgânica atinge a atmosfera através dos resíduos formados a partir das atividades de mineração, industriais e queima de carvão. Já nos ambientes aquáticos e terrestres, este elemento participa dos ciclos biogeoquímicos através de depósitos naturais, disposição de resíduos, atividade vulcânica e das atividades antropogênicas descritas anteriormente (KUNIYOSHI, 2011).

O mercúrio (Hg) é um metal de relevância na área de alimentos em função da alta toxicidade, dos altos níveis de absorção e baixas taxas de excreção, sendo acumulado na cadeia alimentar, atingindo o homem, a partir do consumo de pescado, podendo representar risco a saúde humana.

Neste monitoramento, as concentrações de mercúrio total foram maiores nos peixes, nas amostras coletadas em Barra Seca (0,099 mg/kg de peso úmido) e Barra Nova (0,070 mg/kg de peso úmido). Os menores valores de mediana, para o mercúrio, foram encontrados em Regência - águas costeiras (0,024 mg/kg de peso úmido), onde a presença da pluma de rejeitos foi constante.

Sobre as concentrações de mercúrio encontradas nos camarões, as concentrações medianas entre 0,009 e 0,016 mg/kg de peso úmido estiveram ligeiramente inferiores aos achados de Matos & Carvalho (2011) em estudo de acumulação de mercúrio (Hg) em *Xiphopenaeus kroyeri* em São João da Barra, litoral norte do estado do Rio de Janeiro, cuja média foi de 0,03 mg/kg de peso úmido.

Finalmente, as amostras analisadas apresentaram concentrações de mercúrio adequadas para consumo humano (máximo permitido de 0,5 mg/kg para peixes em geral, podendo chegar a 1,0 mg/kg de peso úmido em peixes predadores, conforme RDC ANVISA No 42/2013), exceto um único valor registrado em Regência (no interior da foz do rio Doce), o qual se mostrou um outlier no banco de dados gerado.

Níquel

O Ni é o 24º metal em abundância na crosta terrestre. As fontes mais importantes de níquel são os minérios na forma de sulfeto de níquel. Embora o níquel não seja considerado altamente tóxico como outros metais, ele tem a capacidade de ser bioacumulativo e é, portanto, potencialmente perigoso para os peixes. Por outro lado, o níquel é mais tóxico em água doce do que em ambientes salinos, provavelmente por causa da presença de outros cátions na água salgada, como Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, que competem com os íons níquel por sítios de ligação.

Para o níquel, o limite de concentração em peixes e frutos do mar, nas legislações federais em vigor (DL55.871/1965) é de 5,0 mg/kg, o que aponta a ausência de contaminação por este metal nos bioindicadores monitorados.

As concentrações medianas, obtidas nas amostras analisadas, foram de 0,01 mg/kg nos peixes, entre 0,07 e 0,13 mg/kg nas ostras e entre 0,01 mg/kg e 0,03 mg/kg nos camarões. As

concentrações aqui registradas estiveram inferiores ao observado por Sanches Filho *et al.*, (2013).

Selênio

O selênio (Se) é conhecido como um micronutriente essencial para a maioria dos animais, porém em concentrações elevadas é considerado tóxico. Há grande interesse em entender o comportamento do Se nos organismos marinhos devido a sua importância fisiológica e toxicológica, porém são poucos os estudos sobre o Se em peixes de origem brasileira, tanto marinhos quanto de água doce.

Sobre os resultados encontrados neste monitoramento, a mediana das concentrações de selênio verificadas nos peixes variou entre 0,31 mg/kg de peso úmido (Santa Cruz) e 0,4 mg/kg de peso úmido (Barra Nova). Nos camarões entre 0,36 mg/kg de peso úmido (Santa Cruz) e 0,81 mg/kg de peso úmido (Barra Seca) e nas ostras entre 0,20 e 0,29 mg/kg de v, para as amostras de Santa Cruz e Barra Seca, respectivamente.

Nas últimas décadas maior atenção tem sido dada aos estudos de interação selênio/mercúrio. As pesquisas indicam que este elemento também desempenha uma importante função protetora e antagônica contra a ação tóxica do Hg. Desta forma, a relação atômica entre Se/Hg nos organismos tem sido utilizada como um parâmetro auxiliar para a inferência dos danos celulares e fisiológicos em diferentes organismos. Kerighet *al.*, (2013) estudando a região costeira do estuário do rio Paraíba do Sul encontrou a razão atômica para Se: Hg de 1,2 para mamífero marinho; 14 em peixes; 31 em camarões. Na região monitorada a mesma razão atômica apresentou a seguinte distribuição, a saber: Peixe = 19; Camarões= 128 e Ostras= 116. Considerando que a menor razão indica maior suscetibilidade como foi dito acima, estes organismos precisam de um acompanhamento e ampliação da avaliação para um maior número de espécies.

Para o Selênio, o limite de concentração nos alimentos em geral (não existe limite específico para pescados), na legislação federal (DL 55.871/1965) é de 0,3 mg/kg. Desta forma, a grande maioria das amostras analisadas (66%) apresentaram elevadas concentrações desse elemento. Com isso, os resultados obtidos vão ao encontro de diversos estudos que apontam concentrações superiores ao limite em vigor (ENVIRONMENT CANADA, 2015; TENUTA-FILHO, 2010; KEHRIG *ET AL.*, 2009, AFONSO, 2009).

Por isso é importante salientar que os valores encontrados neste monitoramento são plenamente compatíveis aos níveis já registrados em pescados de regiões costeiras, existentes

na literatura científica, e encontram-se bem inferiores ao limite de 1,5 mg/kg recomendado pela OMS (KEHRIG *et al.*, 2009) e aos limites de 4,0 mg/kg estabelecido pelo Ministério do Meio Ambiente de Columbia (Environment Canada, 2015) de 2,5 mg/kg estabelecido pela USEPA (2000).

Zinco

O zinco é um micronutriente constituinte de metaloproteínas, em particular as metaloenzimas, que são essenciais para diversos organismos uma vez que estão envolvidas em uma série de processos metabólicos fundamentais. Embora seja essencial, em altas concentrações é tóxico, pois atua no sistema nervoso, provocando mutagênese e carcinogênese (MARECEK, 1986).

O zinco está normalmente presente no ambiente marinho no estágio oxidado, ocorrendo nas formas Zn^{2+} , $Zn(OH)^+$, $ZnCO_3$ e $ZnCl^+$. Estudos indicam que as concentrações de zinco em peixes marinhos mostram-se maiores no fígado e no rim e, não parecem apresentar efeitos acumulativos, porém podem ter correlação positiva com os teores de cádmio (FURNESS & RAINBOW, 1990).

As ostras foram os organismos com maior acúmulo deste metal, com mediana variando entre 58 mg/kg e 60mg/kg. Nos camarões, as concentrações medianas estiveram entre 8,8 mg/kg (Santa Cruz) e 10,25 mg/kg (Barra Seca) e nos peixes ainda menores, entre 1,9 mg/kg (Regência – Águas Costeiras) e 3,55mg/kg (Regência – Interior da Foz).

Conforme apontado por Kuniyoshi (2011), espécies de peixes demersais da costa sudeste do Brasil apresentaram concentrações médias com a mesma ordem de grandeza dos valores encontrados nesse monitoramento, variando de 3,91 até 9,66 mg/kg, em peso úmido, sendo que os autores encontraram concentrações individuais entre 2,99 e 12,0 mg/kg em peso úmido (ALMEIDA *et al.*, 2008).

Um aspecto da bioacumulação de zinco nos bivalves em geral é que nestes, as concentrações podem atingir valores elevados (REBELO *et al.*, 2003), sem que o organismo indique sinal de toxicidade aparente, pois são capazes de criar pequenas estruturas granulares enriquecidas deste e de outros elementos. Isso se deve ao fato de que o zinco é um dos elementos essenciais para estes organismos, na constituição de proteínas e enzimas (carbopeptidase A e B e anidrase carbônica).

Os resultados encontrados neste estudo, para zinco em ostras (*Crassostrea rhizophorae*), são inferiores aos achados por Câmara (2011) em estudos realizados

com o mesmo bioindicador, cujas concentrações no manguezal da APA de Guadalupe, em Pernambuco, oscilaram entre 148 e 533 mg/kg. Por outro lado, merecem atenção por estarem superiores ao limite permitido por lei para consumo humano de frutos do mar, uma vez que o limite de zinco, na legislação federal (DL 55.871/1965) é de 50 mg/kg, para alimentos em geral.

Conclusões e recomendações do Estudo

Dos elementos analisados, mereceram atenção as concentrações de arsênio e selênio (segundo as Legislações Brasileiras), que estiveram elevadas para consumo humano na maioria das amostras analisadas. Este padrão foi verificado nos três grupos monitorados, porém, com destaque para os camarões.

A avaliação temporal do banco de dados obtidos em 8 amostragens, realizadas a cada semana, não evidenciou tendências claras de bioacumulação dos elementos analisados nos grupos monitorados (peixes, camarões e ostras) ao longo do tempo. Alguns picos de concentração surgiram para alguns dos elementos monitorados, porém de forma isolada, sendo considerados, após tratamento estatístico, como *outliers*. Somente para o Arsênio e Selênio, o padrão verificado foi considerado uniforme, sem distinção significativa entre as áreas monitoradas.

Apesar da existência de valor máximo para consumo humano para o Selênio, é importante ressaltar que o valor fixado de 0,3 mg/kg (DL 55.871/1965) não faz referência especificamente aos peixes marinhos. Por isso é importante salientar que os valores encontrados neste monitoramento são plenamente compatíveis aos níveis já registrados em pescados de regiões costeiras, existentes na literatura científica, e encontram-se bem inferiores ao limite de 1,5 mg/kg recomendado pela OMS.

Em 25 amostras de ostras, da espécie *Crassostrea rhizophorae*, os teores de zinco acumulados ultrapassaram o limite de 50 mg/kg estabelecido na Legislação, porém, vale ressaltar o caráter metabólico do zinco em inúmeros processos metabólicos nestes organismos. Outro aspecto é que os sistemas estuarinos monitorados são relativamente preservados. Diante desse cenário, apesar de não estarem localizadas nas áreas de maiores concentrações/frequência de ocorrência da pluma de rejeitos, a continuidade dos monitoramentos permitirá avaliar se os teores de zinco sofrerão incrementos ou se permanecerão relativamente constantes ao longo dos próximos meses.

De maneira geral, não foi possível estabelecer relações diretas de causa e efeito entre os resultados de bioacumulação e a presença da pluma de rejeitos no ambiente marinho, visto a ausência de dados pretéritos, e de incrementos ao longo do tempo para a maioria dos elementos monitorados. A tendência observada, de ausência de bioacumulação ao término desta fase de monitoramento, poderá ser confirmada com a continuidade desse programa.

Para dirimir as dúvidas sobre os riscos reais dos níveis de arsênio encontrados, recomenda-se numa nova etapa de monitoramento e a realização de análises laboratoriais específicas para estimar a fração orgânica deste metal, cuja toxicidade é baixa, não representando riscos para o consumo.

Sobre o mercúrio, ficou claro que os peixes são os bioindicadores onde o acúmulo deste elemento se dá de maneira mais significativa que nos demais grupos monitorados. Ainda que os valores encontrados não indiquem qualquer risco de consumo para a população, a continuidade do monitoramento permitirá uma análise temporal mais apurada deste elemento, cuja importância em termos toxicológicos é extremamente elevada.

Cabe ressaltar que a região próxima ao estuário ainda continua sendo afetada pela elevada turbidez e espera-se que, com a redução da mesma, haja aumento lento e gradativo na recomposição e diversidade de espécies principalmente no interior da foz do rio.

Outro aspecto é que a transferência dos elementos determinados para o tecido muscular não é imediata e, portanto, os resultados encontrados até o momento devem ser considerados com cautela e o monitoramento ser estendido, com coletas mensais por, ao menos, um ano, quando poderão ser avaliadas as espécies que não foram encontradas no período de realização deste monitoramento (dezembro/2015 a fevereiro/2016).

Relevância desse estudo para ARSH

Apesar de observar os critérios de amostragem seguidos pela ARSH, os dados desse Levantamento disponibilizados pela Fundação Renova não podem ser validados nos estudos de ARSH, mesmo considerando somente os dados levantados nos pontos de amostragem da localidade de Regência, objeto desta ARSH na etapa Linhares.

O Estudo é datado de fevereiro de 2016, ou seja, pouco mais de 2 meses após o rompimento da barragem provocando a enxurrada da lama de rejeito. Desta forma, os peixes, “após” a passagem da lama de rejeito, pelo pouco tempo de exposição, não poderiam ser

representativos de uma absorção metabólica e muito menos de indicativo de contaminação pelos metais de seus tecidos usualmente utilizados na alimentação humana.

Além disso, como assinalado nesse levantamento da Samarco disponibilizado pela Fundação Renova, “todas as espécies possuem como área de ocorrência o ambiente marinho”. Desta forma, além de representarem organismos aquáticos fora da área de abrangência declarada para a etapa Linhares dos estudos de ARSH, os dados desse Levantamento da Samarco não indicariam tempo de permanência e exposição nem para a área estuarina nem para os hábitos migratórios dessas espécies e, por consequência, os níveis de exposição aos contaminantes trazidos pelas plumas de contaminação da lama de rejeito no oceano.

Por outro lado, os resultados obtidos nesse Levantamento assinalam concentrações máximas elevadas para arsênio nos peixes, tanto dos capturados no ambiente marinho costeiro como nas águas do ambiente estuarino; bem como de arsênio e mercúrio para camarões nas águas costeiras como para peixes nos dois ambientes aquáticos da região.

A Fundação Renova, em relação ao arsênio (Relatório Técnico nº 245/2017), citando estudos realizados em praias localizadas ao norte e ao sul do Espírito Santo, assinala como justificativa o fato de que o arsênio ocorreria naturalmente em níveis mais elevados na costa capixaba em relação a outras regiões. Segundo dados levantados e assinalados nesse Documento da Fundação Renova, os processos de erosão da formação rochosa do grupo Barreiras é a fonte mais provável do arsênio presente na região norte do estado (Aracruz/ES) e ambiente marinho adjacente.

Restringindo-nos aos dados relativos aos ambientes aquáticos (estuarino e marinho) da região de Regência, objeto dos estudos de ARSH na etapa Linhares, os fatores de incertezas assinalados, que somente poderiam ser esclarecidos com estudos eco-toxicológicos específicos de longa duração, utilizando os preceitos da ARSH, tornam impossível uma determinação precisa tanto da origem da contaminação como do nível da contaminação desses organismos aquáticos comestíveis pelos humanos.

O Documento assinala como objetivo a realização de serviços de Remoção, Identificação, Contabilidade e Destinação final de peixes do Rio Doce em atendimento ao OF020009.000614/2016-11 NQA/ES/IBAMA.

Relevância desse estudo para ARSH

Esse Documento não apresenta maior relevância para os estudos de ARSH.

Levantamentos de Dados de Turbidez, Fito plâncton e Qualidade de Água entre Abrolhos e Vitória. Realizado pela empresa Ecoconservation sob contratação da Samarco. Relatório Técnico – RT ECV 073/16. Revisão 00 – abril/16. (ECONSERVATION, 2016b.)

Esse Documento assinala os resultados do levantamento da qualidade d'água do mar realizado entre a região de Abrolhos, na Bahia, e Vitória, no Espírito Santo. Esse levantamento foi realizado entre os dias 19 e 25/01/2016.

Relevância desse estudo para ARSH

Esse Documento não apresenta maior relevância para os estudos de ARSH.

148

Análise Integrada dos Contornos do Deslocamento das Plumões de Turbidez no Meio Marinho. Relatório Técnico – RT ECV 138/17. Revisão 00 – Junho/17. Realizado pela empresa Ecoconservation sob contratação da Samarco. (RT ECV 138/17, 2017)

Esse Documento assinala o Programa de Monitoramento por meio de sobrevôos às áreas de estudo. Desde a chegada no mar da pluma de turbidez, decorrente do acidente com a sua barragem de rejeitos em Mariana-MG, o que se deu no dia 21/11/2015 por volta das 17h, a SAMARCO vem implementando um intenso programa de monitoramento da dispersão da pluma através de levantamentos aéreos, com o objetivo de observar e acompanhar a dispersão da pluma do Rio Doce, além de observar a abrangência da mesma na região marinha do litoral do Espírito Santo.

O monitoramento realizado através de sobrevôos com helicóptero, vem sendo realizado desde o dia 22/11/2015, ou seja, no dia seguinte à chegada da pluma no mar. Todavia, a delimitação

do alcance das plumas através de metodologia consensuada entre os órgãos ambientais e os técnicos da Econservation que realizavam os sobrevôos, só foi efetuada a partir do dia 25/11/2015.

Relevância desse estudo para ARSH

Esse Documento não apresenta maior relevância para os estudos de ARSH.

Observações finais sobre os dados disponibilizados pela Fundação Renova sobre o ambiente marinho

Conforme assinalado, pelas razões já declaradas, a área de abrangência dos estudos de ARSH relativos aos efeitos da lama de rejeito originada do rompimento da barragem da Samarco em Mariana, não inclui a zona costeira a partir da foz do Rio Doce.

No entanto, é conveniente algumas observações sobre estudos nesta área contratados pela Fundação Renova e disponibilizados à equipe de ARSH da Ambios.

Segundo dados disponibilizados pela Fundação Renova⁶, a lama de rejeito ao adentrar o ambiente marinho formou duas plumas de contaminação. A pluma CDg (contínua degradê) da lama de rejeito é mais confinada à costa, não apresentando grande alcance em direção ao oceano aberto. Apesar disso, sua extensão ao longo da costa é comumente muito maior que

⁶Qualidade da Água e do Sedimento na Zona Costeira Próxima à Foz do Rio Doce e na APA Costa das Algas - Atualização de Maio/2017, Relatório técnico.

a pluma CDs (“contínua densa”). Em função das características da pluma CDg, há maior incerteza quanto ao teor de rejeitos do que para a pluma CDs.

Num outro documento disponibilizado pela Fundação Renova⁷, se constata a “maior influência da pluma num raio de 15 Km a partir da Foz”. Isto indica a área a ser avaliada como maior influência das águas marinhas/estuarinas sobre os sedimentos gerados e possibilidade de mobilização dos contaminantes para os meios bióticos e possíveis formação de rotas de exposição humana.

De qualquer forma, as duas plumas contaminantes abrangem grandes áreas da costa capixaba em diferentes intensidades e distâncias da costa. As consequências contaminantes aos organismos marinhos é de difícil avaliação. Somente por meio de um estudo específico com critérios de avaliação de risco à saúde humana tal questão poderia ser respondida de forma adequada. Em função das diversas variantes envolvidas, inclusive os dependentes da sazonalidade, tais estudos demandam equipes especializadas e longos prazos de realização.

Conforme reconhecido por estudo disponibilizado pela Fundação Renova⁸;

A poluição aquática pode trazer serias consequências, tanto econômicas (redução da produção pesqueira) quanto ecológicas (diminuição da densidade e diversidade biológica). Além disso, muitos poluentes são transferidos e acumulados ao longo das cadeias alimentares, ameaçando também de forma indireta a saúde de seus consumidores, que podem ser tanto organismos aquáticos quanto seres humanos (Rodriguez-Ariza et al., 1999). No entanto, as consequências em nível de ecossistema, normalmente só se fazem sentir em longo prazo, e quando os efeitos se tornam visíveis e geralmente mais nenhum tipo de remediação é viável (Goksoyr, 1996).

Diversos fatores determinam a biodisponibilidade de um composto, ou seja, a fração da quantidade total de um composto químico, presente no ambiente circundante, passível de ser absorvido pela biota (Rand&Petrocelli, 1985). Dentre estes fatores, citam-se as propriedades dos contaminantes, as características dos organismos e as condições ambientais sob as quais organismos e contaminantes

⁷Análise Integrada dos Contornos do Deslocamento das Plumadas de Turbidez no Meio Marinho. Relatório Técnico – RT ECV 138/17 – Revisão 00 – Junho/17

⁸FAURG - Relatório técnico-científico. Etapa 1. Análise de contaminantes (metais). Contrato 105/2016.

interagem (Newman,1998). Isso é particularmente importante nos ambientes costeiros, que se caracterizam por frequentes variações nas características físico-químicas da água, tais como salinidade, pH e temperatura, e que podem alterar a biodisponibilidade e, conseqüentemente, a toxicidade dos contaminantes (Witters, 1998).

Para se demonstrar as diferenças de objetivos e formas de avaliação entre estudos sobre a contaminação de organismos aquáticos, observemos os resultados e a avaliação de estudos contratados pela Fundação Renova à FAURG (Contrato 105/2016):

Os resultados indicam que apenas 2 amostras de ovelha (5,7%), 1 amostra de pescada (7,1%) e 1 amostra de camarão branco (3,4%) apresentaram níveis de Arsênio acima do permitido pela legislação vigente (1,00 mg/kg), representando 0,8% do total de amostras de pescados analisadas. Além disso, apenas 1 amostra de camarão rosa (1,3%) apresentou nível de Chumbo acima do permitido pela legislação vigente (0,50 mg/kg), representando 0,2% das amostras de pescado analisadas. Todas as demais amostras de peixes e camarões apresentaram níveis de Arsênio, Cádmio e Chumbo EM CONFORMIDADE com a legislação vigente.

151

Afora os critérios na seleção dos organismos aquáticos a ser amostrados (espécies mais consumidas pela população; espécies do topo da cadeia trófica - carnívoros; espécies adultas; aspectos de sazonalidade, entre outros), nos estudos sobre a contaminação de organismos aquáticos consumidos pelos humanos, sob os critérios da ARSH, somente as concentrações máximas de cada espécie seriam utilizadas na comparação dos valores de referência.

Ou seja, como resultado da avaliação de risco com base nos resultados desse estudo da FAURG, a equipe de ARSH relataria que os metais arsênio e chumbo são considerados **contaminantes de interesse** e que os camarões assim como os peixes ovelha e pescada apresentam uma **rota de exposição completa** por ingestão para o contaminante arsênio. A ingestão do camarão rosa se apresenta como uma **rota completa de exposição ao chumbo**.

O texto do estudo da FAURG disponibilizado pela Fundação Renova não assinala se o percentual de organismos que não ultrapassaram os limites dos valores de referência utilizados (Resolução RDC no 42 da ANVISA), corresponderia aos critérios da ARSH (idade, peso, nível da cadeia trófica, mais consumidos, etc). Desta forma, possivelmente, os resultados seriam diferentes com a aplicação dos critérios da ARSH.

Em relação à possíveis efeitos de contaminação da biota marinha após a chegada da lama de rejeito proveniente do rompimento da barragem da Samarco, alguns dados disponibilizados pela Fundação Renova representam importantes fontes de esclarecimento.

Por exemplo, um estudo contratado pela Fundação Renova à FAURG⁹ teve como objetivo comparar os resultados de concentração de metais em organismos aquáticos amostrados em diferentes pontos da costa capixaba antes da chegada da lama oriunda do rompimento da barragem de Fundão em Mariana (MG) e após a chegada desta lama na Foz do Rio Doce na costa do Espírito Santo.

Os resultados das análises nas amostras de músculo de pescadas (pescada, pescadinha, pescadão, pescada foguete e oveva) foram comparados temporalmente, com base em amostras coletadas em outubro/2015, 28/01/2016 e 24/04/2016. Esse estudo assinala *“No que se refere ao Cd e ao Cr, as concentrações destes metais apresentaram um aumento significativo ao longo do tempo de amostragem.*

Outros dados disponibilizados pela Fundação Renova assinalam indícios sobre os efeitos da lama de rejeito decorrente do rompimento da barragem da Samarco sobre os sedimentos marinhos em distâncias menores que 5Km da foz do Rio Doce.

Dados em tabelas com resultados disponibilizados pela Fundação Renova¹⁰ sobre a concentração máxima de metais anteriores à chegada da lama à área costeira capixaba (novembro de 2015) e posteriores (abril 2017) assinalam um considerável aumento: arsênio, de 20 mg/Kg para 41,6 mg/Kg; chumbo: de 8,1 mg/Kg para 14,4 mg/Kg; cromo, de 25,0 mg/Kg para 57,2 mg/Kg; mercúrio: de não detectável para 10,8mg/Kg e níquel, de 10,6 mg/Kg para 16,6 mg/Kg.

De forma interessante, o cádmio não foi detectado em nenhum dos dois momentos de medição apesar do aumento significativo na biota, indicando, possivelmente, sua biodisponibilização solubilizado nas águas.

Outro documento disponibilizado pela Fundação Renova produzido pela empresa Golder Associates¹¹ confirma o papel do material de menor granulometria na retenção dos

⁹Relatório técnico-científico. Etapa 5. análise de comparativa sobre os resultados entre as expedições Soloncy Moura I e II e as amostras coletadas antes do evento. Contrato 105/2016

¹⁰Tabela A-11: Resultados analíticos dos parâmetros de qualidade de sedimento comparados com os Níveis 1 e 2 e Valor de Alerta constantes na Res. CONAMA 454/12.

¹¹Qualidade da Água e do Sedimento na Zona Costeira Próxima à Foz do Rio Doce e na APA Costa das Algas. Relatório técnico - Atualização de Maio/2017

metais: *Dentro de cada grupo espacial (<5km, >5km e APA), as maiores concentrações são encontradas sempre onde o teor de sedimentos finos é mais elevado.*

Finalmente, dados de outro Estudo contratado pela Fundação Renova¹², enfatizando os impactos da pluma de contaminação marinha trazida pela lama de rejeito da Samarco, assinala:

Em seguida, diante da dificuldade de obtenção de amostras, os peixes capturados foram selecionados a partir da disponibilidade no local, pois a captura em todos os momentos não foi realizada com facilidade devido a presença da pluma de rejeitos na região.

Todos esses aspectos já levantados pelos Estudos contratados pela Fundação Renova reforçam a necessidade da realização de um estudo específico sobre a contaminação biota comestível marinha sob critérios da avaliação de risco, como já assinalados.

Capítulo II: Preocupações da Comunidade com sua Saúde

¹² Monitoramento de Bioacumulação (Ictiofauna, Carcinofauna e Malacofauna) por Metais, na Região Marinha Adjacente a Foz do Rio Doce e sob Possível Influência da Lama de Rejeitos Oriunda do Rompimento da Barragem de Fundão. Relatório Técnico - RT ECV 065/16 - Revisão 00 - Abril/16. (ECONSERVATION, 2016a)

Dinâmica do cumprimento da etapa de preocupações da comunidade com sua saúde

Nesta fase do estudo de avaliação de risco à saúde humana buscou-se identificar junto à população afetada e aos profissionais de saúde que atuaram no atendimento a essas pessoas, as preocupações da comunidade com a sua saúde acerca de questões relacionadas ao desastre e à exposição aos rejeitos. Essa atividade permitiu entender o impacto do desastre no cotidiano e na percepção de risco à saúde da população atingida. Assim, foram realizadas entrevistas com profissionais de saúde responsáveis pelo atendimento da população e entrevistas/rodas de conversa com a população atingida.

Quando necessário, profissionais da equipe AMBIOS, realizavam entrevistas domiciliares (principalmente em residências habitadas, previamente identificadas para coleta de poeira, água de consumo e alimentos).

Importante salientar que antes de iniciar qualquer atividade, o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) (Anexo 1) era apresentado e lido em voz alta. Uma cópia do termo era entregue ao entrevistado (a), e outra cópia assinada e datada recolhida pela AMBIOS. Após








o consentimento, o objetivo do estudo era explicado e as entrevistas ou rodas de conversa iniciadas. As perguntas realizadas no questionário individual e questionário para profissionais de saúde, estão apresentadas no (Anexo 2).

As rodas de conversa foram realizadas em Unidades Básicas de Saúde, ou em locais de ponto de encontro de fácil acesso à população. Cabe ressaltar que toda a articulação com a população, foi inicialmente realizada pelos Agentes Comunitários de Saúde das regiões trabalhadas e profissionais da equipe da AMBIOS.

Em todas as etapas de Levantamento das preocupações da população com sua saúde, a equipe da AMBIOS sempre esteve acompanhada de profissionais das Secretarias Estaduais e/ou Municipais de Saúde. Diante disso, as visitas foram realizadas nas localidades de Degredo, Povoação, Pontal do Ipiranga, Areal, Regência e Entre Rios.

Metodologia de coleta de informações

Para a coleta de informações referentes às preocupações da comunidade com sua saúde em Linhares-ES, foram realizadas entrevistas com moradores das áreas atingidas e com profissionais de saúde responsáveis pelo atendimento desta população. As entrevistas/rodas de conversa foram realizadas em localidades de maior acesso/facilidade para a população das localidades mencionadas acima.

-  Bar do Mel, na comunidade de Degredo;
-  Centro Ecológico do Projeto Tamar, em Regência;
-  Espaço de encontro da associação de moradores em Entre Rios;
-  Oca da Comunidade de Areal;
-  Povoação, na Fazenda Paraíso
-  Povoação, no CIC - Centro Integração Comunitário
-  Pontal do Ipiranga no Centro de Referência de Assistência Social - CRAS

Após a realização das entrevistas, os dados foram trabalhados por meio da metodologia de Análise de Conteúdo, tendo sido agrupados fragmentos dos relatos que continham determinadas características em comum entre falas dos indivíduos (CAREGNATO & MUTTI, 2006). A partir dos relatos dos profissionais e dos moradores entrevistados foram identificadas e criadas as seguintes categorias:

- Preocupações relacionadas à saúde da população atingida
- Preocupações relacionadas ao consumo de água e alimentos
- Preocupações relacionadas ao meio ambiente e à saúde
- Preocupações relacionadas às condições e à qualidade de vida da população atingida.

Contextualização

O grande impacto gerado pela lama de rejeitos da Samarco nos distritos de Linhares/ES foi em relação a contaminação do Rio Doce e do Rio Ipiranga causando morte na fauna e na biota aquática. Em ambos os rios a população identifica mudança significativa na qualidade da água, na redução da quantidade de peixes, mesmo passados três anos após a ocorrência do desastre. Assim, a população entrevistada afirmou que todas as pessoas da comunidade que moram, ou fazem o uso da água dos Rios Doce e Ipiranga podem ser considerados atingidos:

“Aqui não temos como não dizer que não fomos afetados. Está todo mundo contaminado. Desde que você pisa o pé na terra, na lama, você tem contato com os contaminantes que caíram no rio. Em épocas de alagamento, a água entra em tudo. Estamos em um lugar contaminado, alagadiço”.

Agrega-se a essa afirmativa o fato de as populações residentes às margens dos rios (quilombolas, indígenas, ribeirinhos e pescadores) relacionarem-se diretamente com o rio. Seja para pesca, para lazer, para consumo humano, usos diários, criações de animais e irrigação de suas plantações. Ainda, mencionam que nas épocas de cheias, casas que estão localizadas com maior proximidade dos rios sofrem mais, uma vez que em épocas de cheia, os resíduos da lama que ali ainda se encontram são levados para muito próximo de suas residências. Ressalta-se ainda que a maior parte da população dessas áreas depende de poços para captação de água para consumo humano (SAI). Relatam que o município é explorado há anos pela Petrobrás, e o único poço com histórico de monitoramento da qualidade da água é o poço da Petrobrás.

Na época do desastre, relatam que foram monitorados pela fundação Renova, cerca de 175 poços da região, onde foi identificada a presença de Arsênio em alguns desses poços

A população junto com os profissionais de saúde vem exigindo das autoridades competentes, desde 2016, a realização do monitoramento regular dos poços artesianos que distribuem água para as casas tanto para os indicadores comuns quanto no que se refere a análise de metais provenientes da lama de rejeitos.

Em Degredo, os moradores relatam com indignação o descaso das autoridades com a saúde da população. Segundo eles o secretário de Saúde não reconhece Degredo como sendo um distrito, mas sim como bairro, o que dificulta o pleito por ações de monitoramento de água e outros serviços de saúde.

Na sede centro de Regência a água é tratada; chega por carro pipa que abastece a caixa d'água e distribui para a comunidade. Em Povoação, a água que abastece a comunidade é de poço e o SAAE distribui para a comunidade. A população manifestou preocupação sobre a água que o SAAE distribui, se essa é de fato tratada. A água, mesmo passada por todo o processo de tratamento do SAAE, segundo os moradores, chega nas casas com gosto ruim. Em Areal água vem de poço artesiano.

Os profissionais de saúde fazem atendimento na região uma vez a cada 15 dias, fora desses dias, torna-se necessário o deslocamento até Linhares/ES para atendimento.

Após o desastre, a região, tal qual Mariana e Barra Longa, vem sendo cenário de muitas pesquisas e estudos, no entanto, segundo as queixas da população, os pesquisadores, as empresas, seja ela a Renova ou outras, e os órgãos públicos não dão a devolutiva dos resultados encontrados. A falta de respostas tanto das pesquisas e monitoramentos bem como falta de orientações oficiais deixa a população ainda mais preocupada com os possíveis impactos a

saúde e sem saber como agir em relação aos próprios cuidados. Exemplo disso foi a proibição da utilização do Rio tanto para pesca como para atividades de lazer. Ninguém soube informar se a informação era oficial e se o rio já estaria liberado para utilização. Os pescadores, principalmente relatam das dificuldades de exercerem sua profissão devido essas proibições.

Principais preocupações relacionadas à saúde da população

- Relatam muita coceira ao tomarem banho nos rios, olhos vermelhos e ardentes;
- Relatam manchas na pele
- Atribuem o fato da proibição de utilização dos rios para lazer, ao aumento do consumo de álcool por jovens e pescadores;
- Relatam que pessoas têm apresentado sintomas de aumento de pressão pelas preocupações diárias (o que vai ser a partir de agora? Como vou desenvolver minha atividade se não posso pescar? Por que não posso mais usar o rio ou a praia?

Preocupações de saúde relacionadas ao consumo de água

Como mencionado anteriormente, a principal fonte de água de consumo da população entrevistada nas localidades mencionadas é através de poços artesianos ou cacimbas. Essa água é utilizada para banho, atividades domésticas de limpeza (casa, roupas, dessedentação de animais, etc.), irrigação de hortas e/ou plantações e para beber. Há, de maneira geral uma grande preocupação com a contaminação do lençol freático e a água. Algumas pessoas relataram que a Renova fornece água mineral para algumas famílias, mas não são todas.

Citaram também que os caminhões-pipa que abastecem essas localidades, por muitas vezes não têm acesso às caixas d'água de residências de mais difícil acesso. Além disso, afirmam que a quantidade de água mineral fornecida não é suficiente para beber e cozinhar.

Relatam também que em épocas de cheia, onde o território alaga, a plantação morre “queima”.

Ainda, mencionam da qualidade da água que ficou muito ruim após o desastre, conforme relatos abaixo citados:

“Antes a água era clara, hoje a água é escura, aparece uma nata, uma ferrugem. A água está com uma cor amarelada”.

“A gente lava roupa, lava o vaso e fica com ferrugem. Eu comprei roupas mais escuras para disfarçar a cor da ferrugem na roupa”.

“A água tem uma coloração avermelhada e mais densa/grossa. Fica amarela quando armazenada em garrafas e depois decanta um material ao fundo. Esta água é consumida para beber e para irrigação”.

“A água tem cheiro ruim, cheiro de podre”.

“A água do poço após o desastre mudou totalmente. Antes era bem limpa, agora fica uma película em cima parecida com vidro”.

“Quando a gente tira água do poço, o balde fica cheio de partículas de minério no fundo”.

“A gente toma banho e fica com o cabelo duro”

“A água não presta para nada – não serve nem para fazer café por que deixa o café com gosto ruim”.

“Tem que lavar a caixa de 15 em 15 dias por que ela fica suja devido a água”.

“Parece uma cola na água”.

“Quando você toma banho, sai grudando, preguento”.

Relatos de moradores das regiões visitadas

Além desses relatos, se queixam de problemas de saúde decorrentes da utilização contínua da água, estão preocupados com uma exposição crônica e que doenças podem vir a ocorrer com essa exposição.

Atribuem ao consumo da água os seguintes sintomas e adoecimentos:

- Dores abdominais, casos de diarreia, cólicas, vômito, úlceras e dores no estômago por causa da água (principalmente em crianças).

- Problemas dermatológicos (pele ressecada, manchas na pele e coceira intensa) e oftalmológicos.
- Problemas respiratórios: muita tosse e alergia.

Além das queixas em saúde a cima listadas, a população se preocupa com a possível contaminação dos alimentos que estão sendo produzidos em locais atingidos pela lama de rejeitos e que estão sendo irrigados com a água do Rio.

A população afirma que está proibido nadar no mar ou no Rio. No entanto não foi consenso entre os moradores e nem todos sabiam informar de onde partiu a ordem de proibição. Algumas pessoas relatam que essa foi uma recomendação da Renova logo após desastre, outras afirmaram que foi uma determinação de órgãos públicos, outros disseram não ter conhecimento sobre a origem da proibição e em outro relato apareceu que a Empresa Sinergia contratada pela renova, instruiu a população a não plantar e nem consumir nada por conta da contaminação. Relataram que houveram coletas de água e solo por esta empresa, entretanto, os resultados nunca foram divulgados para a população.

Preocupações com consumo de Alimentos

160

De acordo com os relatos, a pesca e o consumo de peixes e organismos aquáticos da região de Linhares fazia parte da cultura local, servindo como fonte de renda, de consumo das famílias locais bem como eram recursos de lazer e de turismo da região.

A lama de rejeitos do desastre atingiu não apenas os rios Doce e Ipiranga como também invadiu as lagoas matando a biota aquática. Após o desastre, a pesca foi proibida em determinados locais, no entanto algumas pessoas continuam desenvolvendo a atividade. No Rio Ipiranga, segundo os moradores, só há presença de peixes quando a maré enche e os peixes chegam pelo mar.

A principal preocupação da população relacionada ao consumo de alimentos é em relação aos peixes da região. Alguns manifestaram não consumir mais os peixes do rio, no entanto, tem receio de que os fornecedores dos quais compram os peixes continuem pescando nas localidades atingidas pela lama de rejeitos. Outros afirmam continuarem pescando e consumindo peixes do rio, apesar do medo de que isso possa trazer algum prejuízo a saúde.

A falta de informações oficiais sobre a contaminação dos peixes e a incerteza sobre os prejuízos à saúde relacionadas a esse consumo também foi citado como um fator de angústia da população.

A proibição do consumo de peixes trouxe prejuízos financeiros e alimentares para as famílias que relatam que “agora precisam comprar carne que é mais caro.

“Quando a carne acaba não tem como substituir”

Relato de morador

Além do peixe muitas famílias que moram à beira do rio costumavam cultivar hortas para consumo próprio. Os que ainda mantém as plantações, relataram cultivarem principalmente mandioca, folhas, bananas, cana, tomate, cebola, jiló, abóbora, couve, batata doce, inhame.

Após o desastre, relataram que a plantação não cresce mais, ou “queima” após irrigação com água do rio:

“Não adianta plantar mais, porque não cresce”

“Mandioca nasce, mas não fica boa, ela fica dura/seca”

“Os pés crescem, ficam verdes, mas murcham antes de dar o fruto”

“A mandioca quando você colhe ela fica seca, dura”

Relatos de moradores

Alguns deixaram de produzir por receio de que a terra estivesse contaminada e contaminasse os alimentos. A preocupação em relação a contaminação do solo foi citada em diversos momentos, e a falta de informações traz insegurança para a população.

“Eu tinha horta, mas não tenho mais porque disseram que está contaminado”.

“A gente não sabe se pode comer uma banana produzida na beira do rio, a nossa dúvida é que não sabemos se podemos comer”.

Relatos de moradores

Preocupações relacionadas às condições e à qualidade de vida da população atingida.

Lazer

Conforme já mencionado, os rios e praia eram utilizados tanto para lazer quanto para turismo. Alguns moradores relataram que não utilizam mais a praia, não pescam mais e não deixam as crianças nadarem nos rios. De acordo com os relatos, a privação dessas atividades influencia na saúde de todos.

Trabalho, renda e benefícios

Relatos de mais de 2 localidades visitadas apontaram que por causa dos processos de indenizações, muitas pessoas que não moravam nos distritos retornaram ou se mudaram para conseguir os benefícios pagos pela Renova gerando um aumento da população local.

“As empresas pagam o benefício, mas não estruturam a comunidade”.

“Aumentou a quantidade de pessoas por conta do benefício da Renova. Aí você desestrutura o setor saúde, sobrecarrega os serviços ofertados à população”.

“A renova coloca as próprias pessoas da comunidade, umas contra as outras. Marcam reuniões e não comparecem”.

Relatos da população

Os critérios de pagamento dos benefícios também foi um ponto questionado pelos moradores. A recusa do benefício para alguns em detrimento de outros em situação similar foi citada como um fator de angústia e revolta entre a população.

Como mencionado, os impactos do desastre também afetaram renda e trabalho dos moradores das regiões visitadas. Regência por exemplo é uma cidade que fica à beira mar e vivia em grande parte do turismo. A praia, é conhecida por suas ondas grandes o que atrai os surfistas. O desastre, segundo os moradores, afastou o turismo impactando na economia local.

“A padaria teve uma queda na produção devido à queda do turismo”.

“O desastre prejudicou o turismo; antes era muito forte, não dava vazão”.

“A pousada que antes era muito cheia, hoje está abandonada, tenho saudade dos turistas”.

Relatos da população

A população também se queixa de aumento de gastos com compra de medicamentos antialérgicos, roupas, frutas e verduras, e água mineral.

As pessoas que criam animais relataram morte de muitos animais devido ingestão de água (gado, cavalo, cachorro).

“A barriga incha e eles morrem”.

“O gado já não quer mais beber a água do rio”.

Relato de criador

Alguns relataram casos de cegueira nas galinhas, peixes com órgãos “pretos e podres” e galinhas com uma “bola de água no lugar do fígado, com líquido amarelado”.

Capítulo III: Contaminantes de Interesse

CONTEXTUALIZAÇÃO

Os contaminantes de interesse são os compostos ou elementos químicos específicos do local de risco, que a equipe de ARSH seleciona para uma avaliação posterior sobre seus efeitos potenciais na saúde. A identificação dos contaminantes de interesse é um processo iterativo que se baseia na análise das concentrações dos contaminantes no local, na qualidade e suficiência dos dados da amostragem ambiental, na produção de dados ambientais próprios pela equipe de ARSH, quando necessário, e no potencial de exposição humana. Assim, são duas as etapas do processo de determinação dos contaminantes de interesse, à saber: validação dos dados ambientais existentes e avaliação dos dados analíticos, detalhadas abaixo:

- **Validação dos dados ambientais existentes**

Caso os dados ambientais existentes sejam insuficientes ou inadequados, segundo os critérios da metodologia, a equipe de ARSH relatará a insuficiência ou inadequação dos dados ou produzirá novos dados, para que todos os compartimentos ambientais e todos os potenciais contaminantes de interesse estejam devidamente avaliados. Na necessidade de produção de novos dados, devem ser observadas as seguintes etapas:

- 1- Planejamento da amostragem, incluindo: Premissas para a amostragem; Definição dos compartimentos ambientais e contaminantes a serem avaliados; Definição dos procedimentos de amostragem; Definição dos valores de referência; Definição dos métodos analíticos.
- 2- Realização da amostragem ambiental, incluindo: Elaboração de pré-planejamento da amostragem ambiental; Visita à área para confirmação das premissas do pré-

planejamento; Realização da amostragem ambiental. Essa etapa será melhor detalhada adiante, para realização da ARSH em Linhares.

Cabe destacar que sempre que necessária a produção de novos dados, as premissas que forem estabelecidas para a ARSH devem ser observadas para o planejamento de amostragem.

- **Avaliação dos resultados analíticos**

Ocorre através da comparação com os valores de referência utilizados, determinação dos contaminantes de interesse em cada compartimento ambiental.

Etapas da amostragem ambiental

As etapas da amostragem ambiental para a realização da ASRH em Linhares foram seguidas conforme as diretrizes da metodologia de ARSH do Ministério da Saúde, que preconizaram:

- Validação das informações ambientais existentes
- Pré-planejamento da amostragem ambiental
 - - Seleção dos contaminantes de potencial interesse
 - - Seleção dos compartimentos ambientais para a amostragem
 - - Especificação dos métodos e procedimentos de amostragem
 - - Especificação dos métodos analíticos
 - - Determinação dos valores de referência a serem utilizados
- Visita às áreas de amostragem
 - - Confirmação dos pontos de amostragem
- Realização da amostragem ambiental
 - - Realização de coleta e análises laboratoriais
- Comparação dos resultados laboratoriais com os valores de referência para determinação dos contaminantes de interesse.

O plano de amostragem contendo o planejamento e realização da amostragem ambiental para Linhares estão apresentados no (Anexo 3).

Critérios de amostragem

Na amostragem de solo superficial buscou-se as áreas de deposição da lama de rejeitos, que formaram um “novo solo” superficial, priorizando as áreas com presença de pessoas

(residentes e/ou pessoas com atividades no local), bem como áreas caracterizadas pela produção de alimentos e pela presença de animais ou indícios de sua presença (fezes ou pisoteamento). Esse “novo solo” superficial, após a secagem dos rejeitos, passa a ser um emissor de poeira, podendo gerar potenciais novas rotas de exposição.

A água de consumo humano, em suas diferentes formas de captação (superficial e subterrânea), foi amostrada no seu ponto de consumo. A seleção desse compartimento deu-se a partir dos relatos de preocupação da comunidade com o consumo de água nas várias localidades atingidas, mesmo considerando que já havia realização de outros estudos prévios na área. As localidades visitadas, de maneira geral, durante a etapa de levantamento das preocupações, expressaram grande preocupação com a água de consumo humano.

A amostragem dos alimentos (vegetais e organismos aquáticos) foi realizada em áreas onde ocorreu a deposição da lama. Quando se busca a determinação da contaminação ambiental dos peixes, sob a perspectiva da exposição humana aos contaminantes, além de levantamento de hábitos de dieta das populações locais e das características ambientais específicas da contaminação na área, devem ser observados os seguintes critérios na amostragem dos organismos aquáticos comestíveis:

- Representar as espécies de maior consumo pela população, observando também a sazonalidade do consumo;
- Representar espécies do topo da cadeia trófica, dos carnívoros, no caso dos peixes;
- Representar espécies adultas;
- Observar outros dados ictiológicos como dimensões e hábitos migratórios que indiquem períodos de exposição aos contaminantes, entre outros aspectos.

Esses critérios se baseiam em vários fatores:

Além de características de migração, hábitos alimentares, tempo e local de exposição, entre outros, as concentrações de metais em peixes podem ser resultado de múltiplas influências de uma série de fatores físico-químicos e ambientais. Todos estes fatores bióticos e abióticos interagem juntos de formas complexas, específicas para cada sistema aquático, resultando em concentrações dos metais altamente variáveis em peixes coletados através do espaço e do tempo e entre as espécies. Todas tentativas de integrar todos esses fatores em modelos mecanicistas não produziram resultados satisfatórios (Tetra Tech, Inc., 1999), inibindo as possibilidades de real definição de rotas de exposição para estudos de ARSH.

Realização da amostragem sob a estratégia de pior cenário

Considerando a estratégia de **pior cenário**, o plano de amostragem para cada compartimento ambiental buscou o levantamento de dados para todos os potenciais contaminantes de interesse nas áreas imediatamente próximas ao leito das drenagens afetadas pela lama de rejeitos, bem como no seu entorno. A estratégia deu-se principalmente em áreas povoadas, e incluiu os seguintes compartimentos ambientais: solo superficial, água subterrânea, água superficial, água de abastecimento público, sedimentos, poeira domiciliar, alimentos (vegetais e organismos aquáticos).

