

PARECER/LACTEC-MA	Nº 24/2019
Data	19/08/2019

Para	Ministério Público Federal Força Tarefa Rio Doce AC. Paulo Henrique C. Trazzi, Procurador da República Procuradoria da República do Município de Linhares - ES
Assunto	Parecer técnico contaminação e comprometimento dos estoques pesqueiros

Referência: Parecer técnico sobre contaminação e comprometimento dos estoques pesqueiros, em decorrência de alterações nas comunidades dos peixes capturados ao longo da extensão continental, na foz e região marinha adjacente do rio Doce, após a passagem da onda de lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG.

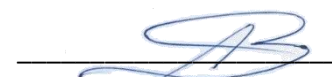
Prezado,

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 assessor técnico no tocante ao rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG. Vimos por meio deste apresentar parecer técnico sobre a contaminação e comprometimento dos estoques pesqueiros, em decorrência de alterações nas comunidades dos peixes capturados ao longo da extensão continental, na foz e região marinha adjacente do rio Doce, após a passagem da onda de lama proveniente do rompimento da barragem. Este parecer visa resumir a nota técnica da ANVISA, bem como, apresentar resultados que possam subsidiar a manutenção da proibição da pesca e, até mesmo, a ampliação da área de restrição. Tal sugestão se baseia tanto na preocupação com a saúde humana, devido a contaminação existente no pescado, quanto com a manutenção dos estoques pesqueiros, uma vez que a estrutura das comunidades ictofaunísticas foram bastante prejudicadas.

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. 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 para apresentação dos resultados obtidos pelo Lactec sobre a contaminação e comprometimento dos estoques pesqueiros, em decorrência de alterações nas comunidades dos peixes capturados ao longo da extensão continental, na foz e região marinha adjacente do rio Doce, após a passagem da onda de lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG.	
Considerações Gerais:	Este documento refere-se à apresentação dos resultados obtidos pelo Lactec, os quais foram comparados aos estudos realizados por outras instituições (linha base) ao longo de toda a região acometida pelo desastre.	
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, Doutora em Zoologia, Pós-doutora em Zoologia, Fisiologia, Ecofisiologia e Ecotoxicologia http://lattes.cnpq.br/5026609882283698 Letícia da Silva Pereira Fernandes, D.Sc. Bióloga, Doutora em Farmacologia http://lattes.cnpq.br/7869131555623346 Vinicius Abilhoa, D.Sc. Biólogo, Doutor em Zoologia http://lattes.cnpq.br/0315094345358871	Emitido por: Leonardo Pussieldi Bastos, M. Sc. Biólogo / CRBio 28808-07D Divisão de Meio Ambiente
--	---

PARECER TÉCNICO nº 24

Processo nº: 25351.918291/2019-53

Entidade de origem: Institutos Lactec

Responsável: Equipe técnica do LACTEC

Assunto: Parecer técnico para apresentação dos resultados obtidos pelo Lactec sobre a contaminação e comprometimento dos estoques pesqueiros, em decorrência de alterações nas comunidades dos peixes capturados ao longo da extensão continental, na foz e região marinha adjacente do rio Doce, após a passagem da onda de lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG.

Em atendimento à solicitação do Ministério Público Federal, representado pelo Exmo. Sr. Paulo Henrique C. Trazzi, Procurador da República, este parecer trata da análise e resumo da nota técnica emitida pela ANVISA sobre a avaliação do risco para o consumo de pescado proveniente de regiões afetadas pelo rompimento da barragem de rejeitos minerais de Fundão, pertencente ao complexo de Germano, da empresa Samarco Minerações S/A, ocorrido em 5 de novembro de 2015, bem como da apresentação de resultados obtidos pelo LACTEC sobre a contaminação e comprometimento dos estoques pesqueiros em decorrência de alterações nas comunidades dos peixes capturados ao longo da extensão continental, na foz e região marinha adjacente do rio Doce, após a passagem da onda de lama proveniente do rompimento da barragem de Fundão em Mariana – MG.

Desde a ocorrência do rompimento da barragem de Fundão, há quase quatro 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. Para a maior parte desses estudos, há um consenso de que o impacto visual do desastre está diminuindo, porém, é válido ressaltar que, tanto na calha do rio Doce quanto na região marinha-estuarina da foz deste, ainda há uma importante mobilização e contribuição da pluma de rejeitos na contaminação das águas, sedimento, solo e biota local por elementos potencialmente tóxicos (EPTs), sejam eles direta ou indiretamente associados à atividade de mineração. 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 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 (revisado em BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017).

Resíduos de minérios são preocupantes por apresentar elementos potencialmente tóxicos em sua composição. Devido a isso, muitas dúvidas são levantadas quanto à contaminação e viabilidade do pescado para consumo humano, especialmente porque várias das cidades acometidas pela passagem da onda de rejeitos têm a pesca como uma das principais atividades, tanto relacionada à subsistência como para geração de renda. Por precaução, até que estudos mais conclusivos fossem desenvolvidos, 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. Na porção continental, a Portaria nº 40 de 11 de maio de 2017, redigida pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF, 2017) proibiu a pesca de “espécies autóctones de peixes em toda a bacia do rio Doce, com o intuito de preservar e conservar os recursos pesqueiros, de modo a assegurar o equilíbrio ecológico e a biodiversidade no Estado de Minas Gerais”. No entanto, permitiu a “captura e o transporte de espécies alóctones ou exóticas e de espécimes híbridos, sem limite de cota para o pescador profissional e com limite de 10 kg (dez quilogramas) mais um exemplar de qualquer tamanho acima do mínimo estabelecido pela legislação vigente para o pescador amador”.

Estudos desenvolvidos sobre a contaminação de peixes provenientes das regiões acometidas pelo desastre têm indicado aumento na concentração de EPTs desde a ocorrência do mesmo (FAURG, 2016; UFVJM, 2017). Os dados aqui apresentados corroboram as informações até o momento constatadas. Além disso, o estudo realizado pela ANVISA e divulgado por meio da nota técnica nº 8/2019 também confirma a ocorrência de EPTs em peixes provenientes da região, bem como alerta para o risco do consumo dos mesmos em porções superiores a 200 g para adultos e 50 g para crianças. Baseado, tanto nas análises de avaliação de risco realizadas pela ANVISA quanto nos resultados das análises de determinação de concentração de EPTs realizadas pelo LACTEC, fica claro que o pescado coletado, tanto na porção continental quanto estuarina-marinha apresentou elevadas concentrações dos elementos avaliados e, conseqüentemente, risco à saúde se o mesmo for consumido com frequência. Entre os elementos mais preocupantes quanto aos efeitos sobre a saúde humana, segundo a ANVISA, estão o mercúrio (Hg) e o chumbo (Pb), que foram encontrados nas amostras avaliadas por aquela agência regulamentadora. Nos resultados apresentados pelo Lactec, os elementos

arsênio (As) e Hg foram os que apresentaram as maiores concentrações, especialmente nos organismos capturados nas porções estuarina-marinha. No entanto, se comparado aos estudos de linha base, os elementos cromo (Cr), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn) estão com concentrações bastante elevadas, na porção continental, e os elementos cádmio (Cd), Cr, Cu, Fe, Mn e Pb, na porção estuarina-marinha.

É válido ressaltar que, para a análise de avaliação de risco, a ANVISA considerou dados conservadores quanto ao consumo diário de peixes pela população, que talvez não seja condizente com os hábitos alimentares das diferentes comunidades locais. Do mesmo modo, nos dados considerados não houve separação quanto ao nível trófico dos organismos avaliados, que os difere quanto à capacidade de bioacumulação. Além disso, o estudo desenvolvido pelo Lactec considerou o risco à saúde humana, com base apenas nos dados de acúmulo desses elementos em peixes, ou seja, não foram consideradas outras fontes (como outros pescados, água, verduras, leite, etc.) nem outras vias (por exemplo, inalatória e cutânea) de exposição, assim como não foram considerados os efeitos que podem ser causados pela sinergia entre esses elementos.

Outro fator de extrema relevância a ser considerado é o impacto do desastre sobre as comunidades ictiofaunísticas locais. Essas foram agudamente acometidas pela passagem da onda de lama, que, na ocasião, gerou elevada mortandade de peixes de água doce. Além disso, com base nos resultados aqui apresentados, fica claro que as comunidades ictiofaunísticas apresentam redução, tanto no número de espécies quanto no número de indivíduos de cada uma das espécies, seja no ambiente continental ou estuarino-marinho, inclusive, das espécies de interesse comercial. Desse modo, a atividade pesqueira pode potencializar os danos na estrutura dessas comunidades.

Nesse sentido, é de extrema importância que seja mantida a proibição da pesca na região marinha-estuarina, uma vez que mesmo organismos capturados fora da área previamente estabelecida apresentaram elevadas concentrações de EPTs (Figura 2 do Anexo II). Além disso, devido a esses elementos terem sido encontrados em todos os pontos amostrados, também, na porção continental, sugere-se discussão sobre uma melhor regulamentação ou, ainda, sobre a proibição da pesca desses pontos, além da ampliação da proibição da pesca para espécimes alóctones ou exóticas à bacia hidrográfica do rio Doce, que haviam sido liberadas para a pesca de acordo com a Portaria nº 40 de 11 de maio de 2017, redigida pelo Instituto Estadual de Florestas (IEF, 2017). Tais indivíduos, muito embora estejam em maior número em relação às espécies nativas, também acumulam grande quantidade de contaminantes.

Ressalta-se, ainda, a importância da fiscalização e de monitoramento ambiental para que se possam realizar estudos mais abrangentes quanto à contaminação do pescado em toda a área acometida pelo desastre, bem como a continuidade de estudos de avaliação de risco, que constituem uma ferramenta muito importante para estimar a probabilidade de ocorrência de um efeito adverso em um organismo ou população, diante da exposição a elementos potencialmente tóxicos. Somente assim é que será possível fazer uma previsão sobre o tempo de depuração e de recuperação dos organismos e ambientes atingidos. 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 esses podem ou não ser utilizados para consumo humano.

É o parecer.

ANEXO

I) RESUMO E CONSIDERAÇÕES SOBRE NOTA TÉCNICA DA ANVISA (nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA)

De modo a estimar o risco à saúde humana, decorrente da ingestão de metais e semimetais, por meio do consumo de pescados originários de regiões afetadas pelo rompimento da Barragem de Fundão/MG, a ANVISA, em atendimento à solicitação realizada pelo Grupo de Trabalho da Pesca e Aquicultura (GT PESCA), apresentou um parecer técnico sobre o impacto à saúde humana decorrente do consumo de pescado provenientes de regiões afetadas pelo desastre. Para tanto, a equipe técnica do órgão analisou um total de 11 mil resultados analíticos de amostras de pescado coletadas pela Fundação Renova na porção continental da bacia do rio Doce e pela Universidade Federal do Rio Grande (FURG) nas porções estuarina-marinha (de Guarapari/ES até Abrolhos/BA). Nesse montante, foram contempladas 76 espécies de peixes, quatro de crustáceos (camarões) e uma espécie de molusco (lagosta), perfazendo um total de 9808 amostras de peixes e 1192 amostras de outros organismos, aqui denominados pescados, que foram avaliados quanto à contaminação por 12 elementos [cádmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr), chumbo (Pb), ferro (Fe), manganês (Mn), mercúrio (Hg), arsênio (As), alumínio (Al), níquel (Ni), prata (Ag) e zinco (Zn)], dos quais, apenas oito (Cd, Cr, Cu, Pb, Fe, Mn, Hg e As) foram quantificados em peixes de água salgada.

