

Curitiba, 19 de setembro de 2018.

Ao Exmo Sr. Paulo Henrique C. Trazzi Procurador da República

Ministério Público Federal

Procuradoria da República do Município de Linhares - ES

Referência: Parecer técnico sobre os aspectos ecotoxicológicos da bacia do rio Doce

Prezado,

O INSTITUTO DE TECNOLOGIA PARA O DESENVOLVIMENTO - INSTITUTOS LACTEC, pessoa jurídica de direito privado, constituído sob a forma de associação civil, sem fins lucrativos, com sede na BR 116, km 98, nº. 8813, Centro politécnico da UFPR, CEP: 81.531-980, Jardim das Américas, em Curitiba, Estado do Paraná, inscrito no CNPJ sob nº. 01715975/0001-69 está atuando junto ao Ministério Público Federal de Minas Gerais na posição de acessor técnico no tocante ao rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG. Vimos por meio deste apresentar parecer técnico baseado em estudos realizados no rio Doce após a passagem da onda de lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG, bem como, o relatório da dados secundários que embasaram este parecer (anexo).

Aproveito a oportunidade para renovar meus protestos de respeito e consideração.

Sem mais para o momento, nos colocamos à disposição para as informações que julgarem necessárias, através dos telefones de contato: Leonardo Pussieldi Bastos (Coordenador Geral do Diagnóstico Socioambiental - (41) 3361-6882 / 99102-8276).

Atenciosamente,



Leonardo Pussieldi Bastos

**Coordenador do Diagnóstico Socioambiental da Bacia do Rio Doce
Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento – INSTITUTOS LACTEC**

Documento:	Parecer técnico sobre os aspectos ecotoxicológicos da bacia do rio Doce.	
Considerações Gerais:	Este documento refere-se a um parecer técnico sobre os aspectos ecotoxicológicos da bacia do rio Doce. Em anexo encontra-se o relatório onde foram compilados dados secundários pós desastre, o qual embasa o presente parecer.	
Contrato:	4500173758 – Samarco/Lactec	
Solicitante:	Empresa:	Ministério Público Federal
	CNPJ:	
	Endereço:	Rua Governador Florentino Avidos, nº 80
	Bairro:	Nossa Senhora da Conceição
	Cidade:	Linhares/ES
	CEP:	29900-490
	A/C:	Dr. Paulo Henrique Camargos Trazzi
	E-mail:	paulotrazzi@mpf.mp.br
Executante:	Institutos Lactec Rodovia BR-116, km 98, nº 8813 Jardim das Américas Caixa Postal 19067 CEP 81531-980 Curitiba – PR – BR e-mail: leonardo.bastos@lactec.org.br Divisão de Meio Ambiente T + 55 (41) 3361-6882	

Autoria:

Equipe Técnica dos Institutos Lactec

Luciana Rodrigues de Souza-Bastos, D.Sc.
 Bióloga, pós-doutora em Zoologia, Fisiologia,
 Ecofisiologia e Ecotoxicologia
 CRBio: 66933/07-D
<http://lattes.cnpq.br/5026609882283698>

Emitido por:

 Leonardo Pussieldi Bastos, M. Sc.
 Biólogo / CRBio 28808-07D
 Divisão de Meio Ambiente

PARECER TÉCNICO nº 18

Processo nº: 0002571-13.2016.4.02.5004 (2016.50.04.002571-0) referente a proibição da pesca

Entidade de origem: Institutos Lactec

Responsável: Luciana Rodrigues de Souza Bastos, D.Sc. (<http://lattes.cnpq.br/5026609882283698>)

Assunto: Aspectos ecotoxicológicos da bacia do rio Doce

Em atendimento à solicitação do Ministério Público Federal, representado pelo Exmo. Sr. Paulo Henrique C. Trazzi, Procurador da República, este parecer trata da análise de aspectos ecotoxicológicos sobre a bacia do rio Doce, e foi baseado em dados secundários referentes as análises realizadas em água, sedimento, solo e amostras biológicas obtidas tanto ao longo da calha quanto na foz do rio Doce após o rompimento da barragem de rejeitos minerais de Fundão, pertencente ao complexo de Germano, da empresa Samarco Minerações S/A, ocorrido em 05 de novembro de 2015.

Desde a ocorrência do rompimento da barragem de Fundão, há quase três anos, muitos estudos foram e ainda estão sendo desenvolvidos por instituições públicas e privadas com o intuito de compreender quais os impactos do rejeito extravasado sobre a biota e meio ambiente em geral. Apesar disso, poucos desses estudos foram publicados. Para o ambiente aquático de água doce apenas cinco estudos foram publicados, *a saber*: Vargas et al., 2016; Segura et al., 2016; Juncá et al., 2017; Sartori et al., 2017 e UFVJM, 2017. Para a porção marinha-estuarina, apesar de também terem sido realizados poucos estudos (*a saber*: ECONSERVATION, 2016; FAURG, 2016a; b; ICMBio 2016 a; b; d; e; f; SAMARCO, 2016), eles estão ocorrendo desde a primeira semana após o desastre, o que permite uma melhor avaliação a respeito da condição de saúde da biota local ao longo do tempo.

De modo geral, embora o impacto visual do desastre esteja diminuindo, os resultados apresentados pelos estudos já publicados, tanto na calha do rio Doce quanto na região marinha-estuarina da foz deste, confirmaram a importante mobilização e contribuição da pluma de rejeitos na contaminação das águas, sedimento, solo e biota local por metais e semimetais, sejam eles direta ou indiretamente associados à atividade de mineração (para maiores detalhes quanto aos estudos favor verificar relatório em anexo). Além disso, embora haja indicação de que o material em suspensão esteja se depositando e se acumulando no fundo, junto ao sedimento, é sabido que ele pode ser ressuspensão e disponibilizado na coluna d'água desencadeando, conseqüentemente, por um longo período, alterações significativas na qualidade da água, biogeoquímica de sedimentos, bioacumulação e efeitos de toxicidade para a biota local e até mesmo para a população humana. Assim, enquanto não houver certeza sobre a estabilização

desse material, tanto na calha do rio Doce quanto na região marinha-estuarina, não será possível mensurar o comprometimento desses ambientes e, conseqüentemente, da biota associada a eles. Além disso, como os dados gerados ainda são incipientes, eles não são conclusivos quanto à toxicidade do rejeito, muito embora indiquem sua potencialidade tóxica.

Nesse sentido e baseado no princípio da precaução sugere-se a manutenção da proibição da pesca na região marinha-estuarina bem como a ampliação da área de proibição de modo a incluir o ambiente dulcícola. Sugere-se ainda ampliar a proibição para espécimes alóctones ou exóticas à bacia hidrográfica do rio Doce, as quais haviam sido liberadas para a pesca de acordo com a Portaria nº 40 de 11 de maio de 2017, redigido pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF, 1017), uma vez que espécimes de *Salminus maxillosus* (dourado) e *Pimelodus maculatus* (mandi), ambas introduzidas na bacia do rio Doce (VIEIRA 2009/2010; FROESE; PAULY, 2017), apresentaram elevadas concentrações de metais (UFVJM, 2017).

Ressalta-se, ainda, a importância da realização do monitoramento ambiental para que se possa conhecer, exatamente, a composição e os efeitos do rejeito e fazer uma previsão sobre o tempo de depuração e de recuperação do ambiente atingido. Além disso, somente por meio de estudos ecotoxicológicos é que será possível identificar o nível de relação entre as concentrações de elementos inorgânicos (especificamente metais e metaloides) encontrados nos diferentes organismos e a pluma de lama de rejeitos, assim como determinar os efeitos da pluma à biodiversidade local, além de obter informações essenciais sobre a contaminação desses organismos e determinar se estes podem ou não ser utilizados para consumo humano.

É o parecer.

ANEXO

ASPECTOS ECOTOXICOLÓGICOS DA BACIA DO RIO DOCE: COMPILAÇÃO DE DADOS SECUNDÁRIOS PÓS DESASTRE

CONTEXTUALIZAÇÃO

Poluição do ambiente aquático e o uso de biomarcadores

A poluição ambiental, especialmente nos ambientes aquáticos, tem aumentado sensivelmente em decorrência do aumento do crescimento industrial e demográfico, os quais contribuem de modo significativo para alterações físicas, químicas e biológicas nesses ambientes (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008). Tais alterações são decorrentes de descargas diretas de fontes de contaminação, como a deposição de efluentes domésticos, agrícolas, industriais; ou por contaminação indireta, quando os contaminantes presentes no solo são carreados aos rios ou infiltrados em lençóis freáticos ou, ainda, quando estes atingem a atmosfera e retornam à água por meio de processos hidrológicos e atmosféricos (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; PORTZ; WOODLEY; CECH, 2006). Assim, além de uma variedade de compostos químicos (orgânicos e inorgânicos), o ambiente aquático tem acumulado grande quantidade de matéria orgânica, que, juntos, são responsáveis pela redução na qualidade da água (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003).

A qualidade da água é um dos fatores mais importantes para o bem-estar de organismos aquáticos. No entanto, diferentes fontes de contaminação têm, cada vez mais, alterado o ambiente aquático e, conseqüentemente, ameaçado as condições adequadas ao desenvolvimento e sobrevivência desses organismos (SCOTT; SLOMAN, 2004; PORTZ; WOODLEY; CECH, 2006; LÜRLING; SCHEFFER, 2007). Os peixes são os vertebrados mais diversos e abundantes na Terra (NELSON, 2006), e são totalmente dependentes da qualidade da água para sua sobrevivência. Estes estão cada vez mais sujeitos a águas contaminadas ou de baixa qualidade, nos mais variados *habitats* (de água doce, estuarino e marinho) em que se distribuem e em diferentes estágios do seu ciclo de vida (e.g. EVANS, 1987; EVANS; PERMARINI; CHOE, 2005). Devido a essa exposição, abundância, diversidade e ao vasto conhecimento das respostas fisiológicas e bioquímicas desses organismos, os peixes têm sido cada vez mais utilizados como bioindicadores em estudos de avaliação dos efeitos decorrentes da contaminação e da alteração na qualidade da água. Essa relevância se torna ainda maior pelo fato destes interagirem em diversos níveis tróficos da cadeia biológica, apresentando, assim, grande importância ecológica (e.g. WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003).

Bioindicadores são organismos ou sistemas biológicos que respondem a alterações ambientais através da modificação de suas funções vitais normais e/ou de sua composição química, refletindo, desse modo, a situação ambiental vigente (VAN GESTEL; VAN BRUMMELEN, 1996; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003). Essas respostas detectáveis são denominadas biomarcadores, e são manifestadas em vários níveis da organização biológica e utilizadas para indicar exposição, efeito e/ou susceptibilidade de um organismo ao fator estressor. Os biomarcadores são classificados em moleculares, genéticos, bioquímicos, fisiológicos, comportamentais ou estruturais, e são quantificados em tecidos e fluidos corpóreos do organismo (VAN GESTEL; VAN BRUMMELEN, 1996; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Os biomarcadores fornecem informações biológicas da exposição dos organismos a contaminantes ambientais mesmo que a baixas concentrações e por curto período de tempo. Assim, a capacidade estressora ou a toxicidade de um determinado composto pode ser determinada de acordo com as disfunções causadas por este ao organismo ou às suas funções celulares. Desse modo, servem satisfatoriamente como indicadores de alterações subletais manifestadas em diferentes níveis da organização biológica, permitindo uma melhor compreensão dos efeitos da poluição sobre o animal, bem como antecipando efeitos subsequentes sobre as populações e comunidades dos ecossistemas impactados. Sendo assim, e em conjunto com a avaliação química da qualidade da água (que identificam e quantificam as substâncias presentes em amostras ambientais), são considerados indispensáveis para a avaliação da poluição hídrica, tornando-se importante instrumento não só para a avaliação da qualidade da água, mas, também, para o entendimento da dinâmica do sistema e para escolhas de medidas de manejo e recuperação de um determinado ecossistema (VAN GESTEL; VAN BRUMMELEN, 1996; WENDELAAR BONGA, 1997; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Metais: características e efeitos

Metais são encontrados normalmente em baixas concentrações no ambiente aquático (GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; SOUZA et al., 2015; LIMA, 2016; MAIA, 2017), especialmente na Bacia Hidrográfica do Rio Doce (BHRD), a qual está inserida em uma região reconhecidamente rica em minérios (RAMOS, 2005; RHODES, 2010; SILVA, 2010; RODRIGUES et al., 2014; LIMA, 2016). No entanto, estes podem adentrar ao ambiente aquático por meio de diferentes atividades antropogênicas, principalmente as atividades industriais e de mineração, mas também pelo escoamento superficial de águas das chuvas, emissão de gases por chaminés ou fontes difusas (como veículos automotivos, por exemplo), as quais contribuem significativamente para aumentar

as concentrações desses contaminantes (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; VAREJÃO, 2008; RHODES, 2010; SILVA, 2010; SILVA, 2010; RODRIGUES et al., 2014; SARMIENTO et al., 2011; SALES, 2013; SOUZA et al., 2015; FAURG, 2016 a; ICMBio, 2016d; HATJE et al., 2017), assim como vem sendo evidenciado na BHRD (ANDRADE, 2003; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; VAREJÃO, 2008; ARANTES et al., 2009; MORAIS, 2009; ANDRADE et al., 2010; RHODES, 2010; SILVA, 2010; RODRIGUES et al., 2014; LIMA, 2016; MAIA, 2017).

A denominação metal-traço, ou mais popularmente metais pesados, é dada para elementos persistentes no meio, ou seja, elementos que não se degradam facilmente e que permanecem por longo período de tempo no ambiente. Estão inseridos nessa denominação elementos como o arsênio (As), alumínio (Al), cádmio (Cd), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), níquel (Ni) e urânio (U). No entanto, metais essenciais (ou seja, importantes para a fisiologia e como constituintes de organismos vivos), como cobalto (Co), cobre (Cu), cromo (Cr), manganês (Mn), selênio (Se), ferro (Fe) e zinco (Zn), também podem ser considerados tóxicos, uma vez que em elevadas concentrações podem causar diferentes alterações aos organismos (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; SOUZA, 2007; VAREJÃO, 2008; MORAIS, 2009; SILVA, 2010; SALES, 2013; MAIA, 2017).

Ao adentrarem o ambiente aquático os metais passam por diferentes transformações químicas, especialmente a complexação destes com outros elementos e substâncias presentes na coluna de água. Materiais particulados em suspensão são importantes meios de transporte de metais pesados em ecossistemas aquáticos. Porém, quando ocorre redução na velocidade da corrente de água, o material em suspensão é gradualmente depositado, sendo os sedimentos o destino final desses elementos (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; CHAPMAN et al., 1996; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; SOUZA, 2007; VAREJÃO, 2008; RHODES, 2010; SILVA, 2010; SARMIENTO et al., 2011; SALES, 2013; SOUZA et al., 2015; IBAMA, 2016). Ao serem incorporados aos sedimentos, os metais tornam-se menos biodisponíveis, ou seja, quando em fase aquosa, os metais são mais facilmente absorvidos pelos organismos. No entanto, é válido ressaltar que o sedimento é um compartimento ativo que não somente acumula esses elementos, mas também tem papel fundamental na reposição, redistribuição e biodisponibilização destes para a coluna de água e, conseqüentemente, à biota aquática (BEVILACQUA, 1996; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; VAREJÃO, 2008; SARMIENTO et al., 2011; SALES, 2013; PUPPIM, 2014; SOUZA et al., 2015; FERNANDES et al., 2016; IBAMA, 2016; MAIA, 2017; JUNCÁ et al., 2017), atuando como fonte potencial de poluição difusa no ambiente aquático (SILVA, 2010).

Qualquer mudança nos padrões de concentração de metais ou semimetais nos corpos hídricos tem impacto significativo à biota (PUPPIM, 2014). No entanto, a presença de um

contaminante no ambiente aquático não significa que este irá produzir danos aos organismos que ali habitam (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003; FAURG, 2016a; ICMBio, 2016d), pois a potencialidade tóxica dos metais sobre a biota aquática é dependente não somente da concentração química total no meio, mas da forma como estão fixados ao sedimento, das condições abióticas do ambiente aquático analisado, do tempo e nível de exposição, da rota de absorção (oral, cutânea, branquial), da capacidade absorptiva e defesa dos organismos e, também, de como a especificidade química do elemento afeta a distribuição do metal no organismo (ANDRADE, 2003; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; VAREJÃO, 2008; MORAIS, 2009; RHODES, 2010; PEREIRA et al., 2010; SOUZA et al., 2015; FAURG, 2016a; ICMBio, 2016d).

Os efeitos agudos de metais e semimetais sobre a saúde animal ocorrem rapidamente, são claramente definidos, geralmente fatais e raramente reversíveis. Os efeitos crônicos ou subletais levam ao comprometimento orgânico-funcional de todo o organismo, com alterações em funções osmorregulatórias, bioquímicas, comportamentais, entre outros (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; QUEIROZ, 2006; MORAIS, 2009; FERNANDES et al., 2016; FAURG, 2016a; IBAMA, 2016; ICMBio, 2016d). De modo geral, os chamados metais-traço apresentam elevada toxicidade, uma vez que interferem no funcionamento orgânico de diferentes maneiras, especialmente em reações enzimáticas de todo o organismo. Por possuírem grande afinidade por moléculas que contenham átomos de nitrogênio e enxofre, ligam-se facilmente a proteínas e macromoléculas celulares, bloqueando, deslocando o íon essencial ou alterando a conformação estrutural ativa de biomoléculas (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; QUEIROZ, 2006; MORAIS, 2009).

Além disso, devido à baixa mobilidade apresentada por esses elementos, eles podem ser facilmente acumulados. Ligam-se covalentemente a átomos de carbono em grupos orgânicos, como, por exemplo, o metil ($-CH_3$), originando compostos organometálicos, que, quando neutros, tendem a ser lipossolúveis e, portanto, atravessam facilmente as membranas biológicas, atingindo, conseqüentemente, vários compartimentos orgânicos e interferindo no funcionamento de todo o organismo. Está bem documentado na literatura que animais que vivem em ambientes aquáticos quimicamente poluídos irão, cedo ou tarde, adquirir uma carga desses poluentes (FAURG, 2016a; ICMBio, 2016d). Muitos organismos tendem a acumular metais-traço (e outros contaminantes) em seus tecidos, mesmo quando a água possui níveis desses compostos abaixo da concentração máxima tolerada pela legislação (NIENCHESKI et al., 2014). Desse modo, concentrações aparentemente baixas na coluna de água e sedimento não indicam ausência de absorção e efeitos destes sobre a biota.

Ao serem absorvidos e, conseqüentemente, acumulados pelos organismos, atingem níveis altamente tóxicos e, até mesmo, fatais. É válido ressaltar que os metais pesados podem atingir altas concentrações na biota devido ao aumento progressivo das concentrações ao longo dos diferentes níveis da cadeia trófica. Nessa condição, denominada de biomagnificação, organismos que se posicionam no topo da cadeia alimentar apresentariam concentrações mais significativas e tóxicas desses elementos (ANDRADE, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; MORAIS, 2009; NIENCHESKI et al., 2014; FERNANDES et al., 2016). Dessa forma, o conhecimento sobre a concentração, mobilidade, disponibilidade, bioacumulação e efeitos desses elementos tóxicos é de extrema importância para caracterização dos riscos, impactos e danos causados por estes ao ecossistema. Adicionalmente, devido ao tempo de permanência no ambiente e à forma como esses elementos se comportam ao longo da cadeia trófica, o estudo desses elementos passa, também, a apresentar relevância quanto ao acúmulo no ambiente, recursos pesqueiros e, conseqüentemente, à saúde humana.

O rompimento da barragem

O rompimento da barragem de rejeitos minerais de Fundão, pertencente ao complexo de Germano, da empresa Samarco Minerações S/A, ocorreu às 15h30 do dia 5 de novembro de 2015. Essa barragem era situada em uma região de cabeceira da BHRD, na cidade de Mariana, estado de Minas Gerais. Com o rompimento, ocorreu a liberação de um volume estimado de 55 milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração (minério de ferro), água e materiais utilizados em sua construção (IBAMA, 2015; ICMBio, 2015; POEMAS, 2015; DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; FELIPPE et al., 2016; FERNANDES et al., 2016; GOLDER ASSOCIATES, 2016a; SEDRU, 2016; SEGURA et al., 2016; SILVA et al., 2016; UFES, 2016a; VARGAS et al., 2016; CARMO et al., 2017; GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017; LEONARDO et al., 2017; MAIA, 2017; SARTORI et al., 2017; UFES, 2017; UFVJM, 2017) (Figura 1).