Definição dos Métodos Analíticos e Valores de Referência

De acordo com o plano de amostragem (anexo 3), foram seguidos os procedimentos operacionais padrão (POP) de rotina para coleta e envio das amostras para análise.

Os métodos analíticos selecionados tiveram como premissas:

- a) serem normas estabelecidas nacional e/ou internacionalmente; e
- b) apresentarem limites de quantificação abaixo dos valores de referência definidos pela equipe de ARSH.

Os métodos analíticos utilizados, bem como seus respectivos limites de quantificação são apresentados de forma específica para cada compartimento ambiental e para cada contaminante analisado nos respectivos laudos analíticos (Anexo 4 Laudos Analíticos LINHARES).

A equipe da Ambios utilizou os seguintes valores de referência para todas as fases dos estudos de ARSH em localidades atingidas pelo rompimento da barragem de Fundão:

Águas para consumo humano e água superficial

- ✓ Padrão de potabilidade da [Portaria de consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, do Ministério da Saúde](#)

Alimentos

- ✓ ANVISA - [RDC Nº 42/2013](#)

Sedimentos

- ✓ Resolução [CONAMA No 454/2012](#)

Solo

- ✓ Resolução [CONAMA No 420/2009](#) – Valor de Prevenção de acordo com seu Artigo 3, Parágrafo III.

Poeira Domiciliar

- ✓ Resolução [CONAMA No 420/2009](#) – Valor de Prevenção de acordo com seu Artigo 3, Parágrafo III.

Condicionantes para a realização da ARSH em Linhares

Qualidade e adequação à metodologia ARSH dos dados ambientais existentes

Conforme previamente exposto, a atividade inicial da equipe de ARSH da Ambios, foi a de organizar, avaliar e validar as informações e dados de todos os estudos disponibilizados pela Fundação Renova de produção própria ou produzidos pela Samarco, pela Vale ou por terceiros, contratados por essas entidades. Além disso, foram revistos os informes disponíveis do Setor Saúde, estudos e relatos de outras fontes (ONGs, academia e mídia), bem como os relatos sobre casos semelhantes envolvendo a emissão de contaminantes metálicos pelas atividades de mineração.

Há de se ressaltar, que esta avaliação inicial cobriu os dados dos estudos sobre os ambientes atingidos desde o local do rompimento da barragem de rejeitos em Bento Rodrigues, até a foz do rio Doce em Linhares/ES, e áreas da costa do Espírito Santo.

Pela estratégia metodológica selecionada, a seguir apresentada e justificada, não foram considerados os dados dos estudos produzidos no ambiente marinho da costa capixaba.

Para o processo de determinação dos contaminantes de interesse, a equipe de ARSH avaliou dados levantados pela própria equipe, dados fornecidos pelo Setor Saúde das três esferas de gestão do SUS e os dados ambientais disponibilizados pela Fundação Renova. O conteúdo integral da avaliação desses dados foi apresentado no Capítulo I – Avaliação dos dados existentes deste Relatório.

Nesta avaliação, a equipe de ARSH da Ambios constatou lacunas nos dados disponibilizados pela Fundação Renova em relação a alguns dos compartimentos ambientais de interesse, pela possibilidade de representarem potenciais rotas de exposição humana aos

contaminantes metálicos da lama de rejeitos. Outros compartimentos, onde a experiência da equipe não indicava a possibilidade de rotas de exposição humana, mas onde havia a preocupação externada pela população, foram considerados necessários na investigação.

Acerca das lacunas mencionadas acima, pode-se mencionar que nos materiais disponibilizados pela Fundação Renova não haviam dados sobre a contaminação dos alimentos (frutas, legumes, tubérculos). Ainda, apesar da existência de informações sobre a qualidade da água para consumo humano, mas em função da manifestação de preocupação da população, ou com a falta de divulgação dos resultados de suas coletas, ou com a preocupação dos dados apresentados pela Fundação Renova, a equipe decidiu coletar e analisar amostras de água, em busca de respostas para a população.

Por outro lado, dados existentes sobre outros compartimentos ambientais (solo, água superficial, sedimentos) não atendiam aos requisitos da metodologia de ARSH empregada (localização, procedimentos de coleta, dentre outros).

Desta forma, todas as informações ambientais utilizadas na definição de contaminantes de interesse no município de Linhares foram produzidas pela equipe de ARSH da Ambios.

Prazo (urgência)

A maioria dos estudos de ARSH já realizados pela equipe da Ambios tratava-se de “passivos ambientais” com histórico de décadas e farta documentação sobre muitos aspectos. Conforme previamente assinalado, nesses estudos, relativamente menos urgentes quanto aos resultados para as ações de acompanhamento de saúde das populações potencialmente expostas, tiveram prazo de cerca de 12 meses para sua realização (ver “Considerações iniciais”).

No caso dos impactos gerados pelo rompimento da barragem da Samarco em Mariana, cuja lama de rejeitos percorreu mais de 500 km atingindo localidades em dezenas de municípios e com influências sobre centenas de comunidades de características diversas, a urgência nas respostas para as ações de saúde de acompanhamento às populações expostas passou a ser fundamental.

Além disso, os estudos de ARSH somente foram iniciados decorridos quase 3 anos do evento emissor, agravando a urgência quanto aos resultados para a realização de acompanhamento de saúde dessas comunidades.

Observando todas as possibilidades para a realização dos estudos, desde que preservados seus objetivos centrais, quais sejam, fundamentar as ações de saúde para acompanhamento

das populações potencialmente expostas aos contaminantes, a equipe de ARSH da Ambios elaborou uma estratégia para a realização dos estudos em 3 fases com duração de 8 meses para cada fase. A estratégia proposta para a realização dos estudos enfatizou as populações mais diretamente atingidas pela lama de rejeitos e seus contaminantes metálicos.

Há de se ressaltar, neste contexto que, de forma amostral, cada fase proposta pela equipe de ARSH da Ambios é composta por 3 municípios com várias localidades, de 5 a 8 em cada município, com características diversas em quase todos seus aspectos (ambientais e de saúde). O condicionante prazo de realização dos estudos tornou-se a questão fundamental a ser considerada na estratégia para a realização dos estudos.

Desta forma, procurando alcançar resultados no menor espaço de tempo possível, a equipe propôs a realização dos estudos numa estratégia de pior cenário, aceita pelo contratante (Fundação Renova) e com aval da CT-Saúde (Câmara Técnica de Saúde) e do CIF (Comitê Interfederativo), formados para acompanhar as ações de recuperação do desastre. A realização dos estudos numa estratégia de pior cenário afeta também o processo de definição dos “contaminantes de interesse” como será relatado adiante.

Condicionantes ambientais

A preocupação central da amostragem ambiental nos estudos de ARSH recai sobre os compartimentos ambientais que possam representar rotas de exposição humana.

Além dos impactos diretos sobre o curso natural dos componentes da bacia hidrográfica do Rio Doce, provocando forte erosão das margens, aterramento do leito natural com imensa deposição dos rejeitos e a inundação das margens e áreas de várzea desses corpos hídricos. Afora isto, ocorreu a deposição de grandes quantidades de resíduos nas margens e áreas de várzea, alterando totalmente o ambiente físico dessas áreas.

O percurso da principal drenagem impactada pela lama de rejeitos em Linhares, o Rio Doce, a partir da sede do município, vai gradativamente assumindo uma transição para um ambiente estuarino até alcançar o ambiente marinho, resultando numa dinâmica ambiental complexa.

Após a retenção dos componentes mais pesados, principalmente retidos pelos sistemas de represas à montante, no território mineiro, e sua gradativa deposição até atingir o território capixaba, o material mais fino segue em direção à foz.

O material mais fino, componente da lama de rejeito vai se depositar em áreas de menor velocidade de fluxo do rio e, após a enxurrada de lama, se espalhar além das margens e várzeas do rio, formando no “novo solo” nas margens e o “novo sedimento” ao longo das drenagens afetadas. Este material mais fino, com participação de óxido de ferro e manganês hidratados, amorfo, é também um forte hospedeiro de metais traço, muitos deles metais pesados de alta toxicidade.

A presença de metais pesados tóxicos, como o cádmio, e seu enriquecimento nessas frações mais finas dos sedimentos já tem sido relatada nos estudos realizados ou contratados pela Fundação Renova que foram disponibilizados.

Assim, por exemplo, dados de estudos sobre os sedimentos (GOLDER, 2017c) indicam que após a avalanche da lama de rejeitos o contaminante cádmio apresentou picos de alteração de maior magnitude onde as concentrações chegam a atingir valores de cerca de uma ordem de grandeza mais elevados que os máximos históricos e/ou o nível regulatório. Desta forma, o cádmio estaria incluído entre os parâmetros que apresentaram picos de concentração após a chegada da pluma de rejeitos (Momento T1) ou durante o pulso de precipitação da estação chuvosa de 2015/2016. Assim, em março de 2017 foi registrada uma concentração máxima de cádmio de 1,199 mg/kg.

No entanto, conforme já assinalado, mesmo quando momentaneamente imobilizado nos sedimentos, os contaminantes podem ser remobilizados em diversos eventos, como nas cheias e enxurradas, sendo biodisponibilizados para a cadeia trófica aquática, inclusive peixes e outros organismos aquáticos comestíveis, podendo gerar rota de exposição humana pelo consumo.

Há de se considerar, neste contexto, que os estudos até o momento realizados não contemplam a atividade microbiana no solo e nos sedimentos, reconhecida como importante fator de mobilização e biodisponibilização dos contaminantes numa perspectiva de médio e longo prazo.

O material mais leve, depositado além do leito natural desses rios, após secagem, gerou uma importante fonte secundária de emissão de particulado fino (poeira) iniciando, possivelmente, um processo de contaminação de outros compartimentos ambientais. Assim, por exemplo, deve-se considerar a alteração do solo superficial pela deposição desse particulado fino, originando dúvidas sobre a inocuidade de áreas de produção de alimentos.

Nas áreas urbanas e pequenas localidades, principalmente nas proximidades de locais com maior mobilização de poeira, é provável a ocorrência de novas fontes secundárias de

emissão, seja pela emissão dos resíduos ressecados seja pelo transporte dos resíduos para outras disposições finais. Nelas se incluem, por exemplo, a água de abastecimento público que, dependendo das condições de armazenamento residencial, pode ter sofrido contaminação atmosférica.

Também deve ser considerada a possibilidade da percolação das áreas de deposição dos resíduos pelas águas das chuvas gerando, a depender do perfil litológico dos solos, a contaminação dos aquíferos cuja captação se destina ao consumo humano, irrigação ou consumo dos animais.

Determinação dos contaminantes de interesse

A determinação dos contaminantes de interesse é realizada pela comparação dos dados analíticos obtidos nas amostras ambientais, com os valores de referência utilizados para cada compartimento ambiental.

As tabelas a seguir apresentam os dados analíticos e os valores de referência utilizados para cada compartimento ambiental avaliado. Os limites de quantificação dos métodos analíticos e outras informações sobre os procedimentos analíticos estão apresentados nos respectivos laudos laboratoriais (Anexo 4, laudos Linhares).

Alimentos

Organismos aquáticos comestíveis

Em função da impossibilidade de realizar um levantamento adequado sobre a contaminação dos organismos aquáticos (comestíveis) nos ambientes marinhos, e incertezas sobre a validade da avaliação da contaminação por metais dos peixes da área estuarina no município de Linhares, a equipe de ARSH da Ambios optou pela determinação do teor de contaminantes metálicos em elos da cadeia trófica estuarina, principalmente em organismos de relativa baixa mobilidade e de maior contato com os componentes da lama de rejeito, notadamente os de menor granulometria e de maior deposição em áreas de menor velocidade do fluxo das águas do rio, nas margens. Para isto, a equipe de ARSH optou pelos organismos aquáticos crustáceos camarões, siris e goiamuns.

Maiores detalhes sobre a fundamentação para esta opção de amostragem sobre os organismos aquáticos são apresentados no Anexo 3 – Planejamento da Amostragem.

Os respectivos dados analíticos de cada amostra são apresentados no (Anexo 4 – LAUDOS LABORATORIAIS).

Com base nos laudos laboratoriais, os resultados sobre as concentrações de metais em organismos aquáticos são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Concentrações de metais em amostras de organismos aquáticos comestíveis

Organismos aquáticos

Tipo	Matriz	Nº	ID	Horário	Data	Coordenadas		Resultados em mg.kg ⁻¹									
						LAT	LONG	Fe	Mn	Pb	Cd	As	Hg	Cu	Ni	Zn	Sb
Limite de quantificação								5,0	0,050	0,50	0,050	0,050	0,050	0,050	0,50	0,50	0,50
Tecido Animal	Guaiamum	01	103146	09:12	08/02/2019	1938125	03949267	33,13	2,14	< 0,50	< 0,050	0,101	< 0,050	14,015	< 0,50	82,41	< 0,50
Tecido Animal	Guaiamum	02	103147	09:37	08/02/2019	1938241	03949284	16,10	1,08	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	6,889	< 0,50	59,54	< 0,50
Tecido Animal	Guaiamum	03	103148	10:30	08/02/2019	1938368	03949240	20,25	1,93	< 0,50	< 0,050	< 0,050	0,054	2,765	< 0,50	45,60	< 0,50
Tecido Animal	Guaiamum	04	103149	09:55	09/02/2019	1938609	03949267	23,22	10,42	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	10,354	< 0,50	51,41	< 0,50
Tecido Animal	Guaiamum	05	103150	12:40	08/02/2019	1937509	03949217	18,41	1,07	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	7,262	< 0,50	61,44	< 0,50
Tecido Animal	Guaiamum	06	103151	13:30	08/02/2019	1938154	03948286	7,98	2,79	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	4,498	< 0,50	34,17	< 0,50
Tecido Animal	Camarão	07	103152	08:10	09/02/2019	1938370	03949239	5,92	0,58	< 0,50	< 0,050	0,099	< 0,050	4,718	< 0,50	11,83	< 0,50
Tecido Animal	Siri	08	103155	08:10	09/02/2019	1938229	03949293	58,20	48,81	< 0,50	< 0,050	0,307	< 0,050	4,235	< 0,50	22,72	< 0,50
Tecido Animal	Camarão	09	103153	08:30	09/02/2019	1938229	03949293	26,71	1,11	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	28,671	< 0,50	21,69	< 0,50
Tecido Animal	Siri	10	103156	08:30	09/02/2019	1938367	03949240	30,78	0,74	< 0,50	< 0,050	0,055	< 0,050	6,248	< 0,50	14,70	< 0,50
Tecido Animal	Camarão	11	103154	09:15	10/02/2019	1937497	03949215	45,78	20,33	< 0,50	< 0,050	0,354	< 0,050	4,535	< 0,50	19,57	< 0,50
Tecido Animal	Siri	12	103157	09:15	10/02/2019	1938237	03949232	13,54	0,93	< 0,50	< 0,050	0,083	< 0,050	5,100	< 0,50	15,59	< 0,50
Tecido Animal	Siri	13	103158	11:00	10/02/2019	1937497	03949215	16,41	3,95	< 0,50	< 0,050	0,426	0,418	9,453	< 0,50	35,66	< 0,50
Tecido Animal	Camarão	14	103159	11:30	10/02/2019	1937941	03949398	36,02	18,77	< 0,50	< 0,050	0,125	< 0,050	4,367	< 0,50	20,74	< 0,50
Valores de referência1 (mg.kg-1)								N/A	N/A	0,50	0,50	1,0	0,50	N/A	N/A	N/A	N/A
Valores de referência2 (mg.kg-1)								N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

De acordo com os resultados analíticos não foram encontradas concentrações quantificáveis pelos métodos analíticos utilizados para os metais cádmio, chumbo, níquel e antimônio. O arsênio foi quantificado em algumas amostras apresentando concentração máxima de 0,426mg/kg, abaixo do valor de referência da ANVISA (1,0 mg/kg).

O mercúrio foi detectado em duas amostras, sendo uma em concentração de 0,418 mg/kg, próximo ao limite de referência utilizada (ANVISA RDC N° 42), de 0,50 mg/kg. Em relação ao mercúrio, devemos lembrar que um Estudo contratado pela Fundação Renova¹³ já havia constatado concentração de mercúrio em amostra de peixe acima dos valores de referência.

Outros metais apresentaram concentrações máximas: ferro (58,20 mg/kg); manganês (48,81 mg/kg); cobre (28,67 mg/kg); zinco (82,41 mg/kg). Para esses metais, entretanto, não existem valores de referência.

Com base nesses resultados, **não foram identificados contaminantes de interesse** nas amostras capturadas de organismos aquáticos comestíveis.

¹³ Monitoramento de Bioacumulação (Ictiofauna, Carcinofauna e Malacofauna) por Metais, na Região Marinha Adjacente a Foz do Rio Doce e sob Possível Influência da Lama de Rejeitos Oriunda do Rompimento da Barragem de Fundão. Relatório Técnico - RT ECV 065/16 - Revisão 00 - Abril/16. (ECONSERVATION, 2016a)

Vegetais

A amostragem de tubérculos buscou identificar uma possível contaminação desses alimentos pelos resíduos trazidos pela lama de rejeito depositados em solos nas margens durante o evento e posteriormente nas cheias e inundações dessas áreas pelas águas do Rio Doce contaminadas.

Maiores detalhes sobre as premissas e detalhamento da realização desta amostragem são apresentados no Anexo 3 – Planejamento da Amostragem. Os respectivos dados analíticos de cada amostra são apresentados no (Anexo 4 – LAUDOS LABORATORIAIS).

Com base nos laudos laboratoriais, os resultados sobre as concentrações de metais em organismos aquáticos são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4: Concentrações de metais em amostras alimentos vegetais – tubérculos

Tecido Vegetal																		
Local	Tipo	Matriz	Nº	ID	Horário	Data	Coordenadas		Resultados em mg.kg ⁻¹									
							LAT	LONG	Fe	Mn	Pb	Cd	As	Hg	Cu	Ni	Zn	Sb
	Limite de quantificação								5,0	0,50	0,50	0,050	0,050	0,050	0,050	0,50	0,50	0,50
Comunidade Areal	Raíz	Mandioca	01	60466	15:25	09/02/2019	1934502	03949449	< 5,00	0,54	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	0,532	< 0,50	2,53	< 0,50
Comunidade Entre Rios	Raíz	Mandioca	02	60467	10:30	09/02/2019	1935429	03949102	< 5,00	2,32	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	0,360	1,60	2,65	< 0,50
Comunidade Povoação Regência	Raíz	Mandioca	03	60468	16:37	10/02/2019	1934465	03947438	< 5,00	2,82	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	0,759	< 0,50	3,48	< 0,50
	Raíz	Mandioca	04	60469	18:55	08/02/2019	1938417	03949442	< 5,00	1,25	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,50	9,11	< 0,50
Regência	Raíz	Batata Doce	05	60470	18:50	08/02/2019	1938417	03949442	< 5,00	1,75	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	0,974	< 0,50	2,35	< 0,50
Ilha Fluvial – Rio Doce	Raíz	Mandioca	06	60471	12:08	09/02/2019	1937480	03949283	< 5,00	< 0,50	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,050	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Ilha Fluvial – Rio Doce	Raíz	Mandioca	07	60472	14:05	09/02/2019	1938379	03949509	5,90	5,12	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	0,201	< 0,50	4,52	< 0,50
Ilha Fluvial – Rio Doce	Raíz	Mandioca	08	95135	15:15	09/02/2019	1937849	03949390	< 5,00	1,74	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	1,322	< 0,50	2,04	< 0,50
Estrada Beira Rios	Raíz	Mandioca	09	95137	11:47	11/02/2019	1931072	03953847	< 5,00	2,15	< 0,50	< 0,050	< 0,050	< 0,050	0,839	< 0,50	1,48	< 0,50
Valores de referência1 (mg.kg-1)									N/A	N/A	0,1	0,1	0,2	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Valores de referência2 (mg.kg-1)									N/A	N/A	N/A	0,1	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

1 ANVISA RDC 42;
2 Codex alimentarius

De acordo com os resultados analíticos não foram encontradas concentrações quantificáveis pelos métodos analíticos utilizados para os metais cádmio, chumbo, arsênio, mercúrio e antimônio.

Outros metais apresentaram concentrações máximas: ferro (5,90 mg/kg); manganês (5,12 mg/kg); cobre (1,32 mg/kg); níquel (1,60 mg/kg) e zinco (9,11 mg/kg). São concentrações relativamente baixas e, além disso, para esses metais, entretanto, não existem valores de referência.

Com base nesses resultados, **não foram identificados contaminantes de interesse** nas amostras de vegetais tubérculos.

Durante as campanhas de amostragem foram coletadas amostras de água em diversos locais com usos distintos. A seguir abordaremos os resultados analíticos para água de consumo humano, apresentados na Tabela 5 de acordo com seus respectivos usos visando sua classificação como contaminantes de interesse, base para a determinação e classificação de rotas de exposição.

Água para consumo humano

A água abastecida pelo SAAE (amostra 09), coletada na torneira do espaço interno do Centro Ecológico de Regência, não apresentou nenhuma desconformidade com o padrão de qualidade da Portaria de Potabilidade de água do Ministério da Saúde.

As amostras de água de captação subterrâneas nas localidades de Entre Rios (amostra 08); Areal (amostra 01) Povoação (amostra 12), com exceção de teores de ferro e manganês levemente acima, não apresentaram outras desconformidades com o padrão de qualidade da Portaria de potabilidade de água do Ministério da Saúde. Vale ressaltar que a amostra coletada na localidade de Pontal do Ipiranga a concentração encontrada para ferro (2,728 mg/L) está muito acima do padrão de potabilidade (0,3 mg/L).

No entanto, padrão de potabilidade para o ferro é determinado por razões organolépticas, ou seja, de aceitabilidade da água devido sua aparência pelo consumidor. A preocupação de saúde é quando o consumidor busque águas de fontes menos confiáveis, devido à não aceitabilidade da água por sua aparência ou sabor, pelo excesso de ferro, principalmente a água do abastecimento público.

O manganês foi encontrado em amostras de água superficial em concentrações acima do VMP estabelecido pela Portaria de potabilidade de água/MS (100µg/L), de até 799 µg/L. Similar ao ferro, o estabelecimento do padrão de qualidade para manganês na Portaria de potabilidade de água do MS, se dá por razões organolépticas.

Pelo exposto, quando se apresentem como única desconformidade quanto aos contaminantes químicos em relação à portaria de potabilidade, **os metais ferro e manganês não serão considerados como contaminantes de interesse.**

O chumbo foi detectado em todas as amostras de água para consumo humano coletadas com concentrações próximas ao limite preconizado para potabilidade. Afora isto, na **localidade de Degredo (amostra 07)**, além das desconformidades de ferro (0,370 mg/L) e manganês (0,162 mg/L), constatou-se concentração de **chumbo (0,023 mg/L) acima do valor de referência** da Portaria de potabilidade de água do Ministério da Saúde (0,01 mg/L).

Desta forma, o **chumbo** deve ser considerado **contaminante de interesse** nas águas para consumo humano.

Tabela 5: Concentrações de metais em amostras de águas

Local	Tipo	Matriz	Nº	ID	Horário	Data	Coordenadas		Resultados em mg.L ⁻¹									
							LAT	LONG	Sb	As	Cd	Pb	Cu	Fe	Mn	Hg	Ni	Zn
Ilha Fluvial Rio Doce Comunidade Entre Rios Comunidade Entre Rios Comunidade Entre Rios Comunidade Degredo Comunidade Degredo Comunidade Entre Rios Regência Comunidade Areal Comunidade Areal Povoação Povoação Pontal do Ipiranga Rio Doce – Linhares/ES Rio Doce – Linhares/ES Rio Doce – Linhares/ES Rio Doce – Linhares/ES Rio Doce – Linhares/ES	Limite de quantificação								0,0040	0,00600	0,0005	0,0020	0,002	0,010	0,005	0,0002	0,005000	0,010
	Água	Subterrânea	01	11722	12:04	09/02/2014	1937059	03949238	0,0044	0,455900	0,0175	0,0116	< 0,002	82,690	0,425	< 0,0002	0,006283	0,098
	Água	Subterrânea	02	11725	13:48	09/02/2019	1938458	03949494	< 0,0040	0,009661	0,0066	0,0046	0,003	36,430	2,279	< 0,0002	< 0,005000	0,016
	Água	Subterrânea	03	11726	14:03	09/02/2019	1938379	03949511	< 0,0040	< 0,006000	0,0112	0,0087	0,003	56,850	2,342	< 0,0002	0,005642	0,024
	Água	Subterrânea	04	11727	15:30	09/02/2016	1937861	03949373	< 0,0040	0,015790	0,0056	0,0074	0,005	29,930	2,058	< 0,0002	< 0,005000	< 0,010
	Água	Subterrânea	05	11729	15:59	09/02/2019	1937630	03949251	< 0,0040	< 0,006000	0,0037	0,0078	0,006	20,970	0,113	< 0,0002	< 0,005000	0,011
	Água	Subterrânea	06	11710	10:50	09/02/2019	1915468	03943976	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0099	0,011	0,164	0,156	< 0,0002	< 0,005000	0,012
	Água	Subterrânea	07	11711	11:08	08/02/2019	1915479	03943538	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0237	0,006	0,370	0,162	< 0,0002	0,005447	0,018
	Água	Subterrânea	08	11712	11:35	09/02/2019	1936473	03949730	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0049	0,008	0,059	0,019	< 0,0002	< 0,005000	0,013
	Água	SAI	09	11713	18:15	09/02/2019	1938496	03949275	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0067	0,012	0,047	0,038	< 0,0002	< 0,005000	< 0,010
	Água	Subterrânea	10	11714	15:20	09/02/2019	1934441	03949444	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0082	0,006	1,124	0,033	< 0,0002	< 0,005000	0,020
	Água	Subterrânea	11	11715	15:45	09/02/2019	1935576	03949485	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0037	0,006	0,488	0,013	< 0,0002	< 0,005000	0,014
	Água	Subterrânea	12	11716	10:29	10/02/2019	1928004	03955113	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0034	0,007	0,370	0,169	< 0,0002	< 0,005000	< 0,010
	Água	Subterrânea	13	11717	15:59	10/02/2019	1934403	03947334	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0022	0,014	0,052	0,012	< 0,0002	< 0,005000	0,074
	Água	Subterrânea	27	11731	18:00	11/02/2017	1909834	03942807	< 0,0040	0,007690	< 0,0005	0,0031	0,006	2,728	0,036	< 0,0002	< 0,005000	< 0,010
	Água	Água Superficial	01	11705	11:50	09/02/2019	1927949	03955878	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0060	0,007	0,457	0,053	< 0,0002	< 0,005000	0,013
Água	Água Superficial	02	11706	16:00	09/02/2019	1936155	03948392	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0048	0,007	0,315	0,039	< 0,0002	< 0,005000	< 0,010	
Água	Água Superficial	03	11707	11:17	09/02/2019	1937095	03949070	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0025	0,006	0,524	0,191	< 0,0002	< 0,005000	< 0,010	
Água	Água Superficial	04	11708	12:38	09/02/2019	1937362	03949088	< 0,0040	< 0,006000	< 0,0005	0,0042	0,007	0,276	0,032	< 0,0002	< 0,005000	< 0,010	
Água	Água Superficial	05	11709	14:41	09/02/2019	1938323	03949500	< 0,0040	< 0,006000	0,0010	0,0080	0,007	7,130	0,122	< 0,0002	< 0,005000	0,032	
Valores de referência de acordo com a Portaria de potabilidade de água do Ministério da Saúde									0,005	0,01	0,005	0,01	2	0,3	0,1	0,001	0,07	5

Águas subterrâneas para irrigação e dessedentação animal

Foram coletadas amostras de águas de captação subterrânea em ilhas fluviais do Rio Doce na região estuarina. A maioria das captações apresentavam instalações de bombeamento. Essas águas, mesmo após procedimentos de esgotamento, apresentavam características visuais de rejeição para o consumo humano, com forte coloração ferruginosa. Segundo as pessoas que ocupam tais áreas os usos dessas águas seriam para a irrigação dos plantios e dessedentação animal, não sendo utilizada para consumo humano (ingestão, cozimento de alimentos ou banho).

Levando em consideração esses detalhes, a equipe de ARSH decidiu utilizar para os metais os valores de referência da Resolução CONAMA Nº 357:

(A) Seção I Das Águas Doces, Classe 1, alínea “d” (irrigação) e

(B) Seção I Das Águas Doces, Classe 3, alíneas “b” e “e” (dessedentação animal).

Os resultados analíticos dessas águas (amostras 01, 02, 03, 04 e 05) indicam concentrações de arsênio de até 0,455 mg/L (A = 0,1 mg/L; B) = 0,033 mg/L); cádmio de até 0,017 mg/L (A = 0,001 mg/L; B) = 0,01 mg/L); chumbo de até 0,021 (A = 0,1 mg/L; B) = 0,033 mg/L); de ferro de até 82,69 mg/L (A = 0,3 mg/L; B) = 5,00 mg/L) e manganês de até 2,34 mg/L (A = 0,1 mg/L; B) = 0,50 mg/L).

Para os metais antimônio e mercúrio não foram identificadas concentrações quantificáveis segundo os métodos analíticos utilizados. Para os metais cobre, níquel e zinco, nas amostras com concentrações detectáveis, estas estavam muito abaixo dos valores de referência.

Os resultados analíticos das amostras subterrâneas coletadas nas ilhas fluviais do Rio Doce assinalam os metais **arsênio, cádmio, chumbo, ferro e manganês como contaminantes de interesse** observando os valores de referência para irrigação e dessedentação animal.

Água superficial

Com o objetivo de se avaliar a concentração ambiental de metais foram coletadas amostras de água superficial no Rio Doce.

Os resultados analíticos para as amostras de água superficial são assinalados na Tabela 5, acima.

Os metais antimônio, arsênio, cádmio, mercúrio e níquel não foram detectados. Os metais cobre, chumbo e zinco apresentaram concentrações baixas, próximas aos respectivos limites de quantificação dos métodos analíticos utilizados. Somente o ferro (7,13 mg/L) e manganês (0,191 mg/L), apresentaram concentrações máximas acima dos padrões de potabilidade.

Como já assinalado, quando se apresentem como única desconformidade quanto aos contaminantes químicos em relação à portaria de potabilidade, **os metais ferro e manganês não serão considerados como contaminantes de interesse.**

Os sedimentos representam um importante depósito da contaminação trazida pela lama de rejeito advinda do rompimento da barragem da Samarco. Afora as sucessivas novas cargas de contaminantes, principalmente na forma de particulado após a retenção das frações mais pesadas à montante, os contaminantes contidos nos sedimentos são repetidamente revolvidos e potencialmente biodisponibilizados nas cheias e com a dinâmica das marés na região estuarina.

A especificidade da região estuarina em Linhares é enftizada por dados de Estudos realizados sob contratação da Fundação Renova¹⁴. Em relação ao material particulado suspenso que chega à Linhares, formador dos sedimentos na região estuarina, é de granulometria fina:

“O sedimento proveniente da barragem possui características argilosas, com diâmetro mediano $D_{50} = 3.27\text{mm}$, o que indica que a parcela mais grossa do sedimento oriundo do rompimento da barragem ficou retida nas porções mais à montante da bacia. ”

E, mais adiante, o mesmo estudo assinala os condicionantes específicos que facilitam a deposição deste particulado fino na área, formando os sedimentos:

“ Em relação à velocidade das águas, como esperado e confirmado pelos estudos (COPPETEC, 2016), a região estuarina apresenta várias áreas de diminuição da velocidade do fluxo quanto mais próximo da interface oceânica, facilitando a deposição do particulado mais fino nessas áreas. ”

A perspectiva de ocorrência da biodisponibilização dos contaminantes contidos nos sedimentos para a biota aquática é imprevisível quando e de que forma ocorrerá.

Os resultados analíticos nas amostras de sedimentos são apresentados na Tabela 6.

¹⁴ COPPETEC FUNDAÇÃO - COPPE-20275 – Avaliação dos impactos da ruptura da barragem de rejeitos de fundão em Mariana nove meses após o desastre – Capítulo 4 – “Avaliação da Zona Estuarina do Rio Doce e Zona Costeira Adjacente”

Tabela 6: Concentrações de metais em amostras de sedimentos

Local	Matriz	Nº	ID	Horário	Data	Coordenadas		Resultados em mg.Kg ⁻¹									
						LAT	LONG	Sb	As	Cd	Pb	Cu	Fe	Mn	Hg	Ni	Zn
Rio Doce – Margem Linhares/ES	Limite de quantificação							0,0200	0,0060	0,0010	0,0050	0,002	0,003	0,005	0,0002	0,0050	0,010
	Sedimento	01	11750	11:55	08/02/2019	1927949	03955878	1,8400	10,3800	6,2330	17,1500	13,670	16370,000	759,600	< 0,0002	18,5800	55,490
	Sedimento	02	11751	12:21	08/02/2019	1929336	03955102	2,8120	6,4460	9,0200	20,0300	15,890	15290,000	745,800	< 0,0002	20,0400	72,020
	Sedimento	03	11752	12:45	08/02/2019	1929960	03954705	0,5831	0,3454	1,9290	11,0600	8,515	8297,000	998,500	< 0,0002	9,7610	32,480
	Sedimento	04	11753	13:18	08/02/2019	1931237	03953719	1,7400	4,1520	6,0560	13,5800	12,060	14390,000	595,700	< 0,0002	12,5500	43,340
	Sedimento	05	11754	13:44	08/02/2019	1932155	03953074	1,8390	5,3480	6,1960	15,2500	10,890	14760,000	643,000	< 0,0002	12,7300	46,500
	Sedimento	08	11755	15:03	08/02/2019	1934066	03949742	2,1370	4,4610	6,1750	14,4600	10,720	13730,000	591,500	< 0,0002	11,9000	42,190
	Sedimento	07	11756	14:42	08/02/2019	1933824	03950822	1,6140	3,9550	4,0860	10,3100	7,289	11600,000	620,000	< 0,0002	9,0220	33,880
	Sedimento	06	11757	14:09	08/02/2019	1933375	03952041	1,0550	2,6650	3,8210	8,8500	7,090	11650,000	295,000	< 0,0002	8,5660	29,700
	Sedimento	09	11758	15:33	08/02/2019	1935184	03948582	1,8370	2,9840	4,5990	10,9400	8,519	12630,000	550,800	< 0,0002	9,3170	31,440
	Sedimento	10	11759	16:00	08/02/2019	1936155	03948392	2,0240	2,9660	6,8260	14,8600	12,750	15720,000	412,200	< 0,0002	14,6700	50,930
	Sedimento	11	11760	09:25	09/02/2019	1938727	03949509	1,5370	2,0500	5,5130	15,1000	11,820	13970,000	554,000	< 0,0002	14,4300	46,380
	Sedimento	12	11761	11:07	09/02/2019	1937093	03949075	1,5280	1,8070	4,2930	12,4100	8,245	12210,000	415,800	< 0,0002	9,9290	35,260
	Sedimento	13	11762	12:19	09/02/2019	1937611	03949242	1,7610	9,9920	5,4490	14,4900	8,717	17010,000	675,700	< 0,0002	13,8500	45,630
	Sedimento	14	11763	12:32	09/02/2019	1937368	03949083	1,3700	2,0420	4,1210	10,8600	7,272	12750,000	555,200	< 0,0002	8,7650	30,170
	Sedimento	15	11764	12:44	09/02/2019	1937140	03948912	1,0570	2,6850	3,5390	8,1720	5,868	11540,000	543,900	< 0,0002	8,0120	25,900
	Sedimento	18	11765	13:19	09/02/2019	1938239	03949402	2,1670	7,8990	8,0760	20,5500	17,740	18160,000	695,300	< 0,0002	19,5100	61,680
	Sedimento	17	11766	13:00	09/02/2019	1937863	03949329	2,3270	8,5540	7,9760	25,1700	17,820	15940,000	855,400	< 0,0002	20,3500	63,320
	Sedimento	16	11767	12:50	09/02/2019	1937777	03949318	1,6880	5,3220	5,5200	15,3500	12,370	13250,000	327,400	< 0,0002	16,2800	54,020
	Sedimento	19	11768	13:33	09/02/2019	1938450	03949953	2,4970	15,1200	8,5410	16,3700	11,570	16330,000	427,600	< 0,0002	14,5300	52,280
	Sedimento	20	11769	14:30	09/02/2019	1938431	03949965	1,9540	7,8960	5,1700	12,4500	9,685	13560,000	342,400	< 0,0002	14,6500	40,150
	Sedimento	21	11770	14:37	09/02/2019	1938382	03949486	1,7490	4,6290	5,7180	14,0200	9,890	13850,000	432,500	< 0,0002	9,8240	41,260
	Sedimento	22	11771	14:41	09/02/2019	1938323	03949500	1,7930	5,1480	5,7720	10,7700	7,670	13200,000	294,900	< 0,0002	9,5500	36,560
	Sedimento	23	11772	14:49	09/02/2019	1938258	03949472	0,5905	0,6697	1,0670	9,8810	9,062	4677,000	244,900	< 0,0002	11,9600	38,960
	Sedimento	24	11773	14:56	09/02/2019	1938150	03949495	2,9560	12,2100	11,0900	14,3600	9,558	17160,000	456,900	< 0,0002	13,0300	49,280
	Sedimento	25	11774	15:38	09/02/2019	1937836	03949354	1,6540	2,8790	5,0760	12,4700	9,896	13080,000	504,200	2,3390	11,0300	42,610
Valor de Referência CONAMA 454 – (mg/kg)								N/A	5,9	0,6	35	35,7	N/A	N/A	0,17	18	123

O arsênio e todos metais avaliados (antimônio, arsênio, cádmio, chumbo, cobre, ferro, manganês, mercúrio, níquel e zinco) apresentaram concentrações quantificáveis. Os metais antimônio, chumbo, cobre e zinco apresentaram concentrações abaixo dos valores de referência utilizados (Resolução CONAMA 454). Foram detectadas concentrações máximas de ferro (17.160 mg/kg) e de manganês (998 mg/kg) para as quais não existem valor de referência estabelecido.

Comparado com os respectivos valores de referência, constatou-se concentrações máximas para arsênio (12,21 mg/kg; VR=5,9 mg/kg); cádmio (11,09 mg/kg; VR=0,60 mg/kg); mercúrio (2,33 mg/kg; VR=0,17 mg/kg) e níquel (20,35 mg/kg; VR=0,17 mg/kg) acima dessas referências.

Portanto, o **arsênio** e os metais **cádmio, mercúrio e níquel** são considerados **contaminantes de interesse** com potencial de biodisponibilização e contaminação da cadeia trófica aquática.

Solo superficial

O “novo solo superficial” formado pela deposição da lama de rejeito, além de fonte de emissão dos contaminantes para as drenagens e potencialmente ser fonte de contaminação para os alimentos produzidos sobre ele, constitui importante fonte de emissão de poeira contaminada.

Os resultados analíticos nas amostras de solo superficial são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7: Concentrações de metais em amostras de solo superficial

Solo																	
Local	Matriz	Nº	ID	Horário	Data	Coordenadas		Resultados em mg.kg ⁻¹									
						LAT	LONG	Sb	As	Cd	Pb	Cu	Fe	Mn	Hg	Ni	Zn
			Limite de quantificação					0,0200	0,0060	0,0010	0,0050	0,002	0,003	0,005	0,0002	0,0050	0,010
Ilha Fluvial do Rio Doce.	Solo	01	11790	11:07	09/02/2019	1938526	03949373	2,6010	4,1000	10,4900	30,1900	24,200	16830,000	1298,000	< 0,0002	24,6800	92,850
Ilha Fluvial do Rio Doce.	Solo	02	11791	12:03	09/02/2019	1937508	03949373	2,8510	4,7260	12,1200	33,9100	28,540	18740,000	1743,000	< 0,0002	24,7200	112,900
Ilha Fluvial do Rio Doce.	Solo	03	11792	13:45	09/02/2019	1938458	03949509	0,3392	0,3801	0,2880	4,9760	7,791	1035,000	204,500	< 0,0002	8,0110	58,910
Ilha Fluvial do Rio Doce.	Solo	04	11793	14:07	09/02/2019	1938380	03949507	3,0130	10,4700	10,9600	34,8900	26,580	16330,000	807,400	< 0,0002	24,6500	105,600
Ilha Fluvial do Rio Doce.	Solo	05	11794	15:05	09/02/2019	1937849	03949390	2,8130	22,5200	11,2900	34,2300	36,740	17030,000	1504,000	< 0,0002	27,3800	126,500
Comunidade Entre Rios	Solo	06	11795	11:20	09/08/2019	1936428	03948594	2,1080	15,2400	7,6610	23,8100	22,530	15680,000	317,500	< 0,0002	20,0100	74,630
Comunidade Povoação (Ilha)	Solo	07	11796	10:29	09/02/2019	1928004	03955113	2,6810	6,3640	11,3100	26,6600	26,010	17990,000	1244,000	< 0,0002	26,7700	101,100
Comunidade Areal	Solo	08	11797	15:25	10/02/2019	1934502	03949441	0,4951	0,3207	0,9165	3,0130	3,458	4019,000	37,140	< 0,0002	1,6210	21,160
Comunidade Povoação	Solo	09	11798	16:37	10/02/2019	1934465	03955537	1,9880	5,2090	8,0910	20,5100	16,310	15750,000	853,800	< 0,0002	20,1000	74,700
Fazenda Maria Bonita	Solo	10	16874	11:00	11/02/2019	1928849	03955537	<0,0200	<0,0060	7,6700	15,2000	19,580	15720,000	951,000	< 0,0002	18,1000	74,700
Valor de Referência CONAMA 420 – Prevenção (mg/kg)								2	15	1,3	72	60	N/A	N/A	0,5	30	300

O mercúrio não apresentou concentração quantificável pelo método analítico utilizado. Os metais chumbo, cobre, níquel e zinco apresentaram concentrações quantificáveis abaixo dos valores de referência utilizados (Resolução CONOMA 420 – Valor de Prevenção).

O **antimônio**, com concentração máxima de 3,01 mg/kg (VR=2,0 mg/kg); o **arsênio**, com concentração máxima de 22,52 mg/kg (VR=15,0 mg/kg) e o **cádmio**, com concentração máxima de 12,12 mg/kg VR=1,3 mg/kg), acima dos respectivos valores de referência (RF) são considerados **contaminantes de interesse em solo superficial**.

A poeira domiciliar, amostrada nas residências próximas aos locais de deposição da lama de rejeito, é um importante indicativo para a exposição cumulativa aos contaminantes ambientais.

A direção dos ventos é um indicativo das áreas mais afetadas pela poeira contaminada. Dados disponibilizados pela Fundação Renova (COPPETEC FUNDAÇÃO - COPPE-20275) assinalam:

Os dados indicam ventos com direções mais frequentes de norte, norte-nordeste e nordeste. A velocidade máxima foi registrada na estação 2 e atingiu 11,18 m/s, proveniente de Norte. Ventos vindos de sul, sul-sudeste e sudeste também são observados, porém em menores frequências, dado que são fruto de eventos episódicos de passagem de frentes frias.

A Tabela 8 apresenta os resultados analíticos obtidos nas amostras de poeira domiciliar.

Tabela 8: Concentrações de metais em amostras de poeira domiciliar

Poeira																		
Local	Tipo	Matriz	Nº	ID	Horário	Data	Coordenadas		Resultados em mg.kg ⁻¹									
							LAT	LONG	Sb	As	Cd	Pb	Cu	Fe	Mn	Hg	Ni	Zn
	Limite de quantificação							0,0200	0,0060	0,0010	0,0050	0,002	0,003	0,005	0,0002	0,0050	0,010	
Regência	Poeira	Poeira Domiciliar	01	11735	19:10	08/02/2019	1938416	03949329	1,5830	5,9720	3,8350	62,0200	56,790	9993,000	390,300	< 0,0002	15,5500	222,200
Entre Rios	Poeira	Poeira Domiciliar	02	11736	10:30	09/02/2019	1936428	03948599	2,8850	2,4060	11,8400	38,9300	22,430	16840,000	2239,000	< 0,0002	21,1100	271,900
Povoação	Poeira	Poeira Domiciliar	03	11737	16:37	10/02/2019	1934465	03947438	2,5790	9,2500	5,5590	66,2400	52,590	12530,000	640,400	< 0,0002	13,3300	1951,000
Valor de Referência CONAMA 420 – Prevenção(mg/kg).									2	15	1,3	72	60	N/A	N/A	0,5	30	300

Com exceção do mercúrio, o arsênio e os metais avaliados foram detectados com concentrações quantificáveis em todas amostras analisadas. Os metais chumbo (66,2400 mg/kg; VR=72,00 mg/kg) e cobre (56,790 mg/kg; VR=60)) apresentaram concentrações máximas próximas dos respectivos valores de referência.

As concentrações máximas encontradas para os metais **antimônio** (2,885 mg/kg; VR=2,00); **cádmio** (11,84 mg/kg; VR=1,3 mg/kg) e **zinco** (1.951 mg/kg; VR=300,00 mg/kg) superaram os respectivos valores de referência e são considerados **contaminantes de interesse**.

Observe-se, adicionalmente, que todas concentrações cádmio se apresentaram acima do valor de 1,3 mg/kg, valor de referência utilizado (Resolução CONOMA 420 – Valor de Prevenção).

Com base nos dados da amostragem, sobre os contaminantes de interesse nos compartimentos ambientais avaliados nas localidades de Linhares, a equipe de ARSH concluiu:

- Não foram detectados contaminantes de interesse nas amostras de organismos aquáticos;
- Não foram detectados contaminantes de interesse nas amostras de tubérculos;
Nas amostras de **água de captação subterrânea utilizada para irrigação e dessedentação animal** nas ilhas fluviais do Rio Doce foram detectados **como contaminantes de interesse: arsênio, cádmio, chumbo, ferro e manganês**;
- Nas amostras de água para consumo humano o **chumbo** foi determinado como **contaminante de interesse**;
- Nas amostras de sedimentos, o **arsênio** e os metais **cádmio, mercúrio e níquel** são **contaminantes de interesse** com potencial de biodisponibilização e contaminação da cadeia trófica aquática.
- Nas amostras de solo superficial, o **antimônio**, o **arsênio**, e o **cádmio** são **contaminantes de interesse**; e, finalmente
- Nas amostras de poeira domiciliar, **antimônio**, o **cádmio**, e o **zinco** são **contaminantes de interesse**

Independentemente de onde foram encontrados, e em que concentrações acima dos valores de referência utilizados, e considerando também que o enriquecimento, a mobilização e a biodisponibilidade dos contaminantes podem ocorrer ocasional e localmente por múltiplos e complexos mecanismos de transporte, os contaminantes de interesse devem ser avaliados nas etapas seguintes da ARSH.

Capítulo IV: Mecanismos de Transporte

3

Como características gerais, o destino dos metais pesados nos sistemas aquáticos depende do particionamento entre sólidos solúveis e particulados. As fases de adsorção, precipitação, coprecipitação e complexação são processos que afetam o particionamento. Estes mesmos processos, que são influenciados pelo pH, potencial redox, força iônica da água, concentração de íons complexantes e as espécies e concentração do metal, afetam a adsorção de metais pesados ao solo (RICHTER & THEIS, 1980).

Argilas, siltes, óxidos de ferro, manganês e matéria orgânica do solo podem se ligar eletrostaticamente a metais (troca de cátions), assim como quimicamente (adsorção específica).

Nem sempre é possível separar os processos de destino ambiental relacionados ao transporte e distribuição, daqueles relacionados com a transformação de um metal e seus vários compostos e complexos. Por causa de delimitações analíticas, os pesquisadores raramente identificam a forma de um metal presente no ambiente.