Dos doze elementos avaliados, seis (Cu, Cr, Fe, Mn, Ni, Zn) são considerados essenciais. Porém, mesmo esses elementos, quando em elevadas concentrações, podem causar diferentes alterações aos organismos e, portanto, podem ser considerados tóxicos. Os demais, são reconhecidamente não essenciais, ou seja, não são importantes para a fisiologia e como constituintes de organismos vivos. Dentre os avaliados, os elementos não essenciais - mercúrio e cádmio - foram os que apresentaram as maiores porcentagens de desacordo em relação à Resolução RDC nº42/2013, que dispõe sobre o Regulamento Técnico Mercosul sobre Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos. Em peixes de água salgada, os limites desses elementos foram ultrapassados em 0,5% e 6%, respectivamente. Nos demais pescados de água salgada 0,6% e 2%, respectivamente, enquanto que para peixes de água doce apenas o Cd foi medido e ultrapassou em 2,5% os limites máximos tolerados.

Adicionalmente, a ANVISA ressalta que em decorrência das diferentes metodologias empregadas nos laboratórios analíticos, mais especificamente no que diz respeito ao limite de quantificação considerado por cada laboratório, os resultados de alguns elementos como, por exemplo, o arsênio e o chumbo indicaram uma baixa contaminação e, conseqüentemente, baixa

potencialidade tóxica, no entanto, fica claro que há incremento nas concentrações desses e de outros elementos. Especificamente para chumbo, como não há valores de segurança estabelecidos e, devido às inconsistências entre as metodologias, sugere-se especial atenção quanto às concentrações do mesmo, uma vez que esse é um elemento capaz de afetar os sistemas neurológico, hematológico, gastrointestinal, cardiovascular e renal, além de causar retardo no desenvolvimento mental e redução de quociente de Inteligência (QI) em crianças.

Segundo os dados compilados no parecer técnico da ANVISA, peixes de água doce apresentaram concentrações médias elevadas para arsênio ($0,049 \text{ mg.kg}^{-1}$), cobre ($0,213 \text{ mg.kg}^{-1}$), cromo ($0,16 \text{ mg.kg}^{-1}$), mercúrio ($0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$), manganês ($0,869 \text{ mg.kg}^{-1}$) e chumbo ($0,13 \text{ mg.kg}^{-1}$). Peixes de água salgada apresentaram médias elevadas para ferro ($3,208 \text{ mg.kg}^{-1}$), e crustáceos, por sua vez, para cádmio ($0,098 \text{ mg.kg}^{-1}$). Os elementos alumínio ($9,14 \text{ mg.kg}^{-1}$), prata ($0,317 \text{ mg.kg}^{-1}$), zinco ($7,98 \text{ mg.kg}^{-1}$) e níquel ($0,145 \text{ mg.kg}^{-1}$) foram avaliados apenas em peixes de água doce. A comparação das médias das concentrações dos elementos essenciais - manganês ($0,869 \text{ mg.kg}^{-1}$) e zinco ($7,98 \text{ mg.kg}^{-1}$) - indicam que as mesmas ultrapassam em 430% e 199% os limites determinados para 100 g de peixe. Na comparação realizada pela ANVISA quanto às concentrações de cada um dos doze elementos avaliados com a concentração média encontrada em pescados comercializados mundialmente, as concentrações de cádmio em pescados de água salgada e de mercúrio e chumbo em pescados de ambos os ambientes avaliados estão acima da média mundial.

A avaliação realizada pela ANVISA quanto aos limites máximos tolerados para ingestão semanal indicaram que as concentrações de alumínio estão acima do limite máximo tolerável em 2,9% para o consumo de uma porção de 60 g por dia, em uma população adulta, podendo chegar a 8,9 % se considerada a porção de 180 g de peixe. Para mercúrio o comprometimento é de 23% para peixes de água doce, 16% para peixes de água salgada e 14% para crustáceos, podendo chegar a 53% em consumidores que utilizam uma porção de 180 g diárias de peixe. Como crianças consomem 2 a 3 vezes mais, o impacto estimado para esse grupo seria ainda maior, ou seja, extrapolaria 100% do limite máximo tolerável por semana. Para cádmio, o comprometimento dos limites toleráveis para ingestão mensal foi de 1,7% para peixes de água doce, 26,6% para peixes de água salgada e 11,8% para crustáceos. Para chumbo, o risco de redução do quociente de inteligência (QI) em crianças com consumo diário de 309 g de peixe de água doce não pode ser excluído, assim como o risco de efeitos nefrotóxicos em adultos que consumam essa mesma quantia também deve ser considerado.

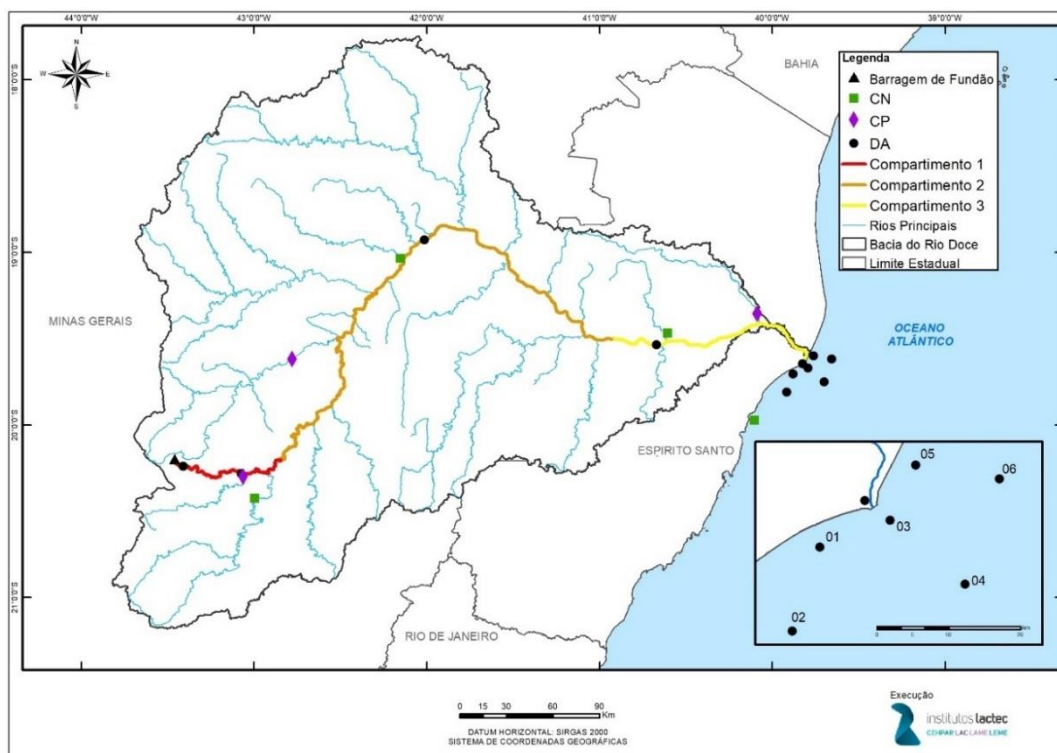
II) APRESENTAÇÃO DE RESULTADOS OBTIDOS PELO LACTEC QUANTO À CONTAMINAÇÃO DE PEIXES CAPTURADOS AO LONGO DE TODA A EXTENSÃO ACOMETIDA PELA PASSAGEM DA ONDA DE LAMA DE REJEITOS

Em complementação aos dados apresentados pela nota técnica da ANVISA, aqui resumidos, o LACTEC, dentro do Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce (contrato nº 4500173758), realizou a coleta de peixes para avaliação da saúde dos mesmos, por meio de análises ecotoxicológicas, dentre as quais inclui-se a determinação de elementos potencialmente tóxicos (EPTs) em tecido muscular. Foram considerados nessa avaliação 17 EPTs, definidos com base na caracterização do rejeito proveniente da barragem de Fundão, em informações disponíveis de concentrações presentes no ambiente afetado após o desastre e nas implicações ecotoxicológicas dos mesmos. São eles: alumínio (Al), antimônio (Sb), arsênio (As), bário (Ba), cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobalto (Co); cobre (Cu), cromo (Cr), estanho (Sn), ferro (Fe), manganês (Mn), mercúrio (Hg), níquel (Ni), prata (Ag), selênio (Se) e zinco (Zn).

Para tanto, os peixes foram amostrados em 18 pontos ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre, sendo: dez (10) pontos na porção continental, dois (2) pontos na região estuarina e seis (6) pontos na região marinha (Figura 1; Tabela 1). Os pontos da porção continental foram distribuídos nos três (3) compartimentos da bacia do rio Doce, ou seja, alto, médio e baixo rio Doce, de modo a percorrer toda a extensão acometida pelo desastre. Em cada um dos três compartimentos foram estabelecidos três pontos, os quais foram escolhidos de modo a contemplar um local diretamente afetado (DA) pela passagem da lama, um ponto controle negativo (CN, livre de possíveis interferentes antrópicos diretos) e um controle positivo (CP). Foram considerados como controle positivo ambientes que além de degradados por fontes de contaminação antrópica apresentavam problemas de deterioração ou alteração das condições ambientais, aproximando-se das características locais previamente descritas para a região (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017). Especificamente no compartimento 1 (alto rio Doce), foram amostrados 4 pontos, onde além dos descritos, foi amostrado o Dique S4, também considerado diretamente afetado, mas com populações de peixes relativamente recém implantadas. Na região estuarina foram selecionados dois pontos, sendo um ponto considerado diretamente afetado, localizado exatamente na foz do rio Doce, e um ponto considerado como não contaminado (ou controle), situado na foz do estuário do Piraquê-Açu. É válido ressaltar, porém, que as amostragens no ponto da foz do estuário do Piraquê-Açu não tiveram êxito quanto ao número de indivíduos amostrados (foram obtidos somente 2 indivíduos) e, portanto,

os resultados desse ponto não foram considerados. Na porção marinha foram selecionados seis pontos, sendo três deles próximos à região costeira (5 km da costa), onde ficou a maior concentração da pluma de rejeitos e, três pontos afastados cerca de 20 km da costa, onde ficou acumulada uma menor concentração da pluma (Figura 1). A distância entre os três pontos em cada um dos raios (5 ou 20 km) é de 10 km. Todas as coordenadas geográficas dos pontos amostrados são apresentadas na Tabela 1. Em todos os pontos, as amostragens foram realizadas nas estações seca (junho/julho) e chuvosa (outubro/novembro) de 2018.

Figura 1. Mapa da localização dos pontos de amostragem de ecotoxicologia ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre.