Figura 1 – Imagem da barragem de Fundão após o rompimento.



Fonte: IBAMA (2015).

O material atingiu os rios Gualaxo do Norte e Carmo, bem como o distrito de Bento Rodrigues e o centro urbano de Barra Longa, causando inúmeros danos ambientais, mortes humanas e de animais domésticos e silvestres, além da mobilização da população para evacuação de cidades, paralisação de usinas hidrelétricas, danos em áreas de conservação da biodiversidade e patrimônios histórico-culturais. Na divisa dos municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, o material atingiu o rio Doce. O rejeito foi sendo transportado por toda a extensão deste, ao longo de 17 dias, até alcançar a foz do rio Doce no oceano Atlântico, na localidade de Regência, município de Linhares, estado do Espírito Santo (IBAMA, 2015; ICMBio, 2015; POEMAS, 2015; DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; FELIPPE et al., 2016; FERNANDES et al., 2016; GOLDER ASSOCIATES, 2016a; SEDRU, 2016; SEGURA et al., 2016; SILVA et al., 2016; UFES, 2016a; VARGAS et al., 2016; CARMO et al., 2017; GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017; LEONARDO et al., 2017; MAIA, 2017; SARTORI et al., 2017; UFES, 2017; UFVJM, 2017) (Figura 2).

Figura 2 – Imagem aérea da pluma de lama ao atingir a Foz do rio Doce, Regência (ES).



Fonte: Brasil (2015).

Na região costeira, ainda não existe um consenso da extensão acometida pela pluma de sedimentos proveniente do desastre, uma vez que ainda existe uma grande quantidade de rejeito ao longo da calha do rio Doce, o qual, por muito tempo, será remobilizado e disponibilizado para o ambiente por influência da sazonalidade, em especial ao regime de chuvas na região (IBAMA, 2015; FERNANDES et al., 2016; UERJ, 2016; HATJE et al., 2017; UFES, 2017) (Figura 3). Além disso, uma vez no ambiente marinho, a pluma de rejeitos sofrerá a influência de vários fatores sobre sua dispersão, como, por exemplo, ventos superficiais, correntes, ondas, vazão e turbidez do rio Doce (IBAMA, 2016; UERJ, 2016; ICMBio, 2017; UFES, 2017), e, por apresentar características particulares quanto à granulometria (muito fina), esse material pode ser transportado a longas distâncias (UFES, 2017). Estudos indicam que a pluma de lama atingiu uma área de 392 km², se consideradas regiões com maior concentração de rejeito, e 6.197 km², se considerada a pluma de rejeitos com menor concentração de sedimento (FAURG, 2016a; ICMBio 2016d). Carmo et al. (2017) sugerem que um ano após o desastre a pluma se espalhou por mais de 770 km² da região marinha, com cerca de 170 km de praias atingidas, tanto ao norte quanto ao sul da foz do rio Doce. De acordo com dados compilados e apresentados pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (2017), a pluma atingiu toda a costa do estado do Espírito Santo, além do extremo sul da Bahia e extremo norte do Rio Janeiro, em proporções, concentrações e momentos distintos (ICMBio, 2017).

Figura 3 – Imagem da foz do rio Doce, área da Rebio Comboios e vila de Regência, Linhares (ES) no dia 05/05/2017 (um ano e meio após o desastre).



Fonte: ICMBio (2017).

Esse foi considerado o maior desastre socioambiental da história do Brasil e classificado pela Defesa Civil como de nível IV, o qual corresponde a um “desastre de muito grande porte”, cujos danos são importantes e consideráveis (ESCOBAR, 2015; IBAMA, 2015; ICMBio, 2015; POEMAS, 2015; FELIPPE et al., 2016; FERNANDES et al., 2016; SILVA et al., 2016; LEONARDO et al., 2017; SARTORI et al., 2017). Adicionalmente, pode ser considerado como o maior desastre ambiental do setor minerário no mundo, tanto em termos de volume drenado quanto em magnitude de dano causado (POEMAS, 2015; FERNANDES et al., 2016; SILVA et al., 2016; CARMO et al., 2017; SARTORI et al., 2017).

A descarga de resíduos de processos minerários é uma ameaça grave para a qualidade da água e dos sedimentos e para a vida de organismos aquáticos e pessoas que vivem a jusante, devido à presença de elementos potencialmente tóxicos (HORA et al., 2012; POEMAS, 2015; FERNANDES et al., 2016; LOTTERMOSER, 2010 apud GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017). Contaminantes químicos associados aos resíduos podem se acumular nos sedimentos e se tornar fontes recorrentes de contaminação ao longo do tempo (IBAMA, 2015; POEMAS, 2015; HATJE et al., 2017). Além disso e, especificamente no caso da barragem de Fundão, estudos apontam que a ocorrência da perda da “memória ecológica” sob os rejeitos e o vasto período de permanência e a ação dos metais pesados liberados pela tragédia sob os ecossistemas demandarão extenso tempo de recuperação, o qual poderá variar entre décadas a cerca de um século (POEMAS, 2015; FELIPPE et al., 2016; FERNANDES et al., 2016). Nesse sentido, faz-se necessário o desenvolvimento de amplos estudos ambientais, sistemáticos e de monitoramento, para que se possa conhecer, exatamente, a composição e os efeitos desse rejeito sobre a biota, bem como fazer uma previsão sobre o tempo de depuração e de recuperação do ambiente atingido.

OBJETIVO E METODOLOGIA

Muitos estudos foram e ainda estão sendo desenvolvidos por instituições públicas e privadas, desde o rompimento da barragem de Fundão, há dois anos. Nesse sentido, este relatório objetiva compilar os dados gerados por essas diferentes instituições, quanto aos impactos ecotoxicológicos, agudos e crônicos, causados à biota aquática pelo rompimento da barragem de Fundão em 5 de novembro de 2015. Para tanto, foram utilizadas nos levantamentos bibliográficos diferentes plataformas de pesquisas científicas nacionais e internacionais, a saber: Science Direct, Web of Science, Scientific Electronic Library Online (SciELO), Portal periódicos Capes, Google Acadêmico. A busca pelos artigos científicos foi realizada por meio da combinação de diferentes palavras-chave, tanto em inglês quanto em português, tais como: BHRD, ecotoxicologia, impacto ambiental, Fundão *iron mining dam*, *mining disaster*, *ecotoxicological evaluation*, Mariana/MG, *Doce River impacts*, *effects of Fundão disaster*, impacto de metais, respostas de estresse, respostas fisiológicas, bioacumulação, toxicologia ambiental, foz do rio Doce, estuário do rio Doce, Regência, indicadores biológicos, entre outras. Adicionalmente, foram utilizadas informações obtidas de relatórios técnicos-científicos de diferentes instituições que atuaram na região atingida pelo desastre, tais como: Ibama, ICMBio, Marinha do Brasil, instituições de ensino como UNESP, UFES, UFMG, FURG, entre outras. A área estabelecida para esses levantamentos incluiu os rios da BHRD atingidos pela passagem da lama (mais especificamente, rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce) e toda a área do delta do rio Doce, o qual estende-se sobre os municípios de Conceição da Barra, São Mateus, Jaguaré, Linhares e Aracruz, com extrapolação ao norte – Parque Nacional Marinho dos Abrolhos, que se encontra na área de Abrolhos, localizada, pela costa, entre as cidades de Prado e Nova Viçosa no extremo sul da Bahia e ao sul até a região de Anchieta.

RESULTADOS DOS LEVANTAMENTOS PÓS-DESASTRE

Bacia hidrográfica do rio Doce

Resíduos de minério são particularmente preocupantes, especialmente devido à presença de elementos potencialmente tóxicos em sua composição (HORA et al., 2012; POEMAS, 2015; LOTTERMOSER, 2010 *apud* GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017). Estes representam uma ameaça grave para a qualidade da água, sedimentos, solo, organismos aquáticos e pessoas que vivem a jusante de barragens (POEMAS, 2015; GUERRA et al., 2017; HATJE et al., 2017). No entanto, as características químicas dos rejeitos variam de acordo com o mineral de interesse e

substâncias utilizadas em seu processo de extração e beneficiamento (HORA et al., 2012). A composição mineralógica dos rejeitos do beneficiamento do minério de ferro é, essencialmente, sílica (quartzo), óxidos de ferro (hematita FeO e magnetita Fe_2O_3) e argilominerais (SILVA et al., 2016; UERJ, 2016). No entanto, podem estar associados e relacionados ao aumento da disponibilidade ambiental dos elementos ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn), magnésio (Mg) e manganês (Mn) (PEREIRA et al., 2008; SILVA et al., 2016; VERONEZ et al., 2016).

Segundo estudos realizados, o rejeito de minério de ferro que extravasou da barragem de Fundão e acometeu toda a extensão do rio Doce e sua foz, foi classificado como não perigoso e inerte com base na classificação da NBR 10.004 da ABNT (2004), uma vez que é composto, basicamente, de óxido de silício, óxido de ferro e óxido de alumínio (SAMARCO, 2016; SILVA et al., 2016). Apesar disso, Pires et al. (2003) destacaram que devido ao fato deste rejeito conter altos níveis de goetita que apresenta elevada capacidade de complexação, adsorção e retenção de metais pesados. Costa (2001) *apud* Sartori et al. (2017) relatam que as associações minerais presentes nos depósitos explorados são ricas em minerais de alta potencialidade tóxica como: arsênio (As), cádmio (Cd), níquel (Ni), cromo (Cr), cobalto (Co), mercúrio (Hg), vanádio (V), zinco (Zn), chumbo (Pb), cobre (Cu) e lítio (Li). A caracterização química dos rejeitos de beneficiamento de minério da mina Alegria, vizinha à da Samarco, indicou a presença de traços de zinco (Zn), cobre (Cu) e chumbo (Pb) (UERJ, 2016). Juncá et al. (2017), por sua vez, afirmam que a presença de ferro, em altas concentrações nos compartimentos ambientais, possibilita o aumento na concentração de elementos denominados siderófilos como, por exemplo, manganês (Mn), níquel (Ni) e chumbo (Pb), os quais têm seu potencial toxicológico bastante conhecido. Corroborando estas informações, análises realizadas com o rejeito proveniente da barragem de Fundão indicaram a presença de alguns elementos traço como antimônio (Sb), arsênio (As), bário (Ba), chumbo (Pb), cobalto (Co), cromo (Cr), mercúrio (Hg), molibdênio (Mo), níquel (Ni), prata (Ag), alumínio (Al), vanádio (V) e zinco (Zn) em sua composição, embora, em baixas concentrações (GOLDER ASSOCIATES, 2016b; c; revisado em INSTITUTOS LACTEC, 2017a, dados não publicados). Do mesmo modo, Silva et al. (2016) encontraram, em amostras de rejeito coletadas na cidade de Barra Longa, dias após o desastre, elevadas concentrações de ferro (Fe) e manganês (Mn) e baixas concentrações de zinco (Zn), cádmio (Cd), cobre (Cu), chumbo (Pb) e níquel (Ni).

É válido ressaltar, ainda, que a região do Quadrilátero Ferrífero é reconhecida quanto à presença mineralógica de arsenopirita, composta por aproximadamente 45% de arsênio (HORA et al., 2012; HATJE et al., 2017; UFVJM, 2017). Nesta região há a histórica presença de atividades minerárias para extração, além de ferro, de ouro e manganês, principalmente, nos municípios que compõem a cabeceira da bacia hidrográfica do rio Doce (HORA et al., 2012; SEGURA et al., 2016;

HATJE et al., 2017; MAIA, 2017). Especificamente nos rios do Carmo e Gualaxo do Norte, historicamente impactados por diferentes atividades antrópicas (INSTITUTOS LACTEC, 2017b, item 4.4 ecotoxicologia, dados não publicados), destaca-se a atividade de garimpo de ouro, responsável pela disponibilização ambiental, em mais de 100 anos de exploração, de grande quantidade de mercúrio (HORA et al., 2012; HATJE et al., 2017). Tal atividade ainda se fazia presente em vários pontos destes rios quando os mesmos foram atingidos pela onda de rejeito (IBAMA, 2015; HATJE et al., 2017; UFVJM, 2017).

Logo após a passagem da onda de lama, diferentes estudos têm apresentado evidências sobre a presença de metais e semimetais em vários trechos dos rios do Carmo, Gualaxo do Norte e Doce, tanto em amostras de água quanto de sedimento e solo (CPRM, 2015; ORGANON, 2015; DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; ICMBio, 2016; GIAIA, 2016; SAMARCO, 2016; SEGURA et al., 2016; GUERRA et al., 2017; MAIA, 2017). As análises de água indicaram que as concentrações de vários elementos químicos ultrapassaram os limites normativos e, até mesmo, médias históricas descritas para o rio Doce (DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; SAMARCO, 2016; UFVJM, 2017). As concentrações foram significativamente altas nos pontos mais próximos ao local do rompimento da barragem (entre 95 e 279 km) com gradativa redução dos valores à medida que a lama foi sendo carregada para a foz do rio Doce (DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016). No entanto, com valores significativamente altos apesar da distância da barragem, da diluição e da retenção de grande quantidade de rejeito ao longo de toda a extensão do rio Doce (HATJE et al., 2017).

É importante ressaltar que as condições de qualidade das águas do rio Doce e de seus principais afluentes não estavam ideais anteriormente à passagem da onda de rejeitos, em novembro de 2015. Muitos desses rios já recebiam considerável carga de poluentes das mais diferentes naturezas, tais como de atividades minerárias, industriais e descargas *in natura* de esgotos domésticos, assim como já havia sido descrito no relatório de linha base (INSTITUTOS LACTEC, 2017b, item 4.4 ecotoxicologia, dados não publicados). No entanto, a força da lama de rejeitos causou erosão nas margens dos rios, revolvimento/remobilização e carregamento dos sedimentos devido à alta velocidade do fluxo sendo, deste modo, provavelmente responsável pela ressuspensão de metais pesados e outros contaminantes presentes nos sedimentos e solo dos cursos d'água e áreas afetadas, resultando em uma mistura complexa de contaminantes que, com a força do deslocamento, foi sendo carregada ao longo de toda a extensão do rio Doce e contaminando outros pontos a jusante dos focos de poluição (DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; FERNANDES et al., 2016; GOLDBER ASSOCIATES 2016a; SAMARCO, 2016; UFES, 2016b; HATJE et al., 2017; MAIA, 2017; SARTORI et al., 2017; UFES, 2017; UFVJM, 2017).

A Samarco (2016) afirma que o rejeito não apresenta riscos à biota, saúde humana, e não libera metais que possam contaminar o meio ambiente. Porém, a lama de rejeitos em associação com a elevada carga de sedimentos e outros elementos carregados ao longo do rio Doce, causou a morte de inúmeras espécies de peixes, muitas delas endêmicas da bacia do rio Doce. Segundo laudo técnico emitido pela empresa Brandt Meio Ambiente (2016), a morte dos peixes em toda a extensão acometida pela lama de rejeitos aconteceu por asfixia, devido ao excesso de material em suspensão e a redução drástica nos níveis de oxigênio na água, resultado esse, corroborado pela exposição, inchaço e colapamento das brânquias dos peixes encontrados mortos (DEAMB/SEMAD/SISEMA, 2016; SARTORI et al., 2017). Além de peixes, foram registradas mortalidade, em período inferior a 24 horas, de animais domésticos (galinhas) que beberam a água do rio contaminado nas cidades de Periquito e Barra Longa, MG (FELIPPE et al., 2016), e de outras espécies que direta ou indiretamente dependiam da água do rio Doce (IBAMA, 2015; ICMBio, 2015; POEMAS, 2015; LEONARDO et al., 2017).

No entanto, é válido ressaltar que embora a morte dos peixes tenha ocorrido por asfixia, a onda de rejeitos é composta, em grande parte, por partículas de tamanho reduzido, as quais apresentam entre 1 a 200 μm e, por conseguinte, elevado potencial para adsorção de elementos traços conferindo à essas partículas alta toxicidade, as quais podem vir a causar toxicidade crônica à biota devido a estas características (SEGURA et al., 2016; UFES, 2016a; HATJE et al., 2017). Apesar da gravidade do desastre e do desconhecimento sobre a presença de metais pesados na composição do rejeito e da toxicidade do mesmo ou de elementos e compostos carregado por ele sobre a biota da área atingida, foram realizados apenas cinco estudos para avaliação da potencialidade tóxica, bioacumulação e efeitos do rejeito sobre a biota aquática local (VARGAS et al., 2016; SEGURA et al., 2016; JUNCÁ et al., 2017; SARTORI et al., 2017; UFVJM, 2017). Destes, quatro foram realizados com peixes (VARGAS et al., 2016; SEGURA et al., 2016; SARTORI et al., 2017; UFVJM, 2017) e um com estágios larvais de anfíbios, comumente denominados girinos (JUNCÁ et al., 2017).

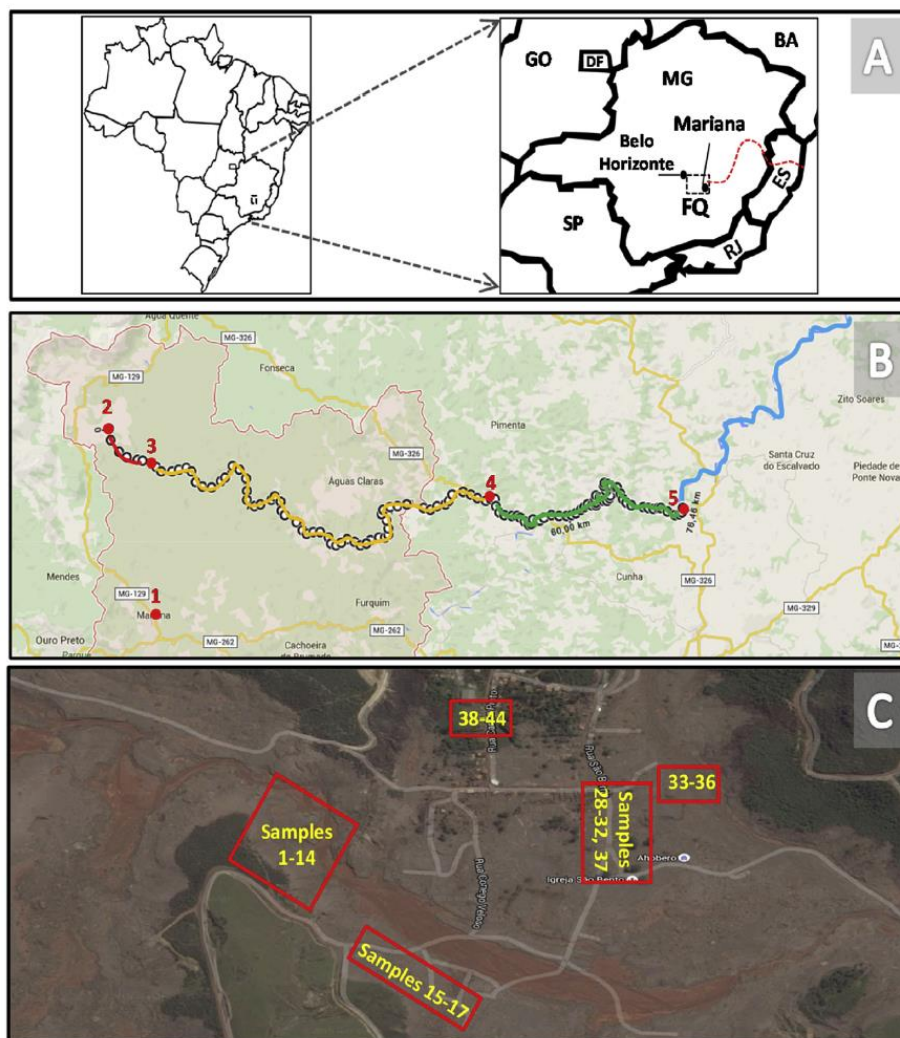
Vargas et al. (2016) avaliaram os possíveis efeitos genotóxicos e mutagênicos do sedimento recoberto por rejeito obtido em diferentes pontos do rio Doce, utilizando como bioindicador a espécie *Oreochromis niloticus* (tilápia). Para isso, no dia 22 de novembro de 2015, os pesquisadores percorreram o leito principal do rio Doce acometido pelo desastre e realizaram amostragens de sedimento em seis pontos: Ipatinga, MG; Governador Valadares, MG; Tumiritinga, MG; Aimorés, MG; Colatina, ES; Regência, ES. O material coletado foi levado ao laboratório e, após a diluição em água de clorada (proporção 1:16), os autores submeteram 35 espécimes de tilápia em tanques de 40 litros correspondente a cada uma das condições

experimentais (= tanques com amostras dos pontos de coleta), por um período de 7 dias. Adicionalmente, os animais foram submetidos a um controle negativo (tanque somente com água decolorada, livre de sedimento de qualquer natureza, n=35) e um controle positivo (onde os peixes foram injetados com uma solução de colchicina 0,005% e mantidos em água decolorada, n=35) pelo mesmo período experimental. Ao final do período de exposição, todos os animais tiveram amostras de sangue analisadas quanto às alterações genéticas.