Uma mudança no transporte ou distribuição de um metal pode ser resultado de uma transformação. Por exemplo, complexação pode resultar em maior mobilidade, enquanto a formação de um sulfeto menos solúvel pode diminuir a sua mobilidade na água. A adsorção pode ser o resultado de fortes ou fracas ligações sendo formadas. Separar os dados relativos à adsorção forte ou fraca em diferentes seções é difícil e nem sempre possível.

A seguir são apresentados os mecanismos de transporte dos contaminantes de interesse listados no capítulo III.

A exposição humana ao cádmio pode resultar do consumo de alimentos, água potável ou ingestão acidental de solo ou poeira contaminada; da inalação de partículas contendo cádmio do ar ambiente; da inalação de fumaça de cigarro, que contém cádmio absorvido pelo tabaco; ou de trabalhar em uma ocupação envolvendo a exposição a fumos de cádmio e poeira (ELINDER, 1985). A maior parte da água potável contém níveis muito baixos de cádmio, não sendo, geralmente, uma via importante de exposição.

As concentrações de cádmio no ar ambiente são geralmente inferiores a $5 \times 10^{-6} \text{ mg/m}^3$, mas concentrações até $5 \times 10^{-4} \text{ mg/m}^3$ foram detectadas em ar próximo de instalações emissoras de cádmio (ELINDER, 1985).

A exposição dietética pode aumentar à medida que a precipitação ácida diminui o pH do solo. Grãos e cereais são os produtos que geralmente contribuem com a maior porcentagem de cádmio na dieta; batatas, vegetais folhosos e verduras também contêm níveis relativamente altos. Carnes de órgãos (fígado e rim) e moluscos também podem contribuir para a ingestão de cádmio em indivíduos que consomem grandes quantidades desses alimentos. Fumar é uma importante fonte de exposição ao cádmio e, tipicamente, duplica a absorção diária total de cádmio (ELINDER, 1985).

Ar

O cádmio e seus compostos têm pressões de vapor insignificantes, mas podem existir no ar como partículas suspensas derivadas, por exemplo, de sua mobilização a partir de solos contaminados. Na atmosfera, o cádmio se apresenta geralmente como componente do material particulado, que pode consistir em partículas muito pequenas. O principal destino do cádmio transportado pelo ar é ser dispersado pelo vento e, subsequentemente, depositado por processos úmidos ou secos (ELINDER, 1985). A principal espécie química no ar é o óxido de cádmio, embora alguns sais de cádmio, como o cloreto de cádmio, possam entrar no ar especialmente quando proveniente de processos de incineração (IARC, 1993).

O cádmio emitido para a atmosfera pode estar associado a particulados muito pequenos que estão na faixa respirável ($<10 \mu\text{m}$) e estão sujeitos a transporte de longo alcance. Estes poluentes de cádmio podem ser transportados de cem a alguns milhares de quilômetros e têm um tempo de residência atmosférico típico de cerca de 10 dias antes da deposição. Maiores partículas contendo cádmio são removidas da atmosfera por sedimentação

gravitacional, com substancial deposição em áreas a favor do vento da fonte poluente (KEITZ, 1980).

Água

O cádmio pode ser liberado para as águas superficiais por processos naturais de intemperismo, pela descarga de instalações industriais ou estações de tratamento de esgoto, ou pela lixiviação de aterros sanitários ou do solo. As águas subterrâneas podem ser contaminadas por cádmio por drenagem de mina, águas residuais, transbordamento de tanques de rejeitos e escoamento de águas pluviais das áreas de mina (EPA 1981, 1985a; IJC 1989).

Nas águas superficiais e subterrâneas, o cádmio pode existir como íon hidratado ou como complexos iônicos com outras substâncias inorgânicas ou orgânicas. O cádmio é mais móvel em ambientes aquáticos do que a maioria dos outros metais pesados (por exemplo, chumbo). Em águas naturais não poluídas, a maior parte do cádmio transportado na coluna de água existirá no estado dissolvido como o íon hidratado $\text{Cd}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$. (CALLAHAN *et al.*, 1979).

Pequenas quantidades de cádmio são transportadas com as partículas grosseiras e apenas uma pequena fração é transportada com os colóides. Em águas não poluídas o cádmio pode ser removido da solução pela troca de cádmio por cálcio na estrutura reticulada dos minerais carbonatados. Em águas poluídas ou ricas em orgânicos, a adsorção de cádmio por substâncias húmicas e outros agentes orgânicos complexantes desempenha um papel dominante no transporte, particionamento e remobilização de cádmio (CALLAHAN *et al.*, 1979).

A concentração de cádmio na água é inversamente relacionada ao pH e à concentração de material orgânico na água (CALLAHAN *et al.*, 1979). Nos ambientes aquáticos, como o cádmio existe apenas no estado de oxidação 2^+ , o cádmio aquoso não é fortemente influenciado pelo potencial oxidante ou redutor da água. No entanto, sob condições redutoras, o cádmio pode formar sulfeto de cádmio, que é pouco solúvel e tende a precipitar (EPA, 1983; MCCOMISH & ONG, 1988). O cádmio livre (iônico), forma tóxica, se torna muito mais prevalente na baixa salinidade (SPRAGUE, 1986).

Em água doce o cádmio está presente principalmente como íon $(+2)$ ou como complexos de $\text{Cd}(\text{OH})_2$ e CdCO_3 , embora em altas concentrações de matéria orgânica, mais da metade possa ocorrer em complexos (MCCOMISH & ONG, 1988). Alguns compostos de cádmio, como sulfeto de cádmio, cádmio carbonato e óxido de cádmio, são praticamente insolúveis em água. No entanto, compostos insolúveis em água podem ser alterados para sais solúveis por

interação com ácidos ou luz e oxigênio. Por exemplo, suspensões aquosas de sulfeto de cádmio podem gradualmente fotolizar em cádmio solúvel (IARC, 1993).

Em ambientes estuarinos, a complexação de cádmio com íon cloreto aumenta com a salinidade até que em água do mar o cádmio se apresenta quase inteiramente como espécies de cloreto ($\text{CdCl} + \text{CdCl}_2$, CdCl_3^-), com uma pequena porção como Cd^{2+} . Em ambientes reduzidos o cádmio se precipita como sulfeto de cádmio na presença de íons sulfeto (MCCOMISH & ONG, 1988). Fotólise não é um mecanismo importante no destino aquático dos compostos de cádmio (EPA, 1983b), nem é provável a ocorrência de metilação biológica (EPA, 1979).

Thornton (1992) relata que as águas da vizinhança de depósitos minerais contendo cádmio podem ter concentrações de cádmio $\geq 1.000 \mu\text{g/L}$. A concentração de cádmio na água superficial natural e nas águas subterrâneas são geralmente $< 1 \mu\text{g/L}$ (ELINDER, 1985, 1992).

Precipitação e sorção para superfícies minerais, óxidos metálicos hidratados e materiais orgânicos são os processos mais importantes para a remoção de cádmio da água para os sedimentos. O ácido húmico é o principal componente do sedimento responsável pela adsorção. A sorção aumenta à medida que o pH aumenta (CALLAHAN *et al.*, 1979). As bactérias sedimentares também podem auxiliar na partição do cádmio da água para os sedimentos (BURKE & PFISTER, 1988).

O cádmio adsorvido às superfícies minerais, como argila ou materiais orgânicos, é mais facilmente bioacumulável ou liberado no estado dissolvido quando o sedimento é revolvido (CALLAHAN *et al.*, 1979). A remobilização do cádmio a partir de sedimentos pode ocorrer sob variadas condições ambientais de pH, salinidade e potencial redox (CALLAHAN *et al.*, 1979; EISLER, 1985; FEIJTEL *et al.*, 1988; MUNTAU & BAUDO, 1992).

Debus e colaboradores (1996) estudaram a retenção e distribuição de chumbo e cádmio em microcosmos de áreas pantanosas (*wetland*). As diferenças entre as concentrações medidas nas amostras de entrada e saída indicaram que aproximadamente metade do cádmio adicionado foi retido nos microcosmos dessas áreas. Experimentos mostraram que quase todos os vestígios de metais estavam presentes nos sedimentos como sulfetos, limitando sua biodisponibilidade e toxicidade. Os resultados de suas análises e a falta de efeitos biológicos perceptíveis sugeriram que, em áreas alagadas contendo sedimentos orgânicos, a química dos sedimentos domina o ciclo dos metais traço. Enquanto formas solúveis podem migrar em água, o cádmio é relativamente inerte em complexos insolúveis ou adsorvido a sedimentos.

Solo e sedimentos

Nos solos os fatores importantes que afetam a mobilidade de cádmio são: pH, reações de redução de oxidação e formação de complexos (BERMOND & BOURGEOIS, 1992; HERRERO & MARTIN, 1993). O Cádmio pode participar em reações de troca na superfície negativamente carregada de minerais de argila. Em solos ácidos a reação é reversível. No entanto, a adsorção aumenta com o pH e pode se tornar irreversível (HERRERO & MARTIN 1993). O cádmio também pode precipitar como compostos de cádmio insolúveis, formar complexos ou quelatos por interação com matéria orgânica. Dados disponíveis sugerem que a matéria orgânica é mais eficaz do que os constituintes inorgânicos para manter o cádmio indisponível (MCBRIDE, 1995). Exemplos compostos de cádmio encontrados no solo são $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$, CdCO_3 e $\text{Cd}(\text{OH})_2$ (HERRERO & MARTIN 1993). Estes compostos são formados à medida que o pH aumenta. Verificou-se que cerca de 90% do cádmio nos solos permanecem nos 15 cm mais superficiais. A mobilidade e disponibilidade do cádmio para as plantas em solos de zonas alagadas (wetland) são substancialmente diferentes daquelas em solos de terras altas. O cádmio tende a ser retido mais fortemente nos solos de zonas alagadas e está mais disponível para as plantas em condições de planalto (GAMBRELL, 1994).

Bioacumulação

Organismos aquáticos e terrestres bioacumulam o cádmio (HANDY, 1992a, 1992b; KUROSHIMA, 1992; NAQVIE HOWELL, 1993; ROSEMAN *et al.*, 1994; SURESH *et al.*, 1993). Em animais de água doce e ambiente marinho, o cádmio atinge concentrações centenas a milhares de vezes mais altas do que a concentração da água ambiente (EPA, 1979). Os fatores de bioconcentração relatados (BCF) variam de <200 a 18.000 para invertebrados (VAN HATTUM *et al.*, 1989), de 3 a 4.190 para organismos aquáticos de água doce (ASTER, 1995), e de 5 a 3.160 para organismos aquáticos de água salgada (ASTER, 1994). A bioconcentração em peixes depende do pH e do conteúdo de húmus da água (JOHN *et al.*, 1987).

Os dados indicam que o cádmio se bioacumula em todos os níveis da cadeia alimentar. A acumulação de cádmio tem sido relatada em gramíneas e culturas alimentares, em minhocas, em aves de capoeira, gado, cavalos e animais selvagens (ALLOWAY *et al.*, 1990; BEYER *et al.*, 1987; GOCHFELD & BURGER, 1982; KALAC *et al.*, 1996; ORNES & SAJWAN, 1993; RUTZKE *et al.*, 1993; SILEO & BEYER, 1985; VOS *et al.*, 1990). O nível de contaminação de uma cultura depende da absorção pelo sistema radicular, da absorção direta foliar, da translocação dentro da planta e da deposição superficial de material particulado (NWOSU *et al.*, 1995). Em geral, o cádmio se

acumula nas folhas e, portanto, apresenta um risco maior em vegetais folhosos cultivados em solo contaminado do que em sementes ou culturas de raiz (ALLOWAY *et al.*, 1990).

Alguns estudos concluíram que o pH do solo é o principal fator que influencia a absorção de cádmio pelas plantas (SMITH, 1994). A alteração do solo com calcário aumenta o pH, aumentando a adsorção de cádmio no solo e reduzindo sua biodisponibilidade (HE & SINGH, 1994; THORNTON, 1992). O tipo de solo também afeta a absorção de cádmio pelas plantas. Para solos com o mesmo teor total de cádmio, o cádmio é mais solúvel e mais disponível em solo arenoso do que em solo argiloso (HE & SINGH, 1994). O potencial de oxi-redução também pode ter um grande efeito sobre o transporte de cádmio no solo. Sob condições inundadas, a formação de sulfeto de cádmio aumenta e, assim, o cádmio diminui sua solubilidade (IIMURA, 1981).

A contaminação do solo pelo cádmio é preocupante porque o cádmio é absorvido eficientemente pelas plantas e, portanto, entra na cadeia alimentar para os seres humanos e outros animais. Um solo de pH baixo (comum nos latossolos brasileiros) aumenta a absorção de cádmio pelas plantas (ELINDER, 1992). O cádmio é captado e retido pelas plantas aquáticas e terrestres e concentra-se no fígado e rim dos animais que comem as plantas (ELINDER, 1985).

Embora alguns dados indiquem aumento das concentrações de cádmio em animais no topo da cadeia alimentar, comparações entre animais de diferentes níveis são difíceis e os dados disponíveis sobre a biomagnificação não são conclusivos (BEYER, 1986; GOCHFELDE BURGER, 1982). No entanto, a absorção de cádmio do solo pelas culturas de alimentos pode resultar em altos níveis de cádmio em carne e aves domésticas (especialmente no fígado e nos rins). Este acúmulo de cádmio na cadeia alimentar tem importantes implicações para a exposição humana ao cádmio, ocorrendo ou não a biomagnificação.

Chumbo

Ar

As poeiras transportadas pelo ar assentam-se em alimentos, água, roupas e outros objetos e, posteriormente, podem ser transferidas para a boca. Um fator importante na determinação do transporte atmosférico de chumbo é a distribuição do tamanho das partículas. As partículas grandes, particularmente aquelas com diâmetros maior que 2 μm , precipitam da atmosfera rapidamente e são depositadas relativamente perto das fontes de emissão. Partículas menores podem ser transportadas por milhares de quilômetros (EPA, 1982).

Arrastamento ou suspensão de partículas de solo no ar em movimento é outra via de transporte de chumbo. Esse processo pode ser importante para contribuir com a carga do chumbo em áreas com níveis elevados de chumbo no solo (EPA, 1982).

Na atmosfera o chumbo inorgânico existe principalmente na forma de PbSO_4 e PbCO_3 que impacta o solo; os compostos inorgânicos de chumbo existem principalmente na forma particulada. Após a liberação para a atmosfera, as partículas de chumbo são dispersas e finalmente removidas da atmosfera por deposição úmida ou seca. A quantidade de chumbo extraída da atmosfera pela deposição úmida é muito variável podendo apresentar de 40 a 70% da deposição de chumbo, dependendo de fatores como a localização geográfica e a quantidade de emissões na área (EPA 1982).

10

Água

A química do chumbo em solução aquosa é altamente complexa porque este elemento pode ser encontrado em uma multiplicidade de formas. O chumbo tem tendência a formar compostos de baixa solubilidade com os principais ânions encontrados em águas naturais. A quantidade de chumbo nas águas superficiais depende do pH e do teor de sal dissolvido da água. O teor de sal dissolvido, por sua vez, depende do pH e da pressão parcial do CO_2 , bem como da temperatura da água. No ambiente a forma divalente (Pb^{2+}) é a espécie iônica estável do chumbo. Hidróxido, carbonato, sulfeto e, mais raramente, sulfato podem atuar como controles de solubilidade na precipitação de chumbo da água.

Em um pH menor que 5,4, o sulfato de chumbo limita a concentração de chumbo na solução, enquanto em um pH > 5,4, os carbonatos de chumbo limitam as concentrações de chumbo. Os cálculos de equilíbrio mostram que em pH maior que 5,4, a solubilidade total do chumbo é de aproximadamente 30 $\mu\text{g/L}$ em água dura e aproximadamente 500 $\mu\text{g/L}$ em água macia. Os íons sulfato, se presentes em água macia, limitam a concentração de chumbo na

solução através da formação de sulfato de chumbo. Acima de pH 5,4, os carbonatos de chumbo, PbCO_3 e $\text{Pb}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$, limitam a concentração (EPA, 1979).

A concentração de carbonato é, por sua vez, dependente da pressão parcial de dióxido de carbono, pH e temperatura. Na maioria das águas superficiais e subterrâneas, a concentração de chumbo dissolvido é baixa porque o chumbo formará compostos com ânions na água, como hidróxidos, carbonatos, sulfatos e fosfatos, que têm baixa solubilidade em água e se precipitam para fora da coluna d'água (MUNDELL *et al.*, 1989).

Espera-se que uma fração significativa de chumbo transportada pela água do rio esteja em uma forma não dissolvida, que pode consistir de partículas coloidais ou maiores partículas não dissolvidas de carbonato de chumbo, óxido de chumbo, hidróxido de chumbo ou outros compostos de chumbo incorporados em outros componentes de partículas de superfície do escoamento. O chumbo pode ocorrer tanto como íons sorvidos ou revestimentos de superfície em partículas minerais sedimentares, como também pode ser transportado como parte de matéria orgânica suspensa ou não viva na água. A proporção de chumbo em sólidos suspensos para chumbo na forma dissolvida varia de 4:1 em riachos rurais a 27:1 em riachos urbanos (GETZ *et al.*, 1977).

11

Solo e sedimentos

O solo é considerado um dos depósitos principais de chumbo, pois este contaminante pode ali permanecer indefinidamente. O chumbo no solo pode estar sob diversas formas: relativamente insolúvel (sulfato, carbonato ou óxido), solúvel, adsorvido e coprecipitado como sesquióxido, adsorvido em matérias orgânicas coloidais ou complexado no solo (IPCS, 1995).

O destino do chumbo no solo é influenciado pela adsorção específica ou de permuta nas interfaces minerais, a precipitação de formas sólidas pouco solúveis do composto e a formação de complexos ou quelatos organometálicos relativamente estáveis com matéria orgânica do solo. Esses processos dependem de fatores como pH do solo, tipo de solo, tamanho de partícula, conteúdo de matéria orgânica do solo, presença de colóides inorgânicos e óxidos de ferro, capacidade de troca catiônica (CTC) e quantidade de chumbo no solo (NSF, 1977; REDDY *et al.*, 1995).

O pH do solo influencia a mobilidade do metal no solo, que pode sofrer modificações, formar compostos menos solúveis e tornar-se menos disponível. Em solos cultivados os níveis de chumbo podem variar de 20 a 80 $\mu\text{g/g}$. Em pH próximo ao neutro, os complexos carbonato-

chumbo orgânicos dissolvidos são as espécies predominantes nos extratos aquosos do solo. Em pH baixo, predomina a forma iônica de chumbo (Pb^{2+}) e os pares de íons (por exemplo, $PbSO_4$). O acúmulo de chumbo na maioria dos solos é principalmente uma função da taxa de deposição da atmosfera. A maior parte do chumbo é retida fortemente no solo e muito pouco é transportado para as águas superficiais ou subterrâneas. As condições que induzem a lixiviação são a presença de chumbo no solo em concentrações que se aproximam ou excedem a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo, a presença de materiais no solo que são capazes de formar quelatos solúveis com chumbo e uma diminuição na o pH da solução de lixiviação (EPA, 1986; NSF, 1977).

O chumbo é fortemente ligado à matéria orgânica no solo e, embora não seja sujeito a lixiviação, pode entrar nas águas superficiais como resultado da erosão das partículas do solo contendo chumbo (REED *et al.*, 1995). O chumbo também pode ser imobilizado por troca iônica com óxidos ou argilas hidratadas ou por quelação com ácidos húmicos ou fúlvicos no solo (OLSON & SKOGERBOE, 1975).

Em solos com pH de 6,5 e com pelo menos 5% de teor de matéria orgânica, o chumbo atmosférico é retido nos 2 a 5 cm superiores do solo não perturbado. O chumbo inorgânico pode ser ligado a matrizes cristalinas de rochas e permanecer essencialmente imóvel; também pode ser aprisionado na água imóvel em torno de macro e microporos do solo (REED *et al.*, 1995).

Complexos de chumbo e precipitados no solo e sua transformação dependem do tipo de solo. Em solos com alto teor de matéria orgânica e pH entre 6 e 8, o chumbo pode formar complexos insolúveis de chumbo orgânico; se o solo tiver menos matéria orgânica no mesmo pH, podem se formar complexos de óxido de chumbo hidratado ou o chumbo pode precipitar-se com íons de carbonato ou fosfato. Em um pH de 4-6, os complexos de chumbo orgânicos tornam-se solúveis e lixiviados ou podem ser absorvidos pelas plantas (EPA, 1986).

Bioacumulação

Plantas e animais podem bioconcentrar o chumbo, mas a biomagnificação não foi detectada. Embora a biodisponibilidade do chumbo no solo para as plantas seja limitada devido à forte absorção do chumbo na matéria orgânica do solo, a biodisponibilidade aumenta à

medida que o pH e o teor de matéria orgânica do solo são reduzidos. O chumbo não é biomagnificado nas cadeias alimentares aquáticas ou terrestres. Pode contaminar as plantas terrestres como resultado da deposição e absorção atmosférica do solo, e dos animais como resultado da inalação de ar ambiente contaminado ou ingestão de plantas contaminadas.

Em geral, as maiores concentrações de chumbo são encontradas em organismos aquáticos e terrestres que vivem perto de instalações de mineração, fundição e refino de chumbo; áreas de disposição de resíduos e em locais onde de dragagem. O chumbo pode estar presente nas superfícies das plantas como resultado da deposição atmosférica; sua presença em tecidos vegetais internos indica absorção biológica do solo e superfícies foliares.

Níquel

A avaliação confiável do potencial de exposição humana ao níquel depende, em parte, da confiabilidade dos dados analíticos das amostras ambientais e espécimes biológicos. Concentrações de níquel em atmosferas não poluídas e em águas superficiais naturais são

frequentemente tão baixas que estão perto dos limites dos métodos analíticos. Ao revisar os dados sobre os níveis de concentrações de níquel no ambiente, também se deve notar que as concentrações identificadas analiticamente não são necessariamente equivalentes às concentrações biodisponíveis.

Ar

O níquel é liberado para a atmosfera na forma de material particulado ou adsorvido ao material particulado, sendo dispersado pelo vento e removido por decantação gravitacional (sedimentação), deposição a seco, lavagem pela chuva. A taxa de remoção e distância a partir da fonte depende das características da fonte (por exemplo, altura da pilha), tamanho e densidade da partícula e condições meteorológicas (SCHROEDER *et al.*, 1987). Evidência para o transporte de longo alcance de níquel foi descrita na literatura pelo fato de que fontes de emissão na América do Norte, Groenlândia e Europa são responsáveis por concentrações elevadas de níquel atmosférico na região norueguesa do Ártico durante o verão e o inverno (PACYNIA & OTTAR, 1985).

As taxas estimadas de deposição de níquel variam de 0,01 a 0,5 kg/hectare/ano (1 a 50 mg/m²/ano) e de 0,1 a 5,95 kg/hectare/ano (10 a 595 mg/m²/ano) em áreas rurais e urbanas, respectivamente (SCHROEDER *et al.*, 1987). As concentrações médias de níquel no ar ambiente variam tipicamente entre 6 e 20 ng/m³ e podem ser tão altas como 150 ng/m³ perto de fontes antrópicas de níquel transportado pelo ar (BARCELOUX, 1999). Com base nos dados de emissão da EPA (NTI, 1996), foi estimada uma concentração média de níquel no ar ambiente nos Estados Unidos em 2,22 ng/m³ (EPA, 2003).

As concentrações médias anuais de níquel no ar ambiente em 11 cidades canadenses, medidas durante o período 1987-1990, variaram de 1 a 20 ng/m³, enquanto na zona rural a concentração média de níquel era de 1 ng/m³ (CEPA, 1994). Em outro estudo canadense, as concentrações médias de exposição ao níquel no ar para residentes que moram perto de fundições de cobre e refinarias de zinco variaram entre 0,005 e 0,151 µg/m³ (5-151 ng/m³) em comparação com níveis de fundo de 0,00069 µg/m³ (0,69 ng/m³) (NEWHOOK *et al.*, 2003).

Graney e colaboradores (2004) mediram o níquel em ar interior como parte de um estudo sobre exposição a metais para residentes em Towson, Maryland. Os participantes do estudo tinham uma idade média de 84 anos, eram todos não-fumantes e não cozinhavam suas próprias refeições. Níveis médios de níquel de 1,02 e 1,71 ng/m³ no ar foram relatados em

partículas (PM_{2,5}) das amostras coletadas de ar interno e de exposição pessoal, respectivamente.

Em um estudo com 46 estudantes do ensino médio em Nova York realizado no inverno e verão, as concentrações de níquel nas partículas coletadas (PM_{2,5}) a que esses estudantes estavam expostos foram avaliadas usando dispositivos de monitoramento pessoal e medições estacionárias de níquel dentro e fora de casa. As concentrações médias de níquel no ar obtido dos monitores externos, internos e pessoais foram semelhantes ($32,3 \pm 22,4$, $31,6 \pm 54,5$ e $49,6 \pm 114$ ng/m³, respectivamente). Da mesma forma, as concentrações médias de níquel obtidas dos três monitores durante o verão também foram similares ($11,7 \pm 6,3$, $12,6 \pm 8,4$ e $17,3 \pm 24,7$ ng/m³, respectivamente), embora um pouco abaixo das concentrações de inverno. Estes resultados sugerem que as concentrações ambientais são determinantes nas exposições internas e pessoais ao níquel (KINNEY *et al.*, 2002).

O assentamento gravitacional governa a remoção de partículas grandes (> 5 µm), enquanto partículas menores são removidas por outras formas de deposição seca e úmida. A importância da deposição úmida em relação à deposição seca geralmente aumenta com a diminuição do tamanho das partículas. A remoção de partículas grossas pode ocorrer em questão de horas. Pequenas partículas dentro da faixa de tamanho de 0,3 a 0,5 µm podem ter uma meia-vida atmosférica de até 30 dias e, portanto, tem o potencial de ser transportado por longas distâncias (SCHROEDER *et al.*, 1987).

Estudos indicam que com base nas propriedades químicas e físicas das partículas atmosféricas, as concentrações de níquel em partículas grandes (> 1 µm de diâmetro), comumente associadas com partículas derivadas de fontes naturais, são menores que as concentrações em partículas menores (<1 µm de diâmetro), que são tipicamente derivadas de fontes antropogênicas (GIUSTI *et al.*, 1991; SCUDLARK *et al.*, 1994; STOESEL & MICHAELIS, 1986). No entanto, experimentos em Ontário mostraram que o níquel está associado a partículas relativamente grandes, $5,6 \pm 2,4$ µm (CHAN *et al.*, 1986).

Uma análise dos modelos de estabilidade termodinâmica de vários minerais de níquel e espécies em solução indica que a ferrita de níquel é a espécie sólida que provavelmente irá precipitar nos solos (SADIQ & ENFIELD, 1984a). A formação de aluminato, fosfato ou silicato de níquel não foi significativa. Ni²⁺ e Ni(OH)⁺ são os principais componentes da solução do solo em solos alcalinos. Em solos ácidos as espécies de solução predominantes provavelmente serão Ni(OH)⁺, NiSO₄ e NiHPO₄ (SADIQ & ENFIELD, 1984b).

Água

A água de consumo humano é sempre uma preocupação central em estudos de saúde. Em uma pesquisa nacional de água bruta, tratada e distribuída de 71 municípios em todo o Canadá, a concentração de níquel na água potável tratada e distribuída teve uma variação entre 0,6 a 1,3 µg/L para água tratada e 1,8 µg/L para água distribuída (MERANGER *et al.*, 1981). A semelhança entre os valores mediano e máximo para o tratamento e a água distribuída sugere que o níquel não é geralmente recolhido no sistema de distribuição.

O níquel é fortemente adsorvido em superfícies minerais, como óxidos e óxidos hidratados de ferro, manganês e alumínio. Adsorção de níquel em partículas suspensas na água é um dos principais mecanismos de remoção de níquel da coluna de água. Essa adsorção desempenha um papel importante no controle da concentração de níquel em águas naturais (EVANS, 1989; RAI & ZACHARA, 1984).

A adsorção do níquel em partículas está em concorrência com a adsorção em matéria orgânica dissolvida, o que limita a quantidade de níquel que pode ser removida da coluna de água por meio da deposição de partículas suspensas (MARTINO *et al.*, 2003).

Concentrações de níquel foram medidas como parte de um estudo do teor de metais pesados em drenagens impactadas por operações de mineração ativas e abandonadas, na região de Black Hills, Dakota do Sul/EUA (MAY *et al.*, 2001). As concentrações de níquel nestas águas superficiais variaram entre 1,3 e 7,6 µg/L e foram tipicamente mais altas perto de onde receberam água de drenagem de áreas abandonadas ou de operações de mineração. As concentrações de níquel na água não se correlacionaram com as concentrações de níquel nos sedimentos.

Muito do níquel liberado em cursos de água como escoamento é associado com material particulado; é transportado e se instala em áreas de sedimentação ativa, como a foz de um rio. Além disso, quando um rio alimenta um estuário, as alterações da salinidade podem afetar a capacidade de absorção devido à complexação e competição entre os pontos de ligação (BOWMAN *et al.*, 1981).

Aplicação terrestre de lamas contaminadas com níquel não resultou em aumento dos níveis de níquel nas águas subterrâneas (DEMIRJIAN *et al.*, 1984). O níquel (II) é pouco removido das águas residuais no processo de lodos ativados devido à alta solubilidade (STEPHENSON *et al.*, 1987). Apenas 30 a 40% do níquel foram removidos em uma planta piloto por lodos

ativados. A remoção de níquel em plantas de lodos ativados é melhor correlacionada com sólidos suspensos no efluente (KEMPTON *et al.*, 1987). O níquel é predominantemente solúvel no efluente e é encontrado complexado ao ácido húmico, biopolímeros e outros agentes quelantes (SEDLAK *et al.*, 1997). Doses mais altas e repetidas aplicações de lodo de esgoto contendo níquel não resultaram em aumento proporcional na mobilidade do níquel (HARGITAI, 1989).

Em um estudo entre 1977-1979 sobre águas subterrâneas e águas superficiais em toda Nova Jersey, em que mais de 1000 poços e 600 águas superficiais foram amostradas, os níveis médios de níquel nas águas subterrâneas e superficiais foram de 3,0 µg/L (IARC, 1990).

Concentrações de níquel foram medidas em 30 amostras de águas subterrâneas retiradas do aquífero aluvial de South Platte River subjacente a Denver, Colorado (BRUCE & MCMAHON, 1996). As amostras representaram uma variedade de atividades de uso da terra, incluindo comercial, industrial, residencial e agrícola. Foi determinada uma concentração média de níquel de 3 µg/L, com valores máximos e mínimos de concentrações de 20 e 1 µg/L, respectivamente.

Em uma pesquisa sobre metais pesados, concentrações médias de níquel de 872 e 752 ng/L foram medidas nos Lagos Erie e Ontário, respectivamente. As concentrações foram maiores em águas da zona costeira devido à sua proximidade a centros urbanos e a foz de rios poluídos. Uma diminuição na concentração média de níquel de 838 ng/L, medida em junho, para 751 ng/L, obtida em outubro, indica que a sedimentação de partículas suspensas resulta em uma depleção de níquel durante a estratificação de verão (NRIAGU *et al.*, 1996).

Concentrações de níquel nas águas do lago Huron apresentaram média e máxima de 0,54 e 3,8 µg/L, respectivamente (DOLAN *et al.*, 1986). Em outra pesquisa, concentrações de níquel no Porto Hamilton, Lago Ontário, variaram de <1 a 17 µg/L, com uma mediana de 6 µg/L (POULTON, 1987). A mediana da concentração de níquel de um levantamento análogo foi de 4 µg/L.

Solo e sedimentos

O sedimento é um importante sumidouro para o níquel na água. O nível médio de níquel em sedimentos não contaminados variou de 8,5 a 38 ppm, principalmente associado com silte e argila (HEIT *et al.*, 1984; ROSSMANN, 1988; SWEENEY & NAIDU, 1989; USGS, 2000).

Sedimentos suspensos em amostras de água superficial (0,2 m) em Hamilton Harbour, Lago Ontário, continham 17 a 23 ppm de níquel. Amostras de uma profundidade de 20 m continham 67-87 ppm, semelhante às 66 ppm de níquel encontradas em amostras de sedimentos de fundo (POULTON, 1987).

Estes resultados sugerem que a ressuspensão do sedimento do fundo é um dos principais contribuintes para o sedimento em suspensão a 20 m de profundidade.

Sedimentos salinos de estuários frequentemente contêm pirita e outros compostos de enxofre facilmente oxidáveis. Quando estes sedimentos são oxidados, como quando o sedimento dragado é exposto ao oxigênio, o ácido sulfúrico pode ser produzido, o que pode sobrecarregar a capacidade de tamponamento do sedimento, baixar o pH e dissolver os óxidos e hidróxidos férricos que retêm metais pesados (DELAUNE & SMITH, 1985). Como resultado, quantidades significativas de níquel podem ser liberadas. Uma diminuição análoga do pH após a exposição ao oxigênio não foi observada em sedimentos de água doce.

A presença de bissulfetos de ferro em sedimentos de terras húmidas tem sido associada a uma maior mobilização de níquel na água subterrânea durante períodos de seca na Holanda (LUCASSEN *et al.*, 2002). Dessecação dos sedimentos levam à oxidação dos bissulfetos de ferro e subsequente acidificação dos sedimentos. Quando as relações S/ (Ca+ Mg) nestes sedimentos aumentam acima de 2/3, ocorre a mobilização de metais pesados como o níquel, levando a concentrações de níquel na água subterrânea que excediam o nível de alerta holandês de 50 ppb para níquel em 50% dos locais de monitoramento.

Bioacumulação

Foi relatado que o níquel não é acumulado em quantidades significativas pelos organismos aquáticos (BIRGE & BLACK, 1980; ZAROOGIAN & JOHNSON, 1984). A concentração de níquel em grandes peixes carnívoros, como a truta do lago, foi o mais baixo, e a concentração não aumentou sensivelmente com a idade do peixe. O fator médio de bioconcentração (BCF) para três espécies de peixes carnívoros foi 36 (BIRGE & BLACK, 1980).

A concentração de níquel em mexilhões e ostras tratados com 5 µgNi/kg de água do mar por 12 semanas foi, em média, 9,62 e 12,96 µgNi/g, respectivamente, com base no peso seco (ZAROOGIAN & JOHNSON, 1984). Quando esses dados são ajustados para controle e a concentração de níquel no tecido é expresso em base de peso úmido, o fator de BCF para os mexilhões e ostras é de ≈100 µgNi/g.

Depois de 2 semanas em fluxo de água do mar, observou-se uma diminuição de 58% e 38% do níquel no mexilhão e na ostra, respectivamente. Não ocorreu perda significativa de níquel durante o restante do período de depuração de 28 semanas. O conteúdo de ácido sulfídrico volátil (AVS) no sedimento ajuda a determinar a biodisponibilidade dos metais. Em estudos de níquel e cádmio, os metais eram tóxicos para um anfípode (*Hyallela azteca*) e um Oligocheate (*Lumbriculus variegatus*) quando a relação metais extraídos/AVS era maior que 1 (ANKLEY *et al.*, 1991).

No trabalho de McGeer e colaboradores (2003) para determinar a BCF para níquel em vários organismos aquáticos (algas, artrópodes, moluscos e peixes), observou-se que em concentrações de exposição dentro do intervalo de 5 a 50 µgNi/L na água, valores médios de BCF de 106 ± 53 foram obtidos. Em intervalos de concentrações acima de 5-50 µgNi/L, um valor de BCF de 157 ± 135 foi obtido. Os autores observaram que os valores de BCF estavam inversamente correlacionados às concentrações de exposição, onde os maiores valores de BCF foram obtidos em menores concentrações de exposição. Não houve evidência de que o níquel biomagnifica nas cadeias alimentares aquáticas e, de fato, observou-se a evidência de que as concentrações de níquel nos organismos diminuem com o aumento do nível trófico (MCGEER *et al.*, 2003; SUEDEL *et al.*, 1994).

Dois estudos com ratazanas e coelhos que vivem em terras alteradas pela deposição de lamas contaminadas não indicaram acumulação de níquel nestes animais ou nas plantas que os alimentaram (ALBERICI *et al.*, 1989; DRESSLER *et al.*, 1986). A falta de bioacumulação significativa de níquel em organismos aquáticos, ratos e coelhos indica que o níquel não é biomagnificado na cadeia alimentar.

Tal como acontece com a maioria das espécies de plantas que hiperacumulam metais, a alfafa ativamente remove e transloca metais pesados, como o níquel, das raízes para a parte aérea. A absorção de níquel em plantas é modulada pela acidez (pH) do solo. Smith (1994) mostrou que as concentrações de níquel no centeio, foram reduzidas por um fator de três quando o pH do solo foi aumentado de 4 para 7. Isto ocorre em função da diminuição na biodisponibilidade do níquel com o aumento do pH. A biodisponibilidade do níquel para as plantas é também influenciada pelo tipo de solo.

O zinco é um elemento comumente encontrado na crosta terrestre. Ele é liberado para o meio ambiente de fontes naturais e antropogênicas; entretanto, liberações de fontes antropogênicas são maiores que as de fontes naturais. As principais fontes antropogênicas de zinco no ambiente (ar, água, solo) são relacionadas a operações de mineração e metalurgia envolvendo zinco e uso de produtos comerciais contendo zinco. Em todo o mundo, as emissões no solo são provavelmente a maior fonte de zinco no meio ambiente. A maioria das fontes importantes de zinco antropogênico no solo vêm de descargas de escória de fundição e resíduos, rejeitos, carvão e cinzas volantes de fundo, e o uso de produtos comerciais como fertilizantes e conservantes de madeira que contêm zinco.

O zinco é comumente encontrado na crosta terrestre, e liberações naturais para o meio ambiente podem ser significativas. Além disso, o zinco é um dos metais mais utilizados no mundo. As principais fontes industriais de zinco incluem galvanoplastia, fundição e processamento de minério, e drenagem de mineração com operações ativa e inativa (MIRENDA, 1986). Além disso, o zinco é um componente importante de latão, bronze, fundição de metal, outras ligas, borracha e tintas.

O zinco não se volatiliza do solo. Embora o zinco geralmente permaneça adsorvido ao solo, a lixiviação tem sido relatada em locais de disposição de resíduos. O zinco não volatiliza da água, mas é depositado principalmente em sedimentos por adsorção e precipitação. Contaminação severa de zinco tende a ficar confinada a áreas próximas às fontes de emissão. Grande quantidade de solo contaminado precisaria ser ingerida para atingir o valor do índice alimentar registrado de 3,3 a 3,8 mg de zinco por dia. É, portanto, improvável que o zinco encontrado no solo contaminado represente um risco para a saúde se ingerido.

O zinco é capaz de formar complexos com uma variedade de grupos orgânicos e inorgânicos (ligantes). A atividade biológica pode afetar a mobilidade do zinco no ambiente aquático, embora a biota contenha relativamente pouco zinco em comparação com os sedimentos. Zinco é moderadamente acumulado em organismos aquáticos; a bioconcentração é maior em espécies de crustáceos e bivalves do que em peixes. O zinco não se concentra em plantas, e não biomagnifica através de cadeias alimentares terrestres.

O zinco ocorre no ambiente principalmente no estado de oxidação +2. A sorção é a dominante reação, resultando no enriquecimento de zinco em sedimentos suspensos e no leito. Em águas aeróbias, o zinco se distribui nos sedimentos através da sorção em óxidos de ferro hidratado e manganês, nos minerais de argila e no material orgânico. A eficiência destes

materiais na remoção de zinco da solução varia de acordo com suas concentrações, pH, potencial redox (Eh), salinidade, natureza e concentrações de ligantes complexantes, capacidade de troca catiônica e concentração de zinco.

Precipitação de zinco de compostos solúveis aparenta ser significativa apenas sob condições redutoras em água altamente poluída. Geralmente, em valores de pH mais baixos, o zinco permanece como íon livre. O íon livre (Zn^{+2}) tende a ser adsorvido e transportado por sólidos suspensos em águas não poluídas. Em águas poluídas nas quais a concentração de zinco é alta, a remoção do zinco pela precipitação do hidróxido é possível, particularmente quando o pH é maior que 8 (EPA, 1979). Em ambientes anaeróbicos e na presença de íons sulfeto, a precipitação de sulfeto de zinco limita a mobilidade do zinco. A mobilidade relativa do zinco no solo é determinada pelos mesmos fatores que afetam seu transporte em sistemas aquáticos, isto é, solubilidade do composto, pH e salinidade (CLEMENT, 1985).

O zinco é um nutriente essencial que está presente em todos os organismos. Embora a biota pareça ser um menor reservatório de zinco em relação aos solos e sedimentos, a decomposição microbiana da biota na água pode produzir ligantes, como os ácidos húmicos, que podem afetar a mobilidade do zinco no meio aquático por meio da precipitação e adsorção (EPA, 1979).

As concentrações de zinco no ar são relativamente baixas, exceto perto de fontes industriais, como fundições. Não existe estimativa disponível para o tempo de residência do zinco na atmosfera, mas o fato de ser transportado a longas distâncias no ar indica que sua vida útil no ar é pelo menos da ordem de dias.

Ar

Na atmosfera, o zinco existe principalmente oxidado, ligado a aerossóis, com o tamanho das partículas determinadas pela fonte de emissão (NRIAGU & DAVIDSON, 1980). A maior proporção de zinco liberado dos processos industriais é adsorvida em particulados que são pequenos o suficiente para estarem na faixa respirável (DORN *et al.*, 1976). A poeira soprada pelo vento transporta o zinco ligado às partículas de solo na atmosfera (EPA, 1980).

Partículas contendo zinco na atmosfera são transportadas para o solo e água por deposição úmida (chuva e neve) e deposição a seco (decantação gravitacional e deposição em superfícies de água e solo). Partículas de zinco com baixas velocidades de deposição seca (isto

é, partículas com pequeno diâmetro e baixa densidade) podem ser transportadas de sua fonte de emissão para regiões distantes (PACYNA *et al.*, 1989).

A interação química dos compostos de zinco na atmosfera pode alterar a especiação aniônica do composto. As interações atmosféricas são maiores para partículas com pequenos diâmetros aerodinâmicos (FISHBEIN, 1981). O zinco é encontrado na atmosfera nas maiores concentrações nas menores partículas (FISHBEIN, 1981). Emissões atmosféricas de zinco, consistindo principalmente de zinco sorvido a material particulado sob a forma de óxido de zinco (ZnO) deverá dissipar-se rapidamente como resultado da deposição no solo e em águas superficiais (EPA, 1980).

Água

Na água, o zinco ocorre no ambiente principalmente no estado de oxidação +2. Dissolve-se em ácidos para formar cátions hidratados de Zn^{+2} e em bases fortes para formar ânions zincados, que são complexos hidroxido, por exemplo, $Zn(OH)_3^-$; $Zn(OH)_4^{2-}$ e $Zn(OH)_4^{2-} \cdot 4H_2O$ (O'NEIL *et al.*, 2001). Na maioria das águas, o zinco existe principalmente na forma hidratada do cátion divalente. No entanto, o metal geralmente forma complexos com uma variedade de ligantes orgânicos e inorgânicos (EPA, 1979, 1984, 1987).

O zinco pode ocorrer nas formas suspensa e dissolvida em águas superficiais. O zinco dissolvido pode ocorrer como íon livre (hidratado) ou como complexos e compostos dissolvidos com vários graus de estabilidade. O zinco suspenso (isto é, não dissolvido) pode ser dissolvido com alterações nas condições da água (por exemplo, pH, redoxpotencial, especiação de solução) ou pode ser absorvido em matéria suspensa. Gundersen e Steinnes (2003) relataram que menos de 10% do zinco foi sorvido em partículas ou colóides na água de dois rios com pH de 3.1 e 5.1 (rios próximos a atividade de mineração), enquanto 21% do zinco ocorreu em forma sorvida em seis rios de pH neutro.

No meio aquático, partições de zinco para sedimentos ou sólidos suspensos em águas superficiais ocorre através desorção em óxidos de ferro hidratado e manganês, minerais de argila e material orgânico. Em reservatórios localizados a jusante de mineração de chumbo-zinco e em áreas de beneficiamento mineral foram encontradas concentrações mais elevadas de zinco do que em reservatórios de outras áreas, e o zinco estava mais concentrado nos sedimentos no fundo do reservatório do que nos solos circundantes (PITA & HYNE, 1975). Além

disso, o teor de zinco no sedimento estava estreitamente correlacionado com a profundidade, conteúdo orgânico e teor de argila dos sedimentos.

Fosfatos e ferrohídróxidos afetam a transferência de metais (incluindo zinco) da água do rio para os sedimentos (HOUBA *et al.*, 1983).

O transporte de zinco no ambiente aquático é controlado por espécies aniônicas. Em águas naturais, agentes complexantes, como o ácido húmico, podem ligar-se ao zinco. A estabilidade dos complexos de zinco depende do pH da água e da natureza do complexo. A dissociação do complexo pode determinar a quantidade de íons de zinco livres em solução.

A tendência do zinco a ser sorvido é afetada não apenas pela natureza e concentração do solvente, mas também pelo pH e pela salinidade. O zinco tende a sorver mais rapidamente a um pH alto ($\text{pH} > 7$) (EPA, 1979). A dessorção de zinco de sedimentos ocorre à medida que a salinidade aumenta (HELZ *et al.*, 1975), aparentemente por causa do deslocamento dos íons de zinco adsorvidos por cátions alcalinos e alcalino-terrosos, que são abundantes em águas salobras e salgadas (EPA, 1979).

Uma pequena fração de zinco existirá na fase aquática como compostos de zinco inorgânico solúveis (por exemplo, cloreto e sulfato de zinco) que hidrolisam em solução, formando hidróxido de zinco, e precipitará. A hidrólise pode diminuir o pH, mas a ação tampão presente na maioria das águas naturais impede alteração significativa no pH.

O hidróxido de zinco precipita mais rapidamente do que o carbonato de zinco. Zincocarbonato é solúvel em água pura a 25° C, a concentrações de ≤ 107 mg de zinco/L. O hidróxido é solúvel somente em concentrações de $\leq 0,2$ mg Zn/L. Como resultado, algumas das formas inorgânicas de zinco que se espera estar presente em água são o carbonato básico ($\text{Zn}_2[\text{OH}]_2\text{CO}_3$), o hidróxido ($\text{Zn}[\text{OH}]_2$) e o silicato (Zn_2SiO_4) (NAS, 1977; FLORENCE, 1980). Quando o pH é ≥ 8 , a maioria destes compostos irá precipitar, no entanto, à medida que o pH diminui, mais e mais desses compostos se dissolvem e permanecem na água (EPA 1979).

A precipitação do sulfeto de zinco afeta a mobilidade do zinco em ambientes redutores, especialmente quando sulfeto de hidrogênio é formado. A precipitação do hidróxido, carbonato ou sulfato básico pode se tornar mais significativa em altas concentrações de zinco. Os óxidos de zinco (hidratado) e não sulfetos são as espécies dominantes nos sólidos dos aquíferos sob condições redutoras. Os hidróxidos e os óxidos hidratados de ferro e manganês são frequentemente componentes da fração argila de sedimentos e muitas vezes existem como revestimentos nas superfícies de outros minerais (NAS, 1977). O zinco pode co-precipitar com

óxidos hidratados quando óxidos de ferro ou manganês reduzidos são oxidados. À medida que os novos sólidos são formados, eles podem capturar vários íons em suas redes cristalinas (EPA, 1979).