Compartimento 1 – Alto rio Doce; Compartimento 2 – Médio rio Doce; Compartimento 3 – Baixo rio Doce; CN – Controle Negativo (■); CP – Controle Positivo (◆) e DA – Diretamente afetado (●)

Tabela 1. Descrição e coordenadas dos pontos de amostragem de ecotoxicologia nas regiões continental, estuarina e marinha

Regiões	Compartimento	Localização ponto	Característica do Ponto	Coordenadas (latitude/longitude – SIRGAS2000)
Continental	I – Alto rio Doce	Rio Piranga	Controle Negativo	20°25'39.61" S/ 42°55'14.27" W
Continental	I – Alto rio Doce	Rio do Carmo	Controle Positivo	20°17'50.53" S/43°4'25.46" W
Continental	I – Alto rio Doce	Dique S4	Diretamente afetado	20°14'21.39" S/43°24'41.09" W
Continental	I – Alto rio Doce	Rio Gualaxo	Diretamente afetado	20°17'7.79" S/43°4'43.71" W
Continental	II – Médio rio Doce	Rio Corrente Grande	Controle Negativo	19°02'05.04" S/42°09'09.46" W
Continental	II – Médio rio Doce	Rio Piracicaba	Controle Positivo	19°36'56.03" S/ 42°46'50.81" W
Continental	II – Médio rio Doce	Doce-Gov.Valadares	Diretamente afetado	19°0'59.79" S/42°7'5.22" W
Continental	III – Baixo rio Doce	Rio Pancas	Controle Negativo	19°28'27.99" S/ 40°36'48.97" W
Continental	III – Baixo rio Doce	Rio Pequeno	Controle Positivo	19°22'28.31" S/40°4'43.63" W
Continental	III – Baixo rio Doce	Doce-Colatina	Diretamente afetado	19°30'37.95" S/40°36'35.21" W
Estuarina	IV	Foz do Piraquê-Açú	Controle Negativo	19°57'18.35" S/40°10'15.56" W
Estuarina	IV	Foz do rio Doce	Diretamente afetado	19°38'22.08"S/39°49'1.16"W
Marinha	V - 5 km da costa	Ponto 1	Diretamente afetado	19°42'09.74" S/39°52'46.55" W
Marinha	V - 5 km da costa	Ponto 3	Diretamente afetado	19°40'07.63" S/39°47'30.91" W
Marinha	V - 5 km da costa	Ponto 5	Diretamente afetado	19°35'58.19" S/39°45'34.08" W
Marinha	V - 20 km da costa	Ponto 2	Diretamente afetado	19°48'28.70" S/39°54'52.50" W
Marinha	V - 20 km da costa	Ponto 4	Diretamente afetado	19°44'57.23" S/39°41'50.91" W
Marinha	V - 20 km da costa	Ponto 6	Diretamente afetado	19°37'00.51" S/39°39'17.11" W

Nas duas fases de campo da avaliação ecotoxicológica, realizadas nas estações seca (junho/julho) e chuvosa (outubro/novembro) de 2018 foram obtidos um total de 471 espécimes ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre (porções continental, estuarina e marinha). Esses compreendem 32 espécies, 4 ordens e 6 hábitos alimentares (Tabela 2).

Tabela 2. Descritivo das espécies de peixes capturadas, nas estações seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos e ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre

Região	Compartimento	Localização do ponto	Ponto	Espécie	Ordem	Hábito	Estação	
							Seca	Chuvosa
Continental	I – Alto rio Doce	Rio Piranga	CN	<i>Astyanax fasciatus</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
				<i>Geophagus brasiliensis</i>	Perciformes	Omnívoro	X	X
				<i>Hypostomus affinis</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	NA
				<i>Hoplias intermedius</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
				<i>Loricariichthys castaneus</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	X
				<i>Oligosarcus acutirostris</i>	Characiformes	Omnívoro/carnívoro	X	NA
				<i>Rhamdia quelen</i>	Siluriformes	Omnívoro/carnívoro	X	NA
		Rio do Carmo	CP	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Perciformes	Omnívoro	X	X
				<i>Loricariichthys castaneus</i>	Siluriformes	Detritívoro	NA	X
				<i>Oligosarcus acutirostris</i>	Characiformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
		Rio Gualaxo	DA	<i>Astyanax fasciatus</i>	Characiformes	Carnívoro	X	NA
				<i>Geophagus brasiliensis</i>	Perciformes	Omnívoro	X	NA
				<i>Oligosarcus acutirostris</i>	Characiformes	Omnívoro/carnívoro	X	NA
				<i>Rhamdia quelen</i>	Siluriformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
		Dique	DA	<i>Astyanax fasciatus</i>	Characiformes	Carnívoro	X	NA
				<i>Australoheros ipatinguensis</i>	Perciformes	Detritívoro	NA	X

II – Médio rio Doce	Rio Corrente Grande	CN	<i>Coptodon rendalli</i>	Perciformes	Detritívoro	NA	X
			<i>Oreochromis niloticus</i>	Perciformes	Omnívoro	X	NA
			<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	X
			<i>Pygocentrus nattereri</i>	Characiformes	Carnívoro	X	X
	Rio Piracicaba	CP	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Characiformes	Omnívoro	X	NA
			<i>Geophagus brasiliensis</i>	Perciformes	Omnívoro	X	X
			<i>Hoplias brasiliensis</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
			<i>Loricariichthys castaneus</i>	Siluriformes	Detritívoro	NA	X
	Doce-Gov. Valadares	DA	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
			<i>Hoplias brasiliensis</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
			<i>Hoplias intermedius</i>	Characiformes	Carnívoro	X	NA
			<i>Hypostomus affinis</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	X
			<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	NA
			<i>Pogonopoma wertheimeri</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	NA
			<i>Pygocentrus nattereri</i>	Characiformes	Carnívoro	X	NA
			<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Siluriformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
III – Baixo rio Doce	Rio Pancas	CN	<i>Delturus carinotus</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	NA
			<i>Hoplias intermedius</i>	Characiformes	Carnívoro	X	NA
			<i>Hoplosternum littorale</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	X
			<i>Hypostomus affinis</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	NA

Estuarina			<i>Megaleporinus conirostris</i>	Characiformes	Omnívoro	X	NA
			<i>Oligosarcus acutirostris</i>	Characiformes	Omnívoro/carnívoro	X	NA
			<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	NA	X
			<i>Pygocentrus nattereri</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
			<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Siluriformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
	Rio Pequeno	CP	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Characiformes	Omnívoro	NA	X
			<i>Hoplosternum littorale</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	X
			<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	NA
			<i>Pygocentrus nattereri</i>	Characiformes	Carnívoro	X	X
			<i>Pygocentrus piraya</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
			<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Siluriformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
	Doce - Colatina	DA	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Characiformes	Omnívoro	X	NA
			<i>Crenicichla lacustris</i>	Perciformes	Omnívoro/carnívoro	X	NA
			<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	Characiformes	Carnívoro	NA	X
			<i>Hoplosternum littorale</i>	Siluriformes	Omnívoro	NA	X
			<i>Loricariichthys castaneus</i>	Siluriformes	Detritívoro	X	NA
			<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	NA
			<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	Siluriformes	Omnívoro	NA	X
	Foz do Piraquê-Açú	CN	<i>Abudefduf saxatilis</i>	Perciformes	Omnívoro/carnívoro	NA	X
			<i>Genidens genidens</i>	Siluriformes	Carnívoro	NA	X

Marinha	Foz do rio Doce	DA	<i>Gobionellus oceanicus</i>	Perciformes	Detritívoro	X	NA
			<i>Genidens genidens</i>	Siluriformes	Carnívoro	X	X
			<i>Menticirrhus littoralis</i>	Perciformes	Carnívoro	X	NA
			<i>Pimelodus maculatus</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	X
			<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	Siluriformes	Omnívoro	X	X
	5 km da costa	DA	<i>Cathorops spixii</i>	Siluriformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
			<i>Cathorops spixii</i>	Siluriformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
		DA	<i>Conodon nobilis</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
			<i>Cathorops spixii</i>	Siluriformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
			<i>Conodon nobilis</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
	20 km da costa	DA	<i>Cathorops spixii</i>	Siluriformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
			<i>Cathorops spixii</i>	Siluriformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
		DA	<i>Conodon nobilis</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
			<i>Paralichthys sp</i>	Pleuronectiformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
			<i>Conodon nobilis</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	X	X
			<i>Paralichthys sp</i>	Pleuronectiformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
			<i>Stellifer stellifer</i>	Perciformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X
			<i>Symphurus sp</i>	Pleuronectiformes	Carnívoro/zoobentívoro	NA	X

Células marcadas com x indicam a estação em que determinada espécie foi capturada e NA a ausência de determinada espécie na respectiva estação.; CN – controle negativo; CP – controle positivo; DA – diretamente afetado. Para as informações de ordem e hábitos alimentares foram consideradas as informações disponibilizadas pelo Fishbase.

A determinação da concentração (mg.kg^{-1}) dos 17 EPTs nos 471 exemplares capturados nos pontos descritos se deu por meio do preparo dos tecidos conforme protocolo estabelecido pela Norma nº 3052 da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA, 1996). A leitura dos elementos foi realizada por Espectrometria de Massas com Plasma Indutivamente Acoplado iCAP RQ (ICP-MS - Thermo Fisher Scientific, Bremen, Alemanha), juntamente com amostrador automático Cetac Autosampler ASX-560 (Thermo Fisher Scientific, Alemanha) ou em Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Indutivamente Acoplado iCAP 6000 series com amostrador automático Cetac Autosampler ASX-520 (ICP-OES - Thermo Fisher Scientific, Alemanha), no caso de amostras com elevadas concentrações dos elementos. Os padrões de calibração para construir a curva analítica dos elementos foram preparados em concentrações de HNO_3 20% (v/v), a partir de diluições adequadas de soluções estoque de 1000 mg.L^{-1} que foram adquiridos de Absolute Standards Inc (Hamden, Connecticut, EUA) com ISO GUIDE 34, todos rastreáveis pelo Instituto Nacional de Padrões e Tecnologia (NIST). Dentro de cada um dos pontos amostrais, os resultados foram agrupados para todos os indivíduos capturados ou por espécie.

Os resultados obtidos foram comparados à Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) RDC nº 42, de 29 de agosto de 2013, que dispõe sobre o Regulamento Técnico MERCOSUL sobre “Limites Máximos de Contaminantes Inorgânicos em Alimentos” (Tabela 3), assim como, a trabalhos que foram desenvolvidos em toda a área acometida pelo desastre. Adicionalmente, como para alguns desses EPTs existem regulamentações quanto aos limites máximos de ingestão diária, semanal ou mensal, os mesmos tiveram suas porcentagens de violações calculadas e comparadas a essas regulamentações. Para os elementos Cr, Cu, Fe, Mn, Se e Zn foi utilizada a Instrução Normativa da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) IN nº 28, de 26 de julho de 2018, que “Estabelece as listas de constituintes, de limites de uso, de alegações e de rotulagem complementar dos suplementos alimentares” (Tabela 4), enquanto para os elementos Al, As, Cd, Cu, Fe, Hg, metil mercúrio (meHg), Sn, Pb e Zn foi utilizada a *Codex Alimentarius Commission* (FAO/WHO, 2016), que dispõe sobre o “Limite máximo de contaminantes e toxinas em alimentos” (Tabela 5). Além disso, foram utilizados para comparação os valores regulamentados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA) disponível no site sobre Informação Integrada de Risco (US EPA, 2019).

Para o cálculo da porcentagem de contribuição da concentração de EPT encontrada nos peixes avaliados no presente estudo, em relação às concentrações máximas permitidas pelas

resoluções supracitadas, foi utilizada uma estimativa da ingestão de EPTs em um cenário conservador, seguindo parâmetros semelhantes aos adotados na Nota Técnica nº8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA, sendo considerada uma porção média de peixe consumida diariamente de 309 g ou de 60 g e ,quando necessário, o peso corpóreo considerado foi de um indivíduo de 60 kg. Dessa forma, com os valores máximos legislados e as concentrações de EPTs encontradas nos diferentes espécimes de peixes avaliados, foi estimada a porcentagem do limite máximo de ingestão diária, uma porção de 309 g ou de 60 g de peixes dos diferentes compartimentos da bacia do Rio Doce representa.