Não foram encontrados eritrócitos micronucleados nos animais expostos ao sedimento de Regência e Ipatinga. Muito embora tenham sido encontrados micronúcleos nos peixes submetidos aos sedimentos dos demais pontos, os valores encontrados não foram significativamente diferentes do controle negativo. Outras anormalidades nucleares foram encontradas nos peixes de todos os pontos ao longo do rio Doce. Nos peixes submetidos ao sedimento de Regência e Ipatinga, essas anormalidades foram, inclusive, superiores às encontradas para os peixes submetidos ao controle positivo. Com base nesses resultados, os pesquisadores concluem que o rejeito de minério despejado sobre a calha do rio Doce apresenta potencial genotóxico, ou seja, apresenta a capacidade de causar alterações na estrutura do DNA e induzir a formação de anormalidades nucleares, especialmente nas regiões de Regência e Ipatinga.

Segura et al. (2016) também realizaram um estudo na região acometida, menos de um mês após a ocorrência do desastre, no dia 28 de novembro de 2015, onde coletaram 44 amostras, incluindo água, solo e rejeito na região de Bento Rodrigues, a mais afetada pela onda de lama (Figura 4). Os autores realizaram a caracterização química das amostras coletadas, além da avaliação dos efeitos citotóxico, genotóxico e mutagênico em dois modelos para estudos *in vitro*: células humanas do epitélio do carcinoma hepatocelular (HepG2) e células vegetais de cebola (*Allium cepa*). Para isso, os autores prepararam amostras de água e extratos das amostras de lama (rejeito) e solo e submeteram as células a estas condições por períodos entre 3 e 24h, dependendo do teste a ser realizado.

Figura 4. Área amostrada: (A) Localização da cidade de Mariana. A linha tracejada indica o caminho percorrido pela lama desde o local do desastre até a foz do rio Doce. (B) Município de Mariana e a extensão dos rios afetados: vermelho (2 a 3, ± 6 km), amarelo (3 a 4, ± 50 km, rio Gualaxo do Norte), verde (4 a 5, ± 20 km, rio do Carmo) e azul (5 até o final, ± 600 km, rio Doce até o mar, não mostrado). Pontos 1, 2, 3, 4, 5 significam: Mariana, Barragem de Fundão, Bento Rodrigues, Barra Longa, Rio Doce. (C) Vista aérea dos principais locais de amostragem do estudo (Amostras 1 e 17 estão localizadas no sul de Bento Rodrigues).



Fonte: SEGURA et al., 2016

Os autores identificaram que tanto as amostras de água quanto as de solubilizado de solo e lama inibiram a capacidade de crescimento das células humanas HepG2, além de causarem aumento significativo nos danos ao DNA. Especificamente, o solubilizado da amostra de lama obtida do ponto 04 (Barra Longa) causou aumento no número de micronúcleos. No entanto, não houve indícios dessas alterações em células submetidas às amostras de água deste ponto.

As análises das células vegetais de *A. cepa*, por sua vez, indicaram redução nos índices de germinação e redução do processo de divisão celular. Além disso, foram observadas alterações genotóxicas em células submetidas às amostras de solo e de água coletadas no pequeno rio no

norte de Bento Rodrigues (amostra 33), na estrada para Bento Rodrigues (amostra 19) e no rio da barragem da Samarco (amostra 07). Mutagenicidade foi observada em células expostas às amostras obtidas na colina e ao sul de Bento Rodrigues (amostras 15, 06, 05 e 04). Com base nestes resultados, os autores concluem que a alta fração mobilizável de metais e metalóides [bário (Ba), arsênio (As), cádmio (Cd), estrôncio (Sr), ferro (Fe), manganês (Mn), alumínio (Al) e chumbo (Pb)] presentes nas amostras de rejeito, especialmente alumínio (Al), bário (Ba), ferro (Fe), estrôncio (Sr) e manganês (Mn) podem impactar diferentes compartimentos ambientais e causar danos à biota, conforme corroborado pelos danos citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos encontrados tanto para amostra animal quanto vegetal.

Sartori et al. (2017) buscaram comparar o potencial tóxico da água e do sedimento atingido pelo rejeito, através da amostragem destes materiais em quatro localidades ao longo da calha do rio Doce: Regência, Colatina, Aimorés e Bento Rodrigues. Para isso, os pesquisadores realizam duas coletas destas matrizes ambientais, sendo a primeira um dia após a chegada do rejeito na foz do rio Doce (22/11/2015) e outra, seis meses após o rompimento da barragem (15/05/2016). Imediatamente após a chegada do material coletado no laboratório, os pesquisadores realizaram ensaios de toxicidade aguda, tanto com a água bruta (exatamente a mesma obtida dos pontos de coleta) quanto sedimentos (elutriato preparado com diluição 1:16, sedimento: água para diluição) dos locais amostrados, através da exposição por 96h da espécie de peixe bioindicadora *Danio rerio*.

Não houve mortalidade dos peixes ao longo de todo o período experimental (96h), consequentemente, não foi possível determinar a concentração letal (CL 50) para as amostras de água e sedimentos obtidas dos locais acometidos pelo desastre. Apesar disso, os autores identificaram que apenas 96h de exposição já é mais do que suficiente para que os peixes acumulem metais. O acúmulo de metais, especificamente zinco (Zn) > ferro (Fe) > alumínio (Al) > bário (Ba) > manganês (Mn) > cobre (Cu) foi muito similar entre os peixes submetidos tanto às amostras de água quanto de sedimento. No entanto, o acúmulo de alumínio (Al), ferro (Fe) e cobre (Cu) foi maior nos peixes submetidos às amostras de água. Além disso, os peixes expostos às amostras coletadas dos pontos mais próximos da foz (Regência e Colatina) apresentaram maiores concentrações dos metais alumínio (Al), bário (Ba) e cobre (Cu), enquanto os peixes submetidos às amostras obtidas de pontos mais próximas à barragem (Bento Rodrigues e Aimorés) acumularam maiores concentrações de ferro (Fe), zinco (Zn) e manganês (Mn).

Deste modo, os autores concluem que embora a exposição às amostras de água e sedimento dos locais acometidos pelo desastre não tenha sido capazes de induzir a mortalidade dos peixes, as mesmas possuem elevadas concentrações de metais que em curto período de

exposição (apenas 96h) já se acumularam nos organismos. E, embora as concentrações acumuladas estejam abaixo dos limites máximos admitidos pela legislação brasileira (ANVISA, 2013), estes resultados não indicam ausência de impactos a esta e outras espécies, especialmente, se ampliado o tempo de exposição. É válido destacar que, dentro deste contexto, estudos ecotoxicológicos realizados com a água do rio apontaram para a existência de toxicidade crônica, identificada pela redução da capacidade reprodutiva de microcrustáceos da espécie *Ceriodaphnia dubia* (IBAMA, 2016).

O estudo realizado pela Universidade Federal do Vale do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM, 2017) em parceria com a Associação de Pescadores e Amigos do rio Doce (APARD), avaliou sete espécies de peixes capturadas na porção média do rio Doce, região de Governador Valadares, nove meses após o desastre. Para isso, durante o mês de agosto de 2016, pescadores da APARD coletaram quatorze exemplares de peixes em três pontos, sendo: (1) lago da Usina Hidrelétrica de Baguari (UHE); (2) rio Doce, cerca de 2km a jusante da UHE Baguari, e (3) rio Corrente Grande, afluente do rio Doce (ponto controle, cerca de 1km do ponto de encontro do rio com o lago da UHE Baguari). O tecido muscular (porção utilizada como alimento pelos seres humanos) das sete espécies de peixes avaliadas (*Pygocentrus nattereri* – piranha; *Cichia ocellaris* – tucunaré; *Pimelodus maculatus* – mandi; *Plagioscion squamosissimus* – corvina; *Salminus maxillosus* – dourado; *Hypostomus affinis* – cascudo; *Prochilodus vimboides* – curimbatá) foi analisado em duplicata quanto a presença de contaminantes químicos (arsênio, cádmio, chumbo e mercúrio) e comparados com a Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) RDC nº 42, de 29 de Agosto de 2013, a qual dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre "Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos" (Tabela 1.).

Tabela 1. Limites máximos de contaminantes inorgânicos em pescado. Dados baseados no limite estabelecido para alimentos (mg/kg) pela Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) RDC nº 42/2013, MERCOSUL.

Elemento	Limites legislados para pescados							
	Peixes bonito, carapeba, tainha, imperador, sardinha, e linguado	Peixe melva	Peixes espada e anchova	Moluscos cefalópodes	Moluscos bivalves	Crustáceos	Outros peixes, de água doce ou salgada, crus, congelados ou refrigerados	
Arsênio (As)	-	-	-	1,0	1,0	1,0	1,0	
Cádmio (Cd)	0,1	0,2	0,3	2,0	2,0	0,5	0,05	
Chumbo (Pb)	-	-	-	1,0	1,5	0,5	0,3	
Mercúrio (Hg)	-	-	-	0,5	0,5	0,5	Predadores	1,0
							Não predadores	0,5

Segundo dados apresentados pelo relatório da UFVJM (2017), duas das sete espécies avaliadas (28,6%) apresentaram concentrações acima da estabelecida pela legislação RDC nº 42 (ANVISA, 2013) quanto à presença de contaminantes inorgânicos (metais e semimetais) (Tabela 2). A espécie que mais acumulou elementos foi *Pimelodus maculatus* (mandi), a qual apresenta hábito de fundo e, consequentemente, maior contato com o material sedimentado no rio. Espécimes desta espécie coletados no rio Doce apresentaram contaminação por arsênio (As) e mercúrio (Hg), 38,5% e 8% acima dos limites máximos estabelecidos pela legislação, respectivamente, enquanto exemplares desta mesma espécie coletados no rio Corrente Grande (área sob influência de contaminação por metais, mas não afetada pelo desastre) apresentaram apenas contaminação por chumbo (Pb), 8% acima dos limites máximos estabelecidos pela legislação (ANVISA, 2013). Exemplares de *Salminus maxillosus* (dourado), também coletados no rio Doce, apresentaram contaminação por cádmio (Cd) 718% acima dos limites máximos estabelecidos pela RDC nº 42 (ANVISA, 2013) (Tabela 2).

Tabela 2. Média das concentrações (mg/kg) dos elementos encontrados em tecido muscular de diferentes espécies de peixes coletadas na região de Governador Valadares, MG.

Média das concentrações dos elementos avaliados (mg/kg)						
Pontos de coleta	Espécies amostradas	Hábito alimentar	Arsênio	Cádmio	Chumbo	Mercúrio
Lago	Mandi	Omnívoro	0,638	0,007	0,123	0,484
	Piranha	Carnívoro	0,754	0,005	0,096	0,717
	Tucunaré	Carnívoro	0,322	0,018	0,104	0,749
Rio Doce	Corvina	Carnívoro	0,326	0,016	0,235	0,386
	Dourado	Carnívoro	0,364	0,409*	0,114	0,349
	Mandi	Omnívoro	1,385*	0,009	0,113	0,540*
	Piranha	Carnívoro	0,529	0,005	0,098	0,944
Rio Corrente Grande	Cascudo	Detritívoro	0,598	0,022	0,117	0,172
	Curimbatá	Detritívoro	0,519	0,007	0,138	0,123
	Mandi	Omnívoro	0,260	0,021	0,324*	0,427
	Tucunaré	Carnívoro	0,548	0,007	0,080	0,701

Dados apresentados em negrito e acompanhados de asteriscos representam valores acima dos limites máximos estabelecidos pela Resolução ANVISA (RDC 42/2013). Adaptado de UFVJM (2017).

Levando-se em consideração os limites máximos de ingestão semanal ou mensal estabelecidos pela *Codex Alimentarius Commission*, comissão composta pela Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura em conjunto com a Organização Mundial de Saúde (FAO/OMS, 2016), as porcentagens de violação são ainda maiores e alarmantes. Os valores encontrados para arsênio seriam

9.133% acima do permitido para ingestão semanal deste elemento, os valores encontrados para cádmio seriam 5.743% e 1.536% acima do permitido para consumo deste elemento por semana ou por mês, respectivamente, e, os valores determinados para mercúrio seriam 13.400% acima do permitido para consumo semanal deste elemento.

É válido ressaltar que tanto *Salminus maxillosus* (dourado) quanto *Pimelodus maculatus* (mandi) são espécies introduzidas na bacia do rio Doce (VIEIRA 2009/2010; FROESE; PAULY, 2017). Espécies introduzidas (sejam alóctones ou exóticas) foram liberadas para a pesca por meio da Portaria nº 40, de 11 de maio de 2017, do Instituto Estadual de Florestas (IEF, 2017). No entanto, o estudo realizado por Maia (2017) indica que tanto o rio Doce quanto o rio do Carmo estão inaptos para pesca e aquicultura, exatamente por apresentarem valores de arsênio (As) superiores aos limites máximos estabelecidos para estas atividades. Deste modo, a liberação da pesca pode se caracterizar como uma forte fonte de contaminação e risco para a saúde da população local, uma vez que a ingestão de alimentos contendo metais pesados é a principal forma de contaminação humana para populações expostas de forma não ocupacional (DENOBILE, 2007; FERNANDES et al., 2016). Ainda, conforme descrito no relatório da UFVJM (2017), na época em que foi realizada a coleta o rio apresentava baixa vazão e profundidade, o que pode ter potencializado o contato dos peixes com o material e, consequentemente, ampliado os índices de contaminação nos espécimes. Apesar do lago da UHE Baguari ter retido grande quantidade de rejeito, não há indícios de contaminação nos peixes obtidos no lago. De acordo com os autores, esse resultado pode estar relacionado com o fato do lago apresentar grande profundidade e volume de água, o que reduziria o contato dos animais com o fundo, principalmente com o rejeito, minimizando os efeitos deste sobre a biota.

Estudos anteriores ao desastre já indicavam acúmulo de diferentes elementos nos tecidos de peixes coletados em afluentes e ao longo do rio Doce (JORDÃO et al., 1996; PALMIERI; LEONEL, 2000; ANDRADE, 2003; RAMOS, 2005; PALMIERI, 2006; QUEIROZ, 2006; VEADO et al., 2008; ARANTES et al., 2009; MORAIS, 2009; ANDRADE et al., 2010). Porém, a maior parte destes estudos (JORDÃO et al., 1996; QUEIROZ, 2006; VEADO et al., 2008; ARANTES et al., 2009; MORAIS, 2009; ANDRADE et al., 2010) foi realizada exclusivamente no rio Piracicaba, o qual não foi atingido pelo desastre. Dentre as referências bibliográficas restantes, apenas o estudo de Andrade (2003) possui algum ponto de amostragem no rio Doce, o qual foi diretamente afetado pela passagem da onda de lama, de modo que, somente estes resultados serão utilizados para comparação com os dados obtidos pós-desastre pela UFVJM (2017). No entanto, é importante ressaltar que o ponto de coleta desta fonte bibliográfica não é exatamente o mesmo amostrado no estudo desenvolvido pela UFVJM (2017), do mesmo modo que também não foram amostradas as mesmas espécies de peixes. É importante indicar, ainda, que Andrade (2003) determinou concentrações de outros elementos que não somente os estabelecidos pela RDC nº 42 (ANVISA, 2013), os quais apresentaram elevadas concentrações (INSTITUTOS LACTEC,

2017b, dados não publicados). No entanto, apenas cádmio e chumbo serão utilizados para comparação, uma vez que são os únicos determinados tanto por Andrade (2003) quanto por UFVJM (2017).

Ao compararmos os valores máximos obtidos para cada um dos elementos (Tabela 3), é possível identificar aumento na bioacumulação de cádmio, o qual passou de 0,172 mg/kg no estudo de Andrade (2003) para 0,409 mg/kg no estudo da UFVJM (2017) e, redução na bioacumulação de chumbo que passou de 2,146 mg/kg para 0,235 mg/kg. Porém, faz-se ressalvas a estes valores, uma vez que eles correspondem a análises pontuais e representam as concentrações máximas de cada elemento independentemente do período amostral. Além disso há um intervalo de tempo muito longo (14 anos) entre os estudos. Sendo assim, e devido à escassez de dados obtidos tanto pré quanto pós-desastre, reforça-se a necessidade da realização de um monitoramento para melhor caracterização da bioacumulação de elementos e dos danos causados pela incorporação do rejeito pelos peixes sobreviventes à passagem da lama.

Tabela 3. Concentrações mínimas e máximas dos elementos arsênio (As), cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) determinados em músculo de peixes coletados em pontos no rio Doce antes e após o desastre do rompimento da barragem de Fundão.

	Concentração dos elementos (mg/kg)								Referências bibliográficas
	As		Cd		Hg		Pb		
	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	
Pré desastre	nd	nd	0,065*	0,172	nd	nd	0,721*	2,146*	Andrade (2003)
Pós desastre	0,529	1,385	0,005	0,409*	0,349	0,944	0,096	0,235	UFVJM (2017)

Dados apresentados em negrito e acompanhados de asterisco representam as maiores concentrações encontradas; nd: não determinado

Juncá et al. (2017), por sua vez, avaliaram os impactos do rejeito sobre o estágio larval de anfíbios, mais comumente denominados girinos. Para isso, os pesquisadores realizaram coleta de girinos em 25 pontos (poças, lagos, rios), divididos entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo, para a determinação da capacidade de bioacumulação dos elementos Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, V e Zn nestes organismos. Dos 25 pontos de coleta, apenas 14 possuíam girinos, embora estes organismos fossem, no passado, comumente amostrados em todos os pontos selecionados. Destes 14 pontos, sete foram considerados controles, uma vez que não haviam sido acometidos pelo rejeito. Os pesquisadores identificaram que nos pontos atingidos pela lama houve menor diversidade e disponibilidade de girinos em relação aos pontos controle. Apesar disso, as análises de bioacumulação realizadas nos girinos indicaram altas concentrações de metais em todos os pontos avaliados, corroborando a ocorrência de metais pesados em toda a extensão da bacia hidrográfica do rio Doce e a existência de contaminação pretérita ao desastre. No entanto, foi em dois dos pontos que tiveram contato com a lama que foram registradas as maiores concentrações de metais nas amostras de

girinos. Dentre os metais mais acumulados estão: ferro (Fe; concentrações entre 344,03 a 4,673 mg/kg), alumínio (Al; concentrações entre 150,32 a 3,308 mg/kg), manganês (Mn; concentrações entre 20,32 a 821,87 mg/kg) e zinco (Zn; concentrações entre 26,83 a 117,71 mg/kg). Girinos não servem de alimento à população humana. Porém, segundo os autores, foram excelentes bioindicadores, uma vez que permaneceram por um período de tempo muito curto na água (apenas 30 dias) e já acumularam elevadas concentrações de metais. Assim, os autores concluem que houve grave comprometimento da fauna exposta ao rejeito.

Veronez et al. (2016) em estudo realizado em laboratório, já haviam identificado danos genotóxicos em girinos da espécie *Lithobates catesbeianus* expostos, por 30 dias, a minério de ferro (Fe) ou a tratamentos com ferro (Fe) e manganês (Mn), individualmente. Os dados obtidos por estes pesquisadores corroboram a ocorrência de quebras nos cromossomos e de alterações em processos de divisão celular em girinos expostos a estes contaminantes, exatamente como identificado nos estudos realizados com peixes (VARGAS et al., 2016; SEGURA et al., 2016). Adicionalmente, estes autores identificaram que a exposição a minério de ferro (Fe) ou a ferro (Fe) e manganês (Mn) isoladamente pode causar alterações bioquímicas, como estresse oxidativo, bioacumulação de metais, especificamente Fe e Mn, além de retardo na metamorfose. Todos estes fatores podem impactar estes organismos e contribuir para um declínio da população de anfíbios, tanto de forma direta, através de prejuízos causados por estes elementos em funções orgânicas essenciais, ou de forma indireta por manter os anfíbios em uma fase de desenvolvimento geralmente mais sensível a ataques de predadores.