Solo

O potencial redox do solo pode alterar o particionamento de zinco. Dissolução redutora de ferro e óxidos de manganês (hidratado) sob condições subóxicas liberam zinco na fase aquosa; a persistência de condições subóxicas podem então levar a um reparticionamento de zinco em sólidos de sulfeto e carbonato. Bostick e colaboradores (2001) descrevem a especiação de zinco em solo úmido contaminado que sofre inundações sazonais. Em solos secos oxidados, o zinco estava associado às fases de oxi-hidróxidos, enquanto em solos alagados o zinco estava associado a sulfetos e carbonatos. Mudança reversível ocorreu com a inundação do solo seco. No entanto, uma pequena fração de zinco tornou-se recalcitrante com a fração de oxi-hidróxidos.

O zinco se liga fortemente às partículas do solo. A mobilidade do zinco no solo depende da solubilidade das formas especiadas do elemento e das propriedades do solo, tais como a capacidade de troca catiônica, pH, potencial redox e espécies químicas presentes no solo. Em condições anaeróbicas, o sulfeto de zinco é a espécie controladora (EPA, 1980; KALBASI *et al.*, 1978). Como o sulfeto de zinco é insolúvel, a mobilidade do zinco em solo anaeróbio é baixa.

Em um estudo do efeito do pH na solubilidade do zinco, Saeed e Fox (1977) mostraram que, quando o pH é <7, existe uma relação inversa entre o pH e a quantidade de zinco em solução. Como as cargas negativas nas superfícies do solo aumentam com o aumento do pH, locais adicionais para adsorção de zinco são ativados e a quantidade de zinco em solução diminui. As espécies ativas de zinco no estado adsorvido são as espécies de hidróxido de zinco carregadas isoladamente, isto é, $Zn[OH]^+$ (SANDERS & KHERBAWY, 1987).

Por outro lado, a quantidade de zinco em solução geralmente aumenta quando o pH é maior que 7 em solos com alto teor de matéria orgânica. Isso é resultado da liberação de zinco organicamente complexado, redução da adsorção de zinco em pH mais alto ou aumento na concentração de agentes quelantes no solo (SAEED & FOX, 1977).

Argila e óxidos de metal são capazes de sorver zinco e tendem a retardar sua mobilidade no solo. O zinco foi mais móvel a pH 4 do que a pH 6,5 como consequência da sorção. Ácido

húmico e Goethite (isto é, o oxihidróxido de ferro) causam uma diminuição maior na mobilidade (WARWICK *et al.*, 1988).

O zinco numa forma solúvel (por exemplo, sulfato de zinco) é moderadamente móvel na maioria dos solos. No entanto, é pouco usual o descarte do zinco em aterros na forma solúvel. Assim, a mobilidade é limitada por uma taxa lenta de dissolução. Consequentemente, espera-se que o movimento em direção à água subterrânea seja lento, a menos que o zinco seja aplicado a solos sob forma solúvel (como em aplicações agrícolas) ou acompanhados de substâncias corrosivas, tais como nos rejeitos de mina (EPA, 1980).

Consequentemente, o zinco permanece principalmente em formas imóveis e recalcitrantes em solos contaminados (CHLOPECKA *et al.*, 1996; KABALA & SINGH, 2001; KAMINISKI & LANDSBERGER, 2000; MA & RAO, 1997). No entanto, condições do solo não adequadas para a sorção de zinco podem levar à lixiviação. Baixo pH ($\text{pH} < 7$) e alta força iônica da solução de lixiviação favorecem a dessorção (EPA, 1987; SAEED & FOX, 1977).

Bioacumulação

O zinco é um nutriente essencial e ocorre nos tecidos dos organismos, mesmo em concentrações ambientais normais de água e solo. O zinco pode se acumular em animais de água doce de 51 a 1.130 vezes a concentração presente na água (EPA, 1987). Estudos em microcosmos indicam, em geral, que o zinco não se biomagnifica nas cadeias alimentares (BIDDINGER & GLOSS, 1984; EPA, 1979; HEGSTROM & WEST, 1989). Além disso, embora o zinco ativamente se bioacumule nos sistemas aquáticos, a biota parece representar um sumidouro em comparação com os sedimentos. Fatores de bioconcentração de zinco no estado estacionário (BCF) para 12 espécies aquáticas variam de 4 a 24.000 (EPA, 1987). Crustáceos e peixes podem acumular zinco da água e da comida. Uma BCF de 1.000 foi relatado para plantas aquáticas e peixes, e um valor de 10.000 foi relatada para invertebrados aquáticos (FISHBEIN, 1981). A ordem de enriquecimento do zinco em diferentes organismos aquáticos foi (concentrações de zinco em $\mu\text{g/g}$ peso seco aparecem entre parênteses): peixe 25, camarão 50, mexilhão 60, perifiton 260, zooplâncton 330 e ostra 3.300 (RAMELOW *et al.*, 1989).

O alto enriquecimento em ostras pode ser devido à ingestão de material particulado contendo maiores concentrações de zinco do que a água ambiente. Outros pesquisadores

também indicaram que organismos associados a sedimentos têm maior concentração de zinco que os organismos que vivem na camada aquosa (BIDDINGER & GLOSS, 1984).

Com relação à bioconcentração do solo por plantas terrestres, invertebrados e mamíferos, BCF de 0,4, 8 e 0,6, respectivamente, foram relatadas. A concentração de zinco nas plantas depende das espécies de plantas, o pH do solo e a composição do solo (DUDKA & CHLOPECKA, 1990; RUDD *et al.*, 1988). As plantas não concentram o zinco acima dos níveis presentes no solo (LEVINE *et al.*, 1989).

Mercúrio

O mercúrio ocorre naturalmente como um mineral e é distribuído em todo o ambiente por processos naturais e antropogênicos. O ciclo bio-geoquímico global natural do mercúrio é caracterizada pela desgaseificação do elemento dos solos e águas superficiais, seguida pelo transporte atmosférico, deposição de mercúrio de volta à terra e à água de superfície e sorção do composto ao solo ou partículas de sedimentos. O mercúrio depositado em terra e em águas abertas é em parte revertido para a atmosfera. Essa emissão, deposição e revolatilização cria dificuldades em rastrear o movimento do mercúrio até suas fontes. As principais fontes antropogênicas de liberação de mercúrio para o meio ambiente incluem mineração e fundição; processos industriais envolvendo o uso de mercúrio, incluindo instalações de produção de cloro e álcalis; combustão de combustíveis fósseis, principalmente carvão; produção de cimento; e incineradores de resíduos médicos e municipais e caldeiras industriais.

O elemento possui três estados de valência e é encontrado no ambiente na forma metálica e na forma de vários complexos inorgânicos e orgânicos. As principais características do ciclo biogeoquímico do mercúrio incluem a desgaseificação do mercúrio mineral da litosfera e hidrosfera, transporte de longo alcance na atmosfera, deposição úmida e seca para a terra e águas superficiais, absorção para solo e partículas de sedimentos, revolatilização da terra e águas superficiais e bioacumulação em cadeias alimentares terrestres e aquáticas.

As fontes potenciais de exposição da população em geral ao mercúrio incluem a inalação de vapores de mercúrio no ar ambiente, ingestão de água potável e alimentos contaminados com mercúrio e exposição ao mercúrio através de tratamentos dentários e médicos. A ingestão dietética é a fonte mais importante de exposição não ocupacional ao mercúrio, sendo os peixes e outros produtos do mar a fonte dominante de mercúrio na dieta.

A maior parte do mercúrio consumido em peixes ou outros frutos do mar é a forma de metilmercúrio altamente absorvível. A ingestão de mercúrio elementar de amálgamas dentárias é outra importante fonte de contribuição para a carga total de corpo de mercúrio em humanos na população geral (OMS 1990, 1991).

Os membros do público em geral com exposições potencialmente altas incluem indivíduos que vivem nas proximidades de locais de mineração ou produção de mercúrio, instalações de produção secundária (reciclagem), incineradores municipais ou médicos, ou usinas de energia movidas a carvão.

Outras populações em risco de exposição incluem pescadores que rotineiramente consomem refeições de peixes que podem estar contaminados; caçadores de subsistência que consomem rotineiramente a carne e tecidos de órgãos de mamíferos marinhos ou outras espécies silvestres selvagens; indivíduos com um grande número de amálgamas dentárias; mulheres grávidas e lactantes (incluindo fetos em desenvolvimento e lactentes amamentados) expostas ao mercúrio de fontes dietéticas, médicas ou ocupacionais, ou de derrames de mercúrio; indivíduos que usam produtos de consumo contendo mercúrio (por exemplo, remédios tradicionais ou herbais, ou cosméticos, incluindo cremes clareadores da pele); e indivíduos que vivem ou trabalham em edifícios onde foram usadas tintas de látex contendo mercúrio, ou onde ocorreram derramamentos de mercúrio intencionais (uso religioso ou étnico) ou não intencionais.

Dinâmica ambiental

O mercúrio tem três estados de valência. O estado específico e a forma em que o composto é encontrado em um meio ambiental depende de vários fatores, incluindo o potencial redox e o pH do meio. A forma mais reduzida é o mercúrio metálico ou elementar, que é um líquido à temperatura ambiente, mas prontamente vaporiza. Mais de 95% do mercúrio encontrado na atmosfera é o mercúrio gasoso (Hg^0), a forma envolvida no transporte de longo alcance (global) do elemento. Estima-se que o tempo de permanência na atmosfera varie de 6 dias a 2 anos (EPA, 1984b). Aproximadamente 5% do mercúrio atmosférico está associado a particulados, que têm um tempo de residência atmosférico mais curto, são removidos por deposição seca ou úmida e podem mostrar um padrão de distribuição regional ou local (Nater e Grigal, 1992). Os insumos atmosféricos podem ser mais significativos em áreas onde outras fontes de contaminação, como rios contaminados, são menos importantes ou inexistentes (Kelly *et al.*, 1991). Embora fontes locais sejam importantes, uma trajetória de 72

horas para o mercúrio indica que algum mercúrio encontrado na chuva pode ter origem em fontes até 2.500 km de distância.

Ar

Liberações antropogênicas são principalmente para a atmosfera.

O mercúrio é um metal natural que é onipresente no ambiente, sendo liberado para o ambiente por processos naturais e fontes antropogênicas. O minério de mercúrio é encontrado em todas as classes de rochas, incluindo calcário, folhelhos calcários, arenito, serpentina, sílex, andesito, basalto e riolito. A concentração normal de mercúrio em rochas ígneas e sedimentares e minerais situa-se entre 10 a 50 ng/g (ppb) (Andersson, 1979); no entanto, o mineral cinábrio (sulfeto de mercúrio) contém 86,2% de mercúrio).

Os resultados de vários estudos sugerem aumentos nas emissões de mercúrio antropogênico ao longo do tempo. Atualmente, o nível médio de mercúrio na atmosfera é cerca de 3 a 6 vezes superior ao nível estimado na atmosfera pré-industrial (Mason *et al.*, 1995). Travis e Blaylock (1992) relataram que os níveis de mercúrio em árvores, bem como em núcleos de solo e sedimentos, sugerem que um aumento de quatro a cinco vezes nos níveis de mercúrio no ar ocorreu desde o início da revolução industrial.

O mercúrio metálico liberado em forma de vapor para a atmosfera pode ser transportado por longas distâncias antes de ser convertido em outras formas de mercúrio, e os processos de deposição a seco e úmido o retornam às superfícies de terra e água. A deposição a seco pode representar aproximadamente 70% da deposição atmosférica total de mercúrio durante o verão, embora, anualmente, a deposição úmida e seca possa ser de igual importância (Lindberg *et al.*, 1991).

O mercúrio mais inerte (Hg^{+2}) na precipitação é ligado a partículas de aerossol, que são relativamente imóveis quando depositadas no solo ou na água (Meili *et al.*, 1991). O mercúrio também está presente na atmosfera de forma limitada em formas solúveis não identificadas associadas ao material particulado. Além dos processos de deposição úmida e seca, o mercúrio também pode ser removido da atmosfera por sorção da forma de vapor para as superfícies do solo ou da água (EPA, 1984).

Solo, sedimentos e águas superficiais

Em solos e águas superficiais, o mercúrio pode existir nos estados mercuríco (Hg^{+2}) e mercurioso (Hg^{+1}) como um número de íons complexos com solubilidades de água variadas.

Mercúrio mercúrico, presente como complexos e quelatos com ligantes, é provavelmente a forma predominante de mercúrio presente nas águas superficiais. O transporte e partição de mercúrio em águas superficiais e solos é influenciado pela forma particular do composto. Mais de 97% do mercúrio gasoso dissolvido encontrado na água consiste em mercúrio elementar (Vandal *et al.*, 1991). Espera-se que as formas voláteis (por exemplo, mercúrio metálico e dimetilmercúrio) evaporem para a atmosfera, enquanto as formas sólidas partam para partículas no solo ou coluna de água e são transportadas para baixo na coluna de água para os sedimentos (Hurley *et al.*, 1991).

A vaporização do mercúrio dos solos pode ser controlada pela temperatura, com emissões de solos contaminados sendo maiores em clima mais quente quando a redução microbiana do solo de Hg^{+2} para o mercúrio elementar mais volátil é maior (Lindberg *et al.*, 1991). No entanto, o processo dominante que controla a distribuição dos compostos de mercúrio no ambiente parece ser a sorção de formas não voláteis para as partículas do solo e do sedimento, com pouca ressuspensão dos sedimentos de volta para a coluna de água (Bryan e Langston, 1992).

Pequenas quantidades (2-4 ng/L - ppt) de mercúrio são capazes de se mover de águas subterrâneas contaminadas em lagos sobrepostos, com concentrações atingindo um máximo próximo da interface sedimento/água; no entanto, como a maior parte do mercúrio nas águas subterrâneas é derivada de fontes atmosféricas, esse baixo valor indica que a maior parte do mercúrio depositado no solo (92-96% dos 10,3 $\mu g/m^2$ /ano de mercúrio depositado) é absorvido pelo solo e não migra para as águas subterrâneas (Krabbenhoft e Babiarz, 1992).

O processo de sorção está relacionado ao conteúdo de matéria orgânica do solo ou sedimento. A adsorção de mercúrio no solo é diminuída com o aumento do pH e/ou concentrações de íons cloreto. O mercúrio é fortemente sorvido aos materiais húmicos e sesquióxidos no solo a um pH superior a 4 (Blume e Brummer 1991). Verificou-se que o mercúrio volatiliza a partir da superfície de solos mais ácidos (isto é, pH do solo inferior a 3,0) (Warren e Dudas, 1992). O mercúrio é sorvido para o solo com alto teor de ferro e alumínio até uma capacidade máxima de carga de 15 g/kg (15.000 ppm) (Ahmad e Qureshi, 1989).

O mercúrio inorgânico adsorvido em material particulado não é prontamente dessorvido. Assim, os sedimentos de água doce e marinhos são importantes repositórios de formas inorgânicas do elemento, e a lixiviação é um processo de transporte relativamente insignificante nos solos. No entanto, o escoamento superficial é um mecanismo importante

para mover o mercúrio do solo para a água, particularmente para solos com alto teor húmico (Meili, 1991). A mobilização de mercúrio sorvido a partir de partículas pode ocorrer através da redução química ou biológica do mercúrio elementar e da bioconversão para formas orgânicas voláteis (Andersson 1979; EPA 1984). O mercúrio metálico pode mover-se através dos 3 a 4 cm superiores do solo seco à pressão atmosférica; no entanto, é improvável que ocorra penetração adicional (Eichholz *et al.*, 1988).

Bioacumulação e biomagnificação

O mercúrio é transformado no ambiente por oxidação e redução biótica e abiótica, bioconversão de formas inorgânicas e orgânicas e fotólise de organomercuriais. O mercúrio inorgânico pode ser metilado por microorganismos nativos do solo, água doce e água salgada. Este processo é mediado por várias populações microbianas sob condições aeróbicas e anaeróbicas. O mecanismo mais provável para essa reação envolve a metilação não enzimática de íons de mercúrio, mercúrio por compostos de metilcobalamina produzidos como resultado da síntese bacteriana.

A forma orgânica mais comum de mercúrio, o metilmercúrio, é solúvel, móvel e entra rapidamente na cadeia alimentar aquática. Essa forma de mercúrio é acumulada em maior extensão no tecido biológico do que as formas inorgânicas de mercúrio (Riisgard e Hansen, 1990).

O metilmercúrio nas águas superficiais é rapidamente acumulado pelos organismos aquáticos; as concentrações em peixes carnívoros (pique, tubarão e espadarte) no topo das cadeias alimentares de água doce e marinha são biomagnificadas na ordem de 10.000 a 10.000 vezes as concentrações encontradas em águas ambientes (Callahan *et al.*, 1979; EPA, 1984; WHO 1990, 1991).

Os peixes parecem acumular metilmercúrio de fontes alimentares e da coluna de água. No entanto, observa-se que o alimento é a fonte predominante de absorção de mercúrio em peixes. A biomagnificação do metilmercúrio foi demonstrada pelos níveis elevados encontrados em peixes piscívoros em comparação com peixes em níveis mais baixos da cadeia alimentar (Jackson 1991; Kohler *et al.*, 1990; Porcella 1994).

Ar

Na atmosfera, no particulado suspenso, seu tempo de residência é de cerca de 7-9 dias, tempo em que as partículas podem ser transportadas milhares de quilômetros (Pacyna 1987). O transporte de longo alcance foi evidente na análise da deposição de arsênio em países como a Noruega; não havia indicação de que o ambiente marinho contribuisse significativamente para a deposição (Steinnes *et al.*, 1992).

Solos e sedimentos

O arsênico adsorvido a óxidos de ferro e manganês pode ser liberado sob condições redutoras, o que pode ocorrer em condições de sedimentos ou inundações (LaForce *et al.*, 1998; McGeehan 1996; Mok e Wai 1994). Além da dissolução redutiva, quando os níveis de nutrientes são adequados, a ação microbiana também pode resultar em dissolução (LaForce *et al.*, 1998). Curiosamente, a secagem do solo previamente inundado aumenta adsorção de arsênico, possivelmente devido a alterações na mineralogia do ferro (McGeehan *et al.*, 1998).

A prática de calagem para remediar solos contaminados e rejeitos de minas tem o potencial de mobilizar arsênio. Experimentos realizados por Jones *et al.*, (1997) indicam que a mobilidade aumentada parece ser consistente com a dependência do pH das reações de sorção de arsênio nos minerais de óxido de ferro e reações de dissolução-precipitação envolvendo arsênio. Eles recomendam que remediação de mina ácida rejeitos ou outros solos contaminados com arsênio devem ser cuidadosamente avaliados em relação à mobilização potencial do arsênio, especialmente em locais contaminados ligados hidraulicamente a águas superficiais ou subterrâneas.

O arsênio no solo pode ser transportado pelo vento ou no escoamento superficial, ou pode lixiviar para o subsolo. Contudo, considerando que muitos compostos de arsênio tendem a particionar no solo ou sedimentos sob condições oxidantes.

A lixiviação geralmente não transporta arsênio para grande profundidade (Moore *et al.*, 1988; PansarKallio e Manninen 1997; Welch *et al.*, 1988). O arsênio é em grande parte imóvel em solos agrícolas; portanto, tende a se concentrar e permanecer nas camadas superiores do solo indefinidamente. A migração descendente é maior em um solo arenoso do que em argiloso (Sanok *et al.*, 1995). O parâmetro mais influencia a adsorção de arsênio no solo é o conteúdo de ferro.

Água

Transporte e distribuição de arsênio na água depende da forma química (estado de oxidação e contra-íões) do arsênio e nas interações com outros materiais presentes. Formas solúveis se movem com a água, e podem ser transportados por longas distâncias através dos rios (EPA, 1979). No entanto, o arsênico pode ser adsorvido da água em sedimentos ou solos, especialmente argilas, óxidos de ferro, hidróxidos de alumínio, manganês compostos e material orgânico (EPA 1979, 1982c; Welch *et al.*, 1988). Sob oxidação em condições suaves de redução, as concentrações de arsênio no lençol freático são geralmente controladas por adsorção pela precipitação mineral.

O arsênico entra nos rios de onde ocorreram operações de mineração e é transportado rio abaixo pelo fluxo das águas e dos sedimentos em biofilme (algas anexadas, substrato bacteriano e materiais detriticos finos associados) e, em seguida, em incorporado aos invertebrados e peixes. A fonte de arsênio na coluna de água ocorre comumente pela ressuspensão dos sedimentos.

Vegetais

Plantas terrestres podem acumular arsênico pela absorção de raízes do solo ou pela absorção de arsênio atmosférico depositado nas folhas, e certas espécies podem acumular níveis substanciais (EPA, 1982b). Ainda, mesmo quando cultivada em solo altamente poluído ou solo naturalmente rico em arsênio, o nível de arsênio nas plantas é comparativamente baixa (Gebel *et al.*, 1998b; Pitten *et al.*, 1999).

Couve, alface, cenoura e batata foram cultivadas em parcelas experimentais em torno de uma fábrica de preservação de madeira na Dinamarca, onde resíduos da madeira foram incinerados para investigar a quantidade e as vias de captação de arsênio pelas plantas (Larsen *et al.*, 1992). Na incineração, o arseniato no conservante de madeira foi parcialmente convertido em arsenito; o arsênico emitido da pilha era primariamente ligado a partículas. Níveis elevados de arsênico inorgânico foram encontrado nas plantas de teste e no solo ao redor da fábrica. Análises estatísticas revelaram que a via dominante para o transporte de arsênico da fábrica para os vegetais folhosos (couve) foi por deposição atmosférica, enquanto o arsênio nas culturas de raízes (batatas e cenouras) era um resultado de absorção e deposição atmosférica.

Bioacumulação

Bioacumulação refere-se à acumulação de um produto químico por organismos aquáticos em resultado da absorção de todas as fontes ambientais, como água, comida e sedimento, enquanto a bioconcentração se refere à absorção de um produto químico organismo aquático através da água.

A bioacumulação de arsênio depende de vários fatores, como o ambiente (marinho, estuarino, água doce), tipo de organismo (peixe, invertebrado), estado trófico na cadeia alimentar aquática, concentrações de exposição e via de absorção (Williams *et al.*, 2006).

A biomagnificação nas cadeias alimentares aquáticas não aparece ser significativo.

A bioconcentração do arsênio ocorre em organismos aquáticos, principalmente em algas e invertebrados inferiores. Ambos, peixes de fundo e predadores, podem acumular contaminantes encontrados na água. Alimentadores de fundo são prontamente expostos a maiores quantidades de metais, incluindo o arsênico metalóide, que se acumulam nos sedimentos. Os predadores podem bioacumular metais da água circundante ou por se alimentarem de outros peixes, incluindo os alimentadores de fundo, que podem resultar na biomagnificação dos metais em seus tecidos. (EPA 2003; Mason *et al.*, 2000; Williams *et al.*, 2006).

O arsênio é principalmente acumulado no exoesqueleto de invertebrados e no fígado de peixes. Não foram encontradas diferenças nos níveis de arsênio em diferentes espécies de peixes, incluindo espécies herbívoras, insetívoras e carnívoras. A maior transferência de bioacumulação é entre água e algas, na base da cadeia alimentar e isso tem um forte impacto na concentração dos peixes.

Antimônio

Atividades antrópicas, como a mineração e a combustão de carvão e resíduos municipais podem resultar em aumentos nos níveis de antimônio na água do ambiente (Jablonska-Czapla *et al.*, 2014). A população em geral pode ser exposta ao antimônio através

da ingestão de alimentos e água potável, inalação de partículas do ar ambiente ou ingestão de poeira ou de solo contaminado.

O antimônio é um constituinte natural do solo e é transportado para córregos e cursos d'água a partir do intemperismo natural do solo, bem como de fontes antropogênicas (Callahan *et al.*, 1979; Mok e Wai, 1990). O antimônio está naturalmente presente na crosta terrestre em níveis de cerca de 0,2 a 0,3 $\mu\text{g/g}$ (ppm), mas esses níveis variam de acordo com a localização (Telford *et al.*, 2008). Estudos indicam que o antimônio é retido no solo através da adsorção e pode ser sorvido em argilominerais, óxidos e hidróxidos no solo e nos sedimentos aquáticos (Wilson *et al.*, 2010).

Transporte e distribuição

A forma oxidada de antimônio, Sb (V), é a forma mais estável no ambiente; entretanto, o Sb (III) é formado sob certas condições ambientais (Mitsunobu *et al.*, 2006). Da mesma forma, espera-se que espécies inorgânicas estejam mais presentes do que as espécies orgânicas de antimônio na maioria dos sistemas ambientais (Wilson *et al.*, 2010).

Ar

Pouco se sabe sobre as formas químicas e transformações físicas e químicas dos oligoelementos na atmosfera. Isso ocorre principalmente porque os métodos analíticos fornecem informações sobre o conteúdo de metal em vez dos compostos ou espécies específicos. Na ausência de informação específica, é geralmente assumido que elementos de origem antrópica, especialmente aqueles provenientes de fontes de combustão, estão presentes como o óxido. Partículas de poeira sopradas pelo vento podem conter antimônio em espécies minerais, como sulfetos e óxidos, e estão associadas a silicatos. Quando liberado na atmosfera como um aerossol, acredita-se que o antimônio seja oxidado ao trióxido de antimônio por reação com oxidantes atmosféricos.

Água

A maior parte do antimônio dissolvido em águas naturais está presente no estado de oxidação pentavalente como espécies antimonatais $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ sob condições aeróbicas (Filella *et al.*, 2002). Emissões antropogênicas comumente contêm antimônio no estado de oxidação trivalente (antimonita; por exemplo, trióxido de antimônio); no entanto, não se sabe ao certo com que rapidez o antimonito se oxida ao antimonado em condições naturais. Sob condições redutoras anóxicas, espécies trivalentes, como $\text{Sb}(\text{OH}_3)$, $\text{Sb}(\text{OH}_4)$ e Sb_2S_4 , são as formas mais termodinamicamente estáveis.

O antimônio pode ser reduzido e metilado por microorganismos no ambiente aquático, semelhante ao arsênico, e pode ser mobilizado (Andreae *et al.*, 1983; Austin e Millward 1988). Essa reação é mais provável de ocorrer em ambientes reduzidos, como no sedimento de leitos.

Solos e sedimentos

A transformação de antimônio no solo depende da população microbiana (Luo *et al.*, 2014). A metilação microbiana anaeróbia ocorre no solo, produzindo trimetilstibina. A trimetilstibina foi produzida pelas culturas puras de *Clostridium collagenovorans* e *Desulfovibrio vulgaris* sob condições anaeróbias em lodo de esgoto.

Vários estudos mais antigos mostram que o antimônio pode percorrer longas distâncias e que os níveis ambientais podem refletir a origem das massas de ar. Uma análise de fontes européias e trajetórias de vento ilustra ainda que o antimônio pode ser transmitido por longas distâncias. As concentrações médias em uma cidade no sul da Noruega foram de 0,54 ng / m³ quando as massas de ar vieram do Reino Unido e 0,07 ng / m³ quando vieram do outro lado do Atlântico (Hillamo *et al.*, 1988).

No solo, o estado de oxidação de antimônio e as reações ambientais são amplamente dependentes do pH, condições redox e concentrações de agentes de redução e oxidantes concorrentes no sistema (Wilson *et al.*, 2010). O antimônio pode ser retido no solo principalmente por adsorção, principalmente por minerais argilosos, ou óxidos e hidróxidos. O Sb (III) é adsorvido mais fortemente no oxihidróxido de manganês (III) (MnOOH) do que no hidróxido de alumínio Al (OH)₃ ou no hidróxido de ferro (III) (FeOOH) (Wilson *et al.*, 2010).

O comportamento de antimônio em sistemas de água do solo é dependente de condições redox, segundo um estudo avaliando solo coletado em diferentes profundidades na mina de Ichinokawa, em Ehime, no Japão. Diminuição das concentrações de antimônio foram observadas no solo à medida que a saturação da água aumentou. Sb(V) mostrou-se estável sob condições redutoras. Nesse estudo observou-se também que o antimônio ter uma correlação positiva com ferro e manganês no solo (Mitsunobu *et al.*, 2006).

O antimônio é parcialmente solúvel em pH 5 e mais solúvel em valores de pH ácido. Experimentos de lixiviação realizados com amostras de sedimentos de rios de um distrito de mineração em Idaho também indicaram que Sb (V) foi a principal espécie liberada durante a lixiviação. A fração de antimônio liberada do sedimento com água desionizada após 10 dias foi altamente correlacionada com o teor de ferro livre e óxido de manganês do sedimento (coeficientes de correlação de 0,90 e 0,75, respectivamente). (Mok e Wai, 1990).

Bioacumulação

Aparentemente, o antimônio não parece se bioconcentrar apreciavelmente em peixes e organismos aquáticos. Nenhuma bioconcentração detectável ocorreu durante um teste de 28 dias em bluegills (EPA, 1980). Apenas baixos níveis de antimônio foram relatados em peixes e organismos aquáticos coletados na costa da África, na Austrália, e no rio Danúbio, na Áustria (Callahan *et al.*, 1979; Maher, 1986). Fatores de bioconcentração para antimônio variaram de 0,15 a 390 (Acquire 1989; Callahan *et al.*, 1979).

Vegetais

O antimônio foi estudado em relação à absorção pelas plantas. Os valores de K_d de antimônio variaram de 1 a 2.065 L / kg. Os valores de K_d foram significativamente reduzidos com o aumento das concentrações de fosfato, indicando que a adição de fertilizante fosfatado pode aumentar o potencial de absorção de antimônio nas plantas. Nenhuma diferença na sorção de antimônio para o solo ocorreu quando os sulfatos foram adicionados ao solo nesse estudo (Nakamaru e Sekine 2008).

Certas plantas podem ser usadas na fitorremediação porque são capazes de acumular metais em seus tecidos e têm alta tolerância a esses metais em solos contaminados. O antimônio pode ser absorvido pelas plantas através das raízes e pela deposição superficial dos aerossóis. A deposição superficial é a principal via de transferência de antimônio solo-planta em condições de campo (Tschan *et al.*, 2009).

Capítulo V: Rotas de Exposição

37

CONTEXTUALIZAÇÃO

Nesta etapa da ARSH, após a determinação dos contaminantes de interesse (cujas concentrações máximas de contaminantes estão acima dos valores de referência em qualquer dos compartimentos ambientais avaliados), deve-se buscar a compreensão dos mecanismos de transporte). Os mecanismos de transporte assinalam as formas de mobilização, transformação, transporte e acumulação dos contaminantes através dos compartimentos ambientais, desde a fonte de emissão até os pontos onde a exposição humana pode ocorrer.

Por último, concluindo a avaliação dos dados ambientais nos estudos de ARSH, devem ser identificadas as rotas de exposição humana a esses contaminantes, a comprovação da existência dos cinco componentes possíveis de uma rota de exposição, determinando, ainda, se estes elementos estão ligados entre si.

Após a comprovação dos cinco componentes da rota de exposição, será possível categorizar a rota de exposição como completa ou como potencial e definir se a rota deve ser eliminada ou analisada no capítulo de implicações para a saúde.

Uma rota de exposição é um processo que permite o contato dos indivíduos com os contaminantes originados em uma fonte de contaminação. A rota de exposição é composta pelos seguintes cinco elementos:

Fonte de contaminação - É a fonte de emissão do contaminante ao ambiente. Entretanto, no caso em que a fonte original seja desconhecida, esta pode ser representada pelo compartimento ambiental responsável pela contaminação de um ponto de exposição.

Compartimento ambiental - Os compartimentos ambientais são vários, incluindo: materiais ou substâncias de resíduos, água subterrânea, água superficial, água de abastecimento público, alimentos, ar, solo superficial, poeira domiciliar, sedimento e biota.

Ponto de exposição - É o lugar onde pode ocorrer o contato humano com o compartimento ambiental contaminado, por exemplo, uma residência, local de trabalho, parque, jardim, curso de água (rio), corpo de água (lago), um manancial, um poço ou uma fonte de alimentos.

Via de exposição - São os caminhos pelos quais os contaminantes podem estabelecer contato com o organismo humano, tais como: ingestão, inalação, absorção ou contato dérmico.

População receptora - São as pessoas que estão expostas ou potencialmente expostas aos contaminantes de interesse em um ponto de exposição.

Uma rota de exposição não é simplesmente um compartimento ambiental (solo, ar, água) ou uma via de exposição (contato dérmico, ingestão, inalação). Ela inclui todos os elementos que ligam uma fonte de contaminação com a população receptora. Estes elementos podem, ainda, ocorrer no passado, no presente ou no futuro.

As diferentes rotas de exposição, mesmo que tenham um mesmo contaminante comum, podem significar diferentes problemas de saúde. Da mesma forma, um compartimento ambiental específico ou uma via de exposição, podem chegar a ser parte de múltiplas rotas de

exposição. Além disso, mecanismos de transporte diferentes podem dar lugar a que as pessoas se exponham a distintas concentrações dos contaminantes.

Para determinar se uma rota de exposição é relevante para uma ARSH, é necessária informação suficiente para ligar o compartimento ambiental contaminado com uma população específica. Se a informação é insuficiente para chegar a tal determinação, o relatório de avaliação de saúde deve indicar qual é a informação que falta e fazer as recomendações pertinentes para preencher a lacuna de informação.

A equipe de ARSH identificará os vazios informativos que existem em cada um dos cinco elementos e explicará como influem na avaliação de uma rota específica. Em particular, deve identificar para qual ou quais contaminantes existe informação insuficiente com relação aos mecanismos de transporte e/ou vias de exposição, indicando que o vazio informativo impede uma avaliação completa dos contaminantes, enquanto os dados não estejam disponíveis.

As rotas de exposição que forem definidas deverão ser avaliadas na etapa “Implicações para a Saúde Pública”.

Identificação da fonte de contaminação

Uma fonte de contaminação é a origem da contaminação ambiental. Cada fonte representa uma localização (ponto ou área) por onde os contaminantes chegam ao meio ambiente como resultado de um evento de emissão ou por algum mecanismo de transporte.

Existem casos onde é difícil identificar a fonte original da contaminação. Mesmo que seja possível detectar contaminantes no ambiente, isto não implica que necessariamente se conheça a fonte que origina a contaminação do meio. Em muitas ocasiões a fonte de contaminação não poderá ser conhecida. Em tais casos, e com o fim de estabelecer a rota de exposição, a equipe de ARSH pode assinalar o meio contaminado como uma fonte intermediária de contaminação.

Dependendo da estratégia de realização dos estudos em função dos fatores determinantes (urgência, recursos e características ambientais) a equipe poderá revisar a concentração dos contaminantes no ponto que suspeita que se origina a contaminação.

Assim, sempre que for possível, em função dos contaminantes assinalados, a equipe poderá realizar a comparação dos resultados obtidos com:

- Concentrações obtidas à jusante, corrente abaixo, montanha abaixo e ventos abaixo. Esta comparação ajudará a decidir se o ponto de emissão é uma fonte de contaminação. Se, a

partir do ponto de suspeita, as concentrações do contaminante diminuem com a distância e se, além disso, a concentração não aumenta na direção contrária, tal ponto pode ser considerado uma fonte de contaminação.

- A frequência da emissão do contaminante pode determinar a necessidade de realizar maiores investigações sobre esta fonte. Os antecedentes sobre o período das emissões são fundamentais para definir a importância do ponto de emissão em períodos específicos, particularmente se as emissões envolvem algum elemento humano de controle. Com base no período de emissões e nas condições atuais, poderá se definir o período que deve ser considerado quando se avalia uma rota de exposição.

No caso específico deste estudo de ARSH, a fonte de emissão ficou estabelecida, já com base nos dados dos estudos disponibilizados pela Fundação Renova, como sendo a lama de rejeito advinda do rompimento da barragem da Samarco em Mariana.

Compartimentos ambientais contaminados e mecanismos de transporte

Identificação do meio ambiental

Depois de identificar a fonte de contaminação, a equipe de ARSH deve reconhecer todos os meios ambientais que podem servir para o transporte dos contaminantes, desde a fonte até os pontos onde poderia ocorrer a exposição humana.

A lista de meios ambientais inclui: materiais de resíduos, lixiviados, gás, lodos, solo superficial, subsolo, sedimentos, água superficial, água subterrânea ou profunda (com subcategorias de poços municipais, privados e de monitoramento), compartimentos atmosféricos (ar, poeira) e alimentos de origem vegetal e animal.

Uma vez identificados os compartimentos ambientais contaminados, a equipe de ARSH deve considerar os mecanismos de transporte e de transformação que poderiam influenciar na migração dos contaminantes através de tais meios ambientais.

Sempre que ocorrer mais de um compartimento ambiental envolvido no transporte dos contaminantes, desde a fonte até a população receptora, a equipe deverá assinalar estas situações no relatório.

Idealmente, sempre que existam dados adequados para a avaliação da exposição humana, é importante para a equipe de ARSH, conhecer a situação passada e presente da contaminação nestes meios. No caso onde os meios ambientais não tenham sido amostrados corretamente, a equipe deverá explorar o destino dos contaminantes e os processos de transporte para determinar se o meio esteve, está ou poderá estar contaminado.

Uma vez que os mecanismos de transporte tenham sido avaliados para um meio ambiental em particular e for possível a determinação da extensão da contaminação desde a fonte, ou compartimento ambiental contaminado, a equipe deverá estar pronta para definir o ponto (ou pontos) de exposição associados com os meios contaminados.

41

Mecanismos de transporte

A avaliação dos mecanismos de transporte é muito importante para determinar:

- Fonte original de contaminação e o ponto de emissão para uma rota de exposição
- Possibilidade de contaminação e exposição potencial além das áreas amostradas
- Representatividade e adequação da amostragem realizada no local

- Necessidade e urgência de realização de estudos adicionais de amostragem ambiental, avaliação da exposição ou outros relacionados com a saúde
- Estimar o período da exposição.

No geral, o transporte ambiental envolve os movimentos de gases, líquidos e partículas sólidas dentro de um determinado meio e através de interfaces entre ar, água, sedimento, solo, plantas e animais. Quando uma substância é emitida para o ambiente, um ou mais dos seguintes eventos podem ocorrer:

- Movimento (advecção/convecção em água, transporte em sedimento suspenso ou através da atmosfera)
- Transformação física (volatilidade, poeira, particulado suspenso)
- Transformação química (fotólise, hidrólise, oxidação/redução)
- Transformação biológica (biodegradação, bioacumulação)
- Acumulação em um ou mais meios (incluindo o meio que recebe a emissão de contaminantes).

Os mecanismos de transporte e o destino dos contaminantes usualmente podem ser simplificados em quatro categorias básicas:

- Emissão: liberação ou descarga de material contaminado desde uma fonte.
- Advecção ou convecção: a migração normal ou o movimento do contaminante através do meio (exemplo, a corrente de um arroio, o fluxo do ar, a erosão do solo, arraste de solo por correntes superficiais, deslizamento de solos, movimento de massas, etc).
- Dispersão: distribuição de contaminantes em um líquido, gás ou fase sólida devida à mistura deste contaminante com dito material.
- Atenuação: a degradação, a adsorção ou o atraso do transporte de um contaminante.

Para cada meio contaminado podem existir vários mecanismos de transporte que devem ser considerados. Por exemplo, onde houver contaminação de solo, a equipe de ARSH determinará se os contaminantes de relevância são transportados através do arraste de solo por correntes superficiais, lixiviação, volatilização, suspensão de partículas por correntes de ar ou captação biológica. A Tabela 9 assinala alguns mecanismos de transporte importantes.

Tabela 9: Mecanismos de transporte

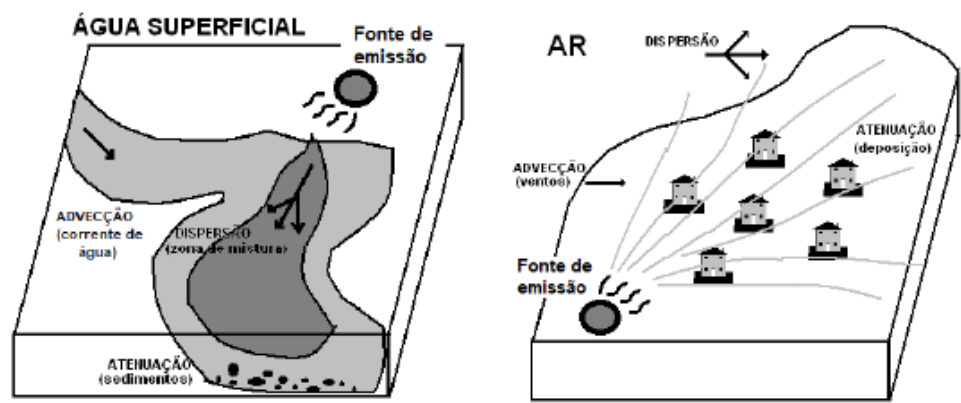
<i>Categoria de Transporte</i>	SOLO	ÁGUA SUPERFICIAL
---------------------------------------	-------------	-------------------------

Emissão	<ul style="list-style-type: none"> - Massa de contaminante que se elimina ao dia (ex., derrame de uma represa, tubulação ou caminho) 	<ul style="list-style-type: none"> - Descargas ou derrames de tubulações; - Deslizamentos superficiais e perdas de solos; -Deposição atmosférica; - Descarga de aquíferos
Advecção	<ul style="list-style-type: none"> - Infiltração - Migração de gás - Arraste do solo -Erosão pela água ou vento 	<ul style="list-style-type: none"> - Correntes de arroio - Correntes e transbordo de lagos
Dispersão	<ul style="list-style-type: none"> - Invasão com partículas de solo 	<ul style="list-style-type: none"> - Zona de mistura em um curso ou corpo de água
Atenuação	<ul style="list-style-type: none"> - Adsorção -Biodegradação -Hidrólise - Oxi-redução - Fotólise - Volatilidade 	<ul style="list-style-type: none"> - Sedimentação e outros fenômenos já assinalados para o solo
Transferência entre os meios	<ul style="list-style-type: none"> - Migração de gases ou de partículas no ar - Migração de aquífero - Migração para a água superficial, sedimentos e biota aquática - Captação biológica por plantas e animais 	<ul style="list-style-type: none"> - Adsorção de sedimentos - Bioacumulação - Migração do gás para o ar - Recarga de aquíferos

Fonte: adaptado de BRASIL (2010) <file:///E:/ARSH/Avaliacao-de-Risco---Diretrizes-MS.pdf>

Na Figura 5 são representados alguns dos principais mecanismos de transporte dos contaminantes nos compartimentos ambientais.

Figura 5: Representação gráfica de alguns mecanismos de transporte.



Fonte: BRASIL (2010) <file:///E:/ARSH/Avaliacao-de-Risco---Diretrizes-MS.pdf>

Fatores específicos de natureza química que influenciam no destino dos contaminantes e no transporte ambiental

Depois de identificar os contaminantes de interesse no meio amostrado, e de distinguir os possíveis mecanismos de transporte, a equipe de ARSH deverá considerar os fatores de

natureza química que podem influir no transporte do contaminante. As propriedades físico-químicas, tais como solubilidade e densidade, influem no destino e transporte do composto através das interfaces e dos meios ambientais. Dados sobre essas propriedades podem ser obtidos nos *Perfis Toxicológicos da ATSDR* ou em outras fontes tais como no *Hazardous Substances Data Bank* do sistema *TOXNET*.

Fatores específicos do local de estudo que influenciam no destino e transporte ambiental dos contaminantes

Ao identificar as possíveis rotas de transporte, a equipe de ARSH também deve considerar os fatores específicos do local de estudo que poderiam influir no transporte dos contaminantes. Cada local é único e deve ser avaliado buscando determinar as características que poderiam aumentar ou diminuir a migração dos contaminantes de interesse. Muitos dos fatores que afetam o transporte dependem das condições climáticas e das características físicas do local. A equipe deve avaliar os fatores específicos do local com relação às características dos contaminantes de interesse, buscando compreender seu potencial de migração. Alguns desses fatores são:

Taxa de precipitação anual. Esta informação pode ser muito útil para determinar a quantidade de arraste de solo por correntes superficiais. Por exemplo, uma alta taxa de precipitação anual em um lugar com contaminantes hidrossolúveis, ocasionará uma importante migração. As precipitações também transportarão os contaminantes do solo, por exemplo, para as drenagens. Por outro lado, a precipitação remove as partículas e compostos solúveis da atmosfera.

Condições de temperatura. Afetam o índice de volatilidade dos contaminantes, por exemplo, uma zona congelada retarda o movimento.

Velocidade e direção dos ventos. Influenciam no índice de geração de poeira. Durante os períodos de estabilidade atmosférica, a sedimentação gravitacional atuará na deposição de partículas.

Condições diurnas e estacionais. Podem ser um fator importante para alterar as taxas de migração dos contaminantes em lugares onde as médias de precipitação ou temperatura variam muito nas diferentes épocas do ano ou no decorrer do dia.

Características Geomorfológicas. Podem ter um papel muito importante na velocidade das correntes de água, o volume e índice de velocidade de correntes superficiais, médias de erosão e características do solo. Os terrenos sobre pedras fraturadas podem aumentar, de maneira significativa, as conexões hidrológicas entre corpos de água superficiais e aquíferos.

Características hidrogeológicas. Os tipos e a localização de aquíferos são importantes para determinar o perigo que a zona de estudo representa para fontes de água potável. Os contornos do nível freático e as superfícies piezométricas indicam os gradientes hidráulicos e por fim, dão idéia dos padrões de fluxo dos aquíferos, incluindo a possibilidade de descargas superficiais, isto é, infiltrações, mananciais e arroios afluentes.

Canais de águas superficiais. Localização, largura e profundidade e suas áreas de inundação próximas à área de estudo também podem afetar a magnitude da migração dos contaminantes. As variações nos fluxos por mudanças nas estações do ano e os arroios intermitentes devem ser considerados na investigação. Devido ao fato que as correntes efluentes recebem água da zona de saturação (isto é, o canal está situado abaixo do nível freático) podem aumentar o movimento dos contaminantes da água subterrânea contaminada para a água superficial. Por sua parte, as correntes afluentes (isto é, o canal está situado acima do nível freático) proporcionam água para a zona de saturação e podem aumentar o movimento dos contaminantes da água superficial para a água subterrânea.

Características do solo. Aqui consideradas a configuração, composição, porosidade, permeabilidade e capacidade de troca iônica. Tais características influenciam nos índices de percolação, recarga de aquíferos, lixiviação de contaminantes e seu transporte. Como já assinalado, dependendo dos condicionantes para a realização dos estudos de ARSH, é importante a informação sobre as concentrações de metais, compostos orgânicos e pH nos solos da área, para delimitar a zona contaminada.

Cobertura do solo e características da vegetação. Influenciam nos índices de erosão, percolação e evaporação.

Flora e fauna. Na área de estudo poderiam ser utilizadas pelo homem como fonte alimentícia e, por isso, poderia facilitar a exposição humana.

Obras públicas. Os esgotos ou os canais de drenagem podem facilitar o movimento de contaminantes. Afora isto, poços mal construídos podem causar contaminação entre aquíferos.

Outros fatores que influenciam a qualidade dos resultados finais da ARSH incluem as amostragens ambientais representativas e confiáveis do local. A equipe de ARSH deve determinar se os dados ambientais existentes são adequados e suficientes para caracterizar o transporte de contaminantes e a magnitude da contaminação. Para tal, a equipe deve:

- Revisar o número, localização, tempo coberto e qualidade das amostras quanto aos critérios da ARSH; e
- Mencionar explicitamente os meios que não tenham sido amostrados.

Identificação de um ponto de exposição

O ponto de exposição é o terceiro elemento de uma rota de exposição e se refere ao ponto no qual as pessoas entram em contato com um meio contaminado. Pode ser identificado considerando o uso do solo e dos recursos naturais, em tempo passado, presente e futuro.