Tabela 3. Limites máximos de contaminantes inorgânicos em pescado. Dados baseados no limite estabelecido para alimentos (mg.kg^{-1}) pela Resolução da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) RDC nº 42/2013, MERCOSUL.

Elemento	Alimento						
	Peixes crus, congelados ou refrigerados	Peixes bonito, carapeba, enguia, tainha, jurel, imperador, cavala, sardinha, atum e linguado	Peixe melva	Peixes espada e anchova	Moluscos cefalópodes	Moluscos bivalves	Crustáceos
Arsênio (As)	1,0	-	-	-	1,0	1,0	1,0
Cádmio (Cd)		0,1	0,2	0,3	2,0	2,0	0,5
Chumbo (Pb)	0,3	-	-	-	1,0	1,5	0,5
Mercúrio (Hg)	Predadores	1,0	-	-	0,5	0,5	0,5
	Não predadores	0,5	-	-	-	-	-

Tabela 4. Valores de referência de ingestão diária estabelecidos pela Instrução Normativa da Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) IN nº 28/2018.

EPT	Limite máximo de ingestão diária (mg) para indivíduos adultos (>19 anos)
Cr	0,25
Cu	8,97
Fe	34,31
Mn	1,66
Se	0,32
Zn	29,59

Tabela 5. Valores de referência de ingestão estabelecidos pela Codex Alimentarius Comissão

EPT	Codex alimentarius (mg de EPT/kg de peso corpóreo)	Limite máximo diário (mg) para uma pessoa de 60 kg de peso corpóreo
Al	2 (PTWI)	17,14
As	0,003 (BMDL _{0,5})	0,18
Cd	0,025 (PTMI)	0,05
Cu	0,05 – 0,5 (PMTDI)	3
Fe	0,8 (PMTDI)	48
Hg	0,004 (PTWI) ^a	0,034
MeHg	0,0016 (PTWI)	0,014
Pb	0,025 (PTWI) ^b	0,21
Sn	14 (PTWI)	120
Zn	0,3-1 (PMTDI)	18

PTWI (Provisional tolerable weekly intake - Ingestão tolerável semanal provisória); BMDL_{0,5} (Benchmark dose lower limit - Limite inferior da dose de referência); PTMI (Provisional tolerable monthly intake – Ingestão tolerável mensal provisória); PMTDI (Provisional maximum tolerable daily intake – Máxima ingestão diária tolerável provisória).

^a para a avaliação do risco de consumo de Hg proveniente de pescado é recomendado considerar o limite estabelecido para metil mercúrio (MeHg).

^b PTWI para Pb, foi revogado por ser considerado inadequado para assegurar a proteção à saúde, porém, na ausência de outro valor legislado, o mesmo foi utilizado neste estudo para fins comparativos.

Tabela 6. Valores de referência de ingestão diária estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA)

EPT	US EPA (IRIS) (mg de EPT/kg de peso corpóreo)	Limite máximo diário para uma pessoa de 60 kg de peso corpóreo (mg/dia)
Ag	0,005	0,3
As	0,0003	0,018
Ba	0,2	12
Cd	0,0001	0,006
Hg	0,0003	0,018
Mn	0,14	8,4
Sb	0,0004	0,024
Se	0,005	0,3
Zn	0,003	18

Os resultados indicaram a presença de todos os elementos avaliados, obviamente, em concentrações variáveis entre os pontos controle negativo (CN), controle positivo (CP) e diretamente afetado (DA). No entanto, conforme pode ser verificado na Tabela 7, as maiores concentrações dos diferentes elementos estão presentes nos pontos diretamente afetados pela passagem da lama de rejeitos. No compartimento 1 (alto rio Doce), na estação seca, 11 dos 17 EPTs avaliados tiveram suas maiores concentrações determinadas nos peixes capturados no ponto DQ S4 (64,71% das observações), enquanto na estação chuvosa, as maiores concentrações foram observadas em 10 elementos determinados nos peixes capturados no ponto DA (58,82% das observações); no compartimento 2 (médio rio Doce) 13 e 8 elementos tiveram suas maiores concentrações determinadas nos peixes capturados no ponto DA, nas estações seca e chuvosa (76,47% e 47,06% das observações), respectivamente. Apenas no compartimento 3 (baixo rio Doce) as maiores concentrações dos elementos não foram

verificadas exclusivamente nos pontos diretamente afetados. Nessa porção, as maiores concentrações foram encontradas para 7 elementos determinados nos peixes capturados nos pontos CN e CP, na estação seca (41,18% das observações em cada um dos pontos) e, na estação chuvosa, para 8 e 7 elementos determinados nos peixes capturados nos pontos CN e DA (47,06% 41,18% das observações), respectivamente. Nas porções estuarina e marinha, consideradas diretamente afetadas, as maiores concentrações foram evidenciadas na estação chuvosa (82,35% das observações).

Dos 17 EPTs avaliados no presente estudo, apenas 4 (As, Cd, Hg e Pb) possuem limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira (ANVISA, 2013; Tabela 3). Desses, o arsênio (As) violou entre 380 a 1949% os limites máximos estabelecidos pela legislação (ANVISA, 2013). As violações nas concentrações de As ocorreram no estuário (em ambas as estações) e mar (estação chuvosa). Todos esses pontos correspondem a locais diretamente afetados. O Hg ultrapassa as concentrações legisladas de forma bastante pontual no Dique S4, na estação seca. Os elementos Cd e Pb não violaram os limites estabelecidos pela regulamentação brasileira, independentemente do ponto, compartimento ou estação (Tabela 7 e Tabela 8).

Tabela 7. Média das concentrações de EPTs (mg.kg^{-1} de peso úmido) para todos os espécimes capturados em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre

Compartimento	Estação	Ponto	Ag	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
ALTO	SECA	CN	ND	2,596	0,014	0,196	0,0001	0,006	0,058	0,155	5,296	0,142	0,468	0,006	0,002	0,0004	0,315	0,0007	4,499
		CP	ND	5,023	0,278	0,189	0,0001	0,012	0,068	0,138	7,051	0,124	0,564	0,005	0,004	0,0003	0,507	0,0007	4,651
		DA	ND	4,560	0,022	0,636	0,0002	0,011	0,073	0,119	4,748	0,048	0,385	0,010	0,002	0,0004	0,300	0,0010	3,475
		DQ S4	ND	5,936	0,007	0,165	0,0002	0,005	0,140	0,362	18,082	0,545	1,736	0,011	0,012	0,0004	0,713	0,0014	15,963
	CHUVOSA	CN	ND	6,997	0,023	1,099	0,0004	0,012	0,110	0,303	8,341	0,074	1,470	0,013	0,010	0,0005	0,528	0,0017	9,745
		CP	ND	9,404	0,757	0,344	0,0003	0,022	0,183	0,223	10,754	0,227	1,666	0,018	0,011	0,0016	1,225	0,0013	11,794
		DA	ND	17,982	0,118	0,153	0,0003	0,019	0,206	0,609	73,471	0,468	3,823	0,026	0,033	0,0052	0,547	0,0034	9,446
		DQ S4	ND	5,914	0,011	3,235	0,0004	0,020	0,094	0,180	14,554	0,134	3,564	0,017	0,024	0,0006	0,636	0,0013	15,604
MÉDIO	SECA	CN	ND	1,674	0,008	0,048	0,0003	0,005	0,102	0,143	3,985	0,082	0,187	0,006	0,003	0,0002	0,369	0,0007	3,422
		CP	ND	2,622	0,031	0,043	0,0001	0,005	0,154	0,241	5,236	0,028	0,448	0,012	ND	0,0003	0,309	ND	7,124
		DA	0,0005	6,259	0,056	0,113	0,0004	0,011	0,093	2,837	5,698	0,115	0,381	0,018	0,004	0,0003	0,560	0,0040	3,778
	CHUVOSA	CN	ND	8,881	0,171	0,083	0,0005	0,008	0,239	0,273	10,013	0,064	0,461	0,017	0,007	0,0037	0,523	0,0021	9,114
		CP	0,246	6,322	0,048	1,003	0,0012	0,009	0,104	0,206	7,333	0,087	4,193	0,016	0,011	0,0014	0,600	0,0016	9,313
		DA	0,203	9,358	0,083	0,118	0,0006	0,010	0,191	0,400	16,024	0,209	0,546	0,043	0,009	0,0007	0,695	0,0019	11,771
	SECA	CN	0,0003	5,263	0,018	0,133	0,0002	0,006	0,124	0,161	6,696	0,127	0,823	0,011	0,003	0,0002	0,997	0,0022	4,198
		CP	0,0005	7,085	0,012	0,140	0,0002	0,006	0,117	0,221	6,227	0,073	0,611	0,009	0,004	0,0004	0,356	0,0016	4,774
DA		0,0002	3,866	0,034	0,176	0,0001	0,003	0,136	0,173	5,999	0,083	0,410	0,009	0,002	0,0003	0,979	0,0008	4,503	
CHUVOSA	CN	0,0003	5,898	0,083	0,147	0,0009	0,009	0,243	0,585	14,191	0,315	0,799	0,026	0,007	0,0010	1,136	0,0029	11,354	
	CP	0,0002	8,596	0,018	0,725	0,0008	0,007	0,145	0,340	11,955	0,238	2,452	0,016	0,009	0,0003	0,583	0,0021	10,880	
	DA	0,0004	7,199	0,024	0,719	0,0010	0,009	0,163	0,470	14,673	0,262	4,320	0,015	0,012	0,0005	1,195	0,0022	9,875	
ESTUÁRIO	SECA	DA	0,0006	5,361	1,565	0,281	0,0012	0,017	0,135	0,295	11,232	0,317	0,487	0,008	0,007	0,0005	0,585	0,0013	6,436
	CHUVOSA	DA	0,0003	8,595	8,046	0,473	0,0017	0,035	0,200	0,773	19,507	0,385	0,615	0,012	0,004	0,0004	1,029	0,0020	14,976
MAR	CHUVOSA	MAR 1	0,0002	12,216	20,634	0,066	0,0003	0,022	0,224	0,471	14,706	0,173	0,438	0,009	0,005	0,0006	0,602	0,0036	12,629
		MAR 2	0,0004	10,117	26,422	0,173	0,0002	0,024	0,280	0,487	14,668	0,167	0,909	0,102	0,003	0,0014	0,812	0,0029	10,783
		MAR 3	0,0003	11,159	32,117	0,156	0,0003	0,021	0,154	0,373	13,503	0,217	0,935	0,015	0,008	0,0013	0,983	0,0031	10,315
		MAR 4	0,0061	8,769	15,613	0,271	0,0002	0,019	0,152	0,412	9,867	0,086	1,433	0,015	0,002	0,0008	0,895	0,0017	11,271
		MAR 5	0,0003	7,753	22,123	0,176	0,0001	0,024	0,176	0,410	10,315	0,113	1,107	0,020	0,013	0,0011	1,039	0,0015	9,203
		MAR 6	0,972	8,980	6,041	0,140	0,0003	0,008	0,200	0,320	7,140	0,037	0,841	0,031	0,008	0,0014	1,033	0,0107	8,867