Como há, ainda, grande quantidade de rejeito de mineração em toda a extensão da calha do rio Doce, esse material pode sofrer processos erosivos e constituir-se, portanto, numa fonte contínua de alimentação dos cursos d'água com sedimentos, especialmente durante o período chuvoso, elevando os níveis de contaminantes no ambiente, ampliando as possibilidades de bioacumulação e/ou agravando os efeitos tóxicos sobre a biota (IBAMA, 2015; FERNANDES et al., 2016; HATJE et al., 2017; UFES, 2017). Além disso, metais como ferro (Fe) e manganês (Mn) não se degradam e permanecem solubilizados na água e/ou precipitado no sedimento de fundo por longo período de tempo (SARTORI et al., 2017). Assim, não é possível descartar, até o presente momento, que a biota que sobreviveu e se encontra na calha do rio Doce ou em afluentes próximos da área afetada pelo desastre, não será impactada pela presença do rejeito acumulado em toda a extensão do rio.

Foz do rio Doce

No dia 21 de novembro de 2015, a lama de rejeitos chegou à foz do rio Doce. O material que atingiu essa região foi caracterizado como muito fino, seguindo o mesmo padrão descrito para o material encontrado na calha do rio Doce (SEGURA et al., 2016; UFES, 2016a; b; HATJE et al., 2017; JUNCÁ et al.,

2017; UFES, 2017), no entanto, com características bastante diferentes do material que normalmente ocorre na foz do rio Doce, mesmo em épocas de cheia (UFES, 2016 a; b; UERJ, 2016; UFES 2017). Cabe lembrar que existe uma grande preocupação com materiais de características granulométricas tão finas, pois, normalmente, contaminantes se associam mais facilmente a essas partículas constituídas, basicamente, de grânulos de silte ou argila, devido às características de ligações químicas que estas propiciam (PIRES et al., 2003; PUPPIM, 2014; SEGURA et al., 2016; UFES, 2016b; HATJE et al., 2017; JUNCÁ et al., 2017; UFES, 2017). Além disso, metais pesados apresentam elevada correlação com a presença de ferro, metal abundante no rejeito (PIRES et al., 2003; JUNCÁ et al., 2017; UFES, 2017).

Corroborando essa informação foi identificado aumento nas concentrações totais de metais e semimetais em amostras de água e sedimentos coletadas na foz do rio Doce (FAURG, 2016a; b; GOLDER ASSOCIATES, 2016a; IBAMA, 2016; ICMBio, 2016 a; b; d; f; NETO et al., 2016; UFES, 2016 a; b; 2017). Nas amostras de água, houve aumento nas concentrações dos elementos arsênio (As), alumínio (Al), bário (Ba), ferro (Fe), cádmio (Cd), cromo (Cr), chumbo (Pb), cobre (Cu), manganês (Mn), níquel (Ni), vanádio (V) e zinco (Zn) (FAURGa; b; GOLDER ASSOCIATES, 2016a; ICMBio, 2016a; b; d; f; NETO et al., 2016; UFES, 2016a; b; 2017). Nas amostras de sedimento, houve aumento nas concentrações de alumínio (Al), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), cromo (Cr), ferro (Fe), manganês (Mn), níquel (Ni) e zinco (Zn) (ICMBio, 2016b; UFES, 2016b; 2017). Segundo pesquisadores da Universidade Federal do Espírito Santo (2016a; b; 2017), esse aumento pode ser resultado do sinergismo das diferentes alterações que aconteceram em toda a extensão do rio Doce e região costeira adjacente em decorrência da passagem da lama, como, por exemplo, alterações em processos de adsorção e dessorção, os quais regulam a mobilidade de metais em ambientes aquáticos.

Ao compararmos os resultados obtidos através das análises de água com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas de classe 1, identificam-se concentrações, especialmente as totais, excessivamente elevadas em relação à legislação (ICMBio, 2016a; b; d; f; UFES, 2016a; b; 2017), bem como superiores às concentrações determinadas antes da chegada do rejeito na foz do rio Doce (FAURG, 2016a; b; ICMBio, 2016d; f; UFES, 2017). Do mesmo modo, os resultados obtidos para sedimentos também foram superiores aos regulamentados pela Resolução CONAMA nº 454/2012 (UFES, 2017) e ao descrito por Puppim (2014) em estudo pretérito ao desastre. Nesse estudo, onde foram monitoradas as concentrações de cobre (Cu), cromo (Cr), ferro (Fe), níquel (Ni) e zinco (Zn), em amostras de sedimento da região da foz do rio Doce, foi identificada maior ocorrência e concentração de cobre (Cu), cromo (Cr), níquel (Ni) e zinco (Zn) na foz do rio Doce e de ferro (Fe) mais ao sul desta. Porém, as médias das concentrações desses elementos não corroboraram a ocorrência de contaminação por esses metais ao longo da extensão monitorada. Diferentemente, os dados apresentados sobre as concentrações de metais e semimetais após a chegada da onda de lama na foz do rio Doce sugerem que a ocorrência do evento provocou a mobilização significativa de metais não associados à atividade de

mineração, bem como elevou os níveis daqueles metais diretamente relacionados a essa atividade (FAURG, 2016b; ICMBio, 2016a; b; d; f; UFES, 2016a; b). É importante indicar que foram observados padrões temporais distintos na concentração dos diferentes elementos analisados tanto em água quanto em sedimentos, bem como uma redução nas concentrações dos elementos em pontos mais distantes da foz em decorrência da diluição da pluma. Apesar disso, as análises físico-químicas da água evidenciam a contribuição da foz do rio Doce para o aumento das concentrações desses elementos nas águas costeiras (FAURG, 2016a; b; ICMBio, 2016a; b; d; f; UFES, 2016a; b; 2017).

Além do incremento nas concentrações de metais e semimetais, a chegada da onda de lama de rejeitos na região marinha-estuarina desencadeou significativo aumento nas concentrações de nutrientes nitrogenados (nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal), especialmente nitrato, mesmo que apenas em uma campanha ou em pontos isolados, provavelmente resultantes da oxidação de éter mono e diaminas, compostos utilizados na flotação de minério de ferro (UFES, 2017). Houve, ainda, registro de aumento nas concentrações de ortofosfato, silício reativo e hidrocarbonetos alifáticos e policíclicos aromáticos na região da foz do rio Doce, os quais, provavelmente, tenham acompanhado a onda de rejeitos de minérios (UFES, 2017). Todos esses compostos, em conjunto com os metais e semimetais, contribuiriam para diferentes alterações na dinâmica da região costeira adjacente, sejam elas alterações físicas, químicas ou biológicas, como, por exemplo, alterações nas comunidades fito e zooplânctônica e, conseqüentemente, em toda a cadeia alimentar (BRASIL, 2015; IBAMA, 2016; ICMBio, 2016f; UFES, 2016a; b; 2017), ou, ainda, aumento no crescimento de determinadas algas, produtoras de toxinas, devido à elevada disponibilidade de ferro e de nutrientes, as quais podem contribuir para alterações no ecossistema costeiro da região afetada (ICMBio, 2016f; 2017; UFES, 2017).

Diferentemente do que ocorreu no rio Doce, desde a chegada da lama na região da foz, a pesca foi legalmente interrompida pela Justiça Federal do Espírito Santo [processo nº 0002571-13.2016.4.02.5004 (2016.50.04.002571-0) datada de 17/02/2016], em uma faixa delimitada ao sul pela Barra do Riacho, no município de Aracruz, ao norte pela praia de Degredo, no município de Linhares, e ao leste até onde a plataforma continental alcança 25 metros (GOLDER ASSOCIATES, 2016a; ICMBio, 2016b; c; LEONARDO et al., 2017). Do mesmo modo, estudos de bioacumulação em amostras de organismos (zooplâncton, moluscos, crustáceos e peixes) da biota aquática da região (ECONSERVATION, 2016; FAURG, 2016a; b; ICMBio 2016a; b; d; e; f; SAMARCO, 2016) e de avaliação de estresse fisiológico (peroxidação lipídica) em amostras de zooplâncton e corais (FAURG, 2016a; ICMBio, 2016a; b; d; e; f) estão sendo realizados desde a primeira semana pós-desastre na região marinha-estuarina.

Os estudos realizados pela Econservation (2016) entre os meses de dezembro/2015 e fevereiro/2016 avaliaram a bioacumulação de metais e metaloides (arsênio, alumínio, bário, cádmio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, ferro, manganês, mercúrio, níquel, prata, selênio e zinco) em espécimes de moluscos (ostra, *Crassostrea rhizophorae*), crustáceos (camarão, *Xiphopenaeus kroyeri*) e peixes

(*Rhizoprionodon porosus* – cação, *Lycengraulis grossidens* – manjubão, *Aspistor luniscutis* – bagre, *Bagre bagre* – bagre bandeira, *Bagre marinus* – bagre bandeira, *Cathorops spixii* – bagre amarelo, *Genidens barbatus* – bagre, *Genidens genidens* – bagre, *Notarius grandicassis* – bagre, *Centropomus undecimalis* – robalo flecha, *Eugerres brasiliensis* – carapeba, *Conodon nobilis* – roncador, *Polydactylus virginicus* – barbudo, *Cynoscion jamaicensis* – pescada, *Larimus breviceps* – cangoá, *Macrodon ancylodon* – pescadinha, *Macrodon atricauda* – pescadinha, *Menticirrhus americanus* – pé de banco, *Nebris microstomus* – pescada mole, *Paralichthys brasiliensis* – roncador do norte ou Maria Luiza, *Stellifer brasiliensis* – cangoá, *Stellifer rastriifer* – cangoá, *Scomberomorus cavala* – sarda, *Scomberomorus regalis* – sarda, *Peprilus paru* – gordinho) coletados, quando presentes, em cinco diferentes regiões (Barra Seca, Barra Nova, Regência, Barra do Riacho, Santa Cruz) entre os municípios de São Mateus e Aracruz. As espécies investigadas foram escolhidas por serem as de maior interesse comercial ou as mais consumidas pela população local.

A seguir, são apresentados os dados referentes à média dos valores obtidos para ostras (Tabela 4), camarões (

Tabela 5) e peixes (Tabela 6) em cada uma das regiões avaliadas. Cabe ressaltar que os resultados apresentados para peixes representam médias ou medianas, as quais incluem dados de todos os organismos encontrados em cada uma das localidades amostradas, sem distinção de espécie ou hábito alimentar. Essas informações são importantes para a discussão dos dados tanto em relação às concentrações máximas permitidas pelas legislações quanto em relação à possibilidade/ocorrência de biomagnificação. Ou seja, segundo estabelecido pela legislação vigente no Brasil (ANVISA RDC nº 42/2013¹), o limite máximo de cádmio para peixes crus, congelados ou refrigerados é de 0,05 mg/kg, com as seguintes exceções: 0,10 mg/kg para bonito, carapeba, enguia, tainha, jurel, imperador, cavala, sardinha, atum e linguado; 0,20 para melva; e 0,30 mg/kg para anchova e peixe-espada. No caso do mercúrio, os limites são de 0,5 ou 1,0 mg/kg para peixes não predadores e predadores, respectivamente. Assim, como no relatório da Econservation (2016) não foram apresentadas as médias/medianas obtidas para cada uma das espécies amostradas, essas peculiaridades deixaram de ser consideradas.

¹ Esta resolução não apresenta nome científico das espécies de peixes para as quais são estabelecidas algumas restrições quanto ao limite máximo de contaminantes inorgânicos.

Tabela 4 – Média $\pm$ desvio padrão dos valores de bioacumulação (mg/kg de peso úmido - PU) obtidos de moluscos (ostras, *Crassostrea rhizophorae*) coletados em cinco diferentes localidades ao longo da costa do estado do Espírito Santo durante oito semanas após a chegada da lama à foz do rio Doce (entre dez./2015 e fev./2016).

Elementos (mg/kg PU)	Localidades amostradas					
	Regência					
	Barra Nova	Barra Seca	Foz	Costa	Barra do Riacho	Santa Cruz
Arsênio (As)	nd	2,25$\pm$2,28*	nd	nd	nd	2,41$\pm$3,35*
Ferro (Fe)	nd	65,07 $\pm$ 57,64	nd	nd	nd	32,34 $\pm$ 13,92
Alumínio (Al)	nd	42,26 $\pm$ 52,32	nd	nd	nd	57,83 $\pm$ 40,55
Bário (Ba)	nd	0,060 $\pm$ 0,035	nd	nd	nd	0,050 $\pm$ 0,030
Cádmio (Cd)	nd	0,024 $\pm$ 0,013	nd	nd	nd	0,027 $\pm$ 0,009
Cromo (Cr)	nd	0,084 $\pm$ 0,076	nd	nd	nd	0,129 $\pm$ 0,269
Chumbo (Pb)	nd	0,051 $\pm$ 0,111	nd	nd	nd	0,015 $\pm$ 0,007
Cobre (Cu)	nd	4,52 $\pm$ 2,55	nd	nd	nd	1,79 $\pm$ 0,58
Cobalto (Co)	nd	0,05 $\pm$ 0,06	nd	nd	nd	0,04 $\pm$ 0,03
Manganês (Mn)	nd	2,67 $\pm$ 1,41	nd	nd	nd	2,13 $\pm$ 0,81
Mercurio (Hg)	nd	0,006 $\pm$ 0,003	nd	nd	nd	0,006 $\pm$ 0,004
Níquel (Ni)	nd	0,15 $\pm$ 0,08	nd	nd	nd	0,09 $\pm$ 0,07
Prata (Ag)	nd	0,01 $\pm$ 0,00	nd	nd	nd	0,01 $\pm$ 0,00
Selênio (Se)	nd	0,26 $\pm$ 0,12	nd	nd	nd	0,21 $\pm$ 0,10
Zinco (Zn)	nd	64,16 $\pm$ 31,31	nd	nd	nd	67,17 $\pm$ 29,20

Nota: Dados em negrito e acompanhados de asteriscos representam valores acima dos limites máximos estabelecidos pela Resolução Anvisa (RDC nº 42/2013), nd = não determinado.

Fonte: Adaptado de Econservation (2016).

Tabela 5 – Média $\pm$ desvio padrão dos valores de bioacumulação (mg/kg de peso úmido - PU) obtidos de crustáceos (camarões, *Xiphopenaeus kroyeri*) coletados em cinco diferentes localidades ao longo da costa do estado do Espírito Santo durante oito semanas após a chegada da lama à foz do rio Doce (entre dez./2015 e fev./2016).

Elementos (mg/kg PU)	Localidades amostradas					
	Regência					
	Barra Nova	Barra Seca	Foz	Costa	Barra do Riacho	Santa Cruz
Arsênio (As)	8,69$\pm$2,88*	8,90$\pm$2,57*	nd	8,86$\pm$3,74*	7,71$\pm$3,38*	4,63$\pm$3,91*
Ferro (Fe)	28,08 $\pm$ 13,09	28,75 $\pm$ 13,34	nd	36,37 $\pm$ 21,57	31,94 $\pm$ 32,18	15,51 $\pm$ 14,01
Alumínio (Al)	31,51 $\pm$ 13,71	43,35 $\pm$ 23,33	nd	36,15 $\pm$ 18,83	33,87 $\pm$ 11,82	14,98 $\pm$ 10,13
Bário (Ba)	0,103 $\pm$ 0,091	0,074 $\pm$ 0,041	nd	0,161 $\pm$ 0,167	0,099 $\pm$ 0,037	0,026 $\pm$ 0,016
Cádmio (Cd)	0,004 $\pm$ 0,003	0,004 $\pm$ 0,002	nd	0,006 $\pm$ 0,005	0,005 $\pm$ 0,003	0,007 $\pm$ 0,011
Cromo (Cr)	0,055 $\pm$ 0,027	0,065 $\pm$ 0,028	nd	0,060 $\pm$ 0,025	0,059 $\pm$ 0,023	0,029 $\pm$ 0,019
Chumbo (Pb)	0,019 $\pm$ 0,010	0,018 $\pm$ 0,013	nd	0,020 $\pm$ 0,012	0,059 $\pm$ 0,175	0,019 $\pm$ 0,010
Cobre (Cu)	3,88 $\pm$ 0,47	4,63 $\pm$ 1,42	nd	4,45 $\pm$ 1,27	3,81 $\pm$ 0,98	2,68 $\pm$ 2,04
Cobalto (Co)	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	nd	0,02 $\pm$ 0,01	0,01 $\pm$ 0,00	0,02 $\pm$ 0,01
Manganês (Mn)	0,97 $\pm$ 1,44	0,79 $\pm$ 0,65	nd	0,74 $\pm$ 0,56	0,65 $\pm$ 0,42	0,59 $\pm$ 0,95
Mercurio (Hg)	0,018 $\pm$ 0,010	0,016 $\pm$ 0,008	nd	0,01 $\pm$ 0,01	0,011 $\pm$ 0,006	0,018 $\pm$ 0,019
Níquel (Ni)	0,03 $\pm$ 0,01	0,03 $\pm$ 0,01	nd	0,03 $\pm$ 0,03	0,03 $\pm$ 0,04	0,03 $\pm$ 0,05
Prata (Ag)	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	nd	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00
Selênio (Se)	0,85 $\pm$ 0,43	0,75 $\pm$ 0,29	nd	0,68 $\pm$ 0,37	0,54 $\pm$ 0,25	0,38 $\pm$ 0,018
Zinco (Zn)	9,59 $\pm$ 1,48	10,22 $\pm$ 2,30	nd	12,17 $\pm$ 10,44	9,41 $\pm$ 1,80	11,94 $\pm$ 14,27

Nota: Dados em negrito e acompanhados de asteriscos representam valores acima dos limites máximos estabelecidos pela Resolução Anvisa (RDC nº 42/2013), nd = não determinado.

Fonte: Adaptado de Econservation (2016).

Tabela 6 – Média $\pm$ desvio padrão dos valores de bioacumulação (mg/kg de peso úmido - PU) obtidos de peixes (diferentes espécies) coletados em cinco diferentes localidades ao longo da costa do estado do Espírito Santo durante oito semanas após a chegada da lama à foz do rio Doce (entre dez./2015 e fev./2016).

Elementos (mg/kg)	Localidades amostradas					
	Regência					
	Barra Nova	Barra Seca	Foz	Costa	Barra do Riacho	Santa Cruz
Arsênio (As)	6,64$\pm$6,79*	4,45$\pm$5,98*	1,22$\pm$3,79*	2,49$\pm$2,66*	2,33$\pm$3,28*	1,99$\pm$2,57*
Ferro (Fe)	1,29 $\pm$ 1,35	1,60 $\pm$ 1,03	3,03 $\pm$ 2,51	2,47 $\pm$ 3,42	1,95 $\pm$ 2,35	9,58 $\pm$ 37,48
Alumínio (Al)	0,76 $\pm$ 0,80	1,05 $\pm$ 0,92	1,30 $\pm$ 1,70	2,41 $\pm$ 6,88	1,18 $\pm$ 2,34	2,02 $\pm$ 8,71
Bário (Ba)	0,008 $\pm$ 0,002	0,012 $\pm$ 0,015	0,652 $\pm$ 1,067	0,042 $\pm$ 0,108	0,010 $\pm$ 0,006	0,011 $\pm$ 0,011
Cádmio (Cd)	0,003 $\pm$ 0,003	0,003 $\pm$ 0,002	0,003 $\pm$ 0,001	0,003 $\pm$ 0,002	0,004 $\pm$ 0,002	0,008 $\pm$ 0,016
Cromo (Cr)	0,016 $\pm$ 0,012	0,014 $\pm$ 0,007	0,021 $\pm$ 0,017	0,023 $\pm$ 0,029	0,031 $\pm$ 0,046	0,019 $\pm$ 0,018
Chumbo (Pb)	0,018 $\pm$ 0,023	0,011 $\pm$ 0,003	0,015 $\pm$ 0,011	0,019 $\pm$ 0,021	0,016 $\pm$ 0,016	0,015 $\pm$ 0,015
Cobre (Cu)	0,09 $\pm$ 0,05	0,11 $\pm$ 0,05	0,14 $\pm$ 0,11	0,14 $\pm$ 0,09	0,13 $\pm$ 0,07	0,23 $\pm$ 0,45
Cobalto (Co)	0,01 $\pm$ 0,00	2,14 $\pm$ 14,72	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00
Manganês (Mn)	0,07 $\pm$ 0,07	0,14 $\pm$ 0,27	0,12 $\pm$ 0,09	0,20 $\pm$ 0,48	0,16 $\pm$ 0,38	0,48 $\pm$ 1,28
Merúrio (Hg)	0,097 $\pm$ 0,076	0,125 $\pm$ 0,127	0,12 $\pm$ 0,15	0,059 $\pm$ 0,134	0,038 $\pm$ 0,028	0,060 $\pm$ 0,050
Níquel (Ni)	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	0,02 $\pm$ 0,02	0,01 $\pm$ 0,01	0,01 $\pm$ 0,01
Prata (Ag)	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00	0,01 $\pm$ 0,00
Selênio (Se)	0,46 $\pm$ 0,26	0,33 $\pm$ 0,13	0,34 $\pm$ 0,16	0,33 $\pm$ 0,23	0,36 $\pm$ 0,15	0,33 $\pm$ 0,18
Zinco (Zn)	2,33 $\pm$ 0,96	2,76 $\pm$ 1,29	7,34 $\pm$ 10,91	2,01 $\pm$ 0,61	2,26 $\pm$ 0,75	5,62 $\pm$ 9,12

Nota: Dados em negrito e acompanhados de asteriscos representam valores acima dos limites máximos estabelecidos pela Resolução Anvisa (RDC nº 42/2013), nd = não determinado.