Historicamente, os padrões de uso do solo urbano têm variado de forma intensa. Uma mesma zona pode haver tido vários usos: recreativo, residencial, agrícola, comercial e industrial. Estes usos podem originar uma grande variedade de pontos de exposição, dependendo do meio ambiental contaminado e da época examinada.

Por isso, é muito importante que a equipe de ARSH considere o passado, o presente e o futuro com relação aos usos do solo e dos recursos naturais. Pode ser possível que, devido a ações corretivas ou por outras atividades desenvolvidas na área de estudo, a equipe não encontre pontos de exposição. Neste caso, deve considerar que os pontos de exposição existiram no passado e, assim, deve tratar de se buscar sua identificação. Os possíveis pontos de exposição para cada meio são discutidos a seguir:

Água subterrânea. Os pontos de exposição incluem: poços para uso municipal, doméstico, industrial e agrícola.

Água superficial. Os pontos de exposição incluem fontes de água para irrigação, uso de abastecimento público, indústrias, agricultura e consumo animal. Este tipo de água também pode ser usado para atividades recreativas.

Solo. Em zonas residenciais o solo pode ser ponto de exposição para os moradores da área. O ponto de exposição em interiores também é de interesse, já que pode resultar do transporte desde o local até as casas, pela suspensão, deposição e pisoteio. Afora isto, o solo

contaminado pode ser utilizado como área para a produção de alimentos ou como local de recreação e convívio.

Ar. Os pontos de exposição envolvem contaminantes que são voláteis ou que se adsorvem às partículas suspensas. O contato pode ocorrer dentro e/ou fora das edificações (exteriores e interiores). Áreas situadas na direção dos ventos predominantes podem ser um ponto de exposição pelo arraste de substâncias voláteis ou de contaminantes fixados pelas partículas de poeira. Uma rosa dos ventos da área é de grande ajuda para determinar a direção dos ventos dominantes e, por conseguinte, os possíveis contaminantes transportados por este meio a diversas direções.

Cadeia alimentar. Os pontos de exposição ocorrem se as pessoas consomem plantas, animais ou outros produtos alimentícios que tenham tido contato com solos, sedimentos, resíduos industriais, água superficial ou subterrânea, ar ou biota contaminados. Caso isto aconteça, poderiam representar pontos de exposição para os humanos, os produtos de hortas e jardins, produtos agrícolas irrigados com águas residuais, gado, caça, plantas medicinais ou qualquer outro organismo aquático ou terrestre no local ou nas proximidades da área de estudo. A equipe deve também considerar os pontos de exposição quando os animais, como gado e aves, se alimentam de material contaminado.

Outros meios. Também outros meios podem representar exposição adicional. Os sedimentos podem servir como reservatórios de contaminantes para organismos aquáticos, ou serem transportados a outras áreas e utilizados como solo superficial.

Assim, depois de haver identificado os pontos de exposição na área de estudo, a equipe deve considerar as potenciais vias de exposição para cada um dos pontos identificados.

Identificação de uma via de exposição

A via de exposição representa o quarto elemento de uma rota de exposição. As vias de exposição são os meios pelos quais os contaminantes entram no organismo humano e incluem:

- Ingestão de contaminantes por meio de consumo de água subterrânea, água superficial, solos e alimentos;

- Inalação de contaminantes de água subterrânea ou superficial pela presença de vapores ou aerossóis, inalação de contaminantes presentes no ar em forma de gases ou de partículas de solo ou poeira;
- Contato dérmico com contaminantes presentes na água, solo, ar e outros meios; e
- Absorção dérmica de contaminantes presentes na água, solo, ar ou outros meios.

A equipe de ARSH deve considerar todas as vias de exposição relevantes para a área de estudo, incluindo aquelas que poderiam ser pouco frequentes, porém concentrando-se nas de maior importância.

Uma vez que a via de exposição tenha sido determinada como relevante para uma rota de exposição, a duração e a frequência da via deve ser discutida para tal rota. O período compreendido pela via de exposição, quando seja de importância para o estudo, deve ser assinalado no capítulo de Implicações para a Saúde Pública.

Identificação de populações receptoras

O último elemento de uma rota de exposição é a população que esteve, está ou potencialmente poderá estar exposta através das vias de exposição aos contaminantes presentes em um ponto de exposição. Cada rota de exposição deve ser considerada com relação às populações que poderiam entrar em contato as rotas determinadas.

Localização das populações - A equipe de ARSH deve determinar a localização das pessoas no local ou proximidades da área do estudo. As áreas residenciais, escolas, creches, asilos, parques, áreas de recreação, etc., e as rotas de transporte, devem ser assinaladas no estudo. As populações que poderiam estar expostas aos contaminantes podem ser identificadas ao considerar as vias de exposição em cada ponto de exposição.

População exposta via contato com a água - Indivíduos potencialmente expostos incluem aquelas pessoas que se utilizam de água contaminada para o asseio pessoal ou recreação. Quando possível, devem ser identificadas todas as populações que usam a água proveniente de fontes sujeitas à contaminação. Devem ser consideradas, durante a avaliação, as características demográficas que poderiam afetar a magnitude da exposição.

População exposta via inalação - Devido à variação da concentração dos contaminantes no ar, dependendo das características de emissão e da distância da fonte de contaminação, as

populações afetadas podem estar compostas por pessoas expostas a concentrações diversas dos contaminantes.

População exposta via ingestão de solo - A população exposta a contaminantes através da ingestão de solo pode ser identificada estimando a área de dispersão de contaminantes e depois determinando a população compreendida dentro desta área. A população pode ser caracterizada com maior profundidade, identificando os grupos de alto risco (p.ex.: crianças). Entretanto, deve ficar claro que toda a população poderia ingerir alguma porção do solo contaminado.

População exposta via ingestão de água contaminada - Deve-se estabelecer se a contaminação se restringe às águas superficiais, aos aquíferos ou encontra-se em ambas as fontes. Caso os aquíferos estejam contaminados, devem ser obtidas informações específicas sobre os poços, sejam estes de uso do município, privado ou agrícola. Deve-se agregar aos dados dos sistemas de água, dados sobre as populações que são abastecidas por estes sistemas.

População exposta via ingestão de alimentos. Quando existir a possibilidade de que os contaminantes entrem na cadeia alimentar, a equipe de ARSH deve identificar as pessoas expostas ou potencialmente expostas por meio do consumo de animais e vegetais. O índice de consumo de vegetais e animais pode variar muito de comunidade para comunidade. Por exemplo, em alguns casos pode se encontrar famílias que se abastecem dos vegetais de suas próprias hortas ou famílias nas quais o pescado seja sua principal fonte de proteínas. Deve-se considerar na avaliação, todas as fontes do lugar. Quando estes alimentos forem parte de uma rota de exposição na área de estudo, deve-se indicar a população exposta ou potencialmente exposta. Durante a avaliação pode ser necessário o levantamento sobre hábitos alimentares, para se obter informação sobre a quantidade e frequência da ingestão de produtos contaminados. Outra informação de utilidade é o número de caçadores e pescadores com licença na área geográfica em particular, que pode indicar disponibilidade de animais no local.

Depois de identificadas as populações expostas ou potencialmente expostas, a equipe de ARSH deve avaliar fatores específicos da área de estudo que poderiam influenciar na duração e frequência da exposição.

A Tabela 10 apresenta as principais vias de exposição específica de cada meio ambiental.

Tabela 10: Rotas de exposição específicas de cada meio ambiental

MEIO AMBIENTAL	ROTAS DE EXPOSIÇÃO
ÁGUA	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ingestão direta. 2. Contato e reação dérmica. Contato e reação ocular. 3. Inalação secundária pelo uso doméstico (vapor, aerossol).
SOLO	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ingestão direta (principalmente crianças de 9 meses a 5 anos). 2. Contato e reação dérmica. Contato e reação ocular. 3. Inalação de compostos químicos voláteis presentes no solo. 4. Inalação de pó.
AR	<ol style="list-style-type: none"> 1. Inalação. 2. Contato e reação dérmica. Contato e reação oculares.
BIOTA/ CADEIA ALIMENTAR	<ol style="list-style-type: none"> 1. Consumo de plantas, animais ou produtos contaminados, secundário ao consumo de água contaminada. 2. Consumo de plantas, animais ou produtos contaminados, secundário ao consumo ou contato com solo, pó ou ar contaminado. 3. Consumo de plantas, animais ou produtos contaminados, secundário à inalação ou à evapotranspiração de ar contaminado. 4. Contato dérmico com, ou reação à, plantas, animais ou produtos contaminados.
MEIOS MISCELÂNEOS	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ingestão direta. 2. Contato e reação dérmicos. Contato e reação oculares. 3. Inalação secundária à volatilidade ou arraste dos contaminantes de meios miscelâneos

Fatores que influenciam a exposição

Cada área de estudo é única e deve ser considerada individualmente a fim de se determinar as características distintas que poderiam aumentar ou diminuir a frequência e magnitude da exposição humana. Ao avaliar a possibilidade de exposição, deve-se considerar os seguintes fatores:

Idade da população - A idade da população afeta o tipo, nível e frequência de atividades na área ou em sua vizinhança. Deve-se estabelecer na avaliação, a presença de grupos de alto risco, como crianças e idosos.

Condições climáticas - Uma revisão das condições climáticas é necessária porque fornece informação valiosa sobre o tipo e frequência das atividades ao ar livre e de recreação da população local. O clima frio pode ocasionar o congelamento do solo e nevadas podem servir como cobertura que diminui a frequência do contato humano direto com os contaminantes.

Acessibilidade às áreas contaminadas - Os indivíduos podem entrar em contato com meios contaminados se o acesso à área não for limitado ou restrito. A presença de uma cerca não é um indicativo suficiente de que a área é inacessível. A equipe de ARSH deve indicar a necessidade de delimitar o acesso ao local, assinalar os materiais contaminados nos limites do local e zonas de contaminação. As áreas que tenham construções abandonadas, água estancada ou arroios, podem ser atrativas para as crianças; as áreas de recreação e as escolas próximas à área devem ser consideradas com especial atenção. É conveniente que se considere também a extensão das barreiras físicas, as condições das cercas ou dos sistemas de segurança que poderiam prevenir ou evitar a exposição. Uma revisão da segurança local pode servir para conhecer ações tomadas para minimizar as exposições. Neste contexto, por exemplo, poderia ser citada a proibição de construção de poços privados locais que poderiam abastecer um núcleo da população local com água subterrânea contaminada.

Usos do solo e dos recursos naturais - Uma revisão dos usos do solo no local e suas proximidades fornecerá informações valiosas sobre os tipos e a frequência das atividades da população nos arredores e sobre a probabilidade de aumento da exposição. Os usos do solo no passado, presente e planejamentos para o futuro necessitam ser considerados em toda a avaliação. Os usos do solo afetam significativamente os tipos e frequência das atividades humanas e, portanto, afetam o grau e a intensidade do contato com os solos, água, ar, resíduos industriais ou urbanos e o consumo de vegetais ou animais que podem servir como alimento. É importante que a equipe de ARSH tenha atenção aos seguintes fatores:

Áreas residenciais - As zonas habitadas adjacentes à área contaminada proporcionam um potencial de exposição para os seus habitantes.

Áreas recreativas - Algumas destas áreas poderiam ser pontos de exposição. Especial atenção àquelas construções, valas ou reservatórios na área de estudo que poderiam ser atrativos para as crianças.

Fontes de alimentos. A produção de vegetais e animais em áreas agrícolas ou em hortas familiares com solos contaminados geram uma série de riscos, já que a população pode ser exposta por múltiplas vias. Deve-se verificar em que intensidade os alimentos locais estão sendo consumidos como fonte de subsistência alimentar das famílias locais. Além disso, deve-se considerar que os grãos ou gramíneas crescidas em solo contaminado podem não ser adequados para o consumo humano ou para o alimento animal. Em algumas áreas, as plantas silvestres ou os animais da fauna local (organismos aquáticos) podem representar uma proporção importante da dieta dos residentes locais.

Usos da água superficial. Deve-se verificar o uso dos corpos de água superficial (fonte de água potável, recreação, irrigação de zonas agrícolas, fonte de água para consumo animal e aquicultura).

Usos de água subterrânea. A informação similar à água superficial deve ser coletada para as fontes de água subterrânea. É de fundamental importância que a equipe de ARSH verifique o abastecimento de água, público e privado, que podem estar sob a interferência da contaminação. Além disso, onde se suspeite que grandes poços municipais que servem de abastecimentos públicos de água operem sobre aquíferos contaminados, deve-se buscar informação sobre localização, profundidade e perfil de construção dos poços. As taxas de captação de alta capacidade para uso agrícola, industrial e municipal podem influir e de alguma maneira determinar os regimes de fluxo da água subterrânea, o que afeta frequentemente o transporte do contaminante dentro da zona de captação do poço.

Poços residenciais privados. Deve-se estabelecer contatos com autoridades locais para determinar o número e usos deste tipo de poços na área que poderia estar contaminada.

É necessário que a equipe de ARSH empregue seu julgamento profissional para elaborar a lista final de possíveis rotas de exposição. No documento que se elabore para apresentar os resultados da avaliação de saúde, as rotas de exposição podem ser apresentadas em um formato de uma tabela, onde se indicam os elementos de uma rota de exposição, desde a fonte contaminante, o meio afetado, os pontos de exposição, as vias de entrada ao organismo e até as populações receptoras.

Categorização das rotas como potenciais ou completas

As rotas de exposição podem ser categorizadas como completas ou potenciais. Cada rota completa ou potencial representa uma condição de exposição passada, presente ou futura que deve ser assinalada. Deve-se avaliar a possibilidade da exposição humana aos contaminantes do local para cada rota potencial ou completa.

Mesmo que o enfoque de maior importância na avaliação de saúde deve ser sobre as rotas de exposição completas, deve-se reservar espaço para se discutir as rotas potenciais. Deve-se entender que qualquer contaminante associado com as rotas, sejam completas ou potenciais, requererá uma avaliação posterior na seção de Implicações à Saúde Pública.

Rotas de exposição completa

Uma rota de exposição completa é aquela em que seus cinco elementos ligam a fonte de contaminação com a população receptora. Sem importar que a rota seja passada, presente ou futura, em todos os casos em que a rota for completa, a população será considerada exposta.

A equipe de ARSH deve discutir cada rota de exposição completa em separado. As rotas são apresentadas mostrando como os cinco elementos (fonte de contaminação, meio ambiental afetado, ponto de exposição, via de exposição e população receptora) estão conectados entre si.

É necessário evitar confundir futuras rotas de exposição completas com futuras rotas potenciais, avaliando o estado da contaminação no ponto de exposição. Uma futura rota de exposição completa existe nas seguintes situações:

- Existência de uma contaminação atual (1) em um ponto de exposição ou (2) em um meio ambiental em um lugar que poderia chegar a ser um ponto de exposição em dias, semanas, meses ou anos (p.ex.: possível aumento de um contaminante metálico nos sedimentos e posterior contaminação da biota aquática comestível).
- Pessoas de uma comunidade que no futuro terão acesso irrestrito a um ponto de exposição ou poderão participar em atividades do meio em questão (ex.: os trabalhadores das companhias que construirão parques desportivos sobre solos contaminados).
- A inexistência de controles institucionais para prevenir o contato com contaminantes atuais em pontos de exposição já definidos ou prováveis, onde é alta a possibilidade de

contato humano com um meio contaminado que pode aparecer a qualquer momento em um futuro próximo.

- Se, por exemplo, uma residência, casa em construção ou lote residencial sem um poço profundo, encontra-se localizada sobre um aquífero contaminado e não existem impedimentos para prevenir os residentes ou proprietários sobre a construção de poços no aquífero contaminado.
- Quando existe a probabilidade de que a rota presente continue no futuro. Se uma residência habitada está construída sobre solos contaminados, os residentes seriam a população receptora para rotas presentes e futuras. Se uma residência vacante ou uma em construção se localiza na área com solos contaminados, existe uma futura rota de exposição completa pela alta probabilidade de que se apresente contato humano em um futuro próximo.
- Quando existe uma alta probabilidade de que se apresente uma atividade humana em um meio contaminado em qualquer momento.

Deve-se ter em mente que as rotas de exposição completas, tanto presentes como futuras, refletem uma exposição presente, contínua e provável de ocorrer em qualquer momento. Levando em conta que as rotas completas envolvem, seja uma exposição atual ou uma alta probabilidade de exposição no futuro, deve-se ter mais atenção à avaliação e às medidas recomendadas para prevenir a exposição presente e atual. Este enfoque permitirá que os órgãos ambientais se concentrem naquelas rotas para as quais a equipe de ARSH tem preocupações sobre a saúde pública.

Dessa maneira, deve-se determinar a urgência que a equipe de ARSH necessita obter toda a informação necessária para completar sua avaliação de saúde pública e que outras atividades de seguimento necessitam ser implementadas. A etapa final de “Conclusões e Recomendações” oferece elementos sobre esta questão.

Recomenda-se manter em mente que as rotas de exposição completas presentes e futuras se estabelecem quando existe uma alta probabilidade de que ocorra exposição humana em algum momento. Mas, também, uma rota desta categoria se estabelece quando se encontram evidências de que as rotas atuais de exposição completa se manterão no futuro ou

que, determinadas por prováveis mecanismos de transporte, se formarão no futuro. A equipe de ARSH deve recomendar as medidas corretivas para aquelas rotas de maior risco.

Deste modo, abaixo são listados alguns exemplos de atividades humanas, que poderiam resultar em exposições a partir de futuras rotas completas:

- Construção de poços e consumo de água subterrânea contaminada
- Uso de solos contaminados para finalidades que levariam à exposição humana (residências, asilos, escolas, hospitais, áreas de recreação, produção de alimentos)
- Consumo de frutas e vegetais cultivados em solos contaminados
- Consumo de pescados de corpos de água contaminados
- Remoção e/ou uso de material ou meios contaminados
- Ocupação de construção sobre áreas com emissões de gás proveniente do subsolo
- Habitação ou trabalho em áreas com ar ou poeira contaminados.

Rota potencial de exposição

Uma rota potencial de exposição existe quando um ou mais elementos que constituem uma rota de exposição não forem identificados. O uso de dados obtidos por modelagem, devem ser evitados em estudos de ARSH. No entanto, dependendo das circunstâncias de realização dos estudos, principalmente nos casos de extrema urgência para determinação das populações potencialmente expostas, pode-se incluir nesta categoria aquelas rotas para as quais se empregou a modelagem a fim de completar as lacunas de informação (ex.: modelagem de dados de um aquífero empregando informação de níveis em um solo ou de outros aquíferos).

Caso seja necessária a utilização de tais dados, a equipe de ARSH deve enfatizar a natureza preliminar da ARSH. Usualmente, em tais casos, as rotas de exposição serão consideradas potenciais.

Uma rota potencial indica que a exposição a um contaminante pode haver ocorrido no passado, que pode ocorrer no presente ou que poderia ocorrer no futuro.

Recomenda-se assumir que uma rota potencial poderia ocorrer no futuro quando no ponto de exposição não se encontra evidência atual de contaminação. Por exemplo, a futura rota potencial de exposição se estabelece quando:

- A contaminação tem que migrar a algum ponto de exposição; ou

- Calculou-se (mediante modelos) ou projetou-se que a contaminação se apresentará em algum ponto de exposição.

Se existem possibilidades de que um poço privado de água potável seja afetado pelo contaminante encontrado à montante dele, pode-se então antecipar a existência de uma futura rota de exposição potencial.

Em geral, a discussão das rotas potenciais no documento final deve ser breve. Entretanto, condições particulares da área de estudo, como a descoberta de um aquífero contaminado, com uma pluma à montante de um poço público para abastecimento de água, pode ser de suficiente importância para maior atenção como rota potencial. As avaliações de saúde devem incluir uma lista das rotas potenciais.

Eliminação de uma rota de exposição

As rotas de exposição possíveis ou suspeitas podem ser eliminadas se as características do local indicam como pouco provável a exposição humana no passado, presente ou futuro.

Da mesma forma, caso se comprove que um meio ambiental não está contaminado, a equipe de ARSH pode eliminar todas as rotas de exposição suspeitas associadas com tal meio. Entretanto, a eliminação de rotas baseando-se em informação sobre ambientes não contaminados deve ser tomada com cuidado já que, por um lado, deve-se considerar a possibilidade de uma futura contaminação e, por outro lado, também deve-se levar em conta que os dados desta informação devem ser analisados quanto a sua confiabilidade e representatividade, antes de tomar uma decisão final.

A equipe de ARSH não deve descartar todas as rotas de exposição relacionadas com um meio específico tão somente porque uma (ou mais) rota (s) de exposição de tal meio não foram finalmente consideradas de importância. Por exemplo, ainda que a inalação de contaminantes voláteis poderia não ser de importância em um solo com abundante cobertura vegetal, o gás poderia migrar através do subsolo para entrar nas vizinhanças próximas. Para aquelas rotas que sejam preocupantes para a comunidade local, a equipe deve explicar com clareza porque foram eliminados o contaminante que causa inquietação e a rota suspeita.

Uma rota de exposição provável pode ser eliminada se ao menos um dos seus cinco elementos está ausente e nunca se apresentará. Há que recordar que o julgamento profissional deve ser usado quando se busque eliminar uma rota por falta de dados ambientais.

Se uma rota de exposição suspeita não pode ser categorizada como completa ou potencial e nenhum contaminante de interesse é identificado, a rota deve ser eliminada. Por outro lado, a equipe deve usar sua experiência profissional sobre como discutir o tema na avaliação de saúde.

Em geral, deve-se evitar discutir rotas de exposição humana ou ambiental que não estejam baseadas em dados ambientais, informação da área de estudo ou antecedentes bibliográficos. Se os contaminantes das rotas de exposição suspeitas são considerados importantes devido à preocupação da comunidade, a equipe de ARSH os discutirá na avaliação de saúde.

Em qualquer hipótese, deve-se evitar o não reconhecimento de uma rota possível. Estudos e ações de saúde baseados nos estudos de ARSH, posteriormente, descartar uma rota prevista. No entanto, a omissão de uma rota possível e não constatada pela equipe de ARSH poderá, posteriormente, comprometer o acompanhamento de saúde de populações expostas.

Definição de exposição da população

Existem três categorias de exposição da população: exposto, potencialmente exposto e exposição desconhecida.

População exposta

Uma população é considerada como exposta se existiu, existe, ou existirá, uma rota de exposição completa que liga o contaminante com essa população receptora. Uma população exposta inclui pessoas que ingerem, inalam, entram em contato com os contaminantes no passado, presente ou futuro.

Exemplos de pessoas expostas são aquelas que:

- Tenham ingerido, estão ingerindo ou ingerirão contaminantes de um ou mais meios ambientais
- Tenham inalado, estão inalando ou inalarão contaminantes de um ou mais meios ambientais
- Tiveram contato, têm contato ou terão contato com contaminantes de um ou mais meios ambientais
- Estiveram, estão ou estarão expostos à radiação de um ou mais meios ambientais

Se um meio ambiental (solo) contém um contaminante de interesse em um ponto de exposição (um jardim residencial) e existe evidência de que tenha ocorrido, ocorre ou ocorrerá uma via de exposição (ingestão), a equipe de ARSH deve assumir que os habitantes dessa residência estão ou estarão expostos. Se o jardim residencial está localizado em uma casa desocupada, a equipe de ARSH deve assumir que seus futuros ocupantes estarão expostos.

Os indivíduos também seriam considerados como expostos se a exposição tenha sido verificada mediante marcadores biológicos ou exames clínicos/médicos. Para a avaliação de saúde, não é indispensável contar com as conclusões dos estudos de ARSH para determinar a exposição em uma população.

População potencialmente exposta

Uma população é considerada como potencialmente exposta se uma rota de exposição potencial tenha existido no passado, existe no presente ou existirá no futuro.

População com exposição desconhecida

A equipe de ARSH assinalará esta categoria a uma população na qual não tenha sido possível estabelecer uma rota de exposição completa ou potencial.

58

Resumo para rotas de exposição completas e potenciais

A equipe de ARSH deve resumir em uma ou mais tabelas as rotas de exposição, os cinco elementos e os componentes temporais pertinentes. A equipe de ARSH deve realizar todos os esforços possíveis a fim de assinalar as populações expostas ou potencialmente expostas para cada uma das rotas de exposição. Sempre que possível a tabela deve incluir quais os contaminantes afetam ou afetariam às populações nas rotas completas ou potenciais.

ROTAS DE EXPOSIÇÃO EM LINHARES

A lama de rejeito trazida como resultado do rompimento da barragem da Samarco em Mariana, em massas e volumes ainda não mensurados com precisão, ocasionou e continua ocasionando impactos ambientais em proporções poucas vezes vista em todo o mundo.

A contaminação ambiental com contaminantes químicos, principalmente os metais, representa riscos à saúde humana que será a seguir avaliados neste relatório não como seu efeito final, o adoecimento das pessoas, mas sim pela possibilidade de gerar exposição

humana a esses contaminantes que poderão resultar no adoecimento das populações expostas.

A maior preocupação da equipe de ARSH é evitar qualquer omissão de uma possível rota de exposição.

Caso nossa avaliação resulte numa rota de exposição possível, mas que venha a ser descartada pelos estudos epidemiológicos ou toxicológicos posteriores que serão recomendados por nossa equipe, isto não terá maiores resultados negativos. No entanto, caso tal tipo de omissão ocorra, haverá o descuido pelo Setor Saúde de populações realmente expostas com possíveis danos não reparáveis a sua saúde.

Pela dinâmica ambiental advinda dos mecanismos de transporte dos contaminantes, que abordaremos adiante mais detalhadamente para cada contaminante e compartimentos ambientais avaliados (ver Capítulo IV – Mecanismos de Transporte), uma determinada concentração máxima encontrada num determinado compartimento não exclui a possibilidade de sua ocorrência em qualquer momento nos respectivos compartimentos ambientais de outras localidades sob a abrangência das drenagens e localidades atingidas.

Em função da continuidade da fonte geradora das emissões, ou seja, a lama de rejeitos nos sedimentos das drenagens e no novo solo superficial formado pela lama de rejeito depositada, o processo de dispersão ambiental deve ser considerado, mesmo com os possíveis condicionantes atenuantes naturais ou de remediação que venham ocorrer.

Sob o mesmo prisma de avaliação, determinados compartimentos ambientais que não indicaram a presença de contaminantes de interesse neste estudo de ARSH podem fazê-lo no futuro quando se projeta certos condicionantes da dinâmica ambiental.

Há de se considerar nesta avaliação que os contaminantes metálicos, ao contrário de muitos compostos orgânicos, não “desaparecem” ou “degradam” para espécies menos tóxicas. Alguns tornam-se, inclusive, mais tóxicos, como, por exemplo, os compostos metilados do mercúrio.

Por outro lado, como já salientado anteriormente, por sua composição granulométrica e química, os rejeitos pesados e mais inertes, formados majoritariamente pelos silicatos, devem ter sido carregados prioritariamente para o fundo das drenagens e se depositado em pontos como nas três barragens das hidrelétricas e ao longo da bacia do rio Doce. Ou seja, os sedimentos das drenagens atingidas pela lama de rejeito, também contendo os contaminantes

metálicos, além de testemunho para sempre da contaminação, representam uma fonte de emissão perene desses contaminantes.

Existem opiniões que afirmam que os valores basais já assinalavam concentrações elevadas dos metais pelas características minerais próprias da região, bem como pela ação humana pretérita nas atividades de mineração, como demonstrado pelos estudos geoquímicos contratados pela Fundação Renova.

No entanto, é indiscutível que a avalanche de lama trouxe uma importante contribuição adicional para os níveis existentes de contaminantes metálicos para toda drenagem principal da área, desde sua emissão a partir do local do rompimento da barragem em Mariana até a foz do rio Doce em Linhares, como demonstrado também em estudos contratados pela Fundação Renova (ver Capítulo I – Avaliação dos dados existentes).

O material mais leve dos rejeitos da barragem de Fundão, formados também pelos óxidos e oxi-hidróxidos de ferro e manganês, reconhecidamente grandes coletores de metais traços, inclusive os altamente tóxicos metais pesados, constitui, desde o momento de rompimento da barragem de rejeito da Samarco, componente ativo do material sobrenadante que inundou as margens e várzeas das drenagens atingidas.

As demais possíveis contaminações de outros compartimentos ambientais se dão a partir desses mecanismos centrais. A forma e intensidade como isto se dará no futuro, ocasional e localmente, é de difícil previsão. Entretanto, com base nos dados da bibliografia sobre os mecanismos de transporte, a equipe de ARSH pode assinalar possíveis rotas de exposição potencial desses contaminantes no futuro.

Há de se lembrar, neste contexto, casos de contaminação com mercúrio na baía de Minamata no Japão ou, mais próximo, na em Santo Amaro/BA, onde a contaminação da biota aquática somente foi constatada décadas após as emissões. Neste aspecto, poderiam ser citados muitos outros exemplos.

Com esta visão conceitual, e com base na estratégia de realização dos estudos sob as condições de “pior cenário”, anteriormente detalhado, a equipe de ARSH avalia que as rotas de exposição completas e potenciais, determinadas com base na comparação dos resultados analíticos das campanhas de amostragens realizadas pela equipe de ARSH da Ambios com os valores de referência utilizados nos estudos, são representativas para o período desde o rompimento da barragem de rejeitos em novembro de 2015 até o presente momento.

As projeções sobre rotas de exposição futuras se baseiam nos mecanismos de transporte extraídos de dados da literatura e da experiência de estudos anteriores da equipe de ARSH da Ambios.

Adiante, serão são apresentadas as rotas de exposição por compartimento ambiental avaliado.

Alimentos

➤ Vegetais

A maior expectativa de contaminação por metais, na visão da equipe de ARSH, era representada por alimentos de contato direto com o solo decorrente da deposição da lama de rejeito (tubérculos/raízes). Utilizando os valores de referência específicos para cada alimento avaliado, não foram encontradas concentrações superiores aos valores de referências que indicassem a presença de contaminantes de interesse.

Em solos, pH, reações de redução de oxidação e formação de complexos são fatores importantes que afetam a mobilidade e biodisponibilidade dos contaminantes metálicos. Aparentemente, pela forma como se apresentam no material da lama de rejeitos, os metais avaliados não se encontram, atualmente, em forma disponível para absorção pelos vegetais e gramíneas.

No entanto, futuramente, em razão de eventos naturais, de mecanismos de transporte e transformação, inclusive com participação microbiana, até agora desconsiderada, não é possível se afirmar se uma maior disponibilidade dos metais e absorção pelos vegetais relacionados não possam ocorrer e gerar rotas de exposição humana no futuro.

Por essa razão, a equipe de ARSH considera possível uma biodisponibilização futura de contaminantes metálicos para as plantações e gramíneas dessas áreas, por absorção radicular, contaminando animais e humanos pelo consumo dos alimentos ali produzidos.

Assim, a equipe de ARSH considera que os alimentos, principalmente aqueles produzidos com contato direto nas áreas de deposição da lama de rejeitos, como os tubérculos, cujos resultados da amostragem ambiental não indicaram a presença atual de contaminantes de interesse, podem representar uma **rota de exposição potencial futura**, caso as condições físico-químicas do solo superficial se alterem permitindo a biodisponibilização dos contaminantes metálicos.

Complementarmente, o material particulado suspenso (poeira), gerado no solo superficial contaminado e mobilizado pelos ventos, poderá se depositar e ser absorvido por alimentos de folhagens, como as verduras, originando rota de exposição pelo consumo de tais alimentos. Cabe ressaltar que durante as campanhas de amostragem não foram identificadas hortaliças com tais características em quantidades que justificassem uma amostragem para os propósitos desse estudo de ARSH.

Entretanto, caso tais plantações de verduras e leguminosas venham a ser realizadas em áreas de deposição da lama de rejeitos ou delas próximas que permitam a deposição da poeira oriunda do arraste pelos ventos do solo superficial contaminado, existe a possibilidade de ocorrência de **rota de exposição potencial futura**.

Os componentes das rotas de exposição potencial futura são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11: ROTAS DE EXPOSIÇÃO POTENCIAL FUTURA: ALIMENTOS – VEGETAIS (TUBÉRCULOS)

ELEMENTOS DA ROTA DE EXPOSIÇÃO						
ROTA NOME	FONTE	MEIO AMBIENTE	PONTO DE EXPOSIÇÃO	VIA DE EXPOSIÇÃO	POPULAÇÃO RECEPTORA	TEMPO
Alimentos	Solo contaminado	Tubérculos e raízes Vegetais	Local de consumo	Ingestão	Consumidores dos alimentos	Futuro

62

Durante as diversas incursões às áreas de estudos, a equipe de ARSH da Ambios constatou ocorrências, registradas nos nossos relatórios, sobre anomalias em áreas onde ocorreu a deposição da lama de rejeitos.

Ouvimos relatos da população residente com produção de alimentos que afirmam que o crescimento de seus cultivos ocorre de forma rápida e com produção de frutas e legumes de tamanhos e exuberância impressionantes. Isto, aparentemente, afora nos despertar curiosidade, poderia ser um indício positivo, possivelmente derivado da expressiva adubação do solo promovida pela Fundação Renova nessas áreas com os objetivos de remediação já assinalados.

No entanto, também constatamos outras anomalias nessas áreas, registradas em nossos relatórios, que nos causa apreensão e que, com o ferramental metodológico da ARSH, não nos permite elucidar suas causas nem avaliar os níveis de risco à saúde humana que possam advir de tais circunstâncias.

Assim, observamos a ocorrência de manchas brancas em diferentes substratos (na superfície do solo, em árvores e raízes, nas paredes das habitações atingidas pela lama de rejeito, etc). O mais provável é que essas manchas brancas sejam fungos. Mas não temos como avaliar sua natureza nem os males que possam causar.

Em outras ocasiões, já em Linhares, na busca por amostras de tubérculos, nos defrontamos em duas situações onde os residentes com pequenos cultivos nos mostravam total espírito de colaboração, mas nos indicava a impossibilidade de nos atender. Assinalava para as plantas de mandioca que, apesar de exuberantes no tamanho, estavam com seus tubérculos totalmente imprestável, tomado com uma degeneração caracterizada por uma massa enegrecida e porosa no seu bulbo. Como nos demonstraram, o mesmo ocorria em outras plantas. Outros relatos de residentes também assinalavam ocorrências similares.

Por essas razões, a equipe de ARSH reafirma sua avaliação das rotas de exposição por alimentos, exposta no “Relatório Final – Mariana e Barra Longa”, página 285 daquele Relatório, já entregue à Fundação Renova, que “*solo nas áreas com deposição da lama de rejeito, bem como naquelas áreas, cujos solos superficiais, em decorrência dos ventos dominantes, possam ser contaminados pela poeira, devem ser monitoradas e deve-se evitar a produção de alimentos nessas áreas*, até que origens e consequências de tais anomalias, inclusive para a saúde humana, seja esclarecidas.

Entretanto, por não dispormos no ferramental metodológico da ARSH dos meios para esclarecer causas e consequências dessas ocorrências, e tendo os contaminantes metálicos como foco de nossa avaliação de risco, desconhecendo como os contaminantes metálicos poderiam ter alguma relação com essas ocorrências, não levaremos em consideração essas ocorrências para o Capítulo Conclusões e Recomendações deste Relatório.

Pelo exposto, a equipe de ARSH da Ambios recomenda o monitoramento do solo superficial nas áreas de ocorrência de deposição da lama de rejeito e nas suas proximidades.

➤ **Organismos aquáticos comestíveis**

Pelas razões já expostas no planejamento da amostragem ambiental (Anexo XXX), na impossibilidade de realizar, pelo prazo e estratégia de pior cenário, um estudo sob os critérios da ARSH, a equipe de ARSH optou pela escolha de siris, camarões e goiamuns na amostragem de organismos aquáticos comestíveis. Os sedimentos contaminados podem atingir os

organismos que nele vivem e se alimentam, principalmente os crustáceos e moluscos. Os valores de referência utilizados foram os da RDC 42 da ANVISA.

O metalóide antimônio, bem como os metais cádmio, chumbo e níquel não apresentaram concentrações quantificáveis pelos métodos analíticos utilizados.

Ferro, manganês, cobre e zinco apresentaram concentrações máximas de 58,20 mg/kg; 48,81 mg/kg; 28,67 mg/kg e 82,41 mg/kg, respectivamente. Entretanto, para estes metais não existem valores máximos regulamentados pela ANVISA.

Arsênio e mercúrio apresentaram concentrações quantificáveis em algumas amostras, sendo que o mercúrio apresentou concentração máxima de 0,418 mg/kg, próximo ao valor máximo da regulamentação da ANVISA (0,50 mg/kg).

Os dados analíticos das amostras coletadas de organismos aquáticos comestíveis na região estuarina de Linhares **não assinalam a presença atual de contaminantes de interesse.**

No entanto, a contaminação dos sedimentos com alto nível de contaminação dos sedimentos, bem como pela dinâmica ambiental resultando num possível processo de biodisponibilização desses metais para a biota aquática, são fatores que a equipe de ARSH avaliam para determinar os organismos aquáticos como **rota de exposição completa potencial futura.**

Os componentes desta rota de exposição são apresentados na Tabela 12.

Tabela 12: ROTAS DE EXPOSIÇÃO POTENCIAL FUTURA- ORGANISMOS AQUÁTICOS COMESTÍVEIS

Elementos da Rota de Exposição						
ROTA NOME	FONTE	MEIO AMBIENTE	PONTO DE EXPOSIÇÃO	VIA DE EXPOSIÇÃO	POPULAÇÃO RECEPTORA	TEMPO
Alimentos	Sedimentos contaminados	Organismos aquáticos comestíveis	Residências e outros locais de consumo	Ingestão	Consumidores dos alimentos contaminadas	Futuro

A equipe de ARSH recomenda um estudo da contaminação dos peixes e dos demais organismos aquáticos comestíveis sob os critérios de ARSH.

Durante a campanha de amostragem foram observadas diversas circunstâncias de captação das águas. A equipe de ARSH avalia de forma diferenciada as possíveis rotas de exposição oriundas de cada uma delas.

➤ Águas para irrigação e dessedentação animal

Nas ilhas fluviais do Rio Doce na região estuarina foram observadas captações de água subterrânea com a finalidade de irrigação e dessedentação animal.

Essas águas, mesmo após procedimentos de esgotamento anterior à amostragem, com forte coloração ferruginosa, apresentavam características visuais de rejeição para o consumo humano. Segundo as pessoas que ocupam tais áreas, os usos dessas águas seriam para a irrigação dos plantios e dessedentação animal, não sendo utilizada para consumo humano (ingestão, cozimento de alimentos ou banho).

As amostras coletadas dessas captações apresentaram concentrações máximas dos metais **arsênio, cádmio, chumbo, ferro e manganês** acima dos valores de referência utilizados.

Desta foram, existe a possibilidade de uma **rota potencial futura** dos consumidores dos alimentos originados sob tais condições de produção.

A Tabela 13 assinala os componentes desta rota de exposição.

Tabela 13: ROTAS DE EXPOSIÇÃO POTENCIAL FUTURA- ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO E DESSEDENTAÇÃO ANIMAL

Elementos da Rota de Exposição						
ROTA NOME	FONTE	MEIO AMBIENTE	PONTO DE EXPOSIÇÃO	VIA DE EXPOSIÇÃO	POPULAÇÃO RECEPTORA	TEMPO
Água	-Água Subterrânea	Água para irrigação e Dessedentação animal	- Nas residências - Outros locais de uso e consumo	- Ingestão	Consumidores dos alimentos contaminadas	Futuro

➤ Água para consumo humano

Na localidade de Degredo foi constatada concentração de chumbo (0,0237 mg/L) acima do valor de referência. Ainda em Degredo, outra amostra resultou na concentração de chumbo de 0,099 mg/L, estando praticamente no limite do valor de referência (0,01 mg/L).

Afora isto, todas amostras de água de captação subterrânea para consumo humano amostras na região assinalaram presença de chumbo, indicando sua prevalência na região.

Desta forma, o **chumbo** apresenta uma **rota de exposição completa** pelo consumo de água das captações subterrâneas. A Tabela 14 assinala os componentes desta rota de exposição.

Tabela 14: ROTAS DE EXPOSIÇÃO COMPLETA- ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Elementos da Rota de Exposição						
ROTA NOME	FONTE	MEIO AMBIENTE	PONTO DE EXPOSIÇÃO	VIA DE EXPOSIÇÃO	POPULAÇÃO RECEPTORA	TEMPO
Água	Água Subterrânea	Água para consumo humano	- Nas residências - Outros locais de uso e consumo	- Ingestão - contato dérmico	Consumidores das águas contaminadas	Futuro

➤ Água superficial

Afora ferro e manganês com concentrações acima do padrão de potabilidade (Portaria 2914) que limita seus VMPs (Valor máximo permitido) em 0,3 mg/L e 0,1 mg/L respectivamente, **não foram encontrados contaminantes de interesse** nos demais metais avaliados.

A limitação de valores máximos para ferro e manganês na Portaria de Potabilidade do Ministério da Saúde decorre das restrições quanto às características organolépticas e de aceitabilidade, mas não de saúde.

Por isto, a equipe de ARSH não irá considerar ferro e manganês como contaminantes de interesse para posterior avaliação nas implicações à saúde.

SEDIMENTOS

Os sedimentos representam o testemunho de uma contaminação ambiental. Os metais, como se sabe, não desaparecem ou se degradam para se tornarem atóxicos.

Os resultados analíticos das campanhas de amostragem de sedimentos assinalam a presença de ferro e manganês em altas concentrações. Observa-se uma clara correlação entre

os altos teores de ferro e manganês com as concentrações máximas encontradas para arsênio e cádmio.

Os contaminantes antimônio, chumbo, cobre e zinco foram detectados em todas amostras analisadas, bem como os metais arsênio, cádmio e níquel.

As concentrações de **cádmio** em todas amostras estão acima do valor de referência (VR) de 0,6 mg/kg (CONAMA 454), com concentração máxima encontrada de 11,09 mg/kg; VR=0,6 mg/kg).

As concentrações máximas encontradas para os elementos **arsênio** (12,21 mg/kg; VR=5,9); **mercúrio** (2,33 mg/kg; VR=0,17 mg/kg) e **níquel** (20,35 mg/kg; VR=18 mg/kg) também estão acima dos valores de referência.

Conforme já assinalado, inclusive nos dados dos estudos disponibilizados pela Fundação Renova, a partir de sedimentos contaminados, o processo de contaminação da biota aquática comestível é uma questão de tempo. Desta forma, os sedimentos contaminados representam uma **rota de exposição potencial futura** para a biota aquática e, por consequência, para os humanos que a consumam.

A Tabela 15 apresenta os componentes desta rota de exposição.

67

Tabela 15: ROTAS DE EXPOSIÇÃO COMPLETA- ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO

Elementos da Rota de Exposição						
ROTA NOME	FONTE	MEIO AMBIENTE	PONTO DE EXPOSIÇÃO	VIA DE EXPOSIÇÃO	POPULAÇÃO RECEPTORA	TEMPO
Sedimentos	Sedimentos contaminados	Biota contaminada pelos sedimentos	Nas residências e em outros locais de consumo	Ingestão	Consumidores da biota contaminada	Futuro

SOLO SUPERFICIAL

As concentrações máximas encontradas nas amostras de metais foram comparadas com os valores de referência da Resolução CONAMA 420, valor de prevenção. Com exceção do mercúrio, que não foi detectado em nenhuma amostra, os contaminantes metálicos apresentaram concentrações quantificáveis em quase todas amostras analisadas.

O **níquel** apresentou concentrações próximas ao valor de referência (30,00 mg/kg). Para ferro e manganês não existem valores regulamentados.

As concentrações máximas de **antimônio** (3,01 mg/kg; VR=2,00 mg/kg), **arsênio** (22,52 mg/kg; VR=15 mg/kg); e **cádmio** (11,29 mg/kg; VR=1,3) estão acima dos respectivos valores de referência e são considerados **contaminantes de interesse** e constituem **rota completa de exposição** pelo solo superficial contaminado. A exposição humana pode ocorrer tanto pela ingestão de alimentos produzidos em tais solos, pelo contato direto, bem como pela poeira contaminada gerada a partir desses solos e transportada pelos ventos, inclusive para as residências. Afora isto, esse solo superficial transportado pelas chuvas, arrastando o solo superficial contaminado para os sedimentos das drenagens.

Os dados ambientais obtidos pela equipe de ARSH assinalam o solo superficial nas áreas de deposição da lama de rejeito como uma **rota completa de exposição no passado**, desde o rompimento da barragem; no **presente**, pelo contato direto, inalação e ingestão (involuntária, adultos; e crianças, principalmente na fase de engatinhar) de poeira contaminada para os residentes dessas áreas; e no futuro, desde que não sejam tomadas medidas efetivas de remoção ou remediação dos solos contaminados.

Os componentes da **rota de exposição completa** pelo solo superficial são apresentados na Tabela 16.

Tabela 16: ROTAS DE EXPOSIÇÃO COMPLETA: SOLO SUPERFICIAL.

ELEMENTOS DA ROTA DE EXPOSIÇÃO						
ROTA NOME	FONTE	MEIO AMBIENTE	PONTO DE EXPOSIÇÃO	VIA DE EXPOSIÇÃO	POPULAÇÃO RECEPTORA	TEMPO
Solo superficial	Solo superficial contaminado	- Solo;	- Nas residências e em outros locais c/ solo contaminado	- Ingestão - contato dérmico	- Residentes - Pessoas c/ atividades nessas áreas	- Passado, - Presente - Futuro

POEIRA DOMICILIAR

As amostras de poeira domiciliar coletada nas residências em localidades de Linhares apresentaram concentrações máximas dos contaminantes: **antimônio** (2,88 mg/kg; VR=2,00), **cádmio** (11,84 mg/kg) e **zinco** (1.951 mg/kg; VR=300 mg/kg) acima dos valores de referência utilizados (Resolução CONAMA 420, valor de prevenção).

Dados da literatura indicam que o material particulado fino pode, após sua mobilização, permanecer no ar até 30 dias e alcançar área de abrangência de até 1,5 quilômetros a partir do ponto de sua emissão (Ver Capítulo IV – Mecanismos de Transporte).

Dados de estudos disponibilizados pela Fundação Renova indicam sobre a região de Linhares ventos com direções mais frequentes de norte, norte-nordeste e nordeste. Ventos vindos de sul, sul-sudeste e sudeste também são observados, porém em menores frequências, dado que são fruto de eventos episódicos de passagem de frentes frias.

Ou seja, a partir da emissão do solo superficial contaminado, há de se considerar que todas as localidades avaliadas pela equipe de ARSH da Ambios em Linhares estão sob influência da poeira contaminada.

As concentrações máximas dos contaminantes **antimônio, cádmio e zinco na poeira domiciliar** nas residências das localidades avaliadas de Linhares, acima dos valores de referência utilizados, determinam a poeira domiciliar como uma **rota completa de exposição humana no passado**, desde o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, **no presente e no futuro**, tão longo não se consigam providências de remediação que inibam ou eliminem completamente a geração da poeira contaminante.

Os componentes da **rota de exposição completa** pela poeira domiciliar são apresentados na Tabela 18.

Tabela 17: POEIRA DOMICILIAR. ROTA DE EXPOSIÇÃO COMPLETA

ELEMENTOS DA ROTA DE EXPOSIÇÃO						
ROTA NOME	FONTE	MEIO AMBIENTE	PONTO DE EXPOSIÇÃO	VIA DE EXPOSIÇÃO	POPULAÇÃO RECEPTORA	TEMPO
Poeira domiciliar	Solo superficial Contaminado	Poeira domiciliar	- Residências a até 1,5 km a partir da emissão na direção dos ventos predominantes	- Ingestão involuntária; - Inalação	- Residentes a até 1,5 km a partir da emissão na direção dos ventos predominantes	-Passado; -Presente e -Futuro

Em resumo, os componentes das rotas de exposição completa de Alimentos, Água, solo, sedimento e poeira estão sumarizados no **Quadro 6**.