A coloração das células indica o gradiente de concentração encontrado em cada um dos pontos para cada uma das estações. CN – controle negativo; CP – controle positivo; DA – diretamente afetado; DQ S4 – Dique S4. Dentre os pontos marinhos, os pontos 1, 3 e 5 correspondem aos pontos distantes 5km da costa e, os pontos 2, 4 e 6 os pontos distantes 20 km da costa. ND – não determinado

Tabela 8. Média das concentrações dos elementos As, Cd, Hg e Pb (mg.kg^{-1} de peso úmido) para todos os espécimes capturados em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre

Compartimento	Estação	Ponto	As	Cd	Hg	Pb
ALTO	SECA	CN	0,014	0,0001	0,142	0,002
		CP	0,278	0,0001	0,124	0,004
		DA	0,022	0,0002	0,048	0,002
		DQ S4	0,007	0,0002	0,545	0,012
	CHUVOSA	CN	0,023	0,0004	0,074	0,010
		CP	0,757	0,0003	0,227	0,011
		DA	0,118	0,0003	0,468	0,033
		DQ S4	0,011	0,0004	0,134	0,024
MÉDIO	SECA	CN	0,008	0,0003	0,082	0,003
		CP	0,031	0,0001	0,028	ND
		DA	0,056	0,0004	0,115	0,004
	CHUVOSA	CN	0,171	0,0005	0,064	0,007
		CP	0,048	0,0012	0,087	0,011
		DA	0,083	0,0006	0,209	0,009
BAIXO	SECA	CN	0,018	0,0002	0,127	0,003
		CP	0,012	0,0002	0,073	0,004
		DA	0,034	0,0001	0,083	0,002
	CHUVOSA	CN	0,083	0,0009	0,315	0,007
		CP	0,018	0,0008	0,238	0,009
		DA	0,024	0,0010	0,262	0,012
ESTUÁRIO	SECA	DA	1,565	0,0012	0,317	0,007
	CHUVOSA	DA	8,046	0,0017	0,385	0,004
MAR	CHUVOSA	MAR 1	20,634	0,0003	0,173	0,005
		MAR 2	26,422	0,0002	0,167	0,003
		MAR 3	32,117	0,0003	0,217	0,008
		MAR 4	15,613	0,0002	0,086	0,002
		MAR 5	22,123	0,0001	0,113	0,013
		MAR 6	6,041	0,0003	0,037	0,008

ND = não determinado; células coloridas correspondem às violações perante a regulamentação nacional

Quando as concentrações desses elementos são apresentadas para cada uma das espécies capturadas em cada um dos pontos amostrais (Tabela 9) é possível identificar que espécimes que têm hábitos bentônicos, ou seja, associados ao sedimento (como, por exemplo, bagres, cascudos e linguados) apresentam maiores concentrações de EPTs. Do mesmo modo, espécimes que possuem a carnivorina e a omnivorina como hábitos alimentares foram as que apresentaram as maiores concentrações, bem como o maior número de violações quanto às concentrações dos EPTs que possuem regulamentação nacional (Tabela 2, Tabela 10 e Tabela 10). É importante ressaltar que muitos dos elementos que não possuem limites legislados, foram identificados em elevadas concentrações nos peixes dos diferentes habitats e hábitos alimentares ao longo dos diferentes compartimentos avaliados, tais como: Ag, Al, Ba, Cu, Fe, Mn, Ni, Se e Zn (Tabela 7 e Tabela 9).

Tabela 9. Média das concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹ de peso úmido) por espécie capturada em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre

Estação	Ponto	Espécie	Nome comum	Ag	Al	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Zn
ALTO	SECA	<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	3,244	0,015	0,280	0,0001	0,006	0,059	0,193	7,080	0,203	0,636	0,006	0,003	0,0006	0,321	0,001	5,666
		<i>H. affinis</i>	Cascudo	ND	0,977	0,044	0,071	0,0008	0,005	0,077	0,076	2,198	0,009	0,073	0,006	0,000	ND	0,353	0,0004	2,985
		<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	ND	1,501	0,008	0,043	0,0001	0,003	0,034	0,084	2,139	0,041	0,174	0,004	0,002	0,0002	0,292	0,001	2,206
		<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	ND	2,221	0,002	0,084	0,0001	0,001	0,036	0,111	2,088	0,047	0,279	0,003	0,003	0,0001	0,220	ND	3,112
		<i>R. quelen</i>	Bagre/Jundiá	ND	0,985	0,010	0,024	0,0001	0,011	0,166	0,097	2,407	0,032	0,177	0,005	0,001	0,0001	0,402	ND	2,532
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	5,023	0,278	0,189	0,0001	0,012	0,068	0,138	7,051	0,124	0,564	0,005	0,004	0,0003	0,507	0,001	4,651
		<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	ND	3,855	0,024	0,637	0,0002	0,011	0,059	0,144	4,397	0,045	0,343	0,008	0,002	0,0004	0,281	0,001	3,512
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	5,821	0,020	0,692	0,0002	0,012	0,097	0,097	5,631	0,055	0,493	0,013	0,003	0,0006	0,300	0,001	3,500
		<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	ND	3,039	0,023	0,408	0,0001	0,006	0,047	0,082	2,971	0,036	0,164	0,005	0,001	0,0001	0,391	0,0004	3,190
	DQ S4	<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	ND	5,936	0,007	0,165	0,0002	0,005	0,140	0,362	18,082	0,545	1,736	0,011	0,012	0,0004	0,713	0,001	15,963
	CHUVOSA	<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	ND	3,770	0,003	0,338	0,0003	0,003	0,076	0,658	7,842	0,036	1,758	0,008	0,012	ND	0,323	0,001	18,081
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	4,948	0,033	2,632	0,0004	0,021	0,114	0,242	6,786	0,060	2,481	0,012	0,008	0,0003	0,531	0,002	9,196
		<i>H. intermedius</i>	Trairão	ND	5,297	0,009	0,219	0,0004	0,003	0,095	0,215	6,338	0,136	0,465	0,012	0,013	0,0005	0,457	0,001	7,718
		<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	ND	11,171	0,027	0,210	0,0005	0,010	0,126	0,214	10,746	0,088	0,616	0,018	0,011	0,0006	0,649	0,002	6,733
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	8,087	0,810	0,410	0,0003	0,027	0,192	0,219	9,499	0,238	1,644	0,018	0,009	0,0018	1,258	0,001	11,895
		<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	ND	4,732	1,651	0,039	0,0007	0,005	0,203	0,204	5,943	0,137	0,341	0,016	0,005	0,0019	1,612	0,001	7,290
		<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	ND	18,327	0,046	0,166	0,0005	0,009	0,127	0,250	19,433	0,216	2,436	0,022	0,023	0,0005	0,863	0,002	13,540
		<i>R. quelen</i>	Bagre/Jundiá	ND	17,982	0,118	0,153	0,0003	0,019	0,206	0,609	73,471	0,468	3,823	0,026	0,033	0,0052	0,547	0,003	9,446
	DQ S4	<i>A. ipatinguensis</i>	Acará	ND	5,914	0,011	3,235	0,0004	0,020	0,094	0,180	14,554	0,134	3,564	0,017	0,024	0,0006	0,636	0,001	15,604
MÉDIO	SECA	<i>O. niloticus</i>	Tilápia	ND	1,537	0,002	0,021	0,0001	0,004	0,126	0,148	3,384	0,001	0,164	0,005	0,004	0,0003	0,063	0,001	3,516
		<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	ND	2,032	0,013	0,033	0,0006	0,007	0,106	0,128	5,965	0,178	0,101	0,012	0,003	0,0004	0,735	0,001	3,402
		<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	ND	1,487	0,008	0,090	0,0001	0,004	0,075	0,151	2,804	0,078	0,288	0,004	0,001	0,0002	0,346	0,001	3,347
		<i>A. bimaculatus</i>	Lambari	ND	3,573	0,028	0,057	0,0001	0,003	0,153	0,341	6,660	0,018	0,758	0,015	ND	0,0005	0,213	ND	8,934
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	ND	1,670	0,035	0,030	0,0001	0,008	0,155	0,140	3,812	0,038	0,138	0,008	ND	0,0001	0,406	ND	5,314
		<i>H. intermedius</i>	Trairão	ND	1,695	0,043	0,181	0,0002	0,003	0,069	0,101	2,071	0,135	1,067	0,008	0,002	0,0008	0,454	0,002	3,170
		<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,000496	4,116	0,118	0,127	0,0002	0,005	0,106	0,156	5,935	0,018	0,132	0,034	0,004	0,0002	0,644	0,003	4,291
		<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	ND	2,147	0,014	0,057	0,0007	0,008	0,155	0,126	5,521	0,255	0,108	0,008	0,004	0,0005	0,858	0,013	3,323
		<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	ND	22,770	0,010	0,093	0,0015	0,063	0,076	0,540	14,269	0,090	0,669	0,016	0,009	0,0004	0,702	0,007	5,369
		<i>P. wertheimeri</i>	Cascudo	0,0006	5,485	0,010	0,089	0,0002	0,005	0,077	8,752	3,593	0,202	0,394	0,006	0,003	0,0002	0,366	0,002	2,883
	CHUVOSA	<i>C. rendalli</i>	Tilápia rendalii	ND	12,781	0,370	0,082	0,0003	0,007	0,261	0,282	11,428	0,015	0,628	0,024	0,005	0,0014	0,173	0,003	8,292
		<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	ND	7,774	0,035	0,078	0,0007	0,010	0,182	0,261	10,265	0,081	0,359	0,014	0,010	0,0016	0,905	0,002	10,527
		<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	ND	4,228	0,066	0,090	0,0005	0,008	0,297	0,277	7,235	0,119	0,354	0,011	0,005	0,0155	0,469	0,001	8,127
		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,246	8,805	0,073	2,807	0,0005	0,020	0,138	0,188	8,586	0,070	11,462	0,020	0,010	0,0009	0,495	0,001	12,897
		<i>H. brasiliensis</i>	Traíra	ND	4,935	0,019	0,072	0,0006	0,004	0,067	0,300	6,524	0,199	0,748	0,009	0,005	0,0006	0,552	0,001	8,158
		<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	ND	5,121	0,040	0,110	0,0018	0,004	0,093	0,192	6,757	0,068	0,507	0,014	0,012	0,0018	0,680	0,002	7,346
		<i>H. off. malabaricus</i>	Traíra	0,0004	3,807	0,034	0,182	0,0008	0,003	0,223	0,229	7,711	0,218	0,879	0,013	ND	0,0006	0,689	0,002	11,617