Fonte: Adaptado de Econservation (2016).

Nas legislações vigentes no Brasil para estabelecimento de limites máximos de contaminantes inorgânicos em alimentos estão preconizados os limites para antimônio, arsênio, cádmio, cobre, chumbo, cromo, estanho, mercúrio, níquel, selênio e zinco (BRASIL, 1965; ANVISA, 1998; 2013). Entre os elementos avaliados pela Econservation (2016) e comparados com essas legislações, apenas o arsênio foi identificado em não conformidade, uma vez que apresentou elevadas concentrações (ou seja, acima de 1,0 mg/kg) em todos os organismos (especialmente em camarões) e pontos analisados. Bioacumulação de arsênio já havia sido registrada em moluscos e peixes coletados em diferentes locais da costa do Espírito Santo (SOUZA et al., 2013; APLYSIA, 2017), especialmente próximo à região de Vitória, a qual é impactada por diferentes fontes antrópicas. Com relação, especificamente, aos peixes coletados na região da foz do rio Doce, a média da concentração de arsênio encontrada (1,22 $\pm$ 3,79 mg/kg PU; Tabela 6) foi a menor em relação aos demais pontos amostrados. No entanto, é importante ressaltar que a amplitude de variação das concentrações determinadas em todos os peixes obtidos nessa região foi bastante grande, de 0,01 até 21,96 mg/kg PU (ECONSERVATION, 2016). Além disso, a concentração média encontrada para os peixes coletados na foz do rio Doce, além de ser 22% superior ao admitido pelas legislações vigentes no Brasil (BRASIL, 1965; ANVISA, 1998; ANVISA, 2013), é de 5.709% superior ao limite máximo estabelecido para consumo diário (US EPA, 2009) e 8.033% superior ao limite máximo para consumo semanal (FAO/OMS, 2016) quando comparada às legislações internacionais vigentes. Cabe a ressalva que as legislações brasileiras não esclarecem se os limites máximos estabelecidos se referem ao máximo tolerado para consumo diário, semanal ou mensal.

Segundo discussão apresentada no relatório da Econservation (2016), devido ao arsênio possuir diferentes especiações químicas, entre as quais, apenas a fração inorgânica seria tóxica aos organismos, as elevadas concentrações de arsênio (As) encontradas (que correspondem a frações totais) não significam toxicidade do elemento à biota aquática, tampouco risco à saúde humana. Ainda, segundo o relatório, o arsênio, quando presente na forma inorgânica em pescados, ocorre em quantidades muito pequenas. Denobile (2007) afirma que o pescado é reconhecidamente a fonte mais significativa de ingestão de arsênio (As) por seres humanos, porém corrobora a informação de que as concentrações inorgânicas desse elemento se apresentam, em geral, baixas se comparadas às concentrações totais encontradas em pescado. Desse modo, somente por meio de análises específicas para determinação da fração inorgânica de arsênio (As) em pescado é que se torna possível inferir sobre os efeitos desse elemento sobre a biota e, mais especificamente, sobre a saúde humana.

Cabe ressaltar, ainda, que não existe na legislação brasileira limites máximos estabelecidos para os elementos alumínio (Al), bário (Ba), cobalto (Co), ferro (Fe), manganês (Mn) e prata (Ag). Além disso, no relatório da Econservation (2016), especificamente para os elementos cromo (Cr), cobre (Cu), níquel (Ni), selênio (Se) e zinco (Zn), a discussão sobre as concentrações encontradas foi realizada com base nos limites estabelecidos pela legislação federal Decreto nº 55.871, de 26 de março de 1965, que dispõe apenas sobre normas reguladoras para o emprego de aditivos em alimentos (BRASIL, 1965). Nesse sentido, se consideradas normas internacionais, como as estabelecidas pela *Codex Alimentarius Commission* (FAO/OMS 2016), para a avaliação desses elementos supracitados, os resultados apresentados pela Econservation (2016) para moluscos, crustáceos e peixes teriam, além do arsênio (As), os elementos alumínio (Al), cádmio (Cd; especificamente para ostras), cobre (Cu), ferro (Fe), mercúrio (Hg) e zinco (Zn) fora de conformidade, com concentrações que teriam ultrapassado valores máximos permitidos para consumo humano tanto por mês quanto por semana e, em alguns casos, por dia. Além disso, quando comparados com o estudo realizado por Niencheski et al. (2014), os resultados apresentados pela Econservation (2016) foram superiores aos valores determinados para os elementos cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb) e zinco (Zn) para peixes e moluscos.

Apesar disso, para a Econservation (2016), Samarco (2016) e Golder Associates (2016a), não é possível estabelecer uma relação entre as elevadas concentrações de metais e metaloides (especialmente arsênio e selênio) ao longo da costa do estado do Espírito Santo e a pluma de lama proveniente do desastre, uma vez que foram encontradas, desde as primeiras coletas, não conformidades em organismos coletados em pontos distantes da foz, não havendo tempo para ocorrer acúmulo da forma como foi encontrado. No entanto, conforme já apontado por alguns relatório, como o da Econservation (2016) na porção continental do rio o volume de rejeitos, e a força deste, promoveu o revolvimento de sedimentos, aumentando a disponibilidade dos mais variados elementos no ambiente

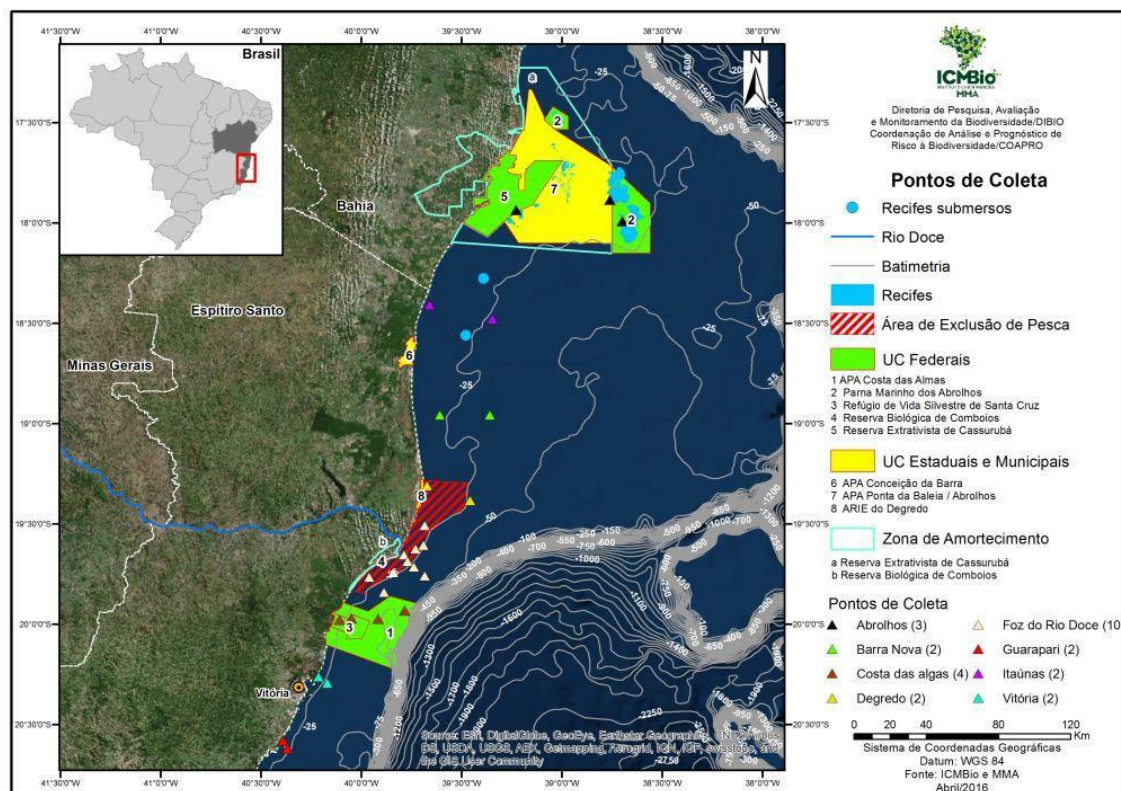
aquático de água doce e marinho-estuarino, e que o acúmulo de compostos nos organismos se dará ao longo e por um longo período de tempo nessas regiões.

Confirmando a contribuição da pluma de rejeitos sobre as alterações identificadas na biota aquática, estudos de monitoramento que estão sendo realizados por pesquisadores da Universidade Federal do Rio Grande (FURG/Coral Vivo), em parceria com o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), também identificaram, desde a primeira coleta após a chegada da pluma de sedimentos na região marinha-estuarina, aumento nas concentrações de metais e semimetais [arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e chumbo (Pb)] em amostras de pescado (camarões e peixes) coletados em 13 (campanha 1) e 21 (campanha 2) pontos (Tabela 7; Figura 5) ao longo do litoral norte do Espírito Santo e sul da Bahia, incluindo ambientes recifais, coralíneos e algais (FAURG, 2016a; b; ICMBio, 2016a; b; d; e; f).

Tabela 7 – Descrição e coordenadas geográficas dos pontos de coleta do grupo de avaliação ecotoxicológica FURG/Coral Vivo/ICMBio.

Ponto	Estado	Área	Ponto	Campanha		Coordenadas	
				1	2	Latitude	Longitude
1	ES	Foz do rio Doce	RD1	x	x	19,653167	39,786389
2			RD3	x	x	19,714556	39,736972
3			RD6	x	x	19,605417	39,689250
4			RD8	x	x	19,840528	39,886139
5			RD9	x	x	19,507056	39,683611
6			RD10	x	x	19,764722	39,959694
7		APA Costa das Algas	CA1	x	x	19,977593	40,108306
8			CA3	x	x	19,972194	40,048111
9		Barra Nova - São Mateus	BN1	x	x	18,957417	39,358639
10			BN2	x	x	18,957417	39,608194
11		Vitória	VIX1		x	20,262193	40,212487
12			VIX2		x	20,293670	40,168049
13		Itaúnas - Conceição da Barra	ITA 1		x	18,408001	39,658504
14			ITA 2		x	18,478489	39,345227
15		Degredo - Linhares	DEG1		x	19,308584	39,671964
16			DEG2		x	19,382999	39,457405
17		APA de Setiba - Guarapari	GUA1		x	20,580440	40,389720
18			GUA2		x	20,619110	40,368510
19	BA	Abrolhos	AB1	x	x	17,934861	39,227222
20			AB2	x	x	17,991722	38,697111
21			AB4	x	x	17,883149	38,759722

Figura 5 – Mapa indicando a localização dos pontos de coleta do grupo de avaliação ecotoxicológica FURG/Coral Vivo/ICMBio.



Os resultados da primeira coleta realizada a bordo do navio Soloncy Moura, entre os dias 27/01 e 03/02/2016, indicaram aumento nas concentrações de arsênio (As), cádmio (Cd) e chumbo (Pb), respectivamente, em amostras de músculos de pescados (peixes e camarões) em comparação aos limites máximos estabelecidos pela Resolução RDC nº 42 (ANVISA, 2013; Tabela 1). Foi identificado aumento em 75%; 100% e 72,7% das amostras do peixe roncador (*Conodon nobilis*, n=22); 88,9%, 95,2% e 95,2% das amostras de linguado (espécie a ser identificada, n=21); 100%, 100% e 25% das amostras de peroá (*Balistes capriscus*, n=4); 75%, 54,2% e 79,2% das amostras de camarão rosa (*Farfantepenaeus brasiliensis* e *F. paulensis*, n=24); e 90,9%, 42,9% e 71,4% das amostras de camarão-de-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*, n=14) (ICMBio, 2016a; b; c; d; f). Do mesmo modo, os resultados dessa primeira coleta também foram superiores em comparação a valores pretéritos descritos para amostras biológicas obtidas na região marinha-estuarina estudada (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; SOUZA et al., 2013; NIENCHESKI et al., 2014). Apesar de apenas arsênio (As), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) terem limites máximos regulamentados pela legislação brasileira (ANVISA, 2013; Tabela 1), permitindo, dessa forma, o cálculo da porcentagem de aumento das concentrações, os elementos cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe) e manganês (Mn), cujos limites não são regulamentados por essa legislação, também apresentam concentrações elevadas nos organismos avaliados e, especialmente, em pontos próximos à foz do rio Doce (ICMBio, 2016a; b; d).

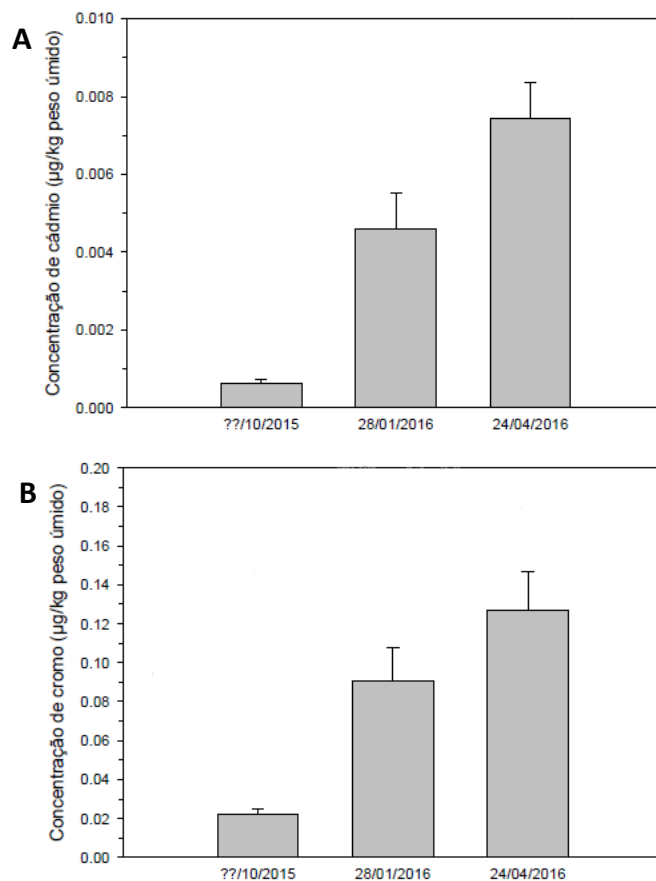
Além disso, os resultados dessa primeira expedição indicaram a existência de contaminação por metais fora da área de proibição estabelecida pela Justiça Federal, especificamente nas áreas de Barra Nova – São Mateus (ES) e banco de Abrolhos ao norte e UCs APA Costa das Algas e RVS de Santa Cruz ao sul (ICMBio, 2016a; b; c; e). Desse modo, no dia 15 de abril de 2016, a Anvisa publicou uma resolução (RE nº 989) que determinou a proibição da comercialização, distribuição e armazenamento do pescado oriundo da atividade pesqueira desenvolvida no mar da região, estabelecendo, dentro da área de proibição de pesca, as áreas das APA Costa das Algas e RVS Santa Cruz até a obtenção de resultados mais conclusivos sobre a origem e impacto dos metais encontrados no pescado (ICMBio, 2016b; c; e).

Uma vez que a pluma de rejeitos continuou a fluir pelo rio Doce, e devido à dinâmica do ambiente marinho na foz do rio Doce contribuir para o aumento na distribuição do sedimento na região costeira, o monitoramento da pluma seguiu sendo realizado. Os resultados apresentados em relatório subsequente, referente a amostragens realizadas no período de 19 a 27 de abril de 2016, permitiram identificar a presença de cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb), arsênio (As), ferro (Fe) e manganês (Mn) em 36%, 79%, 92%, 63%, 40%, 99,6% e 98%, respectivamente, das 493 amostras de pescado (peixes e camarões) analisadas. Porém, quando comparados aos limites estabelecidos pela Resolução RDC nº 42 (ANVISA, 2013; Tabela 1) apenas 4 amostras apresentaram concentrações de arsênio (As) superiores às estabelecidas pela legislação sendo, duas amostras de ovela, uma amostra de pescada e uma amostra de camarão-branco, o que corresponde a 0,8% do total de amostras analisadas.

Com relação à concentração de chumbo, apenas uma amostra de camarão-rosa foi identificada em não conformidade em relação à legislação, o que representa apenas 0,2% do total de amostras de pescado analisadas (FAURG, 2016a).

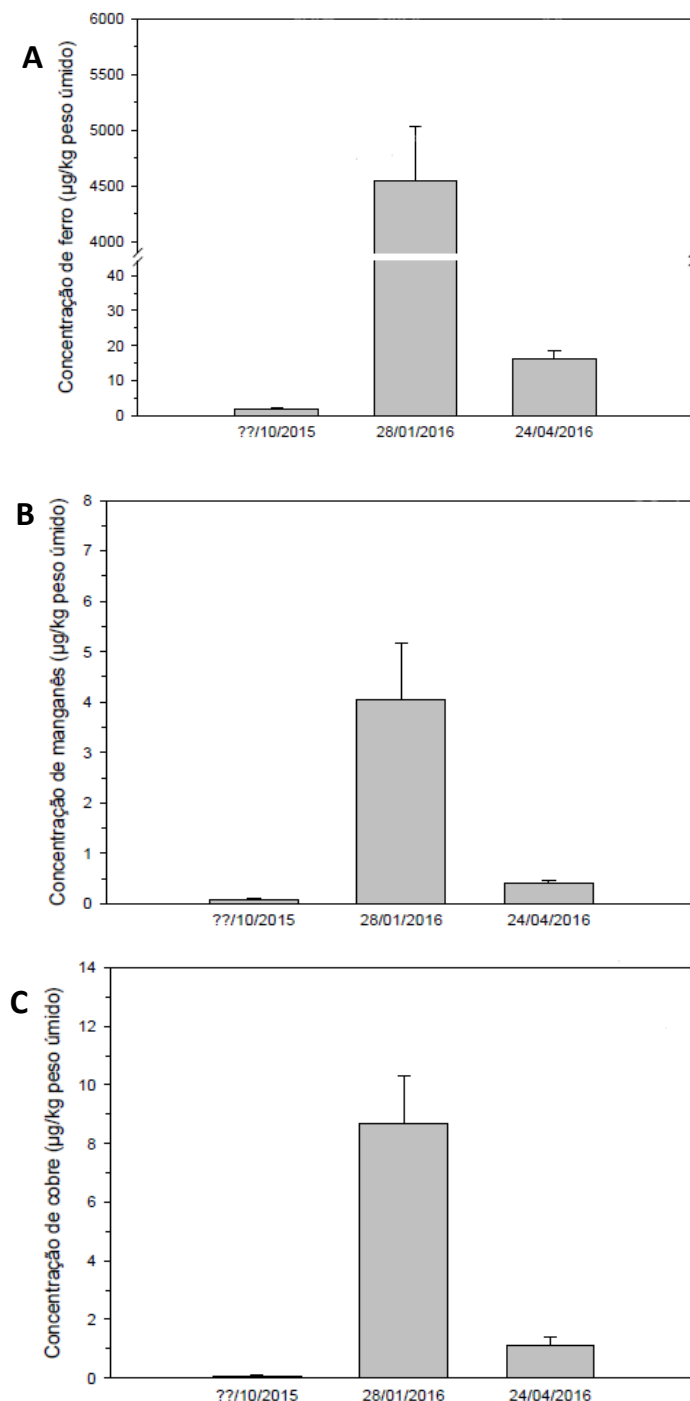
Por sua vez, a análise do relatório comparativo divulgado pela FAURG (2016b), o qual inclui dados de amostras obtidas de uma coleta realizada antes do desastre (outubro de 2015) e duas outras coletas realizadas após a ocorrência deste (abril e junho de 2016), permitiu identificar padrões distintos de bioacumulação de metais e semimetais nas amostras musculares de peixes (pescada, pescadinha, pescadão, pescada-foguete e oveva), comumente denominadas pescadas. Para os elementos cádmio (Cd) e cromo (Cr) houve um aumento significativo nas concentrações destes ao longo do tempo (Figura 6). Para ferro (Fe), manganês (Mn) e cobre (Cu) houve aumento significativo na primeira coleta após o desastre (28/01/2016), seguido da diminuição nas concentrações obtidas na segunda coleta após o desastre (24/04/2016), porém ainda em concentrações maiores que as encontradas para os peixes coletados antes da chegada da lama (outubro de 2015) (Figura 7). Para chumbo (Pb), não foram observadas alterações entre as concentrações estabelecidas antes e após a ocorrência do desastre (Figura 8) (FAURG, 2016b).