Quadro 6: RESUMO ROTAS DE EXPOSIÇÃO DOS COMPARTIMENTOS AVALIADOS

Alimento	Água	Solo	Sedimento	Poeira domiciliar
----------	------	------	-----------	-------------------

Fonte	Solo contaminado	Água superficial e subterrânea	Solo superficial contaminado	Solo superficial contaminado	Solo superficial contaminado
Meio Ambiente	Tubérculos e Raízes	- Água de irrigação e dessedentação animal - Água de Consumo Humano	- Solo e poeira contaminados; - Alimentos destes solos	Fauna aquática contaminada	Poeira domiciliar
Ponto de exposição	Local de consumo	Nas residências e em outro local de consumo	- Nas residências e em outro local de contato; - Nos locais de consumo de alimentos contaminados	Local de consumo da fauna aquática contaminada	Residências a até 1,5 km a partir da emissão na direção dos ventos predominantes
Via de exposição	Ingestão	- Ingestão, contato dérmico; - Consumo de alimentos contaminados	Ingestão, inalação, contato dérmico	Ingestão da fauna aquática contaminada	Ingestão involuntária; inalação
População receptora	Consumidores de alimentos	- Consumidores de águas contaminadas; - Consumidores de alimentos contaminados	- Residentes e pessoas com atividades nessas áreas; - Consumidores de alimentos contaminados	Consumidores da fauna aquática contaminada	Residentes; até 1,5 km a partir da emissão na direção dos ventos predominantes
Tempo	futuro	- passado; - presente; - futuro	- passado; - presente; e - Futuro	futuro	passado; presente e futuro

Capítulo VI: Implicações para a Saúde Pública

71

Introdução

Nos relatórios anteriores, a investigação do processo de contaminação ambiental e a análise dos dados ambientais produzidos a partir das amostragens realizadas, definiu os contaminantes de interesse e estabeleceu as rotas de exposição humana, segundo os

parâmetros da metodologia de Avaliação de Risco à Saúde Humana (ARSH) proposta pelo Ministério da Saúde. Da mesma forma, foi construído o perfil sociodemográfico, de saúde e das características culturais, assim como realizado o Levantamento das Preocupações da Comunidade no município de Linhares.

A realização destas três etapas é mandatória para que sejam avaliadas as implicações sobre a saúde decorrentes do desastre ambiental causado pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, no ano de 2015. A caracterização sociodemográfica, das condições de saúde e dos padrões culturais permite a identificação de situações de vulnerabilidade específicas das potenciais populações expostas. A presença de grupos populacionais mais susceptíveis à agentes lesivos, a existência de hábitos culturais e de organização dos espaços sociais que propiciam maior interação com os meios ambientais em estudo, a localização e as condições das moradias, são fatores que podem representar um risco diferenciado de exposição aos contaminantes identificados, e de impacto sobre a saúde das potenciais populações expostas.

Da mesma forma, a definição dos contaminantes de interesse e das rotas de exposição permite uma investigação dos efeitos lesivos sobre a saúde mais específica e, simultaneamente, qualitativamente mais abrangente. Esta definição permite a estimativa da exposição e, também, a identificação das lacunas existentes na informação técnico-científica atual relativa aos contaminantes em estudo. Esta condição exige que o dimensionamento e análise dos efeitos lesivos à saúde seja realizado a partir de parâmetros quantitativos e qualitativos de exposição.

Toda proposta de atenção à saúde deve também incluir a percepção e as preocupações da população com a sua saúde. Neste sentido, o levantamento das preocupações da comunidade tem como objeto identificar as questões e dúvidas da população, relativas ao impacto sobre a sua saúde decorrente do processo de contaminação ambiental ocorrido. Para além do estabelecimento dos possíveis efeitos lesivos sobre a saúde da população exposta, o relatório de implicações sobre a saúde deve responder às indagações apresentadas por esta população em relação à sua saúde.

Assim sendo, este relatório foi construído a partir das informações coletadas, analisadas e descritas nos relatórios anteriormente elaborados. Ele está organizado nos seguintes tópicos:

Avaliação Toxicológica: os possíveis efeitos adversos de cada substância contaminante, nas condições em que são encontradas nas localidades constituintes do município de Linhares, sobre a saúde das populações expostas.

- Considerações preliminares
- Cálculo da Dose de Exposição aos contaminantes de interesse definidos
- Perfis toxicológicos - Efeitos tóxicos dos contaminantes de interesse

Estabelecimento das Implicações sobre a saúde das populações expostas nas localidades do município de Linhares

Resposta às preocupações sobre a saúde

Avaliação Toxicológica

Considerações preliminares

Os efeitos adversos sobre a saúde aos quais viemos nos referindo ao longo deste relatório serão considerados segundo a capacidade de o agente químico produzir câncer e/ou efeitos adversos sistêmicos.

Câncer

O corpo humano pode ser considerado como uma sociedade bem organizada de células. Cada conjunto de células (tecidos) tem funções determinadas e colaboram para a manutenção de todo o organismo. No organismo humano, assim como qualquer organismo vivo sadio, as células somáticas são comprometidas com sua própria morte, dedicam suas existências ao suporte das células germinativas. As células germinativas são destinadas a reprodução do organismo. Qualquer mutação que dê origem a um comportamento egoísta de uma célula somática, fazendo-a reproduzir-se indefinidamente, compromete toda a sociedade – essa é a origem do câncer. Em geral deriva de uma única célula que se reproduz em detrimento dos vizinhos normais e invadem e colonizam outros territórios reservados para outras linhagens de células.

Para que ocorra um câncer, ou melhor, para que uma única célula se torne cancerosa, é necessária uma série de modificações. Uma substância química é dita cancerígena quando é capaz de produzir dano ao funcionamento normal da célula. Um carcinógeno pode participar da origem do câncer de duas formas diferentes. Como iniciador do tumor ele produz alterações mutagênicas que preparam a célula para tornar-se cancerosa. Por si só essas substâncias não são capazes de gerar câncer, mas modificam a célula permanentemente de tal forma que quando estas entram em contato com promotores de tumor são então transformadas e geram câncer, não importa o tempo que tenha decorrido entre os dois eventos (IARCa, 2019).

No mecanismo normal de divisão celular há genes que inibem a divisão e há genes que a estimulam. Ocorre câncer quando há mutação em um dos genes que controlam esses mecanismos. Os genes que inibem a divisão celular são chamados de genes supressores de tumor e o gene alterado que hiperativa o estímulo a divisão celular é chamado oncogene. As substâncias químicas podem atuar promovendo mutações genéticas e chegar a essas alterações permanentes. Aqui estão a maior parte das substâncias carcinogênicas. É por isso que quando uma substância é suspeita de ser carcinogênica ela requer todo cuidado. Tem-se sempre poucas evidências de carcinogenicidade em humanos (é preciso que ocorram em torno de sete mutações específicas, em uma única célula) podendo ocorrer após uma única exposição, mas é mais garantido que ocorra após exposições repetidas por um período longo de tempo. Se as características físico-químicas da substância fazem com que tenha uma longa meia-vida, portanto persista muito tempo sem se metabolizar, e também facilitem sua

acumulação nos organismos vivos, então haverá mais substância no interior do organismo para promover tais mutações genéticas. De toda forma, o câncer é sempre um evento muito raro e pode ocorrer longe do momento de contaminação. Essa é uma das razões inclusive pela qual o câncer devido a substâncias químicas é pouco diagnosticado, é difícil realizar onexo causal (IARCa, 2019).

Em vista dessas dificuldades, a carcinogenicidade é um dos testes toxicológicos que são realizados para avaliar uma substância química. São realizados diversos ensaios em animais de laboratórios com diversas doses, vias de administração, duração da exposição e espécies diferentes de animais para avaliar o tipo e local do câncer produzido. Normalmente, é com dados em animais que contamos com maior frequência, o que implica em grandes incertezas e determina que sejam feitos cálculos adicionais para extrapolar os resultados destes estudos para seres humanos (IARCa, 2019).

As substâncias são classificadas segundo sua carcinogenicidade. Aqui utilizaremos a classificação elaborada pela Agência de Proteção Ambiental Americana (Environmental Protection Agency - EPA) e pela Agência Internacional de Investigação do Câncer (International Agency for Research on Cancer - IARC). Essas classificações estão baseadas, em sua maioria, em experimentos com animais. As tabelas 18 e 19 apresentam as classificações dos carcinógenos segundo as duas instituições.

Tabela 18: EPA classificação dos carcinógenos

	Categorias	Evidências
A	Carcinógeno humano	Dados suficientes em humanos
B	Carcinógeno provável humano	
	B1	Dados limitados em humanos e dados suficientes em animais
	B2	Dados em humanos inadequados ou ausentes e dados suficientes em animais
C	Carcinógeno humano possível	Dados em humanos ausentes e dados limitados em animais

D	Não há evidências de ser carcinógeno humano	Dados ausentes ou inadequados em humanos ou em animais
E	Não carcinógeno humano	Nenhuma evidência em estudos adequados em humanos ou animais.

Fonte: EPAa, 2019.

Tabela 19: IARC classificação dos carcinógenos

	Categorias	Evidências
1	Carcinógeno humano	Dados suficientes em humanos
2A	Carcinógeno provável humano	Dados limitados em humanos e dados suficientes em animais OU dados suficientes em animais e outros dados relevantes
2B	Carcinógeno humano possível	Dados limitados em humanos OU dados suficientes em animais OU dados limitados em animais e outros dados relevantes
3	Não há evidências de ser carcinógeno humano	Dados ausentes ou inadequados em humanos ou em animais
4	Provável não carcinógeno humano	Nenhuma evidência em estudos adequados em humanos e animais.

Fonte: IARCa, 2019

Assim, um agente químico é considerado carcinogênico quando aumenta a ocorrência de câncer ao ser administrado a animais, em comparação com controles não tratados. Existem quatro tipos de respostas neoplásicas aceitas como evidências de carcinogenicidade, o aumento da taxa “normal” de ocorrência de tumores, o desenvolvimento de novos tipos de câncer, uma diminuição do tempo médio para o aparecimento de um tumor e uma nova multiplicidade de cânceres (IARCa, 2019).

Uma das grandes dificuldades do estudo da carcinogenicidade das substâncias químicas é a escassez de dados em humanos. A maior parte dos agentes, quando há informações, são extraídas de dados de experimentos em animais. Para a extrapolação desses dados para humanos, é preciso ter em conta que além das diferenças entre as espécies, na maioria das situações de exposição humana encontramos baixas doses, exposição a múltiplos agentes e de longa duração. Para minimizar essas dificuldades, diversas instituições internacionais desenvolveram modelos para permitir que se faça, com alguma segurança, essa extrapolação dos dados em animais para situações de exposição humana.

O modelo em estágios múltiplos é o método de extrapolação de altas para baixas doses utilizado pela EPA. É um modelo que pressupõe que a resposta câncer ocorra após uma série de eventos celulares. Também é admitido que resposta 0 se obtém quando a dose é 0, ou seja, a curva dose-resposta passa necessariamente pela origem (0,0). Essa estimativa de resposta humana para baixas doses produz uma reta cujo fator de inclinação (*slope factor*) é o indicador

utilizado para estimar excesso de risco de câncer para cada substância. Ele significa a potência carcinogênica de uma substância quando a pessoa está exposta durante toda sua vida a 1mg/Kg-dia desta substância. O risco unitário de câncer é outro indicador que informa o risco estimado de câncer para cada unidade de concentração no meio considerado. Ele é uma estimativa quantitativa de risco ou por $\mu\text{g/L}$ de água potável ou por $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de ar respirado. Por exemplo, a EPA atribui um risco unitário de câncer por inalação do cádmio de $1,8^{-3}$ por $(\mu\text{g}/\text{m}^3)$ o que significa a estimativa de risco caso haja exposição a uma concentração de cádmio no ar de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de ar inalado durante toda a vida. São indicadores de potência carcinogênica que multiplicados pela dose (em se tratando de fator de inclinação) ou pela concentração no ar ou água (risco unitário) darão as estimativas de excesso de risco de câncer (ATSDRa, 2005).

Estes são parâmetros que devem ser levados em conta quando se realiza a investigação e o acompanhamento de saúde de uma população exposta a compostos químicos.

Efeitos Sistêmicos

A maior parte dos estudos de toxicidade de uma substância química é feita com animais. Esses estudos são realizados oferecendo uma dose conhecida de uma substância a uma população de animais. Eles são realizados com diversas doses para que se possa determinar alguns indicadores de toxicidade como o NOAEL (no-observed-adverse-effect-level) que é o nível de maior dose oferecida a uma população de cobaias que não apresentou nenhum efeito adverso; o LOAEL (lowest-observed-adverse-effect-level) indica qual o menor nível de dose em que foi observado efeito adverso. Cada um desses indicadores é elaborado para cada tipo de exposição, quanto a duração (pode ser aguda -, intermediária - e crônica -) e quanto a via de exposição (respiratória, oral, dérmica). Outro indicador de toxicidade é a DL50 (dose letal 50 – aquela que mata 50% da população de cobaias). Com base nesses estudos com animais são elaboradas as curvas de dose - resposta (para cada efeito, nas abscissas são colocadas as doses e nas ordenadas a população de cobaias que apresenta o efeito). Os efeitos sistêmicos ocorrem quando a substância produz efeitos sobre os mais diversos órgãos (rins, fígado, cérebro, coração etc.) e tecidos, que são observados em animais. Nem sempre eles são os mesmos observados em humanos, mas é lícito supor a ocorrência de efeitos em humanos caso ocorram em animais. Essa extrapolação de animais para humanos é realizada considerando graus de incerteza (ATSDRa, 2005).

O indicador que vamos utilizar nesse estudo é o Nível de Risco Mínimo (Minimal Risk Level - MRL). É definido como uma estimativa de exposição diária humana a uma substância perigosa que provavelmente não trará risco de efeito adverso diferente do câncer, considerando uma duração específica de exposição (aguda – 1-14 dias, intermediária – 15 – 364 dias, e crônica – 365 dias ou mais) para uma determinada via de exposição. O MRL é um indicador de perigo e quer dizer que exposições até esse nível provavelmente não acarretarão efeito adverso inclusive à pessoa mais sensível. Exposições acima do MRL não significam que ocorrerão efeitos adversos. O MRL é baseado no NOAEL referido ao estudo que menor dose utilizou para verificar o efeito adverso mais sensível que a substância produziu, associado aos graus de incerteza. Quando se dispõe de informações suficientes de diversos estudos em animais, em diversas espécies, é utilizado o maior nível de dose em que não foi observado nenhum efeito adverso (NOAEL). O MRL é produzido dividindo-se o NOAEL pelos fatores de incerteza. Em geral, quando se usa o NOAEL, os fatores de incerteza são 2 (10^2) agregando um fator 10 pela extrapolação de animais para humanos e outro fator 10 pela variabilidade e suscetibilidades humanas (ATSDRa, 2005).

A população

Para uma análise mais detalhada da exposição humana e seus efeitos sobre a saúde dividimos a população em grupos de acordo com a faixa etária, importante para procedermos ao cálculo da exposição e também para a discussão dos efeitos sobre a saúde.

Na discussão dos efeitos das substâncias químicas sobre a saúde das pessoas, alguns grupos merecem atenção especial, são as ditas populações susceptíveis. Uma população susceptível exibe respostas diferentes ou mais acentuadas a uma determinada substância química do que a maioria das pessoas expostas ao mesmo nível da substância no meio ambiente. Entre as razões para esta susceptibilidade estão herança genética, mecanismos imunológicos de defesa ou mecanismos enzimáticos ainda não totalmente ativos ou já em processo de desgaste, estado nutricional e de saúde entre outros. Estes fatores vão contribuir para uma diminuição da capacidade do organismo de detoxificar ou excretar as substâncias químicas, contribuindo para o aumento do seu potencial tóxico. Entre os grupos populacionais particularmente susceptíveis aos contaminantes de interesse definidos estão as crianças e

idosos, gestantes, pessoas com doenças genéticas ou disfunções renais ou hepáticas e alcoólatras e fumantes (Faustman and Omenn, 2001).

Crianças podem diferir dos adultos na susceptibilidade às substâncias químicas, porém isto depende do químico. Podem ser mais ou menos susceptíveis do que os adultos e esta relação se altera com a idade. A vulnerabilidade frequentemente depende do estágio de desenvolvimento. Há períodos críticos no estágio de desenvolvimento de uma determinada estrutura orgânica ou funcional, no qual ela é mais sensível a lesão, tanto no período pré como no pós-natal. O dano pode não ser evidente até um estágio bastante posterior da vida (Landrigan and Etzel, 2014).

Há frequentemente diferenças no metabolismo dos xenobióticos entre crianças e adultos. Se estas diferenças tornam as crianças mais ou menos susceptíveis vai depender se as enzimas envolvidas atuarão na detoxificação ou na formação de novos metabólitos tóxicos a partir do composto químico original. Podem também haver diferenças na capacidade de excreção, em particular em recém-nascidos que têm menor capacidade de filtração glomerular e reabsorção tubular. Crianças e adultos podem também diferir na sua capacidade de reparar danos teciduais a partir de insultos químicos. As crianças têm também maior tempo de vida para expressar o dano ocorrido; esta característica é particularmente relevante para câncer (Landrigan and Etzel, 2014).

Exposição

Para que possam ocorrer efeitos sobre a saúde a partir da contaminação ambiental é preciso que a população se exponha às substâncias presentes no ambiente. Vimos nos capítulos anteriores à descrição das rotas pelas quais as substâncias entram em contato com a população expostas. O cálculo da dose de exposição é o que vai estimar a quantidade da substância que está entrando em contato com os organismos humanos, seja através da inalação, da ingestão ou da absorção pela pele. Para tanto é necessário levarmos em conta a estratificação dessa população segundo faixa etária, uma vez que cada grupo etário possui um padrão de comportamento característico que faz com que fique mais ou menos tempo, ou mais ou menos intensamente, em contato com o agente contaminante. Por exemplo, as crianças costumam brincar na terra o que aumenta o contato da pele com o solo superficial contaminado e a ingestão através das mãos sujas que vão à boca. Quando calculamos a dose de exposição de cada grupo químico abaixo, levamos em conta todas as vias pelas quais o agente químico

penetra no organismo humano para cada um dos subgrupos populacionais definidos (Camara, *et al.*, 2016; ATSDRb, 2005).

Cálculo da Dose de Exposição aos contaminantes de interesse definidos

Os estudos ambientais realizados no município de Linhares estabeleceram como contaminantes de interesse o **cádmio**, tendo como rota de exposição completa o solo superficial e a poeira domiciliar, o **arsênio**, tendo como rota de exposição completa o solo superficial, o **antimônio**, com rota de exposição completa no solo superficial e pela poeira domiciliar, o **zinco** com rota de exposição completa pela poeira domiciliar e o **chumbo** com rota de exposição completa pela água de consumo humano na localidade de Degredo.

Em relação ao **cádmio**, a estimativa de exposição mostra valores acima dos limites mínimos de risco estabelecidos (MRLs – Minimal Risk Levels) para crianças menores de 1 ano e para crianças até 11 anos, para exposição crônica decorrente da ingestão de solo superficial. (ATSDRc, 2005; ATSDRd, 2018). Em relação ao **arsênio**, a estimativa de exposição mostra valores acima dos limites mínimos de risco estabelecidos (MRLs – Minimal Risk Levels) para crianças menores de 1 ano, para exposição crônica decorrente da ingestão de solo superficial. (ATSDRd, 2018) (**Tabela 20**).

Não foram encontradas estimativas de exposição acima dos limites mínimos de risco estabelecidos (MRLs – Minimal Risk Levels) para antimônio em solo superficial.

As estimativas de dose de exposição ao cádmio, antimônio e zinco para ingestão de poeira domiciliar, usando os mesmos parâmetros norteadores do cálculo para solo superficial, não apresentaram valores acima dos limites mínimos de risco estabelecidos (MRLs – Minimal Risk Levels).

Não existem valores de risco mínimo estabelecido (MRL) para exposição ao chumbo por qualquer via ou período de exposição (ATSDR, 2007a)

Tabela 20: Estimativa de dose de exposição aos contaminantes de interesse identificados, por via oral (mg/kg _ dia) no município de Linhares.

CI	Rota de exposição	DE Cr < 1 ano	DE Cr. 1 – 11 anos	DE Cr 12 – 17 anos	DE Adulto	MRL (ATSDRd, 2018)
Cádmio	Solo Superficial	0,0002	0,0001	0,00005	1,616 ⁻⁰⁵	0,0001mg/kg dia
Arsênio	Solo Superficial	0,0005	0,0002	0,0000	3,217 ⁻⁰⁵	0,0003mg/kg dia

Valor de Referência: MRL (Nível de Risco Mínimo) para exposição crônica por via oral (ingestão).

Perfis toxicológicos - Efeitos tóxicos dos contaminantes de interesse

Efeito carcinogênico

Cádmio e compostos de cádmio são considerado carcinogênicos aos seres humanos (grupo 1) pelo IARC (IARC, monographs, 2018)¹ e provável carcinógeno humano pela EPA (grupo B1). A maioria dos estudos refere-se ao maior risco de ocorrência de câncer pulmonar decorrente da inalação de poeiras devido à exposição ocupacional, porém, um estudo realizado com populações residindo próximas a fundições na Bélgica (Nawrot *et al.*, 2006), também

mostrou um risco aumentado de ocorrência de câncer de pulmão pela inalação de poeiras no ambiente circunvizinho. Alguns estudos fornecem evidência para uma associação da exposição ao cádmio e a ocorrência de cânceres renais e de próstata.

Arsênio e compostos inorgânicos de arsênio são considerados carcinogênicos para humanos (grupo 1) pela IARC (IARC, monographs, 2018)². Estudos ecológicos têm evidenciado um risco aumentado de câncer pulmonar associado com a exposição ao arsênio através da ingestão da água de consumo humano em regiões do mundo onde os níveis de arsênio são naturalmente elevados. Da mesma forma, é observada associação entre exposição ao arsênio no ar e câncer de pulmão. A IARC considera que tanto a exposição ao arsênio por inalação como por ingestão apresenta evidência de relação dose-resposta para a ocorrência de câncer de pulmão. A IARC também refere associação entre a exposição ao arsênio através da ingestão de água contaminada e câncer de bexiga e câncer de pele (carcinoma de células escamosas). O chumbo é classificado pela EPA como B2, provável carcinógeno humano, por via oral, a partir de experimentos em animais com desenvolvimento de tumores renais após ingestão de sais solúveis de chumbo. É considerado possível carcinógeno humano pelo IARC (grupo 2B) indicando que existem dados de ocorrência de câncer em humanos, associada com a exposição ao chumbo, mas que eles são inadequados ou ausentes ou limitados (Tabela 21).

Tabela 21: Classificação segundo carcinogenicidade dos contaminantes de interesse, município de Linhares _ Espírito Santo, 2019.

Contaminante	EPA (a)	IARC (1,2)
Cádmio	B1	1 (1)
Arsênio	A	1 (2)
Chumbo	B2	2B

Efeitos não-carcinogênicos sobre a saúde

Cádmio (ATSDR – Toxicological profile, 2012)

O cádmio é um elemento natural da crosta terrestre e essencialmente um subproduto da metalurgia do zinco e do chumbo. É um metal que tem seu maior uso na indústria de acumuladores elétricos (68%), pigmentos (15%), estabilizante para matérias plásticas (10%) e galvanoplastia (5%). As principais fontes de exposição ao cádmio são: ocupacional, alimentação e tabaco.

As folhas de tabaco acumulam altos níveis de cádmio do solo. A quantidade de cádmio absorvida através do consumo de 1 maço de cigarros por dia é cerca de 1-3 microgramas por dia. Medidas diretas dos níveis de cádmio nos tecidos corporais confirmam que o tabagismo praticamente dobra a carga corporal de cádmio no organismo, quando comparados a não fumantes. Em relação a alimentação, em geral vegetais folhosos como alface e espinafre, batatas e grãos, amendoim, soja e sementes de girassol contêm altos níveis de cádmio, aproximadamente 0,05-0,12 mg/kg. A exposição ocupacional aumenta em locais onde há processos de aquecimento de material contendo cádmio, como fundição e galvanoplastia, ocorrendo a exposição principalmente através da inalação de poeiras e fumos.

As principais vias de exposição são a respiratória (55%) e a oral (10%) a qual depende de fatores nutricionais como carências proteicas ou de ferro ou cálcio. O cádmio acumula-se no organismo, seus níveis aumentando com a idade na exposição não-ocupacional, decrescendo por volta dos 50 anos. O principal acúmulo é no fígado e rins (córtex renal) ligado a uma proteína de baixo peso molecular, a metalotionina. Sua meia vida é de 20 anos. A presença do cádmio no sangue reflete a intensidade de exposição dos últimos 2 a 3 meses, e na urina pode refletir depósito renal. A fração de troca corporal eliminada por dia é cerca de 0,05 a 0,1 por mil. Nos casos de intoxicação por ingestão de alimentos contaminados a eliminação fecal é mais importante que a urinária.

Na intoxicação aguda por inalação de fumos de óxido de cádmio os sintomas são respiratórios, podendo evoluir com uma pneumonite química e edema pulmonar. Nos casos de ingestão o quadro clínico será semelhante a uma gastroenterite.

Na intoxicação crônica por inalação de poeiras ou vapores de cádmio, ou ingestão de alimentos contaminados, os principais órgãos afetados serão o rim e os ossos. O cádmio provoca uma alteração nos túbulos renais com perda de proteínas na urina (proteinúria), e pode levar a uma nefropatia irreversível. Nos ossos causa um quadro de osteomalácia e osteoporose com fraturas espontâneas e fissuras pela perda renal de fosfato de cálcio, com fortes dores. Pode também afetar os pulmões, cujas lesões precedem as renais, com a instalação de uma síndrome obstrutiva e enfisema. O fígado pode sofrer degeneração gordurosa e pode haver anemia (ATSDR, 2012).

Exposição e efeitos tóxicos em crianças

O cádmio é bioacumulativo e tem uma longa meia-vida no organismo humano, portanto, exposições em crianças mesmo em baixas concentrações podem ter efeitos adversos a longo

prazo. Alguns estudos (Jacquillet *et al.*, 2007; Trzcinka-Ochocka *et al.*, 2004; apud ATSDR, 2012 pg. 227) sugerem que adultos expostos a cádmio na infância podem ser mais susceptíveis à toxicidade renal do cádmio do quando somente expostos na fase adulta. Estudos têm investigado uma associação entre exposição a cádmio e efeitos neurológicos adversos em crianças, sem resultados conclusivos.

O cádmio parece ter efeito prejudicial no perímetro cefálico ao nascer e no crescimento infantil nos três primeiros anos de vida (Lin *et al.*, 2011). Um estudo avaliando a exposição ao cádmio, excluindo o hábito de tabagismo através da dosagem da cotinina, relatou associação com a diminuição do peso ao nascer (Johnston *et al.*, 2014). Rollin *et al.*, (2015) observaram associação inversa entre o cádmio no sangue materno e o percentil de peso ao nascer em recém-nascidos do sexo feminino. Kippler *et al.*, (2012) associaram o aumento do cádmio na urina materna à diminuição do perímetro cefálico e no peso ao nascer também em meninas (para cada aumento de 1 µg/dl na urina, diminuiu 0,26 cm do PC e 45 g no peso ao nascer).

A amamentação pode ser uma fonte de exposição ao cádmio. As concentrações de cádmio no leite materno são 5 – 10% das concentrações no sangue materno. A placenta pode atuar como uma barreira parcial à exposição fetal ao cádmio.

Arsênio (ATSDR – Toxicological profile, 2007; Addendum, 2016)

A exposição ao arsênio da população em geral é predominantemente pela via oral, por ingestão de água e alimentos contaminados, e pela inalação de ar e poeira. O arsênio é absorvido no trato gastrointestinal, e distribuído pelo corpo. É metabolizado através do processo de metilação sendo excretado pela urina, pele, suor, cabelo e unha. Como efeitos da exposição crônica ao arsênio encontram-se revisados na literatura o aumento no risco de várias formas de câncer (pele, pulmão, bexiga e rins) e efeitos dermatológicos (hiperpigmentação e hiperqueratose), respiratórios gastrintestinais, hematológicas, hepáticas, renais, vasculares, diabetes melitus e neuropatias periféricas. Ocorre também aumento na ocorrência de prematuridade, baixo peso ao nascer e aborto (ATSDR, 2016).

A exposição pré-natal ao arsênio pode resultar em aborto espontâneo, natimorto e parto prematuro, bem como desenvolvimento mental prejudicado (Quansah *et al.*, 2015). As pessoas expostas ao arsênio no útero e durante a infância estão em maior risco de desenvolver câncer e doença pulmonar na vida adulta. O arsênio pode ocorrer naturalmente nas águas subterrâneas, em regiões da Ásia: China, Índia e Bangladesh em quantidades acima do limite

de 1µg/dL sugerido pela OMS (WHO,2011; WHO,2017). A maioria dos efeitos no feto decorrentes da exposição ao arsênio durante a gestação (aborto espontâneo, natimorto, mortalidade neonatal e redução do peso ao nascer) ocorre em populações expostas a concentrações de arsênio na água muito altas ($\geq 5\mu\text{g/dL}$), como Bangladesh, Bengala Ocidental, China e Argentina (Quansah *et al.*, 2015). Um estudo realizado em Ohio avaliando a exposição a doses de As na água potável, abaixo do limite de 1µg/dL proposto pela OMS e desfechos do nascimento, associou positivamente o aumento do nível de As na água potável, ao aumento em 8-10% nas razões de odds para nascimentos pré-termo (entre 32 e 37 semanas) e muito baixo peso ao nascer (peso <1500g) (Almberg *et al.*, 2017). Em um estudo de coorte no Nepal, foi examinada a relação entre o nível de Pb, As e Zn no sangue do cordão umbilical e o desenvolvimento neurológico dos bebês ao nascer, tendo concluído que a exposição ao arsênio e chumbo durante o período pré-natal pode induzir o atraso no desenvolvimento neurológico (Parajuli *et al.*, 2013).

Chumbo (ATSDR – Toxicological profile, 2007)

O chumbo é um metal amplamente utilizado na nossa sociedade. Várias são as fontes de exposição a este metal: fabricação e reforma de baterias; fabricação de pisos, azulejos, cerâmicas, cristais; fabricação e uso de pigmentos, tintas, vernizes; mineração; gráfica; funilaria de automóveis; e vários outros. Seus efeitos nocivos sobre o organismo humano são potencializados por alguns fatores como a idade – crianças são mais sensíveis, em particular sobre seu desenvolvimento; fatores nutricionais – deficiência de ferro e desnutrição; presença de doenças concomitantes, entre outros (Keogh e Boyer, 2001).

As principais vias de absorção são: respiratória e oral, sendo a inalação a principal forma de penetração no organismo por exposição ocupacional e a ingestão por exposição ambiental. O chumbo se difunde no plasma e se deposita nos “tecidos duros”, ossos, dentes, cabelos. Apenas 3% da carga corpórea total é circulante, sendo que 50% é ligado a hemoglobina. A fração livre no plasma é que tem efeito lesivo. De acordo com um gradiente de concentração o chumbo é progressivamente liberado dos reservatórios para o sangue. Sua ação tóxica se dá pelo contato da fração livre no plasma com os “tecidos moles”, principalmente fígado, rim, medula óssea e sistema nervoso. É excretado pela urina, fezes e suor. A meia vida do chumbo no sangue é de 28 a 36 dias, nos tecidos moles é de 46 dias e no esqueleto é de 10 a mais de 20 anos.

Observam-se alterações neurológicas em adultos com doses a partir de 30 µg//dl: diminuição da velocidade de condução nervosa (Sistema Nervoso Periférico); alterações neurocomportamentais (irritabilidade, alterações de memória, distúrbios da função oculomotora); sintomas e sinais neurológicos (cefaleia, parestesia, diminuição da libido, fraqueza); e encefalopatia em doses mais altas.

Ocorre diminuição da fertilidade, aumento da ocorrência de aborto e de morte neonatal com doses a partir de 10 ug/dl e diminuição da mobilidade e do número de espermatozoides com doses a partir de 40 ug/dl.

Embora não exista uma dose letal mínima para o chumbo, parece haver uma associação com taxas de mortalidade aumentadas para populações expostas, principalmente ocupacionalmente, resultando principalmente de cânceres, doença crônica renal (nefrose, nefrite) hipertensão arterial e doença cerebrovascular (Lustberg e Silbergeld, 2002). Em crianças parece haver uma associação de níveis elevados de chumbo com Síndrome de morte súbita (SIDS). Risco de óbito ocorre quando há encefalopatia. A taxa de chumbo no sangue associada com encefalopatia foi 90 – 800 µg/dl (média: 330 µg//dl) e com óbito foi 125 – 750 µg/dl (média: 327 µg/dl).

Exposição e efeitos tóxicos em crianças

O chumbo é um dos metais aos quais as crianças, principalmente até os 05 anos, são mais susceptíveis aos efeitos tóxicos. Isto ocorre não só pela absorção intestinal aumentada (50%) em relação aos adultos (15%), mas também pela vigência frequente de alguma deficiência nutricional nesta faixa etária. A atividade de engatinhar, brincar no chão e o hábito de comer terra favorecem a ingestão de poeira e solo contaminado. Além disso, a dieta das crianças, principalmente de 01 até os 03 anos, pode ser particularmente deficiente em ferro, cálcio e zinco, o que contribui para a absorção de chumbo e potencialização do seu efeito tóxico. Crianças necessitam de menores doses de chumbo no sangue para a ocorrência de efeitos tóxicos. Lactentes também são susceptíveis através da amamentação, pela contaminação do leite pelo chumbo a partir das mães expostas.

É observado anemia (hematócrito menor que 35%) em crianças com doses acima de 20 µg /dl e diminuição da hemoglobina com exposição a doses acima de 40 µg /dl. Os efeitos hematológicos em geral ocorrem com doses acima de 15 µg/dl. São observadas alterações hepáticas (sistema oxidase) em crianças – dose não referida e alterações renais: nefropatia, gota, hipertensão arterial, alterações enzimáticas (NAG) com doses a partir de 34,2 µg /dl.

Em crianças, doses acima de 6 µg/dl apresentam alterações na função neurocomportamental (leve diminuição da performance em testes de QI); funções cognitiva e motora alteradas; alterações no potencial evocado visual; neuropatia periférica e diminuição da velocidade de condução (20 – 30µg/dl); desequilíbrio postural (11,9 µg/dl). Observam-se alterações no desenvolvimento como baixo peso, prematuridade e aborto com doses a partir de 12µg/dl. Ocorrem alterações no desenvolvimento mental e motor de crianças com doses a partir de 10 – 15 µg/dl.

Um estudo examinou a associação entre o nível de chumbo no sangue materno e o peso ao nascer do recém-nato, observando uma diminuição média de 61 g e 87g no peso ao nascer em relação às concentrações de chumbo de 5 e 10 µg/dL, respectivamente (Zhu *et al.*, 2010). Hu *et al.*, (2006) refere uma associação entre a exposição pré-natal ao chumbo e efeitos adversos no neurodesenvolvimento (Hu *et al.*, 2006). Um estudo realizado no Nepal associou a concentração de chumbo no sangue do cordão umbilical (mediana = 2,06 µg /dL) a um menor tônus muscular em recém-nascidos (Parajuli *et al.*, 2013).

Estabelecimento das Implicações sobre a saúde das populações expostas das localidades do município de Linhares

Considerações Iniciais

O estabelecimento das implicações para a saúde em um estudo de avaliação de risco deve ser norteado por uma visão de saúde que englobe tanto potenciais agravos específicos, decorrentes da exposição aos contaminantes de interesse identificados, através das rotas estabelecidas, mas, também, o impacto que o evento ou a situação em estudo determinou

sobre as formas de viver e se organizar histórica e socialmente das populações das localidades afetadas.

Ao longo do processo de elaboração deste Estudo, esta equipe realizou inúmeras viagens à área em estudo, entrevistou e realizou rodas de conversas com moradores, lideranças comunitárias, profissionais de saúde e representantes de organizações governamentais e não governamentais, visitou sítios específicos na área para investigação e coleta de amostras, e procedeu à identificação, leitura e análise de inúmeros estudos ambientais e de saúde realizados por diversas instituições governamentais e não governamentais.

A experiência e o conhecimento adquiridos a partir destas atividades permitem a esta equipe afirmar que o desastre ocorrido em novembro de 2015, pelo rompimento da barragem do Fundão, trouxe consequências sobre a qualidade e as condições de vida e de saúde da população das localidades estudadas, que extrapolaram o efeito lesivo específico dos contaminantes sobre a saúde e que perduram até hoje.

Alterações das trajetórias de vida, repentinas e não por decisão própria, as quais permanecem sem resolutividade 3 anos após o desastre, determinam uma condição de sofrimento emocional e psíquico, de desarranjo e inadequação social, de insegurança pessoal, familiar, e das interrelações comunitárias que têm consequências diretas e indiretas sobre a saúde das populações destas localidades.

Este relatório não tem como proposição o aprofundamento das análises e discussões referentes ao impacto do desastre decorrente do rompimento da barragem do Fundão sobre a estruturação social, institucional, de modos de vida e organização comunitária das populações das localidades em estudo. Esta equipe considera, no entanto, fundamental estabelecer de forma inequívoca o pano de fundo sobre o qual se assentam as análises específicas dos efeitos lesivos da exposição aos contaminantes de interesse. Considera e ressalta que todo e qualquer processo de adoecimento é consequente não apenas da exposição a agentes químicos, físicos ou biológicos unicausais, mas, do conjunto de condições econômicas, sociais, culturais, genéticas, ambientais que constituem o arcabouço sobre o qual se estrutura a percepção e o estado de saúde dos indivíduos e a análise da situação de saúde da população.

A partir da compreensão de que o cenário social descrito nas considerações acima é um determinante fundamental do desenvolvimento do processo saúde e doença das populações

das localidades do município de Linhares, procederemos a seguir à análise das implicações sobre a saúde das populações expostas aos contaminantes de interesse identificados.

Implicações sobre a saúde das populações expostas aos contaminantes de interesse identificados.

As análises realizadas ao longo dos itens anteriores deste relatório permitiram à equipe deste Estudo de avaliação de risco afirmar que:

Existe um perigo para a saúde das populações expostas nas faixas etárias até 11 anos de idade, ao contaminante de interesse cádmio e, na faixa etária até 01 ano de idade, ao contaminante de interesse arsênio, através da ingestão das partículas de solo superficial.

Embora apenas nestas faixas etárias tenham sido observadas estimativas de exposição acima dos níveis de risco mínimo estabelecidos para exposição crônica a estes dois contaminantes de interesse, pode-se estabelecer a possibilidade de perigo à saúde para todas as outras faixas etárias. Assim, esta afirmativa é baseada nas seguintes considerações:

- ✓ Ambos contaminantes apresentam potencial estabelecido de carcinogênese em seres humanos.
- ✓ Não é possível estimar a exposição através da absorção dérmica e da inalação de poeiras, para ambos os contaminantes.
- ✓ Não é possível avaliar o efeito da exposição cumulativa a ambos contaminantes relativo ao potencial carcinogênico e aos efeitos sobre a saúde.
- ✓ Embora a água subterrânea não se constitua em rota completa de exposição, ela é, ocasionalmente, utilizada para banhos em situações de escassez do fornecimento de água para consumo humano, segundo relatos de moradores, apesar das suas características organolépticas.


Na localidade de Degredo foi observada contaminação da água subterrânea de uso para consumo humano pelo chumbo. Este contaminante apresenta características particularmente tóxicas ao desenvolvimento humano durante o período fetal e até a idade de 4 anos.

90

A exposição a estes contaminantes pode determinar a ocorrência de efeitos lesivos sobre a saúde das populações que vivem nas localidades estudadas do município de Linhares, imediatos ou de longo prazo, devendo ser objeto de recomendações de ações de saúde pertinentes para sua prevenção e assistência.

Resposta às preocupações sobre a saúde

Preocupações relacionadas ao impacto sobre a saúde da população atingida

 *Preocupações com problemas dermatológicos (coceiras) devido ao uso da água de poços ou do rio para banho ou lazer*

As amostras de águas superficiais coletadas no Rio Doce apresentaram altas concentrações de ferro e manganês, porém de nenhum outro contaminante.

Os resultados das análises toxicológicas da água subterrânea indicaram que ela apresenta altas concentrações de ferro e manganês além de arsênio, cádmio e chumbo. Esta água é,

portanto, inadequada tanto para ingestão como para uso para banho pelos altos níveis dos contaminantes encontrados. As queixas relatadas devem estar associadas ao contato da pele com os altos teores de ferro presente na água, possivelmente potencializado pela existência dos outros contaminantes de interesse identificados.

Recomenda-se o uso exclusivo da água da rede de abastecimento público onde **não foram identificados contaminantes de interesse**

Estes problemas devem ser objeto de ações de saúde visando a assistência e resolução dos problemas atuais e a prevenção de agravos futuros.

Preocupações relacionadas ao consumo de água e alimentos

A água subterrânea não deve ser utilizada para nenhum tipo de atividade.

Não foi encontrada contaminação dos alimentos analisados (tubérculos, camarões, siris e goiambuns) avaliados.

Em relação ao peixe estudos mais específicos são necessários, considerando que os estudos realizados até o momento não respondem a essa preocupação conforme apresentado.

Preocupações relacionadas às condições e à qualidade de vida da população atingida

Como discutido ao longo deste Relatório, considera-se que o desastre decorrente do rompimento da barragem de Fundão determinou um impacto não só sobre o ambiente, mas, também, sobre a saúde e as condições e modos de vida da população.

Capítulo VII: Conclusões e Recomendações

92

Introdução

A última tarefa do relatório de uma avaliação de saúde é determinar as conclusões sobre as implicações para a saúde associadas ao local e preparar em paralelo as recomendações. Para tal, devem ser completados os propósitos de uma avaliação de saúde:

- Determinar as implicações para a saúde no local;
- Discutir estas implicações fazendo recomendações para levar a cabo estudos de saúde e ambientais futuros (se são considerados necessários);
- Identificar as ações necessárias para mitigar ou prevenir efeitos adversos na saúde.

A avaliação de risco para saúde das populações expostas a contaminantes ambientais representa um instrumento importante para a tomada de decisões e implementação, de maneira sistemática, de articulações e de ações intra e intersetoriais visando à promoção e proteção da saúde, para melhorar as condições sociais e de vida das pessoas expostas.

Para trabalhar esta etapa, é necessário considerar a definição constitucional de saúde no Brasil e sobre ambiente (nacional e internacional), bem como as determinações do Sistema Único de Saúde, as limitações do modelo de avaliação de risco e as especificidades do processo de adoecimento da população.

Finalmente, para a tomada de decisão, gerenciamento e comunicação do risco é necessário que o processo de avaliação de risco seja claro e transparente, conhecido pelas partes envolvidas: a população, especialmente os expostos, cientistas, governo, justiça, legisladores, indústria, entre outros, para garantir a preservação da saúde e qualidade de vida da população.

Seleção de categorias de perigos para a saúde pública

A primeira conclusão que a avaliação de saúde identifica é o nível de perigo que representa um local. Uma avaliação de saúde deve associar ao local, uma das seguintes categorias:

- A. Perigo urgente para a Saúde Pública;**
- B. Perigo para a Saúde Pública;**
- C. Perigo Indeterminado para a Saúde Pública;**
- D. Não há perigo para a Saúde Pública.**

Estas categorias foram selecionadas para:

- Caracterizar o grau de perigo do local investigado para a saúde pública, com base em fatores tais como a existência de rotas potenciais de exposição humana, a susceptibilidade da comunidade exposta, a comparação dos níveis esperados de exposição humana com as normas relacionadas com a saúde, e a avaliação de dados de efeitos sobre a saúde específicos para a comunidade.
- Determinar:
 - Se devem ser tomadas ações para reduzir a exposição humana às substâncias perigosas no local;
 - Se é necessário informação adicional sobre a exposição humana e riscos associados à saúde;
 - Se esta informação deve ser obtida através de amostragem ambiental mais ampla ou de outras ações de saúde, incluindo estudos epidemiológicos, ou com o estabelecimento de um registro ou de um programa de vigilância da saúde, ou de educação em saúde ambiental.
- Identificar as lacunas de informação toxicológica específicas para uma substância e para aspectos toxicológicos gerais. Estas lacunas de dados poderiam ser consideradas para estabelecer prioridades de investigação.

Critérios e Recomendações relacionados às Categorias de perigos para a saúde pública

Os critérios para o estabelecimento das Categorias de perigo à Saúde Pública, e as correspondentes recomendações de ações de saúde pública, utilizados pela Metodologia de Avaliação de Risco à Saúde Humana (ARSH) proposta pelo Ministério da Saúde / Brasil são apresentados no Quadro 7 abaixo. Com base nestas categorias é possível passar à elaboração das conclusões e recomendações no Estudo de Avaliação de Risco à Saúde nas localidades objeto desta fase do desenvolvimento dos estudos, Mariana e Barra Longa.

Quadro 7: Critérios e recomendações para as categorias de risco para a saúde pública.