BAIXO	SECA	CN	<i>H. brasiliensis</i>	Traíra	0,009	4,901	0,026	0,049	0,0003	0,004	0,103	0,224	9,598	0,289	0,466	0,014	0,001	0,0003	0,747	0,001	6,962
			<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,484	13,934	0,188	0,118	0,0005	0,013	0,171	0,373	21,057	0,022	0,374	0,074	0,008	0,0009	0,919	0,002	12,582
			<i>T. striatulus</i>	Cumbaca/Serrudo	0,0011	8,230	0,017	0,125	0,0008	0,011	0,236	0,549	16,056	0,361	0,651	0,023	0,015	0,0008	0,453	0,002	12,931
			<i>D. carinotus</i>	Cascudo-laje	0,0003	5,669	0,016	0,024	0,0001	0,003	0,139	0,117	5,569	0,027	0,146	0,009	0,001	0,00004	0,660	ND	3,837
			<i>H. intermedius</i>	Trairão	0,0002	3,216	0,038	0,240	0,0005	0,002	0,107	0,145	5,502	0,277	1,011	0,005	0,003	0,0001	1,165	ND	5,001
			<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0003	7,707	0,018	0,235	0,0002	0,008	0,120	0,206	8,772	0,106	1,212	0,012	0,005	0,0003	1,236	0,002	4,066
			<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,0005	4,197	0,015	0,090	0,0002	0,005	0,150	0,140	6,897	0,031	0,171	0,015	0,004	0,0002	0,823	ND	4,793
			<i>M. conirostris</i>	Corimba/Comrimbata	0,0001	2,294	0,014	0,063	0,0003	0,019	0,054	0,137	3,766	0,199	2,040	0,006	0,001	0,0001	1,330	ND	2,819
			<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	0,0002	3,013	0,020	0,116	0,0003	0,001	0,117	0,163	3,219	0,591	1,458	0,008	0,002	0,0002	0,495	ND	6,108
			<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0004	6,361	0,013	0,210	0,0002	0,006	0,117	0,261	8,521	0,059	0,712	0,010	0,003	0,0005	0,272	0,002	4,553
	CP	<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0002	2,267	0,015	0,019	0,0003	0,003	0,037	0,092	2,905	0,194	0,134	0,002	0,001	ND	0,777	ND	3,259	
		<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0006	8,773	0,010	0,094	0,0001	0,007	0,132	0,207	4,598	0,063	0,605	0,009	0,005	0,0004	0,355	0,001	5,297	
		<i>A. bimaculatus</i>	Lambari	0,00004	3,120	0,006	0,154	0,0001	0,002	0,081	0,197	4,485	0,015	0,964	0,016	0,002	ND	0,370	0,001	6,608	
		<i>C. lacustris</i>	Jacundá	0,0002	2,874	0,082	0,520	0,0000	0,002	0,127	0,120	3,602	0,034	0,374	0,009	0,001	0,0001	1,034	ND	4,830	
	DA	<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	0,0002	3,541	0,025	0,064	0,0002	0,004	0,091	0,165	6,587	0,096	0,448	0,007	0,001	0,0007	1,455	ND	4,167	
		<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0002	4,993	0,018	0,028	0,0002	0,004	0,191	0,206	7,709	0,130	0,223	0,008	0,002	0,0002	0,828	ND	3,807	
		CHUVOSA	CN	<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0006	2,401	0,147	0,076	0,0019	0,019	0,252	0,762	24,402	0,509	0,951	0,023	ND	0,0037	2,462	0,001
	<i>P. maculatus</i>			Mandi-amarelo	0,0002	5,281	0,152	0,230	0,0007	0,009	0,193	0,338	11,298	0,282	1,126	0,014	0,007	0,0004	1,515	0,002	9,315
	<i>P. nattereri</i>			Piranha-vermelha	0,0001	4,290	0,033	0,075	0,0002	0,005	0,158	0,254	4,520	0,547	0,334	ND	ND	ND	0,965	0,004	5,686
	<i>T. striatulus</i>			Cumbaca/Serrudo	0,0004	8,022	0,023	0,103	0,0013	0,010	0,347	1,029	21,564	0,191	0,668	0,030	0,009	0,0007	0,610	0,004	16,920
	<i>A. bimaculatus</i>			Lambari	ND	5,807	0,015	1,114	0,0002	0,005	0,121	0,366	7,381	0,253	4,128	0,026	0,010	0,0003	0,515	0,003	20,194
CP	<i>H. littorale</i>		Tamoatá	0,0001	10,283	0,019	1,163	0,0019	0,007	0,102	0,405	15,749	0,250	3,810	0,004	0,012	0,0002	0,663	0,001	7,501	
	<i>P. nattereri</i>		Piranha-vermelha	0,0002	7,962	0,017	0,171	0,0002	0,010	0,187	0,271	11,971	0,225	0,569	0,010	0,005	0,0003	0,592	0,002	7,569	
	<i>P. piraya</i>		Piranha-amarela	0,0003	14,092	0,033	0,093	0,0004	0,008	0,210	0,246	13,315	0,205	0,253	0,049	0,008	0,0008	0,497	0,002	8,434	
DA	<i>T. striatulus</i>		Cumbaca/Serrudo	0,0003	6,958	0,011	0,472	0,0002	0,008	0,158	0,393	10,010	0,219	0,476	0,013	0,005	0,0005	0,550	0,001	6,712	
	<i>H. aff. malabaricus</i>		Traíra	0,0007	14,969	0,049	0,624	0,0005	0,003	0,071	0,211	4,931	0,424	4,299	0,016	0,007	0,0003	1,485	0,002	7,745	
	<i>H. littorale</i>		Tamoatá	0,0004	5,775	0,029	0,951	0,0008	0,011	0,172	0,506	17,158	0,277	4,979	0,010	0,008	0,0004	1,629	0,002	8,829	
ESTUÁRIO	SECA	DA	<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,0003	6,066	0,008	0,465	0,0015	0,009	0,187	0,524	15,220	0,182	3,504	0,020	0,019	0,0005	0,545	0,003	11,982
			<i>G. genidens</i>	Bagre	0,0005	8,281	4,208	0,499	0,0003	0,021	0,165	0,258	13,313	0,410	0,427	0,008	0,007	0,0006	0,363	0,002	6,845
			<i>G. oceanicus</i>	Amoré/Moré-de-areia	0,0006	28,796	0,160	0,796	0,0005	0,031	0,199	0,163	23,187	0,027	2,343	0,050	0,025	0,0030	0,679	0,003	8,766
			<i>M. littoralis</i>	Judeu/Papa-terra	0,0011	3,566	0,623	0,623	0,0003	0,020	0,179	0,167	6,036	0,155	0,674	0,016	0,007	0,0007	1,190	0,002	6,657
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0004	1,456	0,051	0,027	0,0005	0,005	0,156	0,301	8,552	0,157	0,186	0,005	0,004	0,0001	1,112	0,001	4,625
	<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,0007	2,514	0,063	0,120	0,0024	0,017	0,087	0,349	9,945	0,346	0,494	0,006	0,006	0,0004	0,473	0,001	6,656		
	CHUVOSA	DA	<i>G. genidens</i>	Bagre	0,0003	10,603	13,457	0,762	0,0007	0,048	0,210	0,719	19,546	0,388	0,663	0,010	0,005	0,0004	0,652	0,002	17,845
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0003	8,412	0,407	0,071	0,0011	0,009	0,213	0,383	12,132	0,335	0,393	0,016	0,003	0,0003	2,053	0,002	9,540
			<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,0002	2,813	0,198	0,144	0,0056	0,030	0,151	1,454	29,222	0,439	0,765	0,011	0,005	0,0003	0,793	0,002	13,618
	MAR	CHUVOSA	MAR 1	<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	0,0002	12,216	20,634	0,066	0,0003	0,022	0,224	0,471	14,706	0,173	0,438	0,009	0,005	0,0006	0,602	0,004
<i>C. spixii</i>				Bagre-amarelo	0,0004	10,117	26,422	0,173	0,0002	0,024	0,280	0,487	14,668	0,167	0,909	0,102	0,003	0,0014	0,812	0,003	10,783
<i>C. spixii</i>				Bagre-amarelo	0,0003	13,444	43,004	0,182	0,0003	0,025	0,172	0,392	16,130	0,284	0,919	0,016	0,009	0,0015	0,912	0,003	11,210
<i>C. nobilis</i>				Roncador	0,0003	5,446	4,900	0,092	0,0002	0,012	0,109	0,328	6,936	0,048	0,974	0,012	0,007	0,0006	1,162	0,002	8,079
<i>C. spixii</i>				Bagre-amarelo	0,0006	10,060	20,691	0,311	0,0002	0,022	0,119	0,438	11,048	0,105	1,379	0,016	0,003	0,0012	0,677	0,002	10,718
<i>C. nobilis</i>				Roncador	0,0001	6,484	5,945	0,142	0,0002	0,009	0,180	0,380	6,631	0,037	1,024	0,010	0,002	0,0004	1,409	ND	9,951

MAR 5	<i>Paralichthys sp</i>	Linguado	0,034	5,000	3,509	0,385	0,0006	0,023	0,369	0,278	11,008	0,092	3,607	0,031	0,0004	0,0006	1,015	0,001	22,073
	<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	0,0002	7,728	31,726	0,188	0,0001	0,028	0,151	0,449	10,935	0,145	0,976	0,023	0,005	0,0010	0,805	0,001	7,768
	<i>C. nobilis</i>	Roncador	0,0004	7,804	2,918	0,152	0,0001	0,016	0,225	0,334	9,076	0,049	1,368	0,018	0,023	0,0013	1,509	0,002	12,073
	<i>C. nobilis</i>	Roncador	0,0017	11,518	2,897	0,116	0,0002	0,008	0,189	0,221	9,813	0,038	0,715	0,026	ND	0,0012	0,952	0,010	12,605
MAR6	<i>Paralichthys sp</i>	Linguado	1,619	8,677	6,669	0,171	0,0003	0,008	0,154	0,385	7,095	0,026	0,921	0,040	0,014	0,0017	1,081	0,012	9,248
	<i>S. stellifer</i>	Cangoá/Cangulo	ND	11,228	4,349	0,138	0,0002	0,008	0,151	0,261	7,291	0,060	0,816	0,010	0,002	ND	0,761	ND	8,257
	<i>Symphurus sp</i>	Linguado	0,0001	17,601	1,479	0,099	0,0002	0,008	0,353	0,259	6,100	0,019	0,551	0,022	ND	0,0003	0,628	0,006	5,942

A coloração das células indica o gradiente de concentração encontrado entre as espécies em cada um dos pontos. CN – controle negativo; CP – controle positivo; DA – diretamente afetado; DQ S4 – dique S4. Dentre os pontos marinhos, os pontos 1, 3 e 5 correspondem aos pontos distantes 5km da costa e, os pontos 2, 4 e 6 os pontos distantes 20 km da costa. ND – não determinado.