Figura 6 – Gráfico comparativo das médias das concentrações ($\mu\text{g/kg}$ peso úmido) dos elementos cádmio (A) e cromo (B) determinadas em amostras de peixes (pescada, pescadinha, pescadão, pescada-foguete e oveva) coletados em diferentes pontos da região marinha-estuarina do estado do Espírito Santo antes (outubro de 2015) e após (28/01/2016 e 24/04/2016) a chegada da pluma de sedimentos provenientes do desastre.



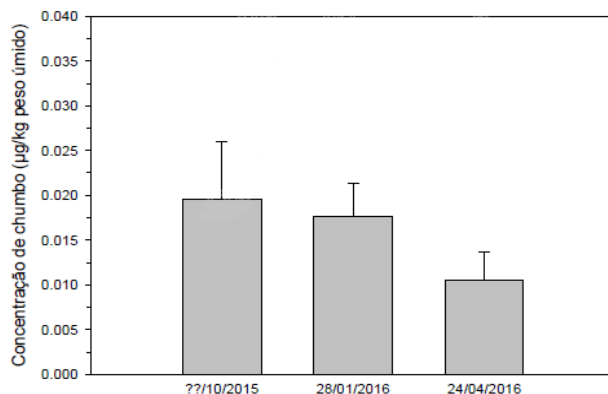
Fonte: FAURG (2016b).

Figura 7 – Gráfico comparativo das médias das concentrações ($\mu\text{g/kg}$ peso úmido) dos elementos ferro (A), manganês (B) e cobre (C) determinadas em amostras de peixes (pescada, pescadinha, pescadão, pescada-foguete e ovea) coletados em diferentes pontos da região marinha-estuarina do estado do Espírito Santo antes (outubro de 2015) e após (28/01/2016 e 24/04/2016) a chegada da pluma de sedimentos provenientes do desastre.



Fonte: FAURG (2016b).

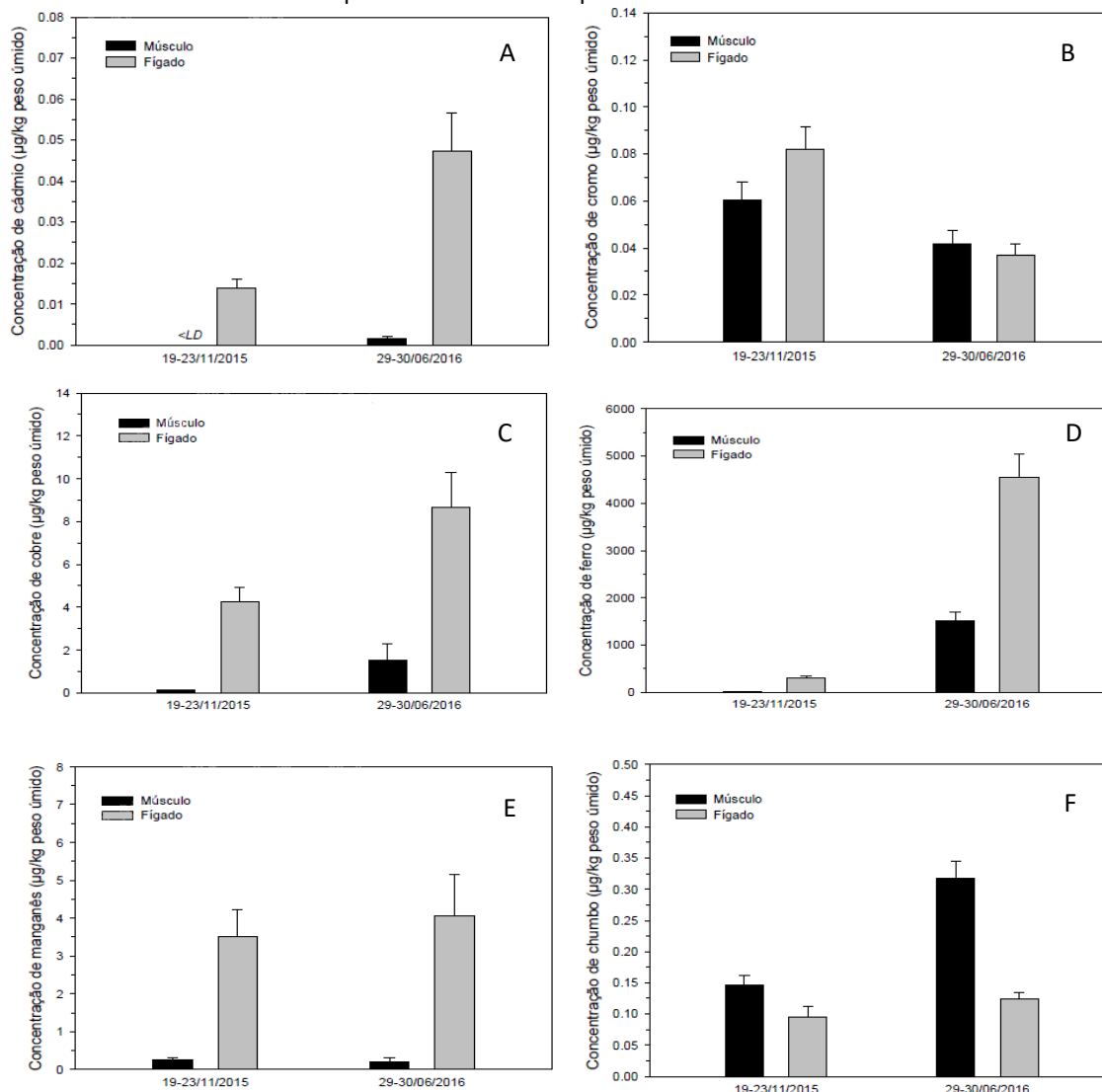
Figura 8 – Gráfico comparativo das médias das concentrações ($\mu\text{g/kg}$ peso úmido) do elemento chumbo determinadas em amostras de peixes (pescada, pescadinha, pescadão, pescada-foguete e oveva) coletados em diferentes pontos da região marinha-estuarina do estado do Espírito Santo antes (outubro de 2015) e após (28/01/2016 e 24/04/2016) a chegada da pluma de sedimentos provenientes do desastre.



Fonte: FAURG (2016b).

Para as outras espécies de peixes (*Eucinostomus argenteus*, *Eucinostomus melanopterus*, *Pachyurus adspersus*, *Caranx latus*, *Eugerres brasiliensis*, *Cathorops spixii*, *Genidens genidens*, *Pachyurus adspersus*, *Pomadourus ramosus*, *Bairdiella ronchus*, *Pimelodus maculatus*, *Callichthys callichthys*, *Mugil liza*, *Mugil curema*, *Oligoplites saliens*, *Cynoscion sp.*, *Micropogonias furnieri* e *Centropomus parallelus*), coletadas entre 19 e 23/11/2015 e 20 e 30/06/2016, e que tiveram tanto músculo quanto fígado analisados, houve, de forma geral, um aumento significativo nas concentrações de metais e semimetais, em ambos os tecidos analisados, após o desastre quando comparadas àquelas obtidas antes deste (Figura 9) (FAURG, 2016b).

Figura 9 – Gráfico comparativo das médias das concentrações ($\mu\text{g/kg}$ peso úmido) dos elementos cádmio (A), cromo (B), cobre (C), ferro (D), manganês (E) e chumbo (F) determinadas em amostras de músculo (barra preta) e fígado (barra cinza) de peixes de diferentes espécies coletados em diferentes pontos da região marinha-estuarina do estado do Espírito Santo antes (19 a 23/11/2015) e após (20 a 30/06/2016) a chegada da pluma de sedimentos provenientes do desastre.



Fonte: FAURG (2016b).

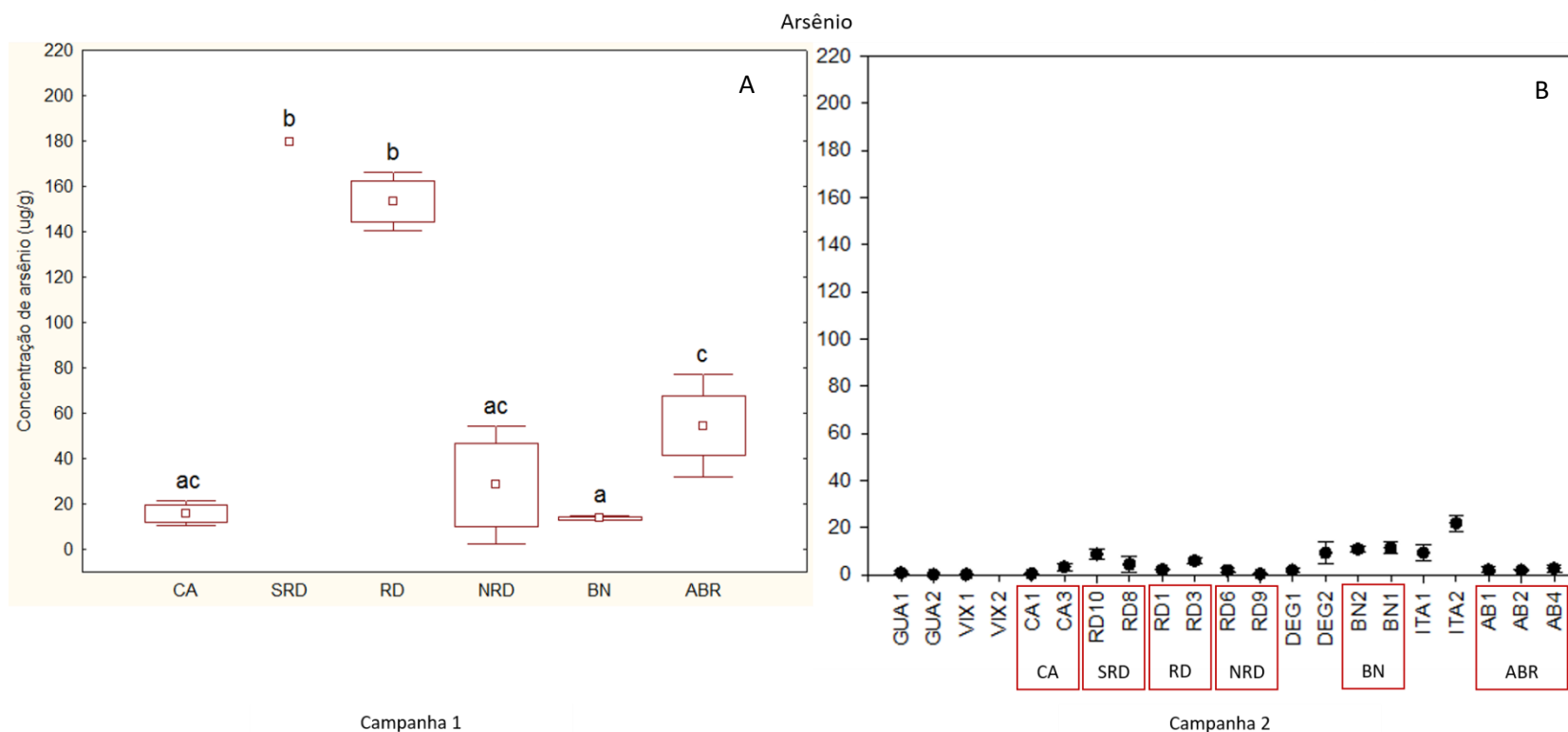
O impacto da chegada da pluma de rejeitos também pôde ser avaliado por meio da identificação de bioacumulação e alterações fisiológicas (peroxidação lipídica) em invertebrados (zooplâncton e corais), os quais também foram coletados ao longo do litoral norte do Espírito Santo e sul da Bahia, incluindo a área de preservação ambiental de Abrolhos. Para isso, o zooplâncton foi selecionado como bioindicador, pois, além de constituir a base da cadeia alimentar, onde é responsável pela produção secundária, foi o único grupo encontrado em todos os pontos de coleta (exceto o ponto RD8, onde não houve coleta por problemas técnicos (Tabela 7; Figura 5). Para a região de Abrolhos, além das amostras de zooplâncton, foram analisadas amostras do hidrocoral *Millepora alcicornis*, devido sua representatividade no local (FAURG, 2016a; ICMBio, 2016d). É importante indicar que, para melhor

visualização dos resultados das amostragens de zooplâncton realizadas na campanha 1, os autores agruparam os dados dos pontos de coleta da seguinte forma: pontos a leste da foz (RD1 e RD3) - RD; pontos ao sul da (RD8 e RD10) – SRD; ao norte da foz (RD6 e RD9) – NRD; Costa das Algas – CA, Barra Norte (BN) e Abrolhos (ABR). Na campanha 2 foram inseridos novos pontos: Vitória (VIX); Itaúnas (ITA); Degredo (DEG) e Guarapari (GUA). Sendo assim, foi possível avaliar apenas 13 pontos comparativamente.

Os resultados de bioacumulação de metais e semimetais [arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e chumbo (Pb)] obtidos de amostras de zooplâncton, coletadas na campanha 1, mostraram que a maior concentração desses elementos ocorreu nos organismos coletados na foz do rio Doce e adjacências (RD), seguindo um gradiente decrescente de bioacumulação em direção ao sul (SRD e/ou CA) e ao norte (NRD) (Figura 10A até Figura 16A). Os elementos cobre (Cu; Figura 13), chumbo (Pb; Figura 14) e cádmio (Cd; Figura 15) apresentaram concentrações distribuídas mais uniformemente, exceto em amostras de zooplâncton obtidas nos pontos BN e ABR, os quais apresentaram elevados níveis de chumbo (Pb; Figura 14). O padrão espacial de acumulação corporal em zooplâncton coincide com o padrão espacial dos níveis de contaminação da água, observado para todos os metais analisados, à exceção do cobre (Cu). No que se refere à área de Abrolhos, foram encontrados níveis elevados de bioacumulação de alguns metais, especialmente ferro (Fe), chumbo (Pb) e cádmio (Cd), com destaque para a presença de um marcado gradiente de bioacumulação de cádmio (Cd) entre os pontos de coleta naquela região, com o maior valor sendo observado nas amostras de zooplâncton coletadas na face norte do banco de Abrolhos (FAURG, 2016a; ICMBio, 2016a; b; d; e; f).

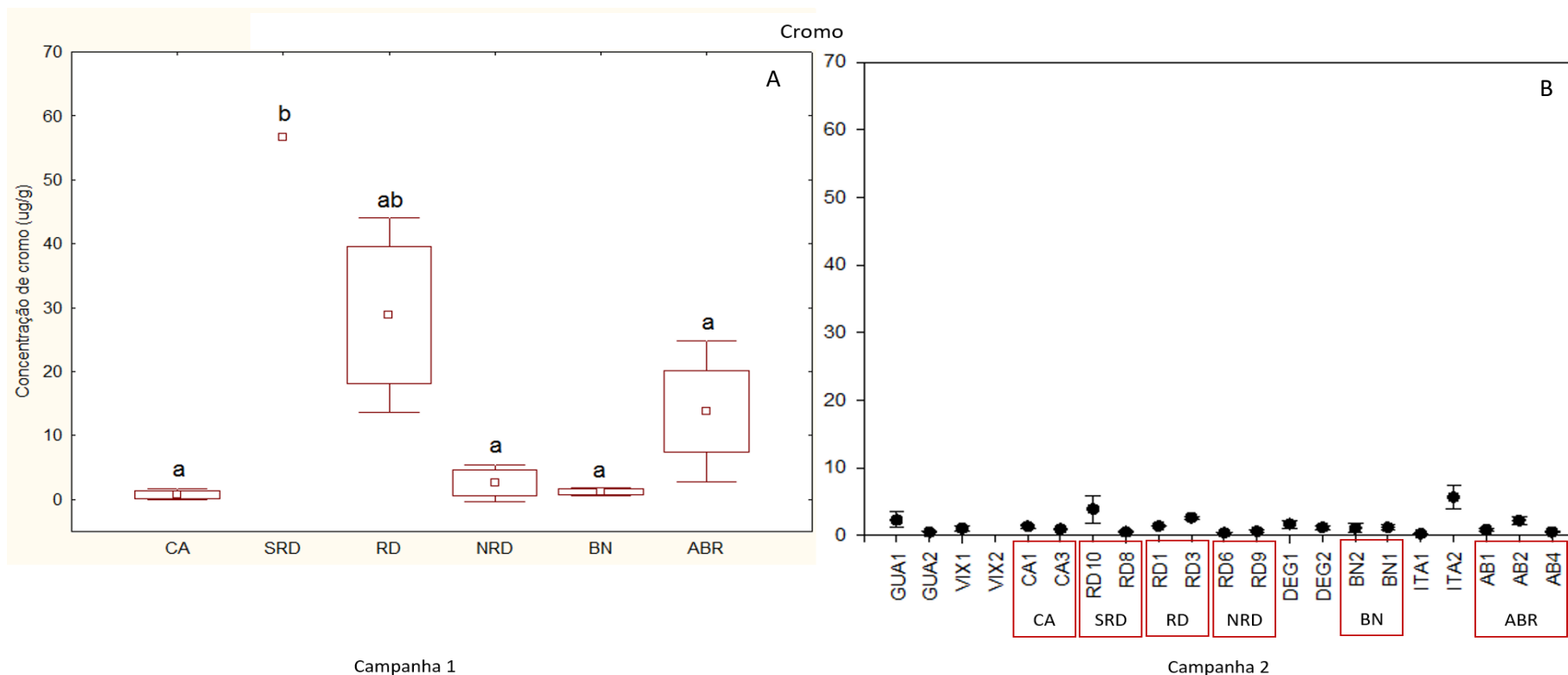
Quando os resultados de bioacumulação determinados em zooplâncton obtidos na campanha 2 foram comparados com os obtidos na campanha 1, foi possível identificar uma redução significativa nas concentrações de arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), manganês (Mn), cobre (Cu) e chumbo (Pb), especialmente nos organismos obtidos na região da foz do rio Doce (Figura 10B a Figura 16B). Por outro lado, houve um aumento significativo nas concentrações de ferro (Fe) nas amostras de zooplâncton de todos os pontos de coleta (Figura 16B) (FAURG, 2016a; ICMBio, 2016a; d).

Figura 10 – Concentração corporal de arsênio ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido sul-norte: A) Campanha 1 - dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). B) Campanha 2 - os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a campanha 1.



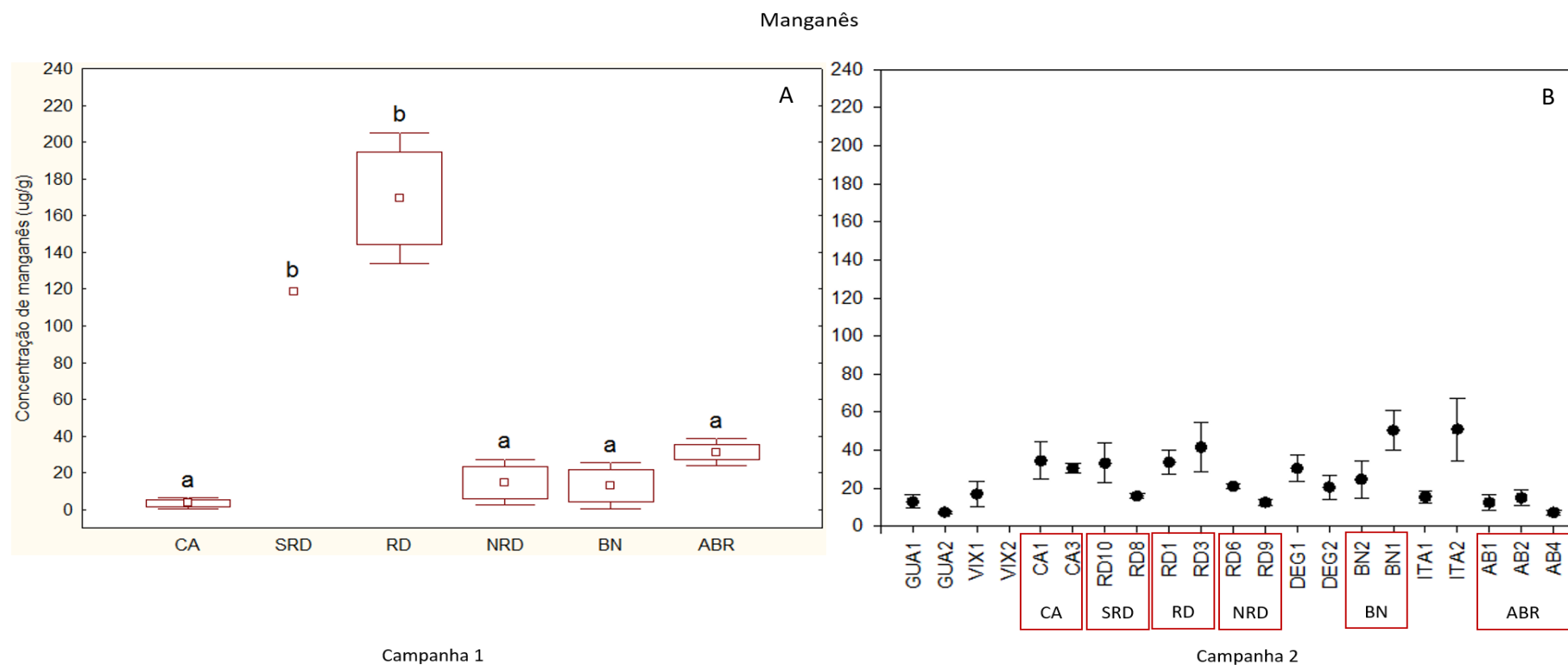
Fonte: Modificado de FAURG (2016) e ICMBio (2016d).