Categoria A	Categoria B
<p>Esta categoria se utiliza para os locais que apresentam um risco para a saúde pública como resultado de exposições passadas, presentes e futuras, de curto ou longo prazo, a substâncias químicas perigosas, ou locais onde existe risco físico.</p>	<p>Esta categoria se utiliza para os locais que apresentam um risco para a saúde pública como resultado de exposições passadas, presentes e futuras, de curto ou longo prazo, a substâncias químicas perigosas não carcinogênicas, com valores abaixo dos níveis de referência.</p>
<p>Critérios:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Existiu, existe e poderá haver rotas de exposição completas a uma ou mais substâncias carcinogênicas ou com potencial carcinogênico por mecanismo genotóxico; e/ou - Existiu, existe e poderá haver rotas de exposição completas a uma ou mais substâncias com efeitos tóxicos sistêmicos em níveis acima dos valores de referência; e/ou - Os dados de efeitos na saúde da comunidade específica indicam que o local teve um impacto adverso na saúde humana que requer uma rápida intervenção; e/ou - Os perigos físicos no local representam um risco eminente de danos à saúde. 	<p>Critérios:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Os dados são disponíveis para todos os meios ambientais aos quais os humanos estão sendo expostos; e - Existiu, existe e poderá haver rotas de exposição completas a uma ou mais substâncias com efeitos tóxicos sistêmicos, porém em níveis abaixo dos valores de referência; e - Existem dados que indicam deterioração da qualidade de vida da população do local; e - Não existem dados de efeitos de saúde específicos da comunidade que indiquem que o local teve um impacto adverso na saúde humana.
<p>Recomendações de Ações de Saúde:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Tomar as medidas necessárias para afastar os riscos físicos existentes e interromper a exposição da população; na impossibilidade de eliminação dos riscos, remover a população. 2. Identificar a população exposta (passado, presente e potencial no futuro) por meio do Cadastro Nacional de Usuários do SUS. 3. Acompanhar a saúde das populações expostas por meio de ações de Vigilância e Atenção integral (vigilância ambiental, epidemiológica, sanitária e saúde do trabalhador, atenção básica, média e alta complexidade) incluindo: <p>Protocolos específicos para avaliação de saúde dos expostos e ações de vigilância à saúde;</p> <ul style="list-style-type: none"> • Estruturação do sistema de informação para a vigilância dos expostos; • Monitoramento de indicadores biológicos de exposição, efeito e de vulnerabilidade social e econômica; • Formação e capacitação continuada dos profissionais de saúde e agentes comunitários para atender às especificidades das ações de atenção e vigilância à saúde dos expostos; 	<p>Recomendações de Ações de Saúde:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Identificar a população exposta (passado e potencial no futuro) por meio do Cadastro Nacional de Usuários do SUS; 2. Acompanhar a saúde das populações expostas por meio de ações de Vigilância e Atenção integral à saúde da população exposta (vigilância ambiental, epidemiológica, sanitária e saúde do trabalhador, atenção básica, média e alta complexidade) incluindo: <p>Protocolos específicos para avaliação de saúde dos expostos e ações de vigilância à saúde;</p> <p>Estruturação do sistema de informação para a vigilância dos expostos;</p> <ul style="list-style-type: none"> • Monitoramento de indicadores biológicos de exposição, efeito e de vulnerabilidade social e econômica; • Formação e capacitação continuada dos profissionais de saúde e agentes comunitários para atender às especificidades das ações de atenção e vigilância à saúde dos expostos;

<ul style="list-style-type: none"> • Educação, comunicação de risco e informação em saúde para a população exposta e profissionais dos órgãos envolvidos na tomada de decisões; • Fortalecer os mecanismos de controle social e participação comunitária como estabelecido no SUS; • Fomentar e executar estudos e pesquisas para fundamentar cientificamente as intervenções, tomada de decisão e gestão nos diversos campos de interesse da situação em foco; • Estabelecer mecanismos de gestão que permitam a reestruturação e fortalecimento do setor saúde para atender às especificidades de atenção e vigilância à saúde da população exposta; • Fortalecer parcerias intra e intersetoriais para coordenação e implementação das ações de vigilância e atenção à saúde da população exposta; <p>Recomendações do setor saúde para ações de ambiente: Realizar parcerias visando medidas que interrompam as rotas de exposição, bem como o monitoramento das condições ambientais. Monitorar a qualidade ambiental para subsidiar as ações de vigilância e atenção à saúde da população exposta;</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Educação, comunicação de risco e informação em saúde para a população exposta e profissionais dos órgãos envolvidos na tomada de decisões; • Fortalecer os mecanismos de controle social e participação comunitária como estabelecido no SUS; • Fomentar e executar estudos e pesquisas para fundamentar cientificamente as intervenções, tomada de decisão e gestão nos diversos campos de interesse da situação em foco; • Estabelecer mecanismos de gestão que permitam a reestruturação e fortalecimento do setor saúde para atender às especificidades de atenção e vigilância à saúde da população exposta; • Fortalecer parcerias intra e inter setoriais para coordenação, implementação das ações de vigilância e atenção à saúde da população exposta; <p>Recomendações do setor saúde para ações de ambiente: Mitigar ou eliminar as rotas de exposição; Monitorar a qualidade ambiental para subsidiar as ações de vigilância e atenção à saúde da população exposta;</p>
<p>Categoria C</p> <p>Esta categoria se utiliza para os locais que têm informação incompleta.</p>	<p>Categoria D</p> <p>Esta categoria se utiliza para os locais que não apresentam um risco para a saúde pública.</p>
<p>Critérios:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Dados disponíveis insuficientes para caracterizar a exposição; e - Não existem dados, ou são insuficientes, que indiquem que o local teve um impacto adverso sobre a saúde humana. 	<p>Critérios:</p> <ul style="list-style-type: none"> - Não existem indícios ou dados que comprovem a exposição humana atual ou passada a meios contaminados; e - Não é provável que ocorram exposições futuras a meios contaminados; e - Não existem dados de efeitos de saúde específicos da comunidade que indiquem que o local teve um impacto adverso na saúde humana;
<p>Recomendação de Ações:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Identificar os dados ou informações necessárias para avaliar adequadamente os riscos à saúde pública originados do local, por meio de estudos e pesquisas de saúde e ambiente para complementar as informações como proposto na metodologia (vide etapas respectivas). 	<p>Recomendações de Ações:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Realizar ações de educação, comunicação de risco e informação em saúde para a comunidade e profissionais dos órgãos envolvidos na tomada de decisões, tendo em vista que não está ocorrendo, não ocorreu no passado nem é provável que ocorra no futuro uma exposição humana que possa ser de interesse na saúde pública.

Classificação da categoria de perigo para a saúde humana das localidades estudadas no município de Linhares.

Nota Introdutória

Processo de adoecimento da população e limitações do modelo de avaliação de risco

O processo de adoecimento é particular de cada pessoa, sendo consequente a fatores de caráter coletivo como o meio ambiente, e o contexto social, econômico, histórico e cultural de uma dada sociedade. É também determinado por outros fatores de caráter individual, como o mapa genético de cada um, a carga genética que herdamos de nossos antepassados, o estado nutricional, de desenvolvimento e o grau de maturidade do nosso organismo. A junção destas duas ordens de fatores é que determina a relação entre saúde e doença em uma pessoa, e explica porque alguns adoecem e outros não, quando expostos às substâncias químicas, e porque podem ocorrer patologias diferentes em pessoas expostas ao mesmo composto.

Além disso, é importante lembrar que em muitos casos a população exposta tem baixa escolaridade, baixa renda, subemprego, condições precárias de saneamento, é acometida por múltiplas doenças infecciosas, subnutrição, doenças crônicas, entre outras. Nestas populações, a exposição a alguma substância química, ou múltiplas substâncias, se configura como um fator de risco adicional, agravando sua vulnerabilidade. Além disso, a resposta biológica nem sempre corresponde às descrições existentes na literatura.

Ao anterior, devemos acrescentar as limitações do modelo de avaliação de risco à saúde humana, principalmente em relação aos limites de referência; à identificação dos efeitos adversos ou da capacidade do agente químico produzir câncer e/ou efeitos sistêmicos; ao uso de estimativas ou dados substitutos quando faltam informações sobre a exposição, o local e os contaminantes; ao uso de parâmetros genéricos nos cálculos das doses de exposição, como os relativos ao peso corporal para a idade, taxas de inalação, ingestão de água e alimentos, duração da exposição, entre outros.

Existem incertezas geradas pela insuficiência dos dados, particularmente os relacionados com a exposição e os efeitos adversos. Fatores numéricos de segurança ou fatores de incerteza são utilizados para minimizar o efeito da variabilidade e a extrapolação de dados sobre efeitos em animais para efeitos em humanos. Portanto, os fatores de segurança são utilizados para responder questões não conhecidas, como as diferenças nas respostas entre as espécies, bem

como a variabilidade espacial, temporal e entre os indivíduos, e a sensibilidade potencial aumentada em determinados grupos da população, como crianças, por exemplo.

As conclusões e recomendações em relação ao perigo à saúde para as populações expostas podem parecer extremamente conservadoras, dependendo dos interesses dos diferentes grupos envolvidos no caso, porque podem superestimar o risco. Porém, deve-se considerar que essas populações estão expostas a um ou mais poluentes, por várias vias, durante períodos distintos de tempo.

A exposição estabelecida através das rotas completas, a substâncias lesivas à saúde humana, pode determinar a manifestação de efeitos tóxicos de forma variável na população. O eixo norteador do Estudo de Avaliação de Risco à Saúde Humana é o estabelecimento da existência da exposição da população a substâncias tóxicas à saúde humana, a qual pode se constituir em um risco adicional de adoecimento.

O Estudo de avaliação de risco não busca identificar a doença nem estabelecer nexo de causalidade. Nos casos de exposição de longo prazo e baixas doses, como no presente Estudo, o efeito tóxico das substâncias (contaminantes de interesse) encontradas pode se manifestar de forma ampla, abrigando desde processos de adoecimento específicos como manifestações alérgicas, como difusos, através do desencadeamento ou agravamento de processos mórbidos que apresentam etiologia multicausal.

- Existiu, existe e poderá haver rotas de exposição completas a uma ou mais substâncias carcinogênicas ou com potencial carcinogênico por mecanismo genotóxico; e/ou
- Existiu, existe e poderá haver rotas de exposição completas a uma ou mais substâncias com efeitos tóxicos sistêmicos em níveis acima dos valores de referência; e/ou

Nas localidades estudadas do município de Linhares foram estabelecidos como contaminantes de interesse o **cádmio**, tendo como rota de exposição completa o solo superficial e a poeira domiciliar, o **arsênio**, tendo como rota de exposição completa o solo superficial, o **antimônio**, com rota de exposição completa no solo superficial e pela poeira domiciliar, o **zinco** com rota de exposição completa pela poeira domiciliar e o **chumbo** com rota de exposição completa pela água de consumo humano.

O cálculo das doses de exposição resultou em estimativas de ingestão dos contaminantes de interesse **cádmio e arsênio**, através de partículas oriundas do solo superficial contaminado, acima dos limites de risco mínimo à saúde para exposição crônica para crianças menores de 1 ano (cádmio e arsênio) e para crianças até 11 anos (cádmio).

O cádmio e o arsênio são considerados carcinogênicos aos seres humanos (grupo 1) pelo IARC. Pela EPA o arsênio é classificado como carcinogênico aos seres humanos (grupo A) e o cádmio é classificado como provável carcinógeno humano (grupo B1).

As estimativas de exposição ao cádmio estão subestimadas pela impossibilidade de calcular a dose de exposição a partir da inalação das partículas de poeira ou absorção dérmica das mesmas;

A exposição ao contaminante de interesse chumbo na faixa etária infantil, principalmente abaixo dos 5 anos, apresenta alto potencial tóxico sobre o desenvolvimento neuromotor, cognitivo e emocional.

- Os dados de efeitos na saúde da comunidade específica indicam que o local teve um impacto adverso na saúde humana que requer uma rápida intervenção;

Os relatos constantes no capítulo de preocupações da comunidade são relativos à coceira e irritação na pele e ardência e irritação ocular, relativas ao contato com a água dos poços ou cacimbas e com a água do rio. Estas queixas podem estar associadas com a presença de altos teores de ferro e manganês na água.

Classificação da Categoria de perigo para a saúde humana nas localidades estudadas do município de Linhares

Local de Perigo Categoria A: Perigo urgente para a Saúde Pública

Esta classificação considera que **existe um perigo para a saúde das populações expostas aos contaminantes definidos através da ingestão, inalação ou absorção dérmica das partículas de solo superficial contaminadas.**

Esta exposição pode determinar a ocorrência de efeitos lesivos sobre a saúde das mesmas, imediatos ou de longo prazo, devendo ser objeto de recomendações de ações de saúde pertinentes para sua prevenção e assistência.

Recomendações de ações de saúde

Para as localidades estudadas do município de Linhares recomenda-se:

Estruturação de um Programa de Atenção e Vigilância à Saúde inserido no âmbito do Sistema Único de Saúde e dos Programas de Atenção Básica e de Saúde da Família do município, abrangendo ações de promoção, prevenção, assistência e vigilância da saúde.

Para a estruturação deste Programa devem ser realizadas as seguintes ações:

- Estruturação de equipes multidisciplinares de atenção à saúde, que devem ser parte integrante do SUS de cada município, cujo dimensionamento tanto numérico, quanto do perfil profissional, deve obedecer às necessidades de atenção à saúde dos grupos populacionais expostos;
- Estabelecimento de uma rede hierárquica de atenção à saúde, composta por profissionais e serviços especializados e estruturados para a investigação, diagnóstico e tratamento destes agravos, assim como responsáveis pela orientação e supervisão das equipes de base deste Programa;
- Organização, implantação e implementação de um sistema de informações em saúde com o objetivo de monitorar todos os eventos relacionados à saúde das populações expostas para identificação precoce e monitoramento dos agravos à saúde decorrentes da contaminação ambiental;
- Estabelecimento de parcerias com instituições de pesquisa e ensino para:
 - Elaborar um programa de educação continuada para as equipes deste Programa, com o objetivo de capacitar seus membros, de acordo com as especificidades de formação profissional, para a prevenção e identificação precoce da ocorrência dos agravos à saúde associados com a exposição aos contaminantes de interesse definidos;
 - Realizar pesquisas em temas específicos para elucidação dos mecanismos de ação e efeitos à saúde dos contaminantes presentes, estudos genéticos e outros que contribuam para a melhoria da assistência à saúde destas populações e o aumento do conhecimento científico existente;
 - Elaborar um programa de educação em saúde e comunicação de risco para a população a fim de que ela possa apropriar-se de conhecimentos para melhor conduzir-se, com autonomia, para a proteção e promoção de sua saúde.

102

O Programa de Atenção e Vigilância à Saúde acima mencionado deve ser o responsável pela realização e cumprimento das ações de saúde recomendadas abaixo:

AÇÃO 1:

- ✚ Identificação e cadastramento de todos os moradores menores de 11 anos das localidades estudadas do município de Linhares.

Para todos os moradores cadastrados deve ser realizado:

- ✚ Elaboração do perfil sociodemográfico, de condições de vida e saúde e história de exposição incluindo informações sobre o local e distância da residência do leito do rio e o tempo de residência no local.
 - ✓ Este levantamento deve incluir: dados demográficos, escolaridade, renda familiar, condições de saneamento e habitação da residência, padrão alimentar, fontes e uso da água de consumo, cultivo de plantações e/ou criação de animais, presença de quintais, jardins, espaços de lazer.
 - ✓ No levantamento das condições de saúde devem ser incluídos o histórico pessoal e familiar de saúde, de forma geral e específica para afecções renais, cardiovasculares e neurodegenerativos e ocorrência de câncer.
- ✚ Análise laboratorial dos Indicadores biológicos de exposição e de efeito para: cádmio e arsênio, nas matrizes biológicas padronizadas nacionalmente. É necessário que se estabeleçam laboratórios de referência que realizem estrito controle de qualidade de seus procedimentos;
- ✚ Avaliação e monitoramento do desenvolvimento neuromotor, cognitivo e psicológico desde o nascimento. Implantação de uma rede para o desenvolvimento de atividades de promoção da saúde e de estímulo ao desenvolvimento infantil.

AÇÃO 2:

- ✚ Sensibilização e capacitação das Equipes de pré-natal para a atenção à gestação e parto com particular vigilância ao crescimento e desenvolvimento intrauterino, parto e período neonatal.

AÇÃO 3:

- ✚ Para os outros grupos populacionais potencialmente expostos, deve ser estabelecido um padrão de periodicidade para o monitoramento clínico, assim como para o

biomonitoramento da exposição aos contaminantes listados. Recomenda-se que o monitoramento clínico-laboratorial deva ser realizado pelo período mínimo de 10 anos.

O monitoramento clínico deve incluir um protocolo assistencial prevendo:

- Avaliação de saúde completa incluindo exames clínicos e laboratoriais e avaliação psicológica.
- A avaliação clínica e laboratorial deve prever protocolos de investigação específica de possíveis agravos à saúde resultantes da exposição aos contaminantes de interesse identificados. Assim sendo, recomenda-se:
 - ❖ Avaliação periódica da função renal. Outros exames, incluindo exames de imagem, a critério médico, com especial atenção para indivíduos que tenham uma história pessoal de patologias com repercussões lesivas sobre o sistema renal, e/ou história familiar de câncer de bexiga, rins ou próstata.
 - ❖ Avaliação periódica da função pulmonar com protocolos que incluam exames de imagem. Outros exames a critério médico, com especial atenção para indivíduos pertencentes a famílias com membros fumantes e/ou que tenham uma história familiar de patologias pulmonares incluindo o câncer.
 - ❖ Realização de provas funcionais e dosagens hormonais incluindo, porém não restrito a provas funcionais hepáticas, estudo funcional da tireoide, estudo funcional do sistema imunitário, e provas metabólicas, a critério médico.

Recomendações de ações para o meio ambiente

Em função da avaliação dos dados ambientais produzidos pela equipe de ARSH, de terceiros e dos dados disponibilizados pela Fundação Renova, a equipe de ARSH recomenda as

seguintes ações visando eliminar ou diminuir a exposição humana aos contaminantes metálicos decorrentes do rompimento da barragem de rejeito da Samarco em Mariana:

- + Recomenda-se estudo para identificar causas e conseqüências de anomalias observadas em áreas de deposição da lama de rejeito (manchas brancas em diferentes substratos e anormalidades no crescimento de certos vegetais, como massa enegrecida no bulbo de tubérculos e outras ocorrências anormais em outros vegetais de cultivo);
- + Recomenda-se evitar a produção de alimentos nas áreas com deposição da lama de rejeitos até que as anomalias acima assinaladas sejam plenamente esclarecidas quanto suas causas e conseqüências.

Nas áreas de deposição de lama, o solo contaminado pode desenvolver substratos químicos e biológicos com possibilidade de biodisponibilização futura dos contaminantes, resultando na contaminação dos alimentos produzidos nessas áreas. Devido também à contaminação por metais já constatada, caso ocorra a continuidade da produção de alimentos nas áreas de deposição da lama de rejeito, permitida ou ilegal, recomenda-se um contínuo programa de monitoramento da qualidade dos alimentos produzidos nessas áreas.

Apesar de as amostras de organismos aquáticos comestíveis ainda não apresentarem concentrações que indiquem a contaminação, os sedimentos já assinalam a contaminação por arsênio, cádmio, mercúrio e níquel. A dinâmica ambiental indica, que a contaminação futura da biota aquática é bastante provável. Desta forma, recomenda-se:

- + A realização de um estudo sobre a contaminação da biota aquática comestível sob os critérios da avaliação de risco à saúde humana.

Além de ferro e manganês, não aqui considerados por apresentarem concentrações com desconformidades organolépticas, e não de saúde, foram constatadas concentrações de arsênio, cádmio, chumbo, ferro e manganês nas águas de captação subterrâneas utilizadas na irrigação de cultivos e dessedentação animal nas ilhas fluviais do Rio Doce.

- + Por apresentar potencial de exposição humana, recomenda-se evitar o consumo de alimentos produzidos sob tais condições.

O chumbo foi detectado em águas de captação subterrânea na localidade de Degredo. Concentrações deste metal foram prevalentes em outras captações das localidades avaliadas em Linhares, se bem que abaixo do valor de referência da Portaria de Potabilidade.

+ Recomenda-se evitar o consumo das captações de água subterrânea na localidade de Degredo e o monitoramento contínuo da qualidade das demais captações de águas subterrâneas nas demais localidades em relação aos seus teores em metais, especialmente ao chumbo.

As amostras de poeira domiciliar apresentaram concentrações acima dos valores de referência considerados. Especialmente preocupantes, são as concentrações de cádmio, de até 11,84 mg/kg, bem acima do valor de referência (1,3 mg/kg).

Dados da literatura indicam que o material particulado fino pode, após sua mobilização, permanecer no ar até 30 dias e alcançar área de abrangência de até 1,5 quilômetros a partir do ponto de sua emissão.

+ Recomenda-se a higienização das residências e medidas efetivas de remediação visando evitar a geração da poeira contaminada.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

107

Referências Bibliográficas

ACQUA. Consultoria e Recuperação de Ambientes Aquáticos Ltda. Avaliação de elementos químicos em peixes na área de influência do acidente com o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, Mariana, Mg. Trecho do Rio Doce – ES. Belo Horizonte, fevereiro, p 28. 2016.

ACQUIRE. **Acquire database**. September 7, 1989.

AHMAD S, QURESHI IH. **Fast mercury removal from industrial effluent**. J Radioanal Nuclear Chem 130(2):347-352, 1989.

ALBERICI, T.M. *et al.* **Trace metals in soil vegetation and voles from mine land treated with sewage sludge**. J Environ Qual v. 18, n. 1, p. 115-120, 1989.

ALLEONI, L.R.F.; BORBA, R.P.; & CAMARGO, O. A. de. **Metais pesados: da cosmogênese aos solos brasileiros**. Top. Ciên Solo, v. 4, p. 1-42, 2005.

ALLOWAY, B.J.; JACKSON, A.P.; MORGAN H. **The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources**. Sci Total Environ v. 91, p. 223-236, 1990.

ALMBERG, K. S. *et al.* **Arsenic in drinking water and adverse birth outcomes in Ohio**. Environmental Research, v. 157, p. 52-59, 2017/08/01/ 2017. ISSN 0013-9351. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935117301718>>

AMBILEV. Oceanografia e Hidrografia. **Relatório Técnico: Monitoramento Hidrográfico na Plataforma Adjacente à Foz do Rio Doce, nas Proximidades de Regência, ES**. RT AMB 075/15, revisão 00, p 70, 2015.

AMPLO. **Relatório de impacto ambiental – RIMA – EIA Integrado do Complexo Germano, SAMARCO**. AMPLO ENGENHARIA E GESTÃO DE PROJETOS LTDA. 150 p. Disponível em: <<https://www.samarco.com/wp-content/uploads/2017/11/rima-samarco-2017.pdf>>. 2017.

ANA. Agência Nacional de Águas. SUPERINTENDÊNCIA DE PLANEJAMENTO DE RECURSOS HIDRICOS - **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG**, 2016. 49 p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf>.

ANDERSSON A. **Mercury in soils**. In: Nriagu JO, ed. **The biogeochemistry of mercury in the environment**. New York, NY: Elsevier/North Holland Biomedical Press, 79-112, 1979.

ANDRADE, L. C. R. **Caracterização de rejeitos de mineração de ferro, in natura e segregados, para aplicação como material de construção civil**. Tese (Doutorado). Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. 2014.

ANDREAE MO. **The determination of the chemical species of some of the "hydride elements" (arsenic, antimony, tin and germanium) in seawater: Methodology and results**. NATO Conference 49:1- 19, 1983.

ANKLEY, G.T. *et al.* **Acid-volatile sulfide as a factor mediating cadmium and nickel bioavailability in contaminated sediments**. Env Tox and Chem An Intern Journal v. 10, n. 10, p. 1299-1307, 1991.

APLYSIA. **Monitoramento da qualidade do efluente da celulose S.A. Atraves do uso de mexilhões como indicadores de metais pesados e organoclorados – Condicionante N° 45 da LO - GCA/No 172/2007 (RelatorioTecnico, Parada Geral da Fabrica A)**, 2011.

APLYSIA. Soluções Ambientais. **Relatório Técnico: Análise de bioacumulação de metais em tecido de moluscos - n° 274/2017 – revisão 00**, p 12, 2017.

APLYSIA. Soluções Ambientais. **Relatório Técnico: Levantamento de dados de arsênio em tecidos de peixes e moluscos - n° 245/2017 – revisão 00**, p 19, 2017.

APLYSIA. Soluções Ambientais. Relatório Técnico: **Monitoramento ambiental dos efeitos da pluma de turbidez sobre o ecossistema de praia (REBIO COMBOIOS)**. nº 1763/2016– revisão 01,3ª CAMPANHA p 113, 2016.

ASTER. **Ecotoxicity profile**. (Assessment Tools for the Evaluation of Risk) Duluth, MN: Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency. 1994.

ATSDR. Appendix D. **A Framework to Guide Public Health Assessment Decisions at Lead Sites** 2007a. Consulta: abril/2019. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp13-a.pdf>

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry). **Public Health Assessment Guidance Manual**. **Lewis Publishers**. Boca Raton – Ann Arbor – London – Tokyo. 220 pp, 1992.

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Addendum to the Toxicological profile for Arsenic**. **February 2016**. Consulta: abril/2019. Disponível em: https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/Arsenic_addendum.pdf

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Minimal Risk Levels (MRLs) for Hazardous Substances**, **2018d**. Acesso em fev 2019. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/mrls/mrlolist.asp>.

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profile for Arsenic, 2007**. Acesso em fev 2019. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=22&tid=3>.

ATSDR. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. **Toxicological Profiles**. Consulta: fevereiro/2019. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiledocs/index.html>

ATSDR. **Public Health Assessment Guidance Manual (2005 Update)**. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Acesso em fev 2019. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/hac/phamanual/toc.html>> 2005b.

ATSDR. **Public Health Assessment Guidance Manual (2005 Update)**. *Appendix G: Calculating Exposure Doses*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Acesso em fev 2019. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/HAC/phamanual/appg.html>> 2005c.

ATSDR. **Public Health Assessment Guidance Manual (2005 Update)**. *Appendix F: Derivation of Comparison Values*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Acesso em fev 2019. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/hac/phamanual/appf.html>> 2005a.

ATSDR. **Toxic Substances Portal – Cadmium, Updated 2012**. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Acesso em fev 2019. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=48&tid=15>.

ATSDR. **Toxicological Profile for Lead**, 2007b. Consulta: abril/2019. Disponível em: <https://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp.asp?id=96&tid=22#bookmark15>

AUSTIN LS, MILLWARD GE. 1988. **Simulated effects of tropospheric emissions on the global antimony cycle**. Atmos Environ 22:1395-1403.

BANDEIRA, W.D. **Revisão taxonômica das espécies brasileiras do gênero Pomadasys (Lacépède, 1802) (Teleostei: Haemulidae)**. Tese de Mestrado. Ciências Biológicas - Zoologia. UFRJ. 2002

BARCELOUX, D.G. **Nickel**. Journal of Toxicology: Clinical Toxicology, v. 37, n. 2, p. 239-258, 1999.

- BERMOND, A.; BOURGEOIS, S. **Influence of soluble organic matter on cadmium mobility in model compounds and in soils.** Analyst, v. 117, n. 3, p. 685-687, 1992.
- BEYER, W. N.; HENSLER, G. L.; MOORE, J. **Relation of pH and other soil variables to concentrations of Pb, Cu, Zn, Cd, and Se in earthworms.** Pedobiologia, v. 30, p. 167-172, 1987.
- BEYER, W.N.1986. **A reexamination of biomagnification of metals in terrestrial food chains.** Environ Toxicol Chem An Intern Journal v. 5, n. 10, p. 863-864, 1986.
- BIDDINGER, G. R.; GLOSS, S. P. **The importance of trophic transfer in the bioaccumulation of chemical contaminants in aquatic ecosystems.** Residue Reviews. Springer, New York, NY, 1984. p. 103-145.
- BIRGE, W. J.; BLACK, J. A. **Aquatic toxicology of nickel.** Nickel in the Environment. New York: J. Wiley and Sons, p. 349-366, 1980.
- BLUME HP, BRUMMER G. 1991. **Prediction of heavy metal behavior in soil by means of simple field tests.** Ecotoxicol Environ Safety 22:164-174.
- BOSCH, A. C., O'Neill, B., Sigge, G. O., Kerwath, S. E., & Hoffman, L. C. **Heavy metals in marine fish meat and consumer health: a review.** Journal of the Science of Food and Agriculture, 96(1), 32-48. 2016
- BOSTICK, B. C. *et al.* **Seasonal fluctuations in zinc speciation within a contaminated wetland.** Env sci & tech, v. 35, n. 19, p. 3823-3829, 2001.
- BOWMAN, R. S.; ESSINGTON, M. E.; O'CONNOR, G. A. **Soil Sorption of Nickel: Influence of Solution Composition 1.** Soil Science Society of America Journal, v. 45, n. 5, p. 860-865, 1981.
- BRADLEY, S. B. **Long-term dispersal of metals in mineralized catchments by fluvial processes.** In: I. Foster, A. Gurnell, B. Webb (eds.): Sediment and Water Quality in River Catchments; Chichester: 161-177. 1995.
- BRASIL, Ministério do Planejamento e Orçamento Secretaria Especial de Políticas Regionais Departamento de Defesa Civil. **Glossário de defesa civil: estudos de riscos e medicina de desastres.** Brasília, 1998. Disponível em: <<http://www.defesacivil.mg.gov.br/images/documentos/Defesa%20Civil/manuais/GLOSSARIODiccionario-Defesa-Civil.pdf>> Acesso em 03 set 2018.
- BRASIL, Ministério do Trabalho e Previdência Social Superintendencia Regional do Trabalho e emprego em MG - Seção de Segurança e Saúde no Trabalho - **Relatório de análise de acidente rompimento da barragem de rejeitos fundão em mariana – MG.** 2016
- BRASIL, Portaria de Consolidação N. 5, do Ministério da Saúde. **Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde,** Brasília, 2017. Disponível em:<<http://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2018/marco/29/PRC-5-Portaria-de-Consolida----o-n---5--de-28-de-setembro-de-2017.pdf>> acesso em fevereiro de 2019.
- BRASIL. Agencia Nacional de Vigilância Sanitária. ANVISA - RDC Nº 42. **Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos.** Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/documents/33880/2568070/rdc0042_29_08_2013.pdf/c5a17d2d-a415-4330-90db-66b3f35d9fbd>, 2013. Acesso em fevereiro de 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução no 420, de 28 de dezembro de 2009. **Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Seção 1, 20p. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620> . Acesso em fevereiro de 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução no 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 18 mar. 2005, 27p. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em fevereiro de 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução no 454, de 01 de novembro de 2012. **Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 08 nov. 2012, 17p. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>. Acesso em fevereiro de 2019.

BRASIL. **Diretrizes para elaboração de estudo de avaliação de risco à saúde humana por exposição a contaminantes químicos.** Brasília: DF. p 82. Disponível em: <http://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2015/janeiro/06/Avaliacao-de-Risco---Diretrizes-MS.pdf>>. 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011. **Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.** Brasília, DF, 2011. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em fevereiro de 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Análise de Situação de Saúde. Coordenação Geral de Informações e Análise Epidemiológica. **Sistema de Informação sobre Mortalidade, SIM.** Disponível em: <http://www2.datasus.gov.br/DATASUS/index.php?area=0205&id=6937&VObj=http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/defthtm.exe?sim/cnv/obt10>, Departamento de Informática do SUS. DATASUS. Acesso em 24 ago. 2018a.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Sistema de Informação Hospitalares do SUS (SIH/SUS).** Disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/defthtm.exe?sih/cnv/nies.def>, Departamento de Informática do SUS. DATASUS. Acesso em 24 fev. 2018b.

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 8.080, de 19 de setembro de 1990. **Dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes e dá outras providências.** Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l8080.htm. Acesso em fevereiro de 2019.

BRASIL. Presidência da República. Lei nº 8.142, de 28 de Dezembro de 1990. **Dispõe sobre a participação da comunidade na gestão do Sistema Único de Saúde (SUS) e sobre as transferências intergovernamentais de recursos financeiros na área da saúde e dá outras providências.** Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l8142.htm. Acesso em fevereiro de 2019.

BRUCE, B. W.; MCMAHON, P. B. **Shallow ground-water quality beneath a major urban center: Denver, Colorado, USA.** Journal of Hydrology, v. 186, n. 1-4, p. 129-151, 1996.

BRYAN GW, LANGSTON WJ. 1992. **Bioavailability, accumulation and effects of heavy-metals in sediments with special reference to United-Kingdom estuaries: A review.** Environmental Pollution 76(2):89-131.

BURKE, B.E.; PFISTER, R.M. **The removal of cadmium from lake water by lake sediment bacteria.** In: Proceedings of the Annual Meeting of the American Society for Microbiology, Miami Beach, Florida, USA, May 8-13, 1988.

BUSO, A. A. JR. *et al.* **A paleoecologia e a atual biodiversidade da mata atlântica de linhares: estudos interdisciplinares no holoceno.** Floresta Atlântica de Tabuleiro: diversidade e endemismos na Reserva Natural Vale. p 19, 2016. Disponível em: http://apostilas.cena.usp.br/moodle/pessenda/cap_livro/RNV%20Cap05%20ok.pdf, acesso em fevereiro de 2019.

CALLAHAN, M.A. *et al.* **Water-related environmental fate of 129 priority pollutants.** Office of Water Planning and Standards, Office of Water and Waste Management, US Environmental Protection Agency, 1979.

CAMARA V.M. *et al.* **The generation and buildup of contaminants. Threats to health in the short- and long-term.** In: Environmental and Social Determinants of Health. Galvão, Finkelman, Henao (eds). Pan American Health Organization (Ed). Washington, DC: PAHO, 2016.

CAREGNATO, R. C. A. & MUTTI, R. **Pesquisa qualitativa: análise de discurso versus análise de conteúdo.** 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/tce/v15n4/v15n4a17> . Acesso em: 06 de outubro de 2018.

CAVALCANTI, A. D. **Monitoramento da Contaminação por Elementos Traco em Ostras Comercializadas em Recife, Pernambuco, Brasil.** Cadernos de Saude Publica, Rio de Janeiro, v. 19, n. 5, p. 1545-1551, 2003.

CEPA. **Priority substances list assessment report: Nickel and its compounds.** Canadian Environmental Protection Act. Government of Canada, Environment Canada, Health Canada, p. 1-82, 1994.

CHAN, W.H. *et al.* **Concentration and deposition of trace metals in Ontario - 1982.** Water Air Soil Pollut v. 29, p. 373-389, 1986.

CHLOPECKA, A. *et al.* **Heavy metals in the environment.** J. Environ. Qual, v. 25, p. 69-79, 1996.

CLEMENT. **Chemical, physical, and biological properties of compounds present at hazardous waste sites.** Final Report to the Office of Waste Programs Enforcement, Office of Solid Waste and Emergency Response, Environmental Protection Agency, Washington, DC, by Clement Associates, Arlington, VA. 1985.

CNES. **CADASTRO NACIONAL DE ESTABELECIMENTOS DE SAÚDE.** 2018. Disponível em: <http://cnes2.datasus.gov.br> , acesso em fevereiro de 2019.

COELHO, A. L. N. **Transbordamento das águas do rio doce na planície deltaica em dezembro de 2013.** Revista Geonorte, Edição Especial 4, V.10, N.1, p.490-496, 2014. Disponível em: <http://www.periodicos.ufam.edu.br/revista-geonorte/article/view/1600>, acesso em fevereiro de 2019.

- CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Levantamentos geológicos básicos do Brasil, Mariana** – Folha SF.23-XB-1. Estado de Minas Gerais. Escala 1:100.000. Org. por Orivaldo Ferreira Baltazar e Frederico Ozanam Raposo. Brasília, DNPM/CPRM. 196p. 1993.
- CRISANTO HERRERO, T.; LORENZO MARTIN, L. F. **Evaluation of cadmium levels in fertilized soils.** Bull Environ ContamToxicol, v. 50, n. 1, p. 61-68, 1993.
- CUNHA, A. **Análise das inundações na planície deltaica do Rio Doce, Brasil.** Desafios para afirmar a lusofonia na geografia física e ambiente. Guimarães, Portugal. 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/325575716_Analise_das_inundacoes_na_planicie_deltaica_do_Rio_Doce_Brasil> acesso em fevereiro de 2019.
- CUNHA, P.T.; e VENDEI, A.L. **Aspectos da alimentação de *Genidens genidens* (Valenciennes) (Siluriformes, Ariidae) na Baía de Guaratuba, Paraná.** Revista bras. Zool. 13 (3): 669 - 675, 1996
- DEBUSK, T. A.; LAUGHLIN JR, R. B.; SCHWARTZ, L. N. **Retention and compartmentalization of lead and cadmium in wetland microcosms.** Water research, v. 30, n. 11, p. 2707-2716, 1996.
- DELAUNE, R. D.; SMITH, C. J. **Release of Nutrients and Metals Following Oxidation of Freshwater and Saline Sediment 1.** Jour of Enval Qual, v. 14, n. 2, p. 164-168, 1985.
- DEMIRJIAN, Y. A. *et al.* **Land treatment of contaminated sludge with wastewater irrigation.** Journal (WaterPolContFed), p. 370-377, 1984.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE PESQUISA MINERAL – DNPM. Portaria DNPM n. 416 de 03 de setembro. **Cria o Cadastro Nacional de 86 Barragens de Mineração e dispõe sobre o Plano de Segurança, entre outros,** 2012.
- DOLAN, D. M. *et al.* **Lake Huron, 1980: Intensive survey summary report.** Windsor, Ontario, Canada: Surveillance Work Group, 1986.
- DORN, C. R. *et al.* **Airborne Pb, Cd, Zn and Cu concentration by particle size near a Pb smelter.** Atmos Environ, v. 10, n. 6, p. 443-446, 1976.
- DOWNS, S. G.; MACLOED, C. L.; LESTER, J. N. **Mercury in precipitation and its bioaccumulation in fish: a literature review.** Water Air Soil Pollut. 108, 149–187. 1998.
- DRESSLER, R. L. *et al.* **Heavy Metals in Cottontail Rabbits on Mined Lands Treated with Sewage Sludge 1.** J Environ Qual, v. 15, n. 3, p. 278-281, 1986.
- DUDKA, S.; CHLOPECKA, A. **Effect of solid-phase speciation on metal mobility and phytoavailability in sludge-amended soil.** Water Air Soil Pollut, v. 51, n. 1-2, p. 153-160, 1990.
- ECONSERVATION. **Levantamentos de Dados de Turbidez, Fitoplâncton e Qualidade de Água entre Abrolhos e Vitória.** RT ECV 073-16, revisão 00, p 98. abril, 2016b.
- ECONSERVATION. **Relatório Técnico: Monitoramento de Bioacumulação (Ictiofauna, Carcinofauna e Malacofauna) por metais, na Região Marinha Adjacente a Foz do Rio Doce e sob Possível Influência da Lama de Rejeitos Oriunda do Rompimento da Barragem de Fundão.** RT ECV 065/16, revisão 00, abril, p 54, 2016a.
- ECONSERVATION. **Relatório Técnico: Remoção, Identificação, Contabilidade e Destinação de Peixes do Rio Doce.** RT ECV 060-17, revisão 01, p 25. Abril, 2017b.

ECONSERVATION. **Análise Integrada dos Contornos do Deslocamento das Plumas de Turbidez no Meio Marinho.** RT ECV 138-17, revisão 00, p 115. Junho, 2017a.

EICHHOLZ GG, PETELKA MF, KURY RL. 1988. **Migration of elemental mercury through soil from simulated burial sites.** Water Res 22(1):15-20.

EISLER, R. **Cadmium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review.** Fish and Wildlife Service, Biological Report, 85(1.2), p. 46, 1985.

ELINDER, C. G. **Cadmium as an environmental hazard.** IARC scientific publications, n. 118, p. 123-132, 1992.

ELINDER, C.G. **Cadmium: uses, occurrence and intake.**In: FRIBERG L, ELINDER CG, Kjellstrom T, *et al.* (eds.), Cadmium and health: A toxicological and epidemiological appraisal., v. 1, p. 23-64, 1985.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Embrapa Florestas. Clima: Os tipos climáticos segundo Koeppen.** Disponível em: <<https://www.cnpf.embrapa.br/pesquisa/efb/clima.htm>> Acesso em 22 ago. 2018.

EMBRAPA. **O uso do sulfato de cobre em ecossistemas aquáticos: fatores que afetam sua toxicidade em peixes de água doce** / Fernanda Garcia Sampaio, Cheila de Lima Boijink, Francisco Tadeu Rantin. – Jaguariuna, SP : Embrapa Meio Ambiente, 101 p. — (Documentos / Embrapa Meio Ambiente; 91), 2013.

EPA. 1984. **Mercury health effects updates: Health issue assessment.** Final report. Washington, DC:

EPA. **Treatability manual. Volume 1: Treatability data.** Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. 1983b. EPA-600/2-82001a.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency . **Exposure and risk assessment for zinc.** Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards (WH-553). 1980. EPA-440/4-81-016.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency . **Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. Volume 1: Introduction and technical background, metals and inorganic pesticides and PCBs.** 1979. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency. EPA-440/4-79-029a, 13-1 - 43-19.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency . **Ambient water quality criteria for zinc.** Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards. 1987. EPA440/5-87-003.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency. **Air quality criteria for lead.** Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Health and Environmental Assessment, Environmental Criteria and Assessment Office. EPA 600/8-83-028F.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency. **Air quality data for metals 1977 through 1979 from the National Air Surveillance Networks.** Research Triangle Park, NC: U.S. Environmental Protection Agency. 1984. EPA-600/S-483053.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency. 1980. Ambient water quality criteria for antimony. Washington, DC: Office of Water Regulations and Standards Criteria Division, U.S. Environmental Protection Agency. EPA440/5-80-020. PB81117319.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency. 1982. **Arsenic. In: Intermedia priority pollutant guidance documents.** Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticides and Toxic Substances.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency. **An exposure and risk assessment for lead.** Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Monitoring and Data Support Division. 1982. EPA 440/4-85/010.

EPA. U.S. Environmental Protection Agency. **Cadmium contamination of the environment: An assessment of nationwide risk.** Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards. 1985a. EPA-440/4-85-023.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Assessing Dermal Exposure from Soil. Region 3 Technical Guidance Manual, Risk Assessment.** Consulta: fevereiro/2019. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/assessing-dermal-exposure-soil>.

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Prioritized Chronic Dose-Response Values for Screening Risk Assessments,** 2018b. Consulta: fevereiro/2019. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-05/documents/table1.pdf>

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I: Human Health Evaluation Manual (Part E, Supplemental Guidance for Dermal Risk Assessment).** Final. Consulta: fevereiro/2019. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-volume-i-human-health-evaluation-manual-supplemental>

EPA. United States Environmental Protection Agency. **Risk Assessment for Carcinogenic Effects.** Consulta: fevereiro/2019a. Disponível em: <https://www.epa.gov/fera/risk-assessment-carcinogenic-effects>

EPA.IRIS (Integrated Risk Information System) **Chemical Assessment summary. Arsenic, inorganic;** CASRN 7440-38-2. Consulta: abril/2019. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/subst/0278_summary.pdf

ESPIRITO SANTO, Secretaria de Agricultura, Abastecimento, Aquicultura e Peca. **Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural PROATER 2011 – 2013.** Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural - Incaper. p, 24, 2011. Disponível em: https://incaper.es.gov.br/media/incaper/proater/municipios/Centro_cerrano/Santa_Leopoldina.pdf, acesso em fevereiro de 2019

EVANS, L. J. **Chemistry of metal retention by soils.** Environmental Science & Technology, v. 23, n. 9, p. 1046-1056, 1989.

FAO & WHO. CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION. Disponível em: <http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FMeetings%252FCX-735-10%252FWD%252Fcf10_INF1e.pdf> acesso em novembro de 2018.

FAO/WHO, Food and Agriculture Organization of the United Nations / World Health Organization. 2006. **Working document for information and use in discussions on the GSCTF (CX/FAC 06/38/18).** Joint FAO WHO food standards programme, codex committee on food additives and contaminants, 38th Session, The Hague, the Netherlands, 24 - 28 April 2006.

FAURG. Fundação de apoio à Universidade do Rio Grande. Relatório Técnico-Científico. **Análise de Contaminantes (metais).** etapa 1, p 63, contrato 105, 2016a.

- FAURG. Fundação de apoio à Universidade do Rio Grande. Relatório Técnico-Científico. **Análise de comparativa sobre os resultados entre as expedições soloncy moura I e II e as amostras coletadas antes do evento.** etapa 5, p 16, contrato 105, 2016b.
- FAUSTMAN E.M.; OMENN G.S. **Risk Assessment.** In: Casarett and Doull's Toxicology: The Basic Science of Poisons. Klaassen C. Mc Graw-Hill, San Francisco: USA, 6a Ed, p. 83-104, 2001.
- FAWELL, J.K.; OHANIAN, E.; GIDDINGS, M.; TOFT, P.; MAGARA, Y.; JACKSON, P. **Cadmium in Drinkingwater. Environmental Health Criteria** 134, Geneva, 1992.
- FEAM. Fundação Estadual do Meio Ambiente. **Inventário estadual de barragens do estado de Minas Gerais.** Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte: FEAM, 2012.
- FEIJTEL, T. C.; DELAUNE, R. D.; PATRICK, W. H. **Biogeochemical control on metal distribution and accumulation in Louisiana sediments.** J Environ Qual, v. 17, n. 1, p. 88-94, 1988.
- FILELLA M, BELZILE N, CHEN YW. 2002. **Antimony in the environment: a review focused on natural waters: II. Relevant solution chemistry.** Earth-Science Reviews 59(1-4):265-285.
- FISHBEIN, L. **Sources, transport and alterations of metal compounds: an overview. I. Arsenic, beryllium, cadmium, chromium, and nickel.** Environ Health Perspect, v. 40, p. 43-64, 1981.
- FLORENCE, T. Mark. **Speciation of Zinc in Natural Waters.** : John Wiley and Sons, p. 199-227, 1980.
- FORSTNER, U. & MÜLLER, G. **Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung.** Springer-Verlag. New York. 1974.
- FORSTNER, U. & PATCHINEELAM, S.R. **Bindung und Remobilisierung von Schwermetallen in fluviatilen Sedimenten.** Chemikerzeitung . n° 100, 49-57 p. 1976.
- FORSTNER, U. & WITTMANN, G.T. **Metal pollution in aquatic environment.** Berlin, Springer-Verlag. 1983.
- FUNDAÇÃO COPPETEC. (2016). **Avaliação dos impactos da ruptura da barragem de rejeitos de fundão em mariana nove meses após o desastre.** Disponível em: <<http://www.lima.coppe.ufrj.br/images/documentos/projetos/relatorio-vale/1-Cap1COPPE.20275.Cap1.Infraestrutura.Relat%C3%B3rio.Final.04.01.2017.pdf>>, 2016.
- FURNESS, R. W.; RAINBOW, P. S. **Heavy Metals in the Marine Environment.** Boca Raton; Boston: CRC Press, 256 p, 1990.
- GAMBRELL, R. P. **Trace and toxic metals in wetlands—a review.** J Env Qual, v. 23, n. 5, p. 883-891, 1994.
- GARCIA, E.; CARIGNAN, R. **Mercury concentration in northern pike (Esox lucius) from boreal lakes with logged, burned, or undisturbed catchments.** Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 (2), 129–135, 2000
- GETZ, L. L. *et al.* **Transport and distribution in a watershed ecosystem. Lead in the Environment.** In: Boggess WR, ed. *Lead in the environment*, Chapter 6. 1977.
- GIUSTI, L. *et al.* **The solubility and partitioning of atmospherically derived trace metals in artificial and natural waters: a review.** Atmospheric Environment. Part A. General Topics, v. 27, n. 10, p. 1567-1578, 1993.

- GOCHFELD, M.; BURGER, J. **Biological concentration of cadmium in estuarine birds of the New York Bight**. Colonial Waterbirds, p. 116-123, 1982.
- GOLDER. Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda. **Concentrações de arsênio, zinco e selênio na costa próximas à foz do rio Doce**. p 17, maio/2016b.
- GOLDER. Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda. **Relatório Técnico: Qualidade da Água e do Sedimento na Zona Costeira Próxima à Foz do Rio Doce e na APA Costa das Algas**. Atualização de Maio/2017a.
- GOLDER. Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda. **Relatório Técnico: Rompimento da barragem de rejeitos de fundão: Programa de Caracterização Geoquímica de Rejeitos, Solos e Sedimentos**. Atualização de Outubro/2017b.
- GOLDER. Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda. **Relatório Técnico: Qualidade da água, qualidade do sedimento, e resultados dos testes de ecotoxicologia no rio Doce, referente aos dados reportados até 2016**. Janeiro/2016a.
- GOLDER. Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda. **Relatório Técnico: Avaliação dos resultados de qualidade de água e sedimento do Rio Doce**. Atualização de Julho/2017c.
- GOLDER. Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda. **Relatório Técnico: Qualidade de água e do sedimento na zona costeira próxima à foz do rio Doce e na APA Costa das Algas**. p 216, julho/2016a.
- GOLDER. Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda. **Relatório Técnico: Atualização da qualidade da água e sedimento na zona costeira após o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão**. Maio, 2016d.
- GOLDER. Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda. **Resumo sobre qualidade da água e sedimentos relativos aos limites das Resoluções CONAMA na zona costeira após rompimento da barragem de rejeitos de Fundão**. Julho 2016c.
- GOLDER. **Programa de Caracterização Geoquímica de Rejeitos, Solos e Sedimentos** – Relatório RT-015_159-515-2282_03-J, elaborado pela Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos Ltda, 2015.
- GOMES, M. A. **Caracterização tecnológica no aproveitamento do rejeito de minério de ferro**. Ouro Preto: UFOP. 77p. Dissertação (Mestrado). 2009.
- GONÇALVES, F.P. **DISTRIBUIÇÃO DA POPULAÇÃO NO LITORAL DE LINHARES-ES**, Revista Geografares, n°16, p.94-119, Janeiro-Junho, 2014. Disponível em: <http://periodicos.ufes.br/geografares/article/view/7119/5670>, acesso fevereiro de 2019.
- GRANEY, J. R.; LANDIS, M. S.; NORRIS, G. A. **Concentrations and solubility of metals from indoor and personal exposure PM2.5 samples**. Atmos Environ, v. 38, n. 2, p. 237-247, 2004.
- GREENFIELD, B.K.; HRABIK, T.R.; HARVEY, C.J.; CARPENTER, S.R. **Predicting mercury levels in yellow perch: use of water chemistry, trophic ecology, and spatial traits**. Can. J. Fish. Aquat. Sci. v. 58, p. 1419–1429, 2001.
- GUILHERME, L.R.G. *et al.* **Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos**. TópCiên Solo, v. 4, p. 345-390, 2005.
- GUNDERSEN, P.; STEINNES, E. **Influence of pH and TOC concentration on Cu, Zn, Cd, and Al speciation in rivers**. Water Research, v. 37, n. 2, p. 307-318, 2003.