Tabela 10. Média das concentrações dos elementos As, Cd, Hg e Pb (mg.kg⁻¹ de peso úmido) por espécie capturada em cada um dos pontos amostrais, nas campanhas seca e chuvosa, nos diferentes compartimentos dos ambientes aquático continental, estuarino e marinho acometidos pelo desastre

Comp.	Estação	Ponto	Espécie	Nome comum	As	Cd	Hg	Pb
ALTO	SECA	CN	<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,0149	0,00012	0,2027	0,0027
			<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,0439	0,00078	0,0094	0,0005
			<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	0,0079	0,00006	0,0413	0,0022
			<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	0,0018	0,00015	0,0468	0,0031
			<i>R. quelen</i>	Bagre/Jundiá	0,0103	0,00006	0,0318	0,0011
		CP	<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,2775	0,00009	0,1241	0,0035
			<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	0,0237	0,00025	0,0445	0,0023
		DA	<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,0199	0,00024	0,0548	0,0029
			<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	0,0230	0,00010	0,0364	0,0005
		DQ S4	<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	0,0071	0,00021	0,5452	0,0117
	CHUVOSA	CN	<i>A. fasciatus</i>	Lambari do rabo vermelho	0,0031	0,00025	0,0364	0,0120
			<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,0335	0,00040	0,0595	0,0080
			<i>H. intermedius</i>	Trairão	0,0086	0,00040	0,1358	0,0130
			<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	0,0274	0,00051	0,0878	0,0110
			<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,8098	0,00025	0,2383	0,0085
		CP	<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	1,6509	0,00068	0,1365	0,0048
			<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	0,0463	0,00055	0,2160	0,0231
		DA	<i>R. quelen</i>	Bagre/Jundiá	0,1175	0,00028	0,4683	0,0334
		DQ S4	<i>A. ipatinguensis</i>	Acará	0,0109	0,00038	0,1336	0,0241
		MÉDIO	SECA	CN	<i>O. niloticus</i>	Tilápia	0,0019	0,00007
<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo				0,0132	0,00056	0,1783	0,0030
<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha				0,0085	0,00015	0,0777	0,0015
CP	<i>A. bimaculatus</i>			Lambari	0,0277	0,00009	0,0181	ND
	<i>G. brasiliensis</i>			Cará/Acará	0,0349	0,00014	0,0381	ND
DA	<i>H. intermedius</i>			Trairão	0,0432	0,00021	0,1351	0,0015
	<i>H. affinis</i>			Cascudo	0,1184	0,00023	0,0178	0,0037
	<i>P. maculatus</i>			Mandi-amarelo	0,0142	0,00069	0,2549	0,0035
	<i>P. nattereri</i>			Piranha-vermelha	0,0099	0,00153	0,0898	0,0093
	<i>P. wertheimeri</i>			Cascudo	0,0096	0,00019	0,2024	0,0030
CHUVOSA	CN		<i>C. rendalli</i>	Tilápia rendalii	0,3700	0,00034	0,0148	0,0046
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0351	0,00068	0,0814	0,0096
			<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0655	0,00048	0,1187	0,0048
	CP		<i>G. brasiliensis</i>	Cará/Acará	0,0734	0,00049	0,0704	0,0105
			<i>H. brasiliensis</i>	Traíra	0,0194	0,00057	0,1992	0,0050
			<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	0,0399	0,00183	0,0676	0,0123
	DA		<i>H. aff. malabaricus</i>	Traíra	0,0341	0,00075	0,2175	ND
			<i>H. brasiliensis</i>	Traíra	0,0263	0,00025	0,2889	0,0006
			<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,1877	0,00054	0,0220	0,0078
			<i>T. striatulus</i>	Cumbaca/Serrudo	0,0167	0,00084	0,3606	0,0149
BAIXO	SECA	CN	<i>D. carinotus</i>	Cascudo-laje	0,0159	0,00014	0,0266	0,0014
			<i>H. intermedius</i>	Trairão	0,0385	0,00046	0,2774	0,0030
			<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0179	0,00019	0,1063	0,0052
			<i>H. affinis</i>	Cascudo	0,0148	0,00019	0,0308	0,0037
			<i>M. conirostris</i>	Corimba/Comrimbata	0,0137	0,00028	0,1994	0,0011
			<i>O. acutirostris</i>	Lambari-bocarra	0,0200	0,00033	0,5905	0,0016
		CP	<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0135	0,00019	0,0592	0,0028
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0153	0,00032	0,1936	0,0005
			<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0100	0,00010	0,0634	0,0054
		DA	<i>A. bimaculatus</i>	Lambari	0,0056	0,00010	0,0151	0,0020
			<i>C. lacustris</i>	Jacundá	0,0823	0,00004	0,0341	0,0010
			<i>L. castaneus</i>	Cascudo-viola	0,0246	0,00017	0,0965	0,0014

ESTUÁRIO	CHUVOSA	CN	<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0177	0,00018	0,1302	0,0023
			<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,1465	0,00189	0,5094	ND
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,1519	0,00075	0,2823	0,0071
			<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0332	0,00020	0,5467	ND
			<i>T. striatulus</i>	Cumbaca/Serrudo	0,0231	0,00127	0,1909	0,0086
		CP	<i>A. bimaculatus</i>	Lambari	0,0147	0,00023	0,2528	0,0103
			<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0195	0,00193	0,2497	0,0119
			<i>P. nattereri</i>	Piranha-vermelha	0,0170	0,00023	0,2249	0,0046
			<i>P. piraya</i>	Piranha-amarela	0,0327	0,00038	0,2052	0,0078
			<i>T. striatulus</i>	Cumbaca/Serrudo	0,0112	0,00024	0,2192	0,0053
		DA	<i>H. aff. malabaricus</i>	Traíra	0,0493	0,00049	0,4236	0,0071
			<i>H. littorale</i>	Tamoatá	0,0290	0,00083	0,2766	0,0084
			<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,0081	0,00151	0,1822	0,0192
	SECA	DA	<i>G. genidens</i>	Bagre	4,2080	0,0003	0,4103	0,0072
			<i>G. oceanicus</i>	Amoré/Moré-de-areia	0,1597	0,0005	0,0267	0,0249
			<i>M. littoralis</i>	Judeu/Papa-terra	0,6230	0,0003	0,1548	0,0065
			<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,0507	0,0005	0,1566	0,0038
			<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,0629	0,0024	0,3460	0,0062
			<i>G. genidens</i>	Bagre	13,4566	0,0007	0,3882	0,0048
		CHUVOSA	<i>P. maculatus</i>	Mandi-amarelo	0,4073	0,0011	0,3352	0,0025
			<i>P. affinis</i>	Cumbaquinha	0,1980	0,0056	0,4394	0,0045
			<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	20,6345	0,0003	0,1726	0,0051
	MAR	CHUVOSA	<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	26,4216	0,0002	0,1668	0,0025
			<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	43,0039	0,0003	0,2845	0,0090
			<i>C. nobilis</i>	Roncador	4,8996	0,0002	0,0479	0,0069
			<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	20,6906	0,0002	0,1049	0,0026
			<i>C. nobilis</i>	Roncador	5,9453	0,0002	0,0371	0,0016
			<i>Paralichthys sp</i>	Linguado	3,5091	0,0006	0,0919	0,0004
			<i>C. spixii</i>	Bagre-amarelo	31,7259	0,0001	0,1448	0,0055
			<i>C. nobilis</i>	Roncador	2,9181	0,0001	0,0485	0,0230
			<i>C. nobilis</i>	Roncador	6,6687	0,0003	0,0261	0,0138
			<i>Paralichthys sp</i>	Linguado	4,3487	0,0002	0,0601	0,0025
			<i>S. stellifer</i>	Cangoá/Cangulo	1,4789	0,0002	0,0187	ND
			<i>Symphurus sp</i>	Linguado	5,7215	0,0003	0,0704	ND

ND = não determinado; células coloridas correspondem às violações perante a regulamentação nacional

Estudos realizados previamente ao desastre (linha base), ao longo dos compartimentos da porção continental, já indicavam que espécies de hábitos bentônicos (ou de fundo) apresentam maior tendência em acumular EPTs (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, esses estudos de linha base foram, em sua maior parte, desenvolvidos nos rios Carmo e Piracicaba, que não foram atingidos pelo desastre, mas, são reconhecidamente considerados como impactados (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017). Esses rios foram incluídos no presente estudo como controles positivos dos compartimentos 1 (alto) e 2 (médio), respectivamente. A comparação entre os estudos de linha base e os dados obtidos pelo Lactec, por meio das médias das concentrações de EPTs, em peixes capturados no rio Carmo e Piracicaba, demonstram que os valores encontrados estão dentro do previamente descrito e, em alguns casos, até foram reduzidos. Porém, ao comparar os

resultados do único estudo de linha base desenvolvido exatamente no rio Doce (VIII - ANDRADE, 2003) com os dados aqui apresentados, é possível verificar que houve incremento nas concentrações dos elementos em 2 vezes para Cr, 38 vezes para Cu, 25 vezes para Fe e de 10 vezes para Mn e Zn (Tabela 11), ficando evidente a contribuição do desastre sobre o processo de acúmulo desses nos peixes capturados na calha deste rio. É válido ressaltar que os resultados apresentados pelo Lactec para o rio Doce (Tabela 11) correspondem a uma média das concentrações de EPTs ao longo dos três compartimentos da porção continental acometidos pela passagem da onda de lama tanto na estação seca quanto na chuvosa, pois, se considerados os compartimentos de forma isolada e/ou as concentrações obtidas em cada uma das estações as variações seriam ainda maiores. Reforça-se, ainda, a ausência de linha base para os elementos Ag, Al, As, Ba, Co, Hg, Sb, Se e Sn no rio Doce, os quais, como já mencionado, apresentaram elevadas concentrações. Apesar disso, quando a concentração média dos EPTs são comparadas às médias das concentrações obtidas para esses elementos nos peixes capturados nos pontos controle negativo de cada um dos compartimentos corrobora-se o incremento nas concentrações desses nos pontos diretamente afetados (Tabela 7).

Tabela 11. Média das concentrações de EPTs (mg.kg⁻¹ em peso úmido) determinadas em tecido muscular de peixes capturados na região continental da bacia do rio Doce pré e pós o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – MG.

	Pré-desastre								Pós-desastre		
	Compartimento 1 (alto rio Doce)			Compartimento 2 (médio rio Doce)					Compartimento 1	Compartimento 2	
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	LACTEC	LACTEC	LACTEC
	rio do Carmo	rio do Carmo	rio Piracicaba	rio Piracicaba	rio Piracicaba	rio Piracicaba	rio Piracicaba	rio Doce	rio do Carmo	rio Piracicaba	rio Doce
Ag	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,246	0,051
Al	115	ND	ND	ND	ND	259	ND	ND	7,214	4,472	8,204
As	0,31	2	ND	1,95	ND	ND	1,95	ND	0,517	0,040	0,056
Ba	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,266	0,523	0,319
Cd	1,6	ND	0,55	ND	ND	4,6	ND	0,1	0,0002	0,0007	0,0005
Co	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,017	0,007	0,011
Cr	6	ND	6,7	1,9	ND	9,5	1,9	0,06	0,126	0,129	0,144
Cu	2,6	ND	1,45	ND	ND	11,7	ND	0,02	0,180	0,223	0,768
Fe	168	ND	555	ND	ND	ND	ND	0,82	8,902	6,284	20,102
Hg	0,11	0,26	ND	1,07	0,1	ND	1,07	ND	0,176	0,058	0,197
Mn	57	ND	58	ND	ND	15	ND	0,17	1,115	2,321	1,644
Ni	2,7	ND	2,05	ND	ND	3,4	ND	0,2	0,012	0,014	0,020
Pb	2,1	ND	4	ND	ND	142	ND	1,18	0,007	0,011	0,010
Sb	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,0009	0,0008	0,001
Se	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,866	0,455	0,713
Sn	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,001	0,002	0,002
Zn	32	ND	32,5	56	ND	50	ND	0,75	8,222	8,218	7,141

Números romanos correspondem às referências citadas, a saber: I – Ramos (2005); II – Palmieri (2006); III – Jordão et al. (1996); IV – Queiroz (2006), V – Arantes et al. (2009), VI - Morais (2009), VII - Andrade et al. (2010), VIII - Andrade (2003). A referência VI – Morais (2009) é a única cujos resultados são apresentados em peso seco. Células coloridas correspondem aos resultados dos elementos que apresentaram aumento na concentração quando comparados os dados de linha base (coluna VIII) em relação aos obtidos pelo Lactec. Os valores apresentados pelo Lactec correspondem a média dos resultados obtidos nas estações seca e chuvosa.