Figura 11 – Concentração corporal de cromo ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido sul-norte: A) Campanha 1 - dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). B) Campanha 2 - os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a campanha 1.



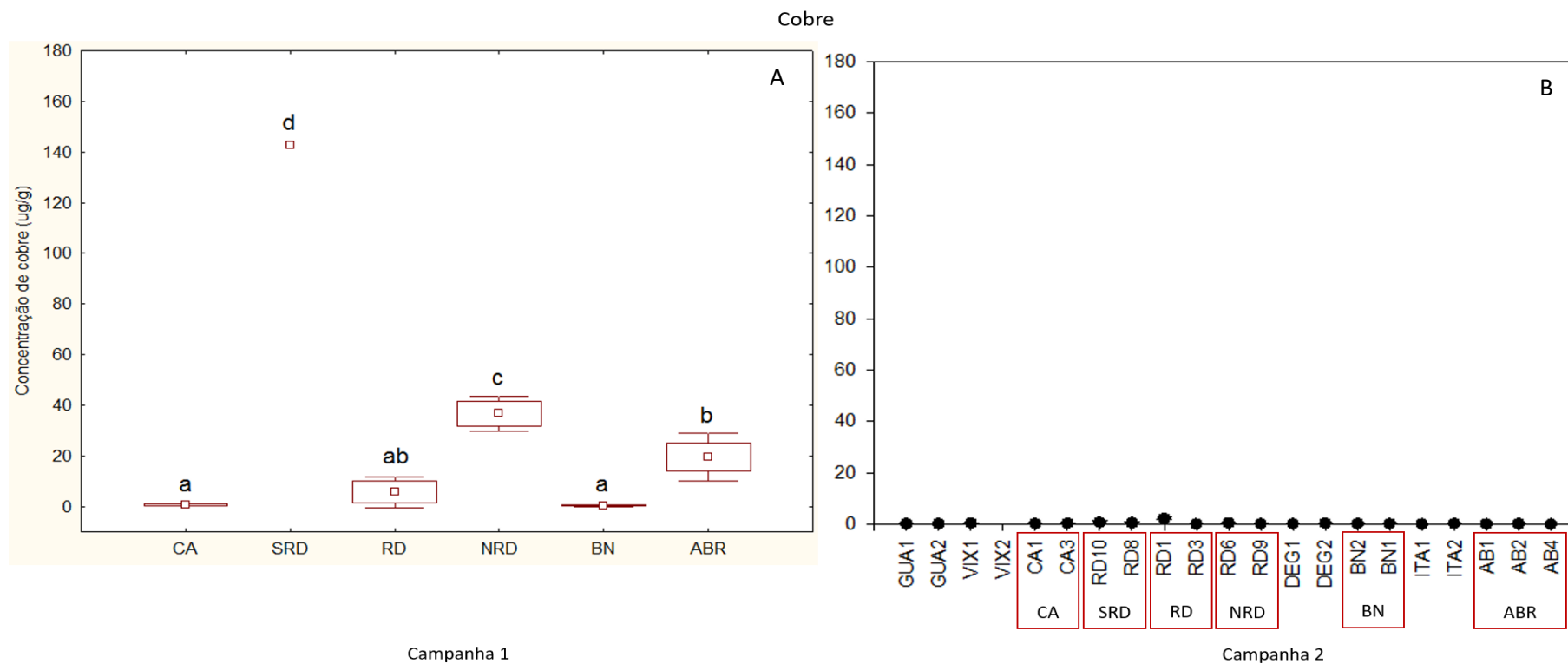
Fonte: Modificado de FAURG (2016) e ICMBio (2016d).

Figura 12 – Concentração corporal de manganês ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido sul-norte: A) Campanha 1 - dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). B) Campanha 2 - os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a campanha 1.



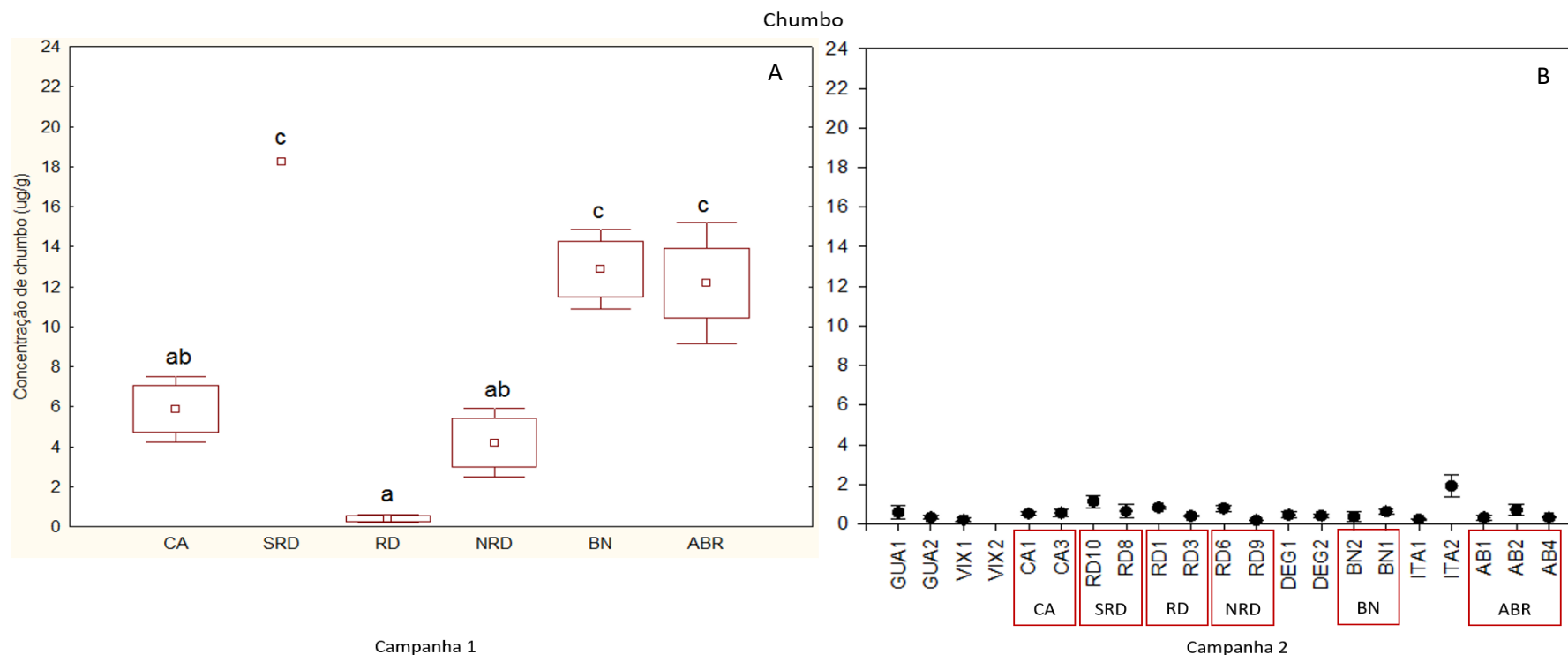
Fonte: Modificado de FAURG (2016) e ICMBio (2016d).

Figura 13 – Concentração corporal de cobre ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido sul-norte: A) Campanha 1 - dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). B) Campanha 2 - os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a campanha 1.



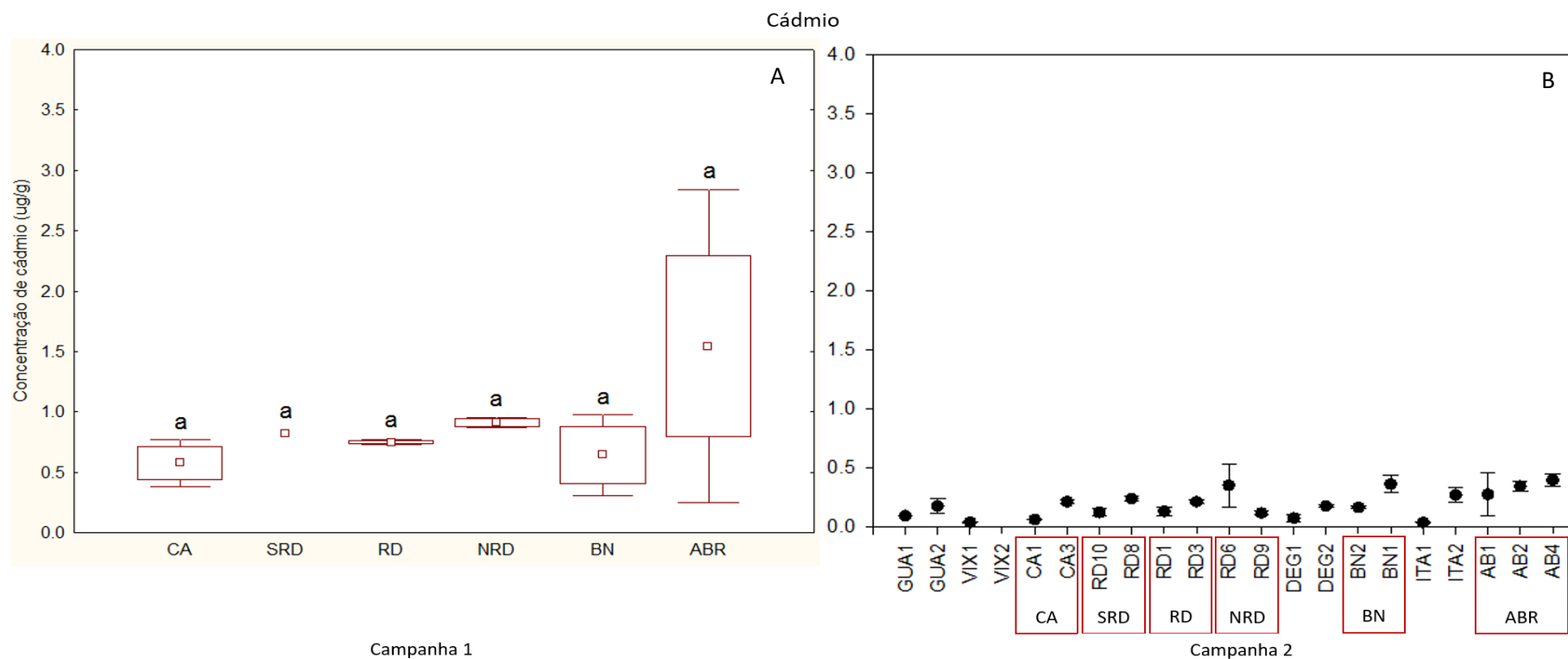
Fonte: Modificado de FAURG (2016) e ICMBio (2016d).

Figura 14 – Concentração corporal de chumbo ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido sul-norte: A) Campanha 1 - dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). B) Campanha 2 - os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a campanha 1.



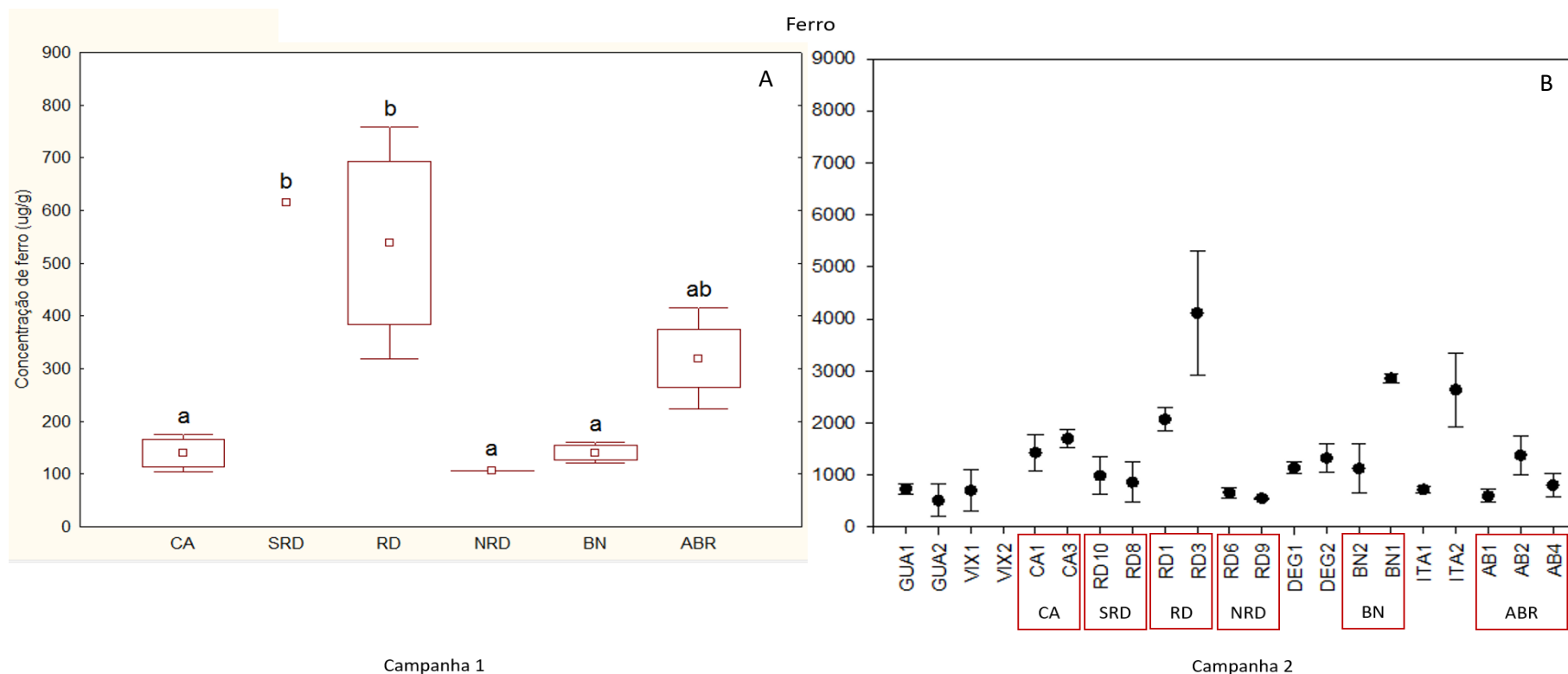
Fonte: Modificado de FAURG (2016) e ICMBio (2016d).

Figura 15 – Concentração corporal de cádmio ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido sul-norte: A) Campanha 1 - dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). B) Campanha 2 - os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a campanha 1.



Fonte: Modificado de FAURG (2016) e ICMBio (2016d).

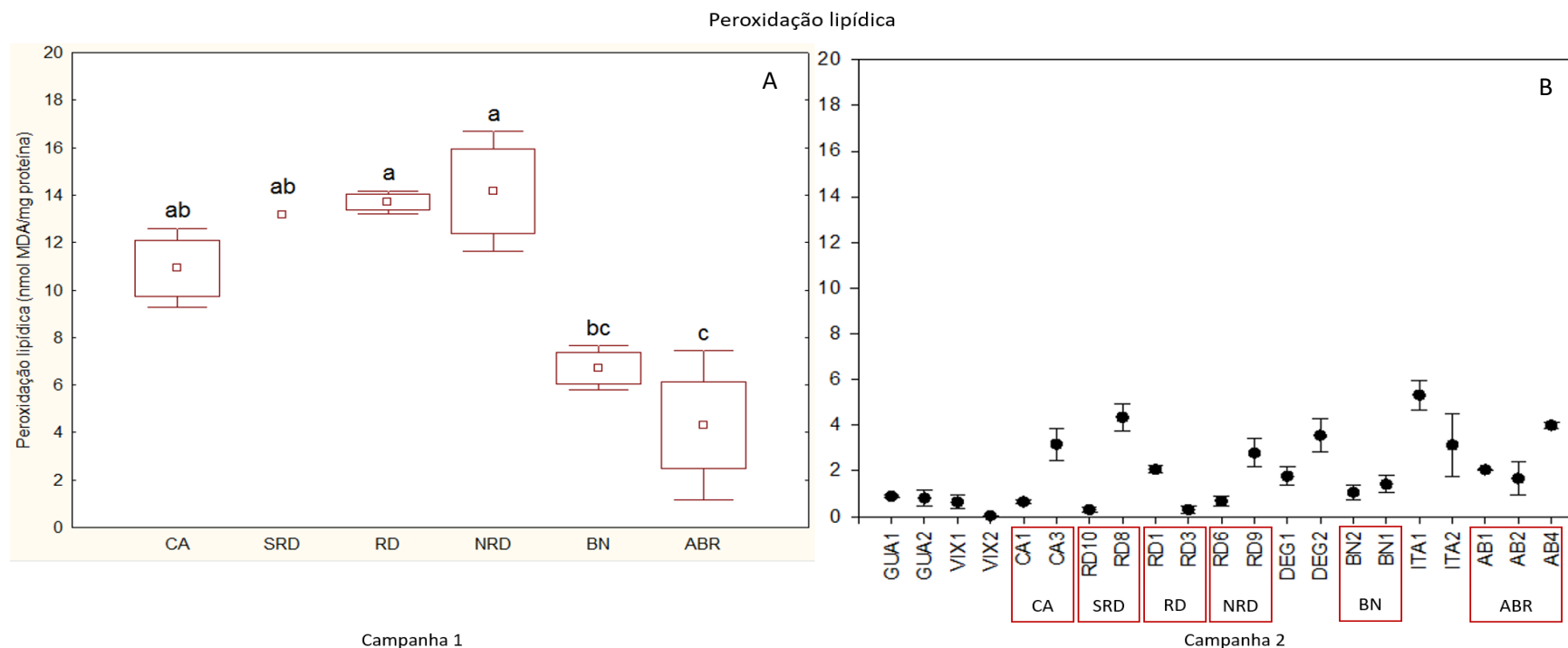
Figura 16 – Concentração corporal de ferro ($\mu\text{g/g}$ peso úmido) nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido sul-norte: A) Campanha 1 - dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). B) Campanha 2 - os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a campanha 1.



Fonte: Modificado de FAURG (2016) e ICMBio (2016d).