- HAINES, T.A. *et al.* **Perch mercury is related to acidity and color of 26 Russian lakes.** Water Air Soil Pollut. v. 85, p. 823–828, 1995.
- HÄKANSON, L. **Mercury in some Swedish lake sediments.** Ambio. v.3, n^o1, p.37-41, 1974.
- HANDY, R. D. **The assessment of episodic metal pollution. I. Uses and limitations of tissue contaminant analysis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) after short waterborne exposure to cadmium or copper.** Arch environ contamtoxicol, v. 22, n. 1, p. 74-81, 1992a.
- HANDY, R. D. **The assessment of episodic metal pollution. II. The effects of cadmium and copper enriched diets on tissue contaminant analysis in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*).** Arch Environ ContamToxicol, v. 22, n. 1, p. 82-87, 1992b.
- HARGITAI, L. **The role of humus status of soils in binding toxic elements and compounds.** Sci Total Environ, v. 81, p. 643-651, 1989.
- HE, Q. B.; SINGH, B. R. **Crop uptake of cadmium from phosphorus fertilizers: I. Yield and cadmium content.** Water air soil pollut, v. 74, n. 3-4, p. 251-265, 1994.
- HEGSTROM, L. J.; WEST, S. D. **Heavy metal accumulation in small mammals following sewage sludge application to forests.** J Environ Qual, v. 18, n. 3, p. 345-349, 1989.
- HEIT, M.; KLUSEK, C.; BARON, J. **Evidence of deposition of anthropogenic pollutants in remote Rocky Mountain lakes.** Water Air Soil Pollut, v. 22, n. 4, p. 403-416, 1984.
- HELZ, G. R.; HUGGETT, R. J.; HILL, J. M. **Behavior of Mn, Fe, Cu, Zn, Cd and Pb discharged from a wastewater treatment plant into an estuarine environment.** Water Res, v. 9, n. 7, p. 631-636, 1975.
- HERKENHOFF & PRATES **TECNOLOGIA E DESENVOLVIMENTO. Estudo do componente quilombola da comunidade remanescente de quilombo do Degredo,** p 49, 2018
- HERNANDEZ, L. M. *et al.* **Presence and biomagnification of organochlorine pollutants and heavy metals in mammals of Doñana National Park (Spain), 1982–1983.** J Environ Sci Health B, v. 20, n. 6, p. 633-650, 1985.
- HILLAMO R, PACYNA JM, BARTONOVA A. 1988. **Characterization of aerosols during long-range transport episodes of air pollution to Norway.** J Aerosol Sci 19:1257-1261.
- HOUBA, C. *et al.* **Factors affecting the concentrations of cadmium, zinc, copper and lead in the sediments of the Vesdre River.** Water Res, v. 17, n. 10, p. 1281-1286, 1983.
- http://www.crpsp.org.br/portal/comunicacao/diversos/mini_cd_oficinas/pdfs/Livro-Sociologia-Dos-Desastres.pdf. > Acesso em: nov./2018.
- HU, X. *et al.* **Distributions of heavy metals in maternal and cord blood and the association with infant birth weight in China.** The Journ of rep med, v. 60, n. 1-2, p. 21, 2015.
- HUDSON-EDWARDS, K.A.; MACKLIN, M.G.; CURTIS, C.D.; VAUGHAN, D.J. **Processes of formation and distribution of Pb-, Zn-, Cd-, and Cu-bearing minerals in the Tyne Basin, Northeast England: Implications for metal contaminate driver systems.** Env Sci and Tech v. 30, p. 72-80, 1996.
- HURLEY JP, WATRAS CJ, BLOOM NS. 1991. **Mercury cycling in a northern Wisconsin seepage lake - the role of particulate matter in vertical transport.** Water Air Soil Pollut 56:543-551.

- IARC. **Cadmium and certain cadmium compounds**. In: IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Beryllium, cadmium, mercury and exposures in the glass manufacturing industry. IARC monographs, Vol. 58. Lyon, France: World Health Organization. International Agency for Research on Cancer, 119-146, 210-236, 1993.
- IARC. INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. **Arsenic and Arsenic compounds. Monograph**. Consulta: fevereiro/2019. Disponível em: <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono100C-6.pdf>
- IARC. **Monographs on the Identification of Carcinogenic Hazards to Humans: PREAMBLE**. International Agency for Research on Cancer, v. 100, acesso em fev 2019. Disponível em: <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2019/01/Preamble-2019.pdf>> 2019a.
- IARC. **IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Volume 49: Chromium, nickel and welding**. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer, WorldHealth Organization, 257-445, 1990.
- IARC. INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER. **Cadmium and Cadmium compounds Monograph 2019b**. Consulta: fevereiro/2019. Disponível em: <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono100C-8.pdf>
- IBGE. **Brasil em síntese**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/mariana/panorama>>. 2018.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **CENSO DEMOGRÁFICO**. Características gerais da população, 2010. Rio de Janeiro. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/>> acesso em fevereiro de 2019.
- IBRAM - Instituto Brasileiro de Mineração. **Guia para planejamento do fechamento de mina**. 1ª Edição. 224 p. 2013. Disponível em: <<http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00004091.pdf>>. Acesso do em: 24 fev 2019.
- IBRAM - Instituto Brasileiro de Mineração. **Informações e análises da economia mineral brasileira**. 7ª Edição, 2012.
- ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Relatório do cruzeiro de avaliação de efeitos da pluma de sedimentos oriunda da foz do rio doce sobre a biota marinha, a partir do norte do Espírito Santo ao sul da Bahia**. Vitória, fevereiro, 2016a.
- ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Relatório da segunda expedição para avaliação dos efeitos da pluma de sedimentos oriunda da foz do Rio Doce sobre o ambiente marinho no Estado do Espírito Santo ao sul da Bahia**. Vitória, maio, 2016b.
- ICMBIO. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas Unidades de Conservação - 1a Expedição do Navio de Pesquisa Soloncy Moura do CEPsul/ICMBio**. Brasília, abril, p 62, 2016c.
- IIMURA, K. **Heavy metal problems in paddy soils**. In: KITAGISHI K., YAMANE I., eds. Heavy metal problems in soils of Japan. Japan Scientific Societies Press, p. 42-50, 1981.
- IJC. **Report on Great Lakes water quality**. Presented at Hamilton, Ontario, October 1989. Windsor, Ontario: International Joint Commission, Great Lakes Water Quality Board, 1972.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. Comitê Interfederativo – CIF. 2019. Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/cites-e-comercio-exterior/cites?id=699>> acesso em 10 de março de 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS – IBAMA. 2015. **Laudo Técnico Preliminar: Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais.** DIRETORIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL - DIPRO Coordenação Geral de Emergências Ambientais – CGEMA.

INSTITUTOS LACTEC. Novembro, 2018. **Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. Caracterização do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano.**

IPCS. **Inorganic lead.** International Programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 165 ed. Geneva, Switzerland: WHO (World Health Organization), 1995.

JABLONSKA-CZAPLA M, SZOPA S, GRYGOYC K, ET AL. 2014. **Development and validation of HPLC-ICP-MS method for the determination inorganic Cr, As and Sb speciation forms and its application for Plawniowice Reservoir (Poland) water and bottom sediments variability study.** Talanta 120:475-483. 10.1016/j.talanta.2013.11.092.

JACKSON TA. 1991. **Biological and environmental control of mercury accumulation by fish in lakes and reservoirs of northern Manitoba, Canada.** Can J Fish Aquat Sci 48(12):2449-2470.

JOHAS, F. D. **Análise do passivo socioeconômico do rompimento da barragem de fundão (Mariana, MG) em novembro de 2015 na bacia do Rio Doce.** Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal Fluminense – UFF, Niterói, Julho de 2017.

JOHN, J. *et al.* **Influence of aquatic humus and pH on the uptake and depuration of cadmium by the Atlantic salmon (*Salmo salar* L.).** Sci Total Environ v. 62, p. 253-265, 1987.

JOHNSTON, J. E. *et al.* **Maternal cadmium levels during pregnancy associated with lower birth weight in infants in a North Carolina cohort.** PLoS One, v. 9, n. 10, p. e109661, 2014.

JONES CA, INSKEEP WP, NEUMAN DR. 1997. **Arsenic transport in contaminated mine tailings following liming.** J Environ Qual 26(2):433-439

KABALA, Cezary; SINGH, Bal Ram. **Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter.** J Environ Qual, v. 30, n. 2, p. 485-492, 2001.

KALAC, P. *et al.* **Concentrations of mercury, copper, cadmium and lead in fruiting bodies of edible mushrooms in the vicinity of a mercury smelter and a copper smelter.** Sci Total Environ, v. 177, n. 1-3, p. 251-258, 1996.

KALBASI, M.; RACZ, G. J.; LEWEN-RUDGERS, L. A. **Reaction products and solubility of applied zinc compounds in some Manitoba soils.** Soil Sci, v. 125, n. 1, p. 55, 1978.

KAMINSKI, M. D.; LANDSBERGER, S. **Heavy metals in urban soils of East St. Louis, IL, part I: total concentration of heavy metals in soils.** J Air Waste Manage Assoc, v. 50, n. 9, p. 1667-1679, 2000.

KEHRIG, H.A., FERNANDES, K.W.G., MALM, O., SEIXAS, T.G., DI BENEDITTO, A.P.M., SOUZA, C.M.M. 2009. **Transferência trófica de mercúrio e selênio na costa norte do Rio de Janeiro.** Química Nova, v.32, p.1822-1828.

- KEITZ, E. L. **Atmospheric cycles of cadmium and lead: emissions, transport, transformation and removal.** McLean VA–The Mitre Corporation, Washington, 1980.
- KEMPTON, S.; STERRITT, R. M.; LESTER, J. N. **Heavy metal removal in primary sedimentation I. The influence of metal solubility.** *Sci Total Environ*, v. 63, p. 231-246, 1987.
- KEOGH, J.P.; BOYER, L.V. **Lead – Specific Health Hazards and Toxins.** In: : *Clinical Environmental Health and Toxic Exposures*. Sullivan, J.B. and Krieger, G.R. (eds). Williams &Wilkins, Philadelphia, USA, 2001.
- KINNEY, P. L. *et al.* **Exposures to multiple air toxics in New York City.** *Environ Health Perspect*, v. 110, n. suppl 4, p. 539-546, 2002.
- KIPPLER, M. *et al.* **Maternal cadmium exposure during pregnancy and size at birth: a prospective cohort study.** *Envhealthpersp*, v. 120, n. 2, p. 284, 2012.
- KOHLER CC, HEIDINGER RC, CALL T. 1990. **Levels of PCBs and trace metals in crab orchard lake sediment, benthos, zooplankton and fish.** Report no. HWRICRR-043. Carbandale, IL: Fishery Research Laboratory, University of South Illinois.
- KRABBENHOFT DP, BABIARZ CL. 1992. **The role of groundwater transport in aquatic mercury cycling.** *Water Resour Res* 28(12):3119-3128.
- KUNIYOSHI, L. S.; BRAGA, E. S.; FAVARO, D. I. T. 2002. **Uso do arsênio na avaliação da qualidade do pescado: necessidade de adequação da legislação ambiental.** In: V SIMPOSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 5., 2011, Santos. Resumos. Sao Paulo: IOUSP, 2011.
- KUROSHIMA, R. **Cadmium accumulation in the mummichog, *Fundulus heteroclitus*, adapted to various salinities.** *Bull Environ Contam Toxicol*, v. 49, n. 5, p. 680-685, 1992.
- LACERDA, L.D.; FITZGERALD, W.F. **Biogeochemistry of mercury in wetlands.** *Wetlands Ecol. Manage.* v. 9, p. 291–293, 2001.
- LAFORCE MJ, FENDORF SE, LI GC, ET AL. 1998. **A laboratory evaluation of trace element mobility from flooding and nutrient loading of Coeur d'Alene River sediments.** *J Environ Qual* 27:318-328.
- LANDRIGAN P.H.; ETZEL R.A. **Textbook of Children's Environmental Health.** Oxford University Press (Ed) New York: 2013.
- LARSEN EH, MOSEHOLM L, NIELSEN MM. 1992. **Atmospheric deposition of trace elements around point sources and human health risk assessment: II. Uptake of arsenic and chromium by vegetables grown near a wood preservation factory.** *Sci Total Environ* 126(3):263-275.
- LEENAERS, H. **The transport of heavy metals during flood events in the polluted river Geul (the Netherlands).** *Hydrological Processes*, December. 1989.
- LEVINE, M. B. *et al.* **Heavy metal concentrations during ten years of sludge treatment to an old-field community.** *J Environ Qual*, v. 18, n. 4, p. 411-418, 1989.
- LEWIN, J.; MACKLIN, M.G. **Sediment transfer and transformation of an alluvial valley floor: the River South Tyne, Northumbria, UK.** - *Earth Surface Processes and Landforms* v. 14, p. 233-246, 1989.
- LIN, C. M. *et al.* **Does prenatal cadmium exposure affect fetal and child growth?** *Occup env med*, v. 68, n. 9, p. 641-646, 2011.

- LINDBERG SE, TURNER RR, MEYERS TP, ET AL. 1991. **Atmospheric concentrations and deposition of mercury to a deciduous forest at Walker Branch Watershed, Tennessee, USA.** Water Air Soil Pollut 56:577-594.
- LOPES, P.R.D.; OLIVEIRA-SILVA, J.T.; FERNANDES,I.P. **Nota prévia sobre a alimentação de *Larimus breviceps* (CUVIER,1830)na Praia do Malhado, Ilhéus (Bahia).** Dissertação apresentada no 13^o Simpósio de Biologia Marinha. 2010. Visto em 01/05/2019: <https://sites.unisanta.br/simposiobiomar/2010/trabalhosap/14.pdf>
- LUCASSEN, E.; SMOLDERS, A. J. P.; ROELOFS, J. G. M. **Potential sensitivity of mires to drought, acidification and mobilisation of heavy metals: the sediment S/(Ca+ Mg) ratio as diagnostic tool.** Environ Pollut, v. 120, n. 3, p. 635-646, 2002.
- LUCOTTE, M. *et al.* **Mercury in natural lakes and unperturbed terrestrial ecosystems of northern Que´bec.** In: Lucotte, M., Schetagne, R., Thérien, N., Langlois, C., Tremblay, A. (Eds.), Mercury in the Biogeochemical Cycle: Natural Environments and Hydroelectric Reservoir of Northern Quebec (Canada). Springer, Berlin, pp. 55–87, 1999.
- LUO J, BAI Y, LIANG J, ET AL. 2014. **Metagenomic approach reveals variation of microbes with arsenic and antimony metabolism genes from highly contaminated soil.** PLoS ONE 9(10):e108185. 10.1371/journal.pone.0108185.
- LUSTBERG, M.; SILBERGELD, E. **Blood lead levels and Mortality.** Arch Int Med, 162 (21): p. 2443 – 2449, 2002.
- MA, L. Q.; RAO, G. N. **Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils.** J Environ Qual, v. 26, n. 1, p. 259-264, 1997.
- MACKLIN, M.G.; HUDSON-EDWARDS, K.A.; DAWSON, E.J. 1997. **The significance of pollution from historic metal mining in the Pennine ore field on river sediment contaminant fluxes to the North Sea.** - The Science of the Total Environment 194/195: 391-397, 1997.
- MAGRO, M.; CERGOLE, M.C. & ROSSI-WONGTSCHOWSKI, C.L.D.B. **Avaliação do potencial sustentável de recursos vivos na Zona Econômica Exclusiva-REVIZEE - Síntese de conhecimentos dos principais recursos pesqueiros costeiros potencialmente explotáveis na costa Sudeste-Sul do Brasil: Peixes.** Ministério do Meio Ambiente, CIMP - Comissão Interministerial para os Recursos do Mar, 154 p., São Paulo, 2000.
- MAHER W. 1986. **Measurement of total antimony in marine organisms and waters by stibine generation and atomic absorption spectrometry.** Anal Lett 19:295-305.
- MAKEDONSKI, L., PEYCHEVA, K., & STANCHEVA, M. **Determination of heavy metals in selected black sea fish species.** Food Control, 72, 313-318. 2017.
- MARINHA DO BRASIL. **Relatório Final: Levantamento ambiental expedito em Regência/ES". Relatório de levantamento Hidroceanográfico - Navio de pesquisa hidroceanográfico "Vital de Oliveira".**LH-035/15, p 38, Vitória/ES, 2015.
- MARTINO, M.; TURNER, A.; MILLWARD, G. E. **Influence of organic complexation on the adsorption kinetics of nickel in river waters.** Environ Sci Technol, v. 37, n. 11, p. 2383-2388, 2003.
- MARTINS, J.M.E. **Biologia de *Hoplias malabaricus* na represa de Capim Branco I. Rio Araguari, MG.** Tese de Mestrado. Universidade Federal de Uberlândia. 2009.
- MASON RP, LAPORTE JM, ANDRES S. 2000. **Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish.** Arch Environ Contam Toxicol 38:283-97.

- MASON RP, REINFELDER JR, MOREL FMM. 1995. **Bioaccumulation of mercury and methylmercury.** In: Porcella DB, Wheatley B, eds. **Mercury as a global pollutant.** Proceedings of the Third International Conferenc.
- MASUTTI, M. B. 2004. **Distribuição e efeitos de cromo e cobre em ecossistemas aquáticos: uma análise laboratorial e “In Situ” (experimentos em micro e mesocosmos).** Tese (Doutorado), Escola de Engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.
- MATOS, T. B.; CARVALHO, C. E. V. (2011). **Relação entre Parâmetros Reprodutivos e Sazonalidade com a Acumulação de Mercúrio em *Xiphopenaeuskroyeri* (Heller, 1862) da Plataforma Continental SE do Brasil.** Rev. Virtual Quim. 2011, 3 (2), 138-143.
- MAY, T. W. *et al.* **Influence of mining-related activities on concentrations of metals in water and sediment from streams of the Black Hills, South Dakota.** Arch Environ Contam Toxicol v. 40, n. 1, p. 1-9, 2001.
- MCCBRIDE, M. B. **Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective?** J Environ Qual, v. 24, n. 1, p. 5-18, 1995.
- MCCOMISH, M.F.; ONG, J.H. **Trace metals.** In: BODEK I., LYMAN W.J., REEHL W.F., *et al.* (eds). **Environmental inorganic chemistry: Properties, processes, and estimation methods.** New York: Pergamon Press, n. 7, 1988.
- MCGEEHAN SL, FENDORF SE, NAYLOR DV. 1998. **Alteration of arsenic sorption in flooded-dried soils.** Soil Sci Soc Am J 62:828-833.
- MCGEEHAN SL. 1996. **Arsenic sorption and redox reactions: Relevance to transport and remediation.** J Environ Sci Health A31(9):2319-2336.
- MCGEER, J. C. *et al.* **Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment.** Environ Toxicol Chem, v. 22, n. 5, p. 1017-1037, 2003.
- MEILI M. 1991. **The coupling of mercury and organic matter in the biogeochemical cycle - towards a mechanistic model for the boreal forest zone.** Water Air Soil Pollut 56:333-347.
- MENDONÇA, A. S. F. *et al.* **Relatório de impacto ambiental: Atividades da PETROBRÁS no Norte do Estado do Espírito Santo.** Vitória: UFES, p. 45-60. 1997
- MENEZES, N.A. & FIGUEIREDO, J.L. 1985. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4).** São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 1985.
- MÉRANGER, J. C.; SUBRAMANIAN, K. S.; CHALIFOUX, C. **Survey for cadmium, cobalt, chromium, copper, nickel, lead, zinc, calcium, and magnesium in Canadian drinking water supplies.** J AOAC, v. 64, n. 1, p. 44-53, 1981.
- MINAS GERAIS. **Relatório: avaliação dos efeitos e desdobramentos do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG.** Secretaria de Estado de Desenvolvimento Regional, Política Urbana e Gestão Metropolitana, Belo Horizonte: Sedru; 2016. 289 p.
- MIRENDA, R. J. **Acute toxicity and accumulation of zinc in the crayfish, *Orconectesvirilis* (Hagen).** Bull Environ Contam Toxicol, v. 37, n. 1, p. 387-394, 1986.
- MIRLEAN, N., S. MEDEANIC, F.A. GARCIA, M.P. TRAVASSOS, P. BAISCH. (2012). **Arsenic enrichment in shelf and coastal sediment of the Brazilian subtropics.** Continental Shelf Research 35 (2012) 129–136.
- MITSUNOBU S, HARADA T, TAKAHASHI Y. 2006. **Comparison of antimony behavior with that of arsenic under various soil redox conditions.** Environ Sci Technol 40(23):7270-7276.
- MOK WM, WAI CM. 1990. **Distribution and mobilization of arsenic and antimony species in the Coeur d'Alene River, Idaho.** Environ Sci Technol 24:102-108.

- MOK WM, WAI CM. 1994. **Mobilization of arsenic in contaminated river waters.** In: Nriagu JO, ed. **Arsenic in the environment, part 1: Cycling and characterization.** New York, NY: John Wiley & Sons, Inc., 99-117.
- MOORE JN, FICKLIN WH, JOHNS C. 1988. **Partitioning of arsenic and metals in reducing sulfidic sediments.** *Environ Sci Technol* 22:432-437.
- MUNDELL, J. A.; HILL, K. R.; WEAVER, J. W. **In situ case history: leachable lead required precipitation immobilization.** *Hazard Waste Manage*, v. 12, p. 23-27, 1989.
- MUNTAU, H.; BAUDO, R. **Sources of cadmium, its distribution and turnover in the freshwater environment.** *IARC Sci pub*, n. 118, p. 133-148, 1992.
- NAKAMARU YM, SEKINE K. 2008. **Sorption behavior of selenium and antimony in soils as a function of phosphate ion concentration.** *Soil Sci Plant Nutr* 54(3):332-341.
- NAQVI, S. M.; HOWELL, R. D. **Cadmium and lead uptake by red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) of Louisiana.** *Bull Environ Contam Toxicol*, v. 51, n. 2, p. 296-302, 1993.
- NAS. **Drinking water and health--inorganic solutes.** National Academy of Sciences. Washington, DC: National Academy Press, 1:205-229, 299-304, 315-316, 447-460, 1977.
- NEWHOOK, R. *et al.* **Releases from copper smelters and refineries and zinc plants in Canada: human health exposure and risk characterization.** *Sci Total Environ*, v. 301, n. 1-3, p. 23-41, 2003.
- NOAL, Débora. *et al.* **A atuação do psicólogo em situação de desastres: algumas considerações baseadas em experiências de intervenção.** *Revista Entre Linhas*, 2013, ano XII, n 62, p 24, Porto Alegre - RS.
- NRIAGU, J. O. *et al.* **Dissolved trace metals in lakes Superior, Erie, and Ontario.** *Environ Sci Technol*, v. 30, n. 1, p. 178-187, 1995.
- NRIAGU, J. O.; DAVIDSON, C. I. **Zinc in the atmosphere.** In: NRIAGU J.O., (ed) *Zinc in the Environment*, New York, NY: John Wiley and Sons, Inc. v. 1, p. 113-159, 1980.
- NRIAGU, J.O.; PACYNA, J.M. **Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils with trace metals.** *Nature*, v. 33, p. 134-139, 1988.
- NSF. **Lead in the environment.** In: BOGGESE, W.R. (ed.) Washington, DC: National Science Foundation. NSFIRA-770214, 1977.
- NWOSU, J. U.; HARDING, A. K.; LINDER, G. **Cadmium and lead uptake by edible crops grown in a silt loam soil.** *Bull Environ Contam Toxicol*, v. 54, n. 4, p. 570-578, 1995.
- O'NEIL, M.J.; SMITH, A.; HECKELMAN, P.E. **Merck index.** Rahway, NJ: Merck & Co., Inc, 10th ed., 2001.
- OLIVEIRA, F.C.; MATTIAZZO, M.E. **Mobilidade de metais pesados em um latossolo amarelo distrófico tratado com lodo de esgoto e cultivado com cana-de-açúcar.** *ScienAgri*, v. 58, n. 4, p. 807-812, 2001.
- OLIVEIRA, T.S.; COSTA, L.M. **Metais pesados em solos de uma topolitossequência do Triângulo Mineiro.** *Rev Bra Ciên Solo*, v. 28, p. 785-796, 2004.
- OLSON, K. W.; SKOGERBOE, R. K. **Identification of soil lead compounds from automotive sources.** *Env Sci Tech*, v. 9, n. 3, p. 227-230, 1975.
- OMS – Organização Mundial da Saúde. 1990. 1991. **Inorganic mercury.** Vol. 118. Geneva, Switzerland: World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, 168.
- OMS – Organização Mundial da Saúde. 1990. **Methyl mercury.** Vol. 101. Geneva, Switzerland: World Health Organization, International Programme on Chemical Safety.
- ONGLEY, E.D. **Influence of season, source and distance on physical and chemical properties of suspended sediment.** *IAHS Publication* v. 137, p. 371-383, 1982.

- OPAS. Organización Panamericana de la Salud. **Protección de la salud mental em situaciones de desastres y emergencias**. Pan American Health Org. Washington, DC.: OPS. 2002
- ORNES, W. H.; SAJWAN, K. S. **Cadmium accumulation and bioavailability in coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) plants**. Water Air Soil Pollut, v. 69, n. 3-4, p. 291-300, 1993.
- OZKAN, S.; & IPEKOGLU, B. **Investigation of environmental impacts of tailings dams**. 2002. Env Man Health, v. 13. N°3, p. 242- 248, 2002.
- PACYNA JM. 1987. **Atmospheric emissions of arsenic, cadmium, lead and mercury from high temperature processes in power generation and industry**. In: Hutchinson TC, Meema KM, eds. **Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment**. New York: John Wiley & Sons Ltd., 69-87.
- PACYNA, J. M. *et al.* **Modelling of long-range transport of trace elements. A case study**. Atmos Environ (1967), v. 23, n. 1, p. 107-114, 1989.
- PACYNA, J. M.; OTTAR, B. **Transport and chemical composition of the summer aerosol in the Norwegian Arctic**. Atmos Environ (1967), v. 19, n. 12, p. 2109-2120, 1985.
- PANTSAR-KALLIO M, MANNINEN PKG. 1997. **Speciation of mobile arsenic in soil samples as a function of pH**. Sci Total Environ 204(2):193-200.
- PARAJULI, R. P. *et al.* **Association of cord blood levels of lead, arsenic, and zinc with neurodevelopmental indicators in newborns: a birth cohort study in Chitwan Valley, Nepal**. Env res, v. 121, p. 45-51, 2013.
- PIRES, J.M.M. *et al.* **Potencial poluidor de resíduo sólido da Samarco Mineração: estudo de caso da barragem de Germano**. Rev Árv, v. 27, n. 3, p. 393-397, 2003.
- PITA, F. W.; HYNNE, N. J. **The depositional environment of zinc, lead and cadmium in reservoir sediments**. Water Res, v. 9, n. 8, p. 701-706, 1975.
- PMS. **Plano Municipal de Saúde de Linhares, 2018 a 2021**. Prefeitura Municipal de Linhares, Secretaria Municipal de Saúde, Fundo Municipal de Saúde. Linhares, Espírito Santo, p. 111, 2017.
- PNUD. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. **Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil**. 2018. Disponível em: <<http://www.atlasbrasil.org.br/2013/consulta/>>.
- POLIZEL S. P. & ROSSETTI D. F. **Caracterização Morfológica do Delta do Rio Doce (ES) com Base em Análise Multissensor**. Revista Brasileira de Geomorfologia, São Paulo, v.15, n.2, (Abr-Jun) p.311-326, 2014. Disponível em: <http://www.lsie.unb.br/rbg/index.php/rbg/article/view/530/386>, acesso em fevereiro de 2019.
- PORCELLA DB. **Mercury in the environment: Biogeochemistry**. In: Watras CJ, Huckabee JW, eds. **Mercury Pollution Integration and Synthesis**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 3-19, 1994.
- POULTON, D.J. **Trace contaminant status of Hamilton Harbor**. J Great Lakes Res v. 13, p. 193-202, 1987.
- PRAES, P. E.; ALBUQUERQUE, R. O.; LUZ, A. F. O. **Recovery of iron ore tailings by column flotation**. Journal Min Mat Char Eng, v.1. p. 212-216, 2013.
- PREFEITURA MUNICIPAL DE LINHARES, CIDADE: **DADOS GERAIS, POPULAÇÃO, HIDROGRAFIA E ECONOMIA**. < Disponível em: https://linhares.es.gov.br/Cidade/Dados_Gerais.htm > acesso em fevereiro de 2019.
- QIAN, S.S. *et al.* **A predictive model of mercury fish tissue concentration for the South Eastern United-States**. Environ Sci Technol, v. 35, p. 941-947, 2001.
- RAI, D. *et al.* **Chemical attenuation rates, coefficients, and constants in leachate migration. Volume 1: A Critical Review**. Electric Power Research Institute, 1984.

- RAMELOW, G. J. *et al.* Variations of heavy metals and arsenic in fish and other organisms from the Calcasieu River and Lake, Louisiana. Arch Environ Contam Toxicol, v. 18, n. 6, p. 804-818, 1989.
- REDDY, K. J.; WANG, L.; GLOSS, S. P. Solubility and mobility of copper, zinc and lead in acidic environments. Plant and Soil, v. 171, n. 1, p. 53-58, 1995.
- REED, B. E.; MOORE, R. E.; CLINE, S. R. Soil flushing of a sandy loam contaminated with Pb(II), PbSO₄ (s), PbCO₃ (3) or Pb-Naphthalene: Column results. J Soil Contamination v. 4, p. 243-267.
- RENOVA. Fundação Renova, sobre o termo. Disponível em: <<https://www.fundacaorenova.org/sobre-o-termo/>> acesso em 10 de março 2019b.
- RENOVA. Fundação Renova. Mapa de Vulnerabilidades Sociais: Linhares, p 17, 2017.
- RENOVA. Fundação Renova. Matriz de ações integradas para reparação, p 4, 2017.
- RENOVA. Fundação Renova. Relatório Executivo da 1ª Campanha do Cadastro Integrado socioeconômico, Agricultura e Pecuária, edição 1, p 107, setembro de 2017b.
- RENOVA. Fundação Renova. Relatório Executivo da 1ª Campanha do Cadastro Integrado socioeconômico, Comércio e Serviços, edição 1, p 81, setembro de 2017c.
- RENOVA. Fundação Renova. Relatório Executivo da 1ª Campanha do Cadastro Integrado socioeconômico, Extrativismo, edição 1, p 81, setembro de 2017d.
- RENOVA. Fundação Renova. Relatório Executivo da 1ª Campanha do Cadastro Integrado socioeconômico, Pesca, edição 1, p 108, junho de 2017e.
- RENOVA. Fundação Renova. Relatório Executivo da 1ª Campanha do Cadastro Integrado socioeconômico, Saúde e Assistência Social Emprego e Renda, Educação, edição 1, p 182, agosto de 2017f.
- RENOVA. Fundação Renova. Relatório: Quantificação de metais e arsênio nos organismos coletados durante o programa de monitoramento da ictiofauna do Rio Doce nos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo, Belo Horizonte, p 662, 1 revisão. 2018.
- RICHTER, R. O.; THEIS, T. L. Nickel speciation in a soil/water system. In: NRIAGU, J.O. Nickel in the Environment. John Wiley & Sons, New York, p. 189–202, 1980.
- RIISGARD HU, HANSEN S. 1990. Biomagnification of mercury in a marine grazing food-chain: Algal cells phaeodactylum tricornutum, mussels Mytilus edulis and flounders platichthys flesus studied by means of a stepwise-reduction-CVAA method. Mar Ecol Prog Ser 62(3):259-270.
- ROLIM, S.G. *et al.* Composição Florística do estrato arbóreo da Floresta Estacional Semidecidual na Planície Aluvial do rio Doce, Linhares, ES, Brasil. Acta bot. bras. 20(3): 549-561. 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/abb/v20n3/05.pdf>, acesso em fevereiro de 2019.
- RÖLLIN, H. B. *et al.* Prenatal Exposure to Cadmium, Placental Permeability and Birth Outcomes in Coastal Populations of South Africa. PLoS ONE, San Francisco, CA USA, v. 10, n. 11, p. e0142455, 2015. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4636426/>>.
- ROSEMAN, E. F. *et al.* Absorption of cadmium from water by North American zebra and quagga mussels (*Bivalvia dreissenidae*). Chemosphere v. 28, p. 737-743, 1994.
- ROSSMANN, R. Estimation of trace metal storage in Lake St. Clair post-settlement sediments using composite samples. J Great Lakes Res, v. 14, p. 66-75, 1988.
- RUDD, T. *et al.* Characterization of metal forms in sewage sludge by chemical extraction and progressive acidification. Sci Total Environ v. 74, p. 149-175, 1988.
- RUTZKE, M. *et al.* Cadmium and selenium absorption by swiss chard grown in potted composted materials. Bull Environ Contam Toxicol v. 31, p. 416-420, 1993.

- SADIQ, M.; ENFIELD, C. G. **Solid phase formation and solution chemistry of nickel in soils. 1.Theoretical.** Soil Sci v. 138, p. 262-270, 1984a.
- SADIQ, M.; ENFIELD, C. G. **Solid phase formation and solution chemistry of nickel in soils. 2.Experimental.** Soil Sci v. 138, p. 335-340, 1984b.
- SAEED, M.; FOX, R. L. **Relations between suspension pH and zinc solubility in acid and calcareous soils.** Soil Sci v. 124, p. 199-204, 1977.
- SALOMONS, W. **Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention.** – Jour Geo Exp, v. 52, p. 5-24, 1995.
- SANCHES FILHO, P.J.; FONSECA, V.K. & HOLBIG, L. 2013. **Avaliação de metais em pescado da região do Pontal da Barra, Laguna dos Patos, Pelotas-RS.** Ecotoxicol. Environ. Contam., v. 8, n. 1, 2013, 105-111
- SANDERS, J. R.; EL KHERBAWY, M. I. **The effect of pH on zinc adsorption equilibria and exchangeable zinc pools in soils.** EnvironPollut v. 44, p. 165-176, 1987.
- SANOK WJ, EBEL JG, JR, MANZELL KL, ET AL. 1995. **Residues of arsenic and lead in potato soils on long island.** Chemosphere 30(4):803-806.
- SANTOS, E. P. **Alternativas para o tratamento de ultrafinos de minério de ferro da Mina do Pico/MG por flotação em coluna.**Dissertação (Mestrado). Rio Grande do Sul: UFRGS. 113 p., 2010.
- SCHERBATSKOY, T.; SHANLEY, J.B.; KEELER, G.J. **Factors controlling mercury transport in an upland forested catchment.** Water Air Soil Pollut. v. 105, p. 427–438, 1998.
- SCHETAGNE, R.; VERDON, R. **Mercury in fish of natural lakes of northern Que´bec.** In: Lucotte, M., Schetagne, R., The´rien, N., Langlois, C., Tremblay, A. (Eds.), Mercury in the Biogeochemical Cycle: Natural Environments and Hydroelectric Reservoir of Northern Que´bec (Canada). Springer, Berlin, pp. 115–130, 1999.
- SCHEUHAMMER, A.M.; GRAHAM, J.E., **The bioaccumulation of mercury in aquatic organisms from two similar lakes with differing pH.** Ecotoxicology v. 8, p. 49–56, 1999.
- SCHROEDER, W. H.; DOBSON, M.; KANE, D. M. **Toxic trace elements associated with airborne particulate matter: A review.** Air Pollut Control Assoc v. 11, p. 1267-1287, 1987.
- SCUDLARK, J. R.; CONKO, K. M.; CHURCH, T. M. **Atmospheric wet deposition of trace elements to Chesapeake Bay: CBAD Study year 1 results.** AtmosEnviron v. 28, p. 1487-1498, 1994.
- SEDLAK, D. L.; PHINNEY, J. T.; BEDSWORTH, W. W. **Strongly complexed Cu and Ni in wastewater effluents and surface runoff.** EnvironSciTechnol v. 31, p. 3010-3016, 1997.
- SILEO, L.; BEYER, W. N. **Heavy metals in white-tailed deer living near a zinc smelter in Pennsylvania.** J WildlifeDiseases v. 21, p. 289-296, 1985.
- SILVA, A.P *et al.* **Emissões de mercúrio na queima de amálgama: estudo da contaminação de ar, solos e poeira em domicílios de Poconé – MT.** Rio de Janeiro Centro de Tecnologia Mineral - CETEM/CNPq, Volume 13:3-35, 1996. Disponível em: <http://mineralis.cetem.gov.br/bitstream/cetem/393/1/sta-13.pdf>
- SILVA, A.P.; CÂMARA, V.M.; NASCIMENTO, C.M.; OLIVEIRA, L.J.; SILVA, E.; PIVETTA, F.; MARROCAS, P.R.G. **Emissões de mercúrio na queima de amálgama: estudo da contaminação de ar, solos e poeira em domicílios de Poconé – MT.** Tecnologia Ambiental, RJ: CETEM/CNPq, Volume 13:3-35, 1996.
- SILVA, M. P. **Categorias geoambientais da paisagem costeira de Ilha Grande - PI.** Universidade Federal de Sergipe, Dissertação de Mestrado, São Cristóvão, p 134, 2013. Disponível em: file:///C:/Users/renan.santos/Desktop/MARCOS PEREIRA SILVA_pt-1.pdf, acesso em fevereiro de 2019.

- SMITH, S. R. **Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. I. Nickel, copper and zinc uptake and toxicity to ryegrass.** Environ Pollut v. 85, p. 321-327, 1994.
- SMITH, S. R. **Effect of soil pH on availability to crops of metals in sewage sludge-treated soils. II. Cadmium uptake by crops and implications for human dietary intake.** Environ Pollut v. 86, p. 5-13, 1994.
- SNODGRASS, J.W., *et al.* **Effects of trophic status and wetland morphology, hydroperiod, and water chemistry on mercury concentration in fish.** Can. J. Fish. Aquat. Sci. v. 57, p. 171-180, 2000.
- SONESTEN, L. **Catchment area composition and water chemistry heavily affects mercury levels in perch (*Perca fluviatilis*) in circumneutral lakes.** Water Air Soil Pollut. v. 144, p. 117-139, 2003b.
- SONESTEN, L. **Fish mercury levels in lakes—adjusting for Hg and fish-size covariation.** Environ. Pollut. v. 125 (2), p. 255-265, 2003a.
- SPRAGUE, J. B. **Toxicity and tissue concentrations of lead, zinc, and cadmium for marine mollusks and crustaceans.** International Lead Zinc Research Organization, Inc. I-74, 1986.
- STEINNES E, RAMBAEK JP, HANSEN JK. 1992. **Large scale multi-element survey of atmospheric deposition using naturally growing moss as a biomonitor.** Chemosphere 25(5):735-752.
- STEPHENSON, T. *et al.* **Mechanism of metal removal in activated sludge.** J Environ Eng v. 113, p. 1074-1087, 1987.
- STOESSEL, R. P.; MICHAELIS, W. **Wet and dry deposition of heavy metals.** In: Proceedings of the 2nd International Conference on Environmental Contamination, Amsterdam, Netherlands: CEP Consultants, Ltd., p. 85-88, 1986.
- SUEDEL, B. C. *et al.* **Trophic transfer and biomagnification potential of contaminants in aquatic ecosystems.** Rev Environ Contam Toxicol v. 136, p. 21-89, 1994.
- SURESH, A.; SIVARAMAKRISHNA, B.; RADHAKRISHNAIAH, K. **Patterns of cadmium accumulation in the organs of fry and fingerlings of freshwater fish *Cyprinus carpio* following cadmium exposure.** Chemosphere v. 26, p. 945-953, 1993.
- SWEENEY, M. D.; NAIDU, A. S. **Heavy metal in sediments of the inner shelf of the Beaufort Sea, northern arctic Alaska.** Mar Poll Bull v. 20, p. 140-143, 1989.
- TELFORD K, MAHER W, KRIKOWA F, ET AL. 2008. **Measurement of total antimony and antimony species in mine contaminated soils by ICPMS and HPLC-ICPMS.** J Environ Monit 10(1):136-140. 10.1039/b715465h.
- TETRA TECH INC. **Dynamic mercury cycling model for Windows 95/NT—a model for mercury cycling in lakes — D-MCM version 1.0, User's Guide and Technical Reference, Prepared for EPRI, 1999.**
- THORNTON, I. **Sources and pathways of cadmium in the environment.** In: NORDBERG G. F., HERBER R. F. M., ALESSIO L., (eds.) *Cadmium in the human environment: Toxicity and carcinogenicity.* IARC Scientific Publications No. 118. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer, p. 149-162, 1992.
- TRAVIS CC, BLAYLOCK BP. 1992. **Validation of terrestrial food-chain model.** J Expos Anal Environ Epidemiol 2(2):221-239.
- TREMBLAY, G. *et al.* **The use of polynomial regression analysis with indicator variables for interpretation of mercury in fish data.** Biogeochemistry v. 40, p. 189-201, 1998.
- TSCHAN M, ROBINSON BH, SCHULIN R. 2009. **Antimony in the soil-plant system – a review.** Huanjing Huaxue 6(2):106-115
- TTAC. **Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC) entre União/Estados de MG e ES/Samarco/Vale/BHP.** p. 119 Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/phocadownload/cif/ttac/cif-ttac-completo.pdf>, 2016.

- UFES. Universidade Federal do Espírito Santo. **1º Relatório: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados da área Estuarina e Marinha na Foz do Rio Doce-ES.** fevereiro, p 59, 2016.
- USEPA, SW 846 Method 3051, **Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils.** U.S. Environmental Protection Agency. Available online at: <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/3051.pdf>. 1994a.
- USEPA. **Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Vol. 1. Fish Sampling and Analysing.** U.S. Environmental Protection Agency. EPA 823-B-00-007, 2000.
- USEPA. Method 200.7. ICP-OES. **Methods for the Determination of Metals in Environmental Samples Supplement I.** U.S. Environmental Protection Agency. EPA-600/R-94/11, 1994b.
- USGS, P. - U.S. Geological Survey .2018. **Mineral commodity summaries (2018):** U.S. Geological Survey. 196 p. Disponível em: <<https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2018/mcs2018.pdf> Acesso em: 26 fev 2019.
- USGS. **Concentrations of selected trace elements in fish tissue and streambed sediment in the Clark Fork-Pend Oreille and Spokane River Basins, Washington, Idaho, and Montana, 1998.** US Geological Survey, 2000.
- VALÊNCIO, N. *et al.* **Sociologia dos Desastres: Construção, interfaces e perspectivas no Brasil.** São Carlos. Rima editora, 2009. Disponível em:
- VAN HATTUM, B. *et al.* 1989. **Bioaccumulation of cadmium by the freshwater isopod Asellus aquaticus (L.) from aqueous and dietary sources.** Environ Pollut v. 62, p. 129-152, 2000.
- VANDAL GM, MASON RP, FITZGERALD WF. 1991. **Cycling of volatile mercury in temperate lakes.** Water, Air, Soil Pollution 56:791-803.
- VAZZOLER, A.E.A.M. **Síntese de conhecimentos sobre a biologia da corvina, Micropogonias furnieri (Desmarest, 1823) da costa do Brasil.** Atlântica, Rio Grande, v.13, p.55-74, 1991.
- VIEIRA, M. G. **Produção de um pellet feed a partir da concentração do rejeito da flotação mecânica da Samarco.** Belo Horizonte: UFMG. 90 p. Dissertação (Mestrado), 2008.
- VILARINHO, E.S. **Solos e indicadores ambientais na região do canal Caboclo Bernardo, delta do rio Doce, ES.** Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 145 f. 2005. Disponível em: <http://www.locus.ufv.br/handle/123456789/10940?show=full>, acesso em fevereiro de 2019.
- VOS, G.; LAMMERS, H.; KAN, C.A. **Cadmium and lead in muscle tissue and organs of broilers, turkeys and spent hens, and in mechanically deboned poultry meat.** Food Addit Contam v. 7, p. 83-92, 1990.
- WARREN CJ, DUDAS MJ. 1992. **Acidification adjacent to an elemental sulfur stockpile: II. Trace element redistribution.** Can J Soil Sci 72(2):127-134.
- WARWICK, P. *et al.* **Zinc and cadmium mobility in sand: Effects of pH, speciation, cation exchange capacity (CEC), humic acid and metal ions.** Chemosphere v. 36, p. 2283-2290, 1998.
- WELCH AH, LICO MS, HUGHES JL. 1988. **Arsenic in groundwater of the western United States.** Ground Water 26(3):333-347.
- WHO, 2010. **Exposure to cadmium: a major public health concern.** 2010. Disponível em: <<https://www.who.int/ipcs/features/cadmium.pdf?ua=1>>.
- WHO, 2011. **Guidelines for drinking-water quality.** 2011. 104-8.
- _____. **Inheriting a sustainable world? Atlas on children's health and the environment.** In: ORGANIZATION, W. H. (Ed.). **Inheriting a sustainable world? Atlas on children's health and the environment,** 2017.

- WILLIAMS L, SCHOOF RA, YAGER JW, ET AL. 2006. **Arsenic bioaccumulation in freshwater fishes.** Hum Ecol Risk Assess 12:904-923.
- WILSON SC, LOCKWOOD PV, ASHLEY PM, ET AL. 2010. **The chemistry and behaviour of antimony in the soil environment with comparisons to arsenic: A critical review.** Environ Pollut 158(5):1169-1181.
- WOLFF, A. P. **Caracterização de rejeitos de minério de ferro de minas da VALE.** Ouro Preto: Universidade Federal de Ouro Preto. 107 p. Dissertação (Mestrado), 2009.
- ZAROOGIAN, G. E.; JOHNSON, M. **Nickel uptake and loss in the bivalves *Crassostrea virginica* and *Mytilus edulis*.** Arch Environ Contam Toxicol v. 13, p. 411-418, 1984.
- ZHU, M. *et al.* **Maternal low-level lead exposure and fetal growth.** Envhealthpersp, v. 118, n. 10, p. 1471, 2010.

Anexos

- 1 – Termo de Conhecimento Livre e Esclarecido (TCLE)
- 2 – Questionário Individual
- 3 – Plano de Amostragem de Linhares
- 4 – Laudos
- 5 – Cálculo Concentração
- 6 – Acreditações Laboratoriais
- 7 – Cadeia de Custódia