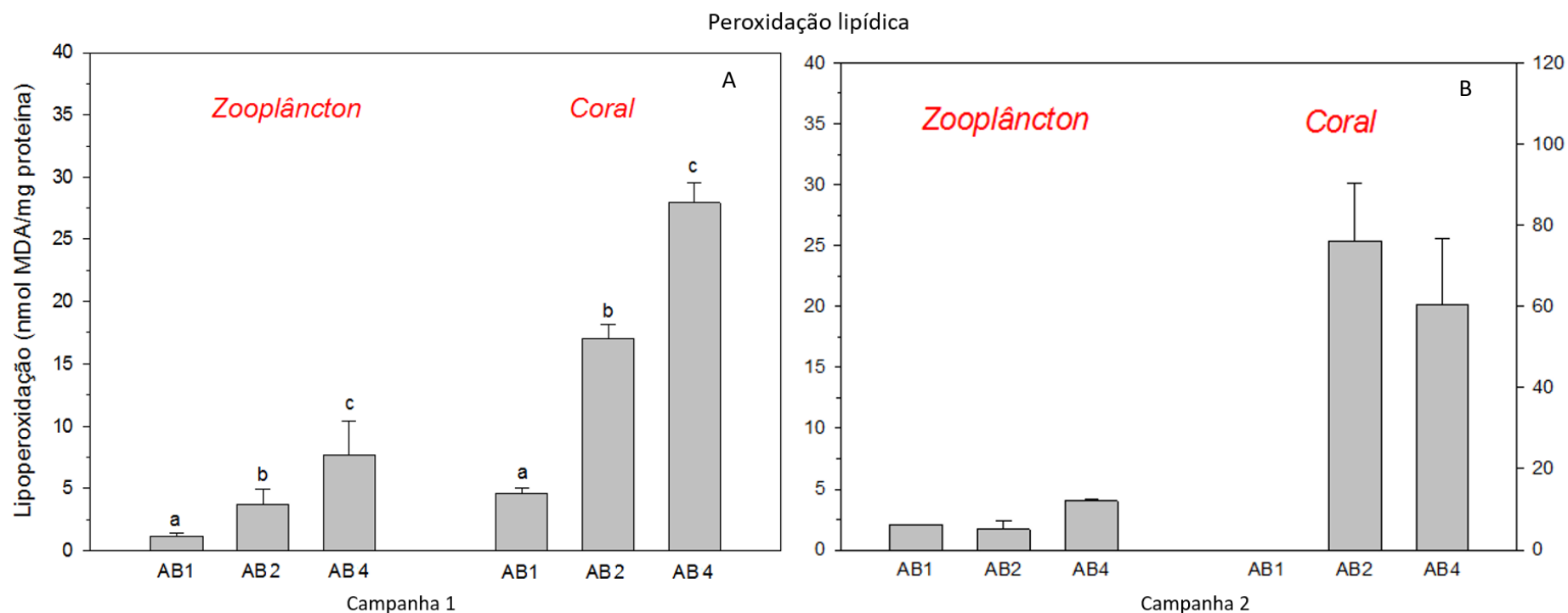
Do mesmo modo como descrito para o padrão espacial de bioacumulação, houve aumento nos níveis de estresse oxidativo (ou peroxidação lipídica) nas amostras de zooplâncton (Figura 17A e Figura 18A) e corais (*Millepora alcicornis*; Figura 18A) coletadas na campanha 1 e redução da resposta desse biomarcador nas amostras desses mesmos organismos coletados na campanha 2 (Figura 17B; Figura 18B, respectivamente), coincidindo com o padrão espacial de contaminação observado para as amostras de água, exceto para a região de Abrolhos. Segundo os pesquisadores, nessa região, embora os níveis de peroxidação lipídica tenham sido muito semelhantes entre as duas campanhas realizadas, na campanha 2 houve um aumento nos valores médios desse biomarcador em comparação aos valores médios obtidos na campanha 1. Dessa forma, além de confirmarem a influência da pluma sobre a biota aquática local, esses resultados indicam que os metais e semimetais estão disponíveis para assimilação, e que o estresse oxidativo nesses organismos está associado, ao menos em parte, aos níveis de contaminação da água. Assim, reforça-se a necessidade da manutenção do monitoramento dos efeitos da pluma de sedimentos sobre os organismos marinho-estuarinos, em especial da região de Abrolhos (FAURG, 2016a; ICMBio, 2016a; b; d; e; f).

Figura 17 – Nível corporal de peroxidação lipídica nas amostras de zooplâncton. Os pontos são apresentados da esquerda para a direita, sentido sul-norte: a) Campanha 1 - dados expressos como média (quadrado menor) $\pm$ desvio padrão (barras verticais) e erro padrão (quadrado maior). b) Campanha 2 - os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão. Retângulos vermelhos indicam o agrupamento de pontos que podem ser comparados com a campanha 1.



Fonte: Modificado de FAURG (2016) e ICMBio (2016d).

Figura 18 – Nível corporal de lipoperoxidação nas amostras de zooplâncton e hidrocoral (*Millepora alcicornis*) dos pontos de coleta na área de Abrolhos. Os dados são expressos como média $\pm$ erro padrão.



Fonte: Modificado de FAURG (2016) e ICMBio (2016d).

CONCLUSÕES PRELIMINARES

Embora o impacto visual do desastre esteja diminuindo, os resultados apresentados pelos diferentes estudos aqui compilados confirmaram a importante mobilização e contribuição da pluma de rejeitos na contaminação das águas e biota local por metais e semimetais, sejam eles direta ou indiretamente associados a atividade de mineração. Além disso, embora haja indicação de que o material que estava em suspensão esteja se depositando e se acumulando no fundo, junto ao sedimento, é sabido que ele pode ser ressuspenso e disponibilizado na coluna d'água desencadeando, conseqüentemente, por um longo período, alterações significativas na qualidade da água, biogeoquímica de sedimentos, bioacumulação e efeitos de toxicidade para a biota local e até mesmo para a população humana. Assim, enquanto não houver certeza sobre a estabilização deste material, tanto na calha do rio Doce quanto na região marinha-estuarina, não será possível mensurar o comprometimento desses ambientes, e conseqüentemente, da biota associada a eles. Nesse sentido, ressalta-se a importância da realização do monitoramento ambiental para que se possa conhecer, exatamente, a composição e os efeitos do rejeito e fazer uma previsão sobre o tempo de depuração e de recuperação do ambiente atingido. Além disso, somente por meio de estudos ecotoxicológicos é que será possível identificar o nível de relação entre as concentrações de elementos inorgânicos (especificamente metais e metaloides) encontrados nos diferentes organismos e a pluma de lama de rejeitos, bem como, determinar os efeitos da pluma à biodiversidade local além de obter informações essenciais sobre a contaminação desses organismos e se os mesmos podem ou não ser utilizados para consumo humano.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, C. A. **Estudo ecotoxicológico no trecho médio da Bacia do Rio Doce** – MG. 2003. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003. 219p.

ANDRADE, M. T.; VEADOR, M. A. R. V.; MENEZES, M. A. B. C.; ALÍPIO, V. C. Análise da concentração de metais pesados no rio Piracicaba, Minas Gerais. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 30, 2010, São Carlos. **Anais...** São Carlos, 2010. p. 1-15. Disponível em: <www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2010_TN_STO_113_739_16250.pdf>. Acesso em: 3 de maio de 2017.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Resolução - RDC nº 42**, de 29 de agosto de 2013. Dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos, 2013. 11p.

ARANTES, I. A.; PINTO, M. T. C.; MANGABEIRA, P. A.; GRENIER-LOUSTALOT, M. F.; VEADO, M. A. R. V.; OLIVEIRA, A. H. Mercury concentration in fish from Piracicaba River (Minas Gerais, Brazil). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 156, p. 119-130, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **Classificação de Resíduos Sólidos**. NBR 10.004: 2004. Rio de Janeiro. 2004.

BRANDT MEIO AMBIENTE - SAMARCO. **Relatório do resgate de carcaças de peixes ao longo do rio Doce**. Mariana, MG: Brandt, 2016. 47p.

DENOBILE, M. **Estudo da ocorrência de compostos arseniais, mercuriais e de selênio em cações comercializados na cidade de São Paulo**. 2007. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Toxicologia e Análises Toxicológicas da USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. 166p.

DIRETORIA DE PREVENÇÃO E EMERGÊNCIA AMBIENTAL (DEAMB), SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (SEMAD) e SISTEMA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SISEMA). **Relatório Técnico nº 11/2016**. Mortandade de peixes na Bacia do Rio Doce após rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues (Mariana/MG), em 05/11/2015, Ref. DO1-DOC-05112015. 2016. 71p.

FELIPPE, M. F.; COSTA, A.; FRANCO, R.; MATOS, R. A Tragédia Do Rio Doce: A Lama, O Povo e a Água. Relatório de campo e Interpretações preliminares sobre as consequências do rompimento da Barragem de Rejeitos de Fundão (Samarco/Vale/BHP). **Geografias** - Edição Especial - Vale do Rio Doce: formação geo-histórica e questões atuais, p. 63-94, 2016.

FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F.; RANIERI, B. D.; COELHO, M. S.; DALES, K.; BOESCHE, N.; BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F. A.; CARVALHO, D. C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI JR, P. M.; MILLAN, V. E. G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J. L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S. P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B.; Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza e Conservação**, v. 14, p. 35-45, 2016.

FROESE, R.; PAULY, D. (Ed.). FishBase. WorldWide web eletronic publication. Version (06/2017). Disponível em: <www.fishbase.org>. Acesso em: 02 de outubro de 2017.

GOLDER ASSOCIATES BRASIL CONSULTORIA E PROJETOS LTDA. **Memorando Técnico MT-253_159-515-2282**. Concentração de metais em água, sedimentos, tecido de peixes e organismos aquáticos coletados na região marinha e estuarina da foz do rio Doce. Março, 2016a.

_____. **Memorando Técnico MT-023_159-515-2282_01-B**. Rompimento da Barragem de Fundão – Caracterização Geoquímica de Rejeitos de Fonte e de Rejeitos Depositados (Base de Dados Secundária). Abril, 2016b.

_____. **Relatório Técnico RT-023_159-515-2282_00-J**. Avaliação dos Impactos no Meio Físico Resultantes do Rompimento da Barragem de Fundão. Julho, 2016c.

GRUPO INDEPENDENTE PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL (GIAIA). **Relatório técnico de determinação de metais na bacia do rio Doce** (Período: dezembro-2015 a abril-2016). 2016. 71p.

GUERRA, M. B. B.; TEANEY, B. T.; MOUNT, B. J.; ASUNSKIS, D. J.; JORDAN, B. T.; BARKER, R. J.; SANTOS, E. E.; SCHAEFER, C. E. G. R. Post-catastrophe analysis of the Fundão Tailings Dam Failure in the Doce River System, Southeast Brazil: Potentially Toxic Elements in Affected Soils. **Water, Air and Soil Pollution**, p. 228 – 252. 2017.

HATJE, V.; PEDREIRA, R. M. A.; REZENDE, C. E.; SCHETTINI, C. A. F.; SOUZA, G. C.; MARIN, D. C.; HACKSPACHER, P. C. The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. **Nature: Scientific Reports**, v. 7, n. 10706, p. 1-13, 2017. DOI:10.1038/s41598-017-11143-x 1.

HORA, A. M.; DIAS, C. A.; GUEDES, G. R.; COSTA, A. S. V.; JUNIOR, M. J. F. **Da exploração econômica da bacia hidrográfica do Rio Doce ao atual processo de degradação de seus recursos naturais**. In.: TERRITÓRIO, MOBILIDADE POPULACIONAL E AMBIENTE, p. 213-234, 2012. Disponível em http://gilvanguedes.com/wp-content/uploads/2016/09/hora_et_al_2012_livro_tmpa_cap9.pdf. Acesso em 20 de setembro de 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Laudo Técnico Preliminar dos impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais.** 2015. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/phocadownload/noticias_ambientais/laudo_tecnico_preliminar.pdf. Acesso em: 11 de janeiro de 2016.

_____. **Parecer técnico sobre os resultados obtidos das coletas de amostras de água, na região da foz do rio Doce, no período de 22/11/15 a 01/01/16.** 2016. 22p.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). **Nota técnica nº 24/2015/CEPTA/DIBIO/ICMBIO.** Consequências parciais na biodiversidade aquática da bacia do rio Doce, provocadas pelo rompimento da barragem de rejeitos de mineração da SAMARCO Mineradora S.A. no município de Mariana, MG. Ministério do Meio Ambiente. Pirassununga, SP, 2015. 10p.

_____. **Relatório de 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** (28 de abril de 2016). Equipe de Pesquisa Universidade Federal do Rio Grande – FURG/Coral Vivo. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF, 28 de abril. 2016. 62p.

INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS (IEF). **Portaria nº 40**, de 11 de maio de 2017, Belo Horizonte – MG. 2017. Disponível em <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=44320>. Acesso em 16 de outubro de 2017.

INSTITUTOS LACTEC. **Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na Bacia do rio Doce.** Relatório de Linha-Base: Volume I – Meio Físico, Curitiba, Paraná, Brasil. Outubro, 2017a. 1376p.

_____. **Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na Bacia do rio Doce.** Relatório de Linha-Base: Volume II – Meio Biótico e Bens Arqueológicos e Culturais, Curitiba, Paraná, Brasil. Outubro, 2017b. 711p.

JORDÃO, C. P.; PEREIRA, J. C.; BRUNE, W.; PEREIRA, J. L.; BRAATHEN, P. C. Heavy metal dispersion from industrial wastes in the Vale do Aço, Minas Gerais, Brazil. **Environmental Technology**, v. 17, p. 489-500, 1996.

JUNCÁ, F. A.; PAVAN, D.; JESUS, T.B.; ETEROVICK, P. Girinos como bioindicadores da qualidade da água do rio Doce. **Relatório Final Greenpeace**, junho, 2017. 33p.

LEONARDO, F.; IZOTON, J.; VALIM, H. CREADO, E. TRIGUEIRO, A. SILVA, B. DUARTE, L. SANTANA. N. Rompimento da barragem de Fundão (SAMARCO/VALE/BHP BILLITON) e os efeitos do desastre na foz do Rio Doce, distritos de Regência e Povoação, Linhares (ES). **Relatório de pesquisa**. Vitória: GEPEDES. 2017. 114p.

MAIA, F. F. **Elementos traços em sedimentos e qualidade da água de rios afetados pelo rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, MG**. 2017. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2017. 57p.

MORAIS, A. C. T. **Concentração de metais pesados em peixes teleósteos do Rio Piracicaba, Minas Gerais, Brasil**. 2009. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Biologia Animal da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2009. 108p.

ORGANON, Núcleo de Estudo, Pesquisa e Extensão em Mobilizações Sociais. Impactos socioambientais no Espírito Santo da ruptura da barragem de rejeitos da Samarco - **Relatório preliminar**. Novembro/dezembro, 2015. 105p.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A ALIMENTAÇÃO E A AGRICULTURA/ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (FAO/OMS). **Codex Alimentarius Commission: Food standards programme codex committee on contaminants in foods**. In: 10th session, Rotterdam, March, 2016. Disponível: 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: 10 de outubro de 2017.

PALMIERI, H. E. L.; LEONEL, L. V. Determination of methylmercury in fish tissue by gas chromatography with microwave-induced plasma atomic emission spectrometry after derivatization with sodium tetraphenylborate. **Fresenius Journal of Analytical Chemistry**, v. 366, p. 466-469, 2000.

PALMIERI, H. E. L. **Distribuição, especiação e transferência de Hg e As para a biota em áreas do sudeste do Quadrilátero Ferrífero, MG**. 2006. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais do Departamento de Geologia da Escola de Minas, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2006. 193p.

PEREIRA, A. A.; VAN HATTUM, B.; BROUWER, A.; VAN BODEGOM, P. M.; REZENDE, C. E.; SALOMONS, W. Effects of iron-ore mining and processing on metal bioavailability in a tropical coastal lagoon. **Journal of Soils and Sediments**, v. 8, p. 239–252, 2008.

PIRES, J. M. M.; LENA, J. C.; MACHADO, C. C.; PEREIRA, R. S. Potencial poluidor de resíduo sólido da Samarco Mineração: estudo de caso da barragem de Germano. **Revista Árvore**, v. 27, n. 3, p. 393-397, 2003.

POEMAS - Grupo Política, Economia, Mineração, Ambiente e Sociedade. Antes fosse mais leve a carga: avaliação dos aspectos econômicos, políticos e sociais do desastre da Samarco/Vale/BHP em Mariana (MG). **Relatório Final**. 2015. 103p.

QUEIROZ, M. T. A. **Bioacumulação de metais pesados no rio Piracicaba, Minas Gerais, aplicando a análise por ativação neurotrônica instrumental**. 2006. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Industrial do Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, UNILESTE, MG, Coronel Fabriciano, 2006. 105p.

RAMOS, W. E. S. **Contaminação por mercúrio e arsênio em Ribeirões do Quadrilátero Ferrífero – MG, em área de mineração e atividades garimpeiras**. 2005. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-graduação em Agroquímica da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2005. 122p.

SAMARCO. **Esclarecimentos sobre a água do rio Doce e do mar, bioacumulação em peixes e diálogo**. 2016. 9p. Disponível em http://samarco.com/wp-content/uploads/2016/06/Paper_Agua_23-06.pdf. Acesso em: 29 de setembro de 2017.

SARTORI, É.; COSTA, L. H. V.; SOUZA, D. L.; RANGEL, T. P.; ALMEIDA, D. Q. R.; REZENDE, C. E.; VERGILIO, C. S. Comparação entre matrizes ambientais (água e sedimento) como fonte de contaminação por metais para peixes. In: XXI Encontro Latino Americano de Iniciação Científica, XVII Encontro Latino Americano de Pós-Graduação e VII Encontro de Iniciação à Docência, Universidade do Vale do Paraíba, **Anais...**, São José dos Campos, Brasil, p. 1-6, 2017.

SEGURA, F. R.; NUNES, E. A.; PANIZ, F. P.; PAULELLI, A. C. C.; RODRIGUES, G. B.; BRAGA, G. U. L.; PEDREIRA FILHO, W. R.; BARBOSA JR, F.; CERCHIARO, G.; SILVA, F. F.; BATISTA, B. L. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813 – 825, 2016.

SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; JÚNIOR, R. F.; BARRAL, U. M.; FARNEZI, M. M. M.; VIANA, A. J. S.; ARDISSON, J. D.; FERNANDEZ-OUTON, L. E.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S.; SILVA, L. C. Características químicas, mineralógicas e físicas do material acumulado em terraços fluviais, originado do fluxo de lama proveniente do rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro em Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brasil. **Revista Espinhaço**, v. 5, n. 2, p. 44-53. 2016.

UNIVERSIDADE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (UERJ). **Estudo preliminar sobre a detecção da pluma de sedimentos do Rio Doce sobre o Parque Nacional dos Abrolhos-BA, para o evento de 5-6 de Janeiro 2016.** Rio de Janeiro, RJ, 4 de maio. 2016.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO (UFES). **Resultados parciais das análises realizadas em amostras coletadas na Plataforma Adjacente a Foz do rio Doce: Embarque NOc Vital de Oliveira.** Vitória, fevereiro, 2016a. 17p.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO (UFES). **Relatório Técnico Parcial das análises realizadas em amostras coletadas na Plataforma Adjacente a Foz do rio Doce, APA Costa das Algas e Plataforma de Abrolhos: Embarque Soloncy Moura,** Vitória, abril, 2016b. 24p.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO (UFES). **Monitoramento da Influência da Pluma do Rio Doce após o rompimento da Barragem de Rejeitos em Mariana/MG – Novembro de 2015: Processamento, Interpretação e Consolidação de Dados,** Vitória, 2017. 254p.

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI (UFVJM). **Relatório da contaminação dos peixes capturados na região do médio rio Doce, na microrregião de Governador Valadares, MG.** 2017. 10p.

VARGAS, I. B.; MAINARDI, V. F.; AGUIAR, L. L.; SOUZA, D. L.; PIEDADE, A. E.; RANGEL, T. P.; ALMEIDA, D. Q. R.; MENDONÇA, P. P.; REZENDE, C. E.; DAVID, J. A. O.; VERGILIO, C. S. Potencial mutagênico e genotóxico de peixes expostos ao sedimento do rio doce após o rompimento da barragem. **Revista UNIVAP** – Universidade do Vale do Paraíba, online, Edição Especial - ISSN 2237-1753 - XX Encontro de Iniciação Científica, XVI Encontro de Pós-Graduação, X INIC Jr e VI INID da Universidade do Vale do Paraíba, v. 22, n. 40, p. 1-5, 2016.

VEADO, M. A. R. V.; MENEZES, M. A. B. C.; QUEIROZ, M. A. T.; COSTA, A. A.; LOPES, G. F.; OLIVEIRA, A. H. Nuclear Application in Studies of Environmental Pollution in Brazil. In: 16th Pacific Basin Nuclear Conference (16PBNC), **Anais...**, Aomori, Japan, p. 13-18, 2008. Paper ID P16P1273. Disponível em https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:41018080. Acesso em: 19 de junho de 2017.

VERONEZ, A. C. S.; SALLA, R. V.; BARONI, V. D.; BARCAROLLI, I. F.; BIANCHINI, A.; MARTINEZ, C. B. R.; CHIPPARI-GOMES, A. R. Genetic and biochemical effects induced by iron ore, Fe and Mn exposure in tadpoles of the bullfrog *Lithobates catesbeianus*. **Aquatic Toxicology**, v. 174, p. 101–108, 2016.

VIEIRA, F. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do Rio Doce. **MG Biota**, v. 2, n. 5, p. 5-22, 2009/2010.