Para a porção estuarina-marinha (entenda-se exatamente a foz do rio Doce e porção adjacente à costa, respectivamente) não existe linha de base, salvo o estudo realizado pela equipe de pesquisadores da FAURG (2016) que realizou amostragem na região marinha-estuarina próxima a foz do rio Doce para avaliação da concentração de EPTs em peixes da região antes da chegada da lama no local. A maior parte dos estudos realizados na região litorânea do estado do Espírito Santo foi realizada em Vitória, devido ao histórico da região quanto à contaminação (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; JESUS et al., 2006; MOREIRA, 2011; SOUZA et al., 2013). Porém, desses estudos apenas dois utilizaram peixes como bioindicadores (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; SOUZA et al., 2013). Além disso, existem alguns estudos realizados na Lagoa Mãe-Bá, que apesar de ser uma lagoa de água doce, tem sido estudada quanto à contaminação por EPTs por estar situada ao lado da Barragem Norte, que corresponde a unidade pelletizadora da Samarco, e receber resíduos dessa barragem por meio de um barramento que é aberto, em média, quatro vezes por ano por cerca de 72h (PEREIRA; MENDONÇA; ANDRADE FILHO, 2006; FERNANDES et al., 2009). Dos três estudos realizados nessa lagoa (PEREIRA et al., 2008; PEREIRA et al., 2010; PEREIRA; HATTUM; BROUWER, 2012) apenas Pereira et al. (2010) avaliaram espécimes de peixes quanto à contaminação e bioacumulação de EPTs em tecido muscular. Existem, ainda, dois estudos realizados na região de Santa Cruz (SOUZA et al., 2013; NIENCHESKI et al., 2014) que avaliaram a concentração de EPTs em peixes. Devido à baixa disponibilidade de estudos exatamente na foz do rio Doce e porção marinha adjacente, todos os estudos supracitados, serão utilizados como linha base em relação aos resultados obtidos pelo Lactec.

Assim como já mencionado na porção continental e em estudos realizados previamente ao desastre (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; PEREIRA et al., 2010; SOUZA et al., 2013), espécimes de hábitos associados aos sedimentos e que possuem a carnivoria como hábito alimentar acumularam maiores concentrações de EPTs (Tabela 9). Do mesmo modo, corroborar-se para a região estuarina-marinha a contribuição do desastre para o aumento nas concentrações de EPTs em tecido muscular de peixes. Dos estudos considerados como linha base (Tabela 12), alguns foram realizados em locais onde a concentração de EPTs já era considerada elevada, como no caso da baía de Vitória (JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; SOUZA et al., 2013). Além disso, mesmo para aqueles cuja concentração é apresentada em peso seco (PEREIRA et al., 2010; SOUZA et al., 2013), as concentrações são inferiores às determinadas no presente estudo, cujas concentrações são apresentadas em peso úmido, ou seja, “mais diluídas”. Se considerarmos como linha base exclusivamente o estudo realizado pela FAURG

(2016) na região da foz do rio Doce antes da chegada da lama e compararmos aos resultados obtidos pelo Lactec para esta mesma região, os incrementos nas concentrações foram de: 1457 vezes para Cd, 5572 vezes para Cr, 534 vezes para Cu, 3074 vezes para Fe, 1102 vezes para Mn e 277 vezes para Pb. Porém, estariam ausentes valores de linha de base para os elementos Ag, Al, As, Ba, Co, Hg, Ni, Sb, Se, Sn e Zn (Tabela 12).

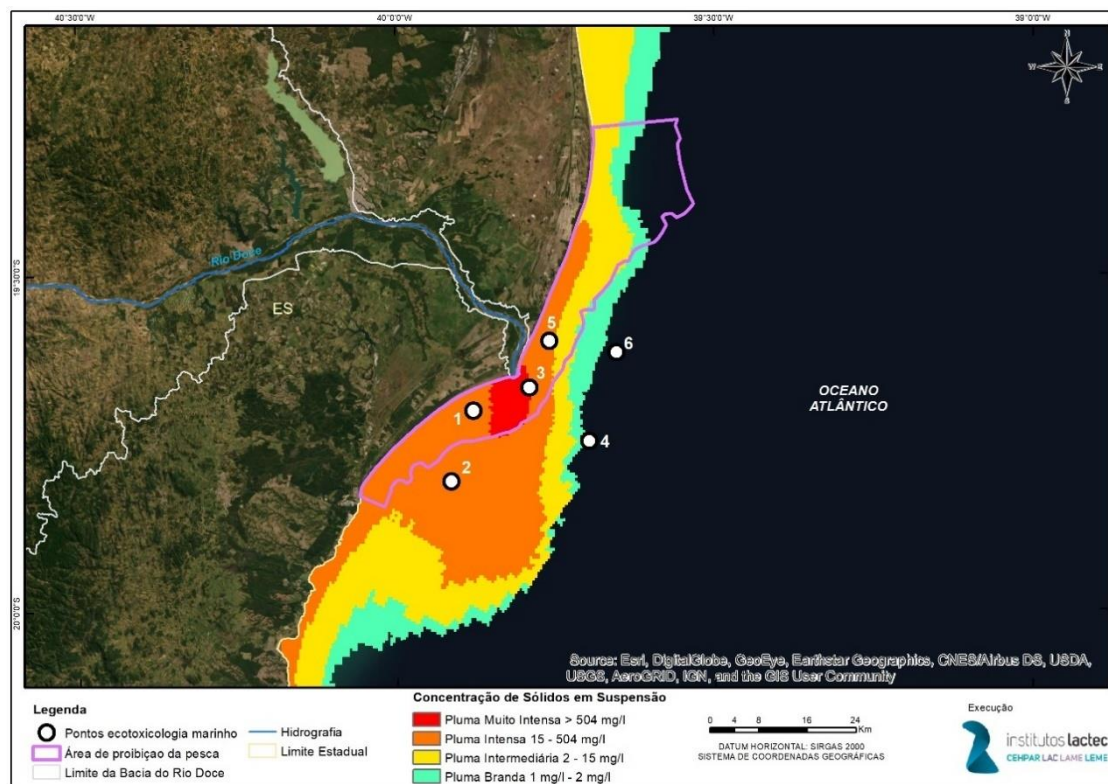
É válido ressaltar que as concentrações dos EPTs determinadas nos peixes capturados na porção marinha, tanto nos pontos mais próximos da costa (1, 3 e 5) quanto nos mais afastados (pontos 2, 4 e 6), também estão bastante elevadas (Tabela 7 e Tabela 9). Nesse caso, se utilizarmos os resultados obtidos pelo Lactec para a foz do rio Doce como linha de base, é possível verificar que as concentrações dos elementos Al, As, Mn, Pb, Sb, Se, Sn e Zn, na maior parte dos pontos marinhos, estão superiores às encontradas para a foz do rio Doce e que, para os elementos Cr, Cu e Fe as concentrações estão muito similares (Tabela 12). É importante ressaltar que os pontos 2, 4 e 6, localizados a 20 km da costa, estão fora da faixa de proibição da pesca estabelecida pela Justiça Federal do Espírito Santo [processo nº 0002571-13.2016.4.02.5004 (2016.50.04.002571-0) datada de 17/02/2016] (Figura 2) e, mesmo estando localizados onde a concentração de sólidos em suspensão é menor, os peixes capturados nessas localidades também apresentaram elevadas concentrações dos diferentes EPTs, o que pode indicar que a localidade está recebendo contribuição do material advindo da foz do rio Doce e que o deslocamento dos organismos faz com que os mesmos se contaminem em outras localidades.

Tabela 12. Média das concentrações de EPTs (mg.kg^{-1}) determinadas em tecido muscular de peixes capturados na região costeira (estuarina-marinha) adjacente à bacia do rio Doce pré e pós o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana – MG.

	Pré-Desastre						Pós-desastre						
	Lagoa Mãe-Bá	Vitória	Santa Cruz	Vitória	Santa Cruz	Foz do rio Doce	Foz do rio Doce	Mar 1 (sul)	Mar 3 (foz)	Mar 5 (norte)	Mar 2 (sul)	Mar 4 (foz)	Mar 6 (norte)
	I ^a	II	III ^b	IV	V ^c		Dados obtidos pelo Lactec (mg.kg^{-1} de peso úmido)						
Ag	ND	ND	<LQ	<LQ	ND	ND	0,0004	0,0002	0,0003	0,0003	0,0004	0,01	0,97
Al	8,92	ND	2,7	1,4	ND	ND	6,978	12,22	11,16	7,75	10,12	8,77	8,98
As	0,1	ND	0,82	0,51	ND	ND	4,805	20,63	32,12	22,12	26,42	15,61	6,04
Ba	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,377	0,07	0,16	0,18	0,17	0,27	0,14
Cd	0,037	0,028	<LQ	<LQ	0,173	0,000001	0,001	0,0003	0,0003	0,0001	0,0002	0,0002	0,0003
Co	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,026	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01
Cr	0,075	0,155	0,07	0,11	0,0002	0,00003	0,167	0,22	0,15	0,18	0,28	0,15	0,20
Cu	1,21	0,237	0,66	0,57	0,0049	0,001	0,534	0,47	0,37	0,41	0,49	0,41	0,32
Fe	33,87	ND	7,8	5	ND	0,005	15,369	14,71	13,50	10,32	14,67	9,87	7,14
Hg	0,203	ND	0,24	0,22	ND	ND	0,351	0,17	0,22	0,11	0,17	0,09	0,04
Mn	1,66	ND	0,95	0,39	ND	0,0005	0,551	0,44	0,93	1,11	0,91	1,43	0,84
Ni	0,023	ND	<LQ	0,05	ND	ND	0,010	0,01	0,02	0,02	0,10	0,02	0,03
Pb	0,024	0,25	0,05	0,1	ND	0,00002	0,006	0,01	0,01	0,01	0,003	0,002	0,01
Sb	ND	ND	ND	ND	0,0004	ND	0,0005	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Se	ND	ND	0,29	0,69	ND	ND	0,807	0,60	0,98	1,04	0,81	0,89	1,03
Sn	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,002	0,004	0,003	0,001	0,003	0,002	0,01
Zn	34,12	4,7	14,2	12	0,0167	ND	10,706	12,63	10,32	9,20	10,78	11,27	8,87

Números romanos correspondem às referências citadas, *a saber*: I – Pereira et al. (2010); II – Joyeux; Campanha Filho; Jesus (2004); III – Souza et al. (2013); IV – Niencheski et al. (2014); V – FAURG (2016). a e b – Correspondem à referências cujos resultados são apresentados em peso seco. c – corresponde à referência cujos valores foram aproximados devido terem sido obtidos de gráficos e não de dados brutos. Os valores apresentados pelo Lactec correspondem a média dos resultados obtidos nas estações seca e chuvosa para cada um dos pontos. Células coloridas correspondem aos resultados dos elementos que apresentaram aumento na concentração quando comparados os dados de linha base (coluna V) aos obtidos pelo Lactec.

Figura 2. Mapa da delimitação da área de proibição da pesca (em magenta) e da concentração de sólidos em suspensão na região estuária-marinha acometida pela lama proveniente do rompimento da Barragem de Fundão, em Marina - MG



Como os organismos aquáticos concentram EPTs em quantidades superiores às encontradas nos demais compartimentos do ambiente (água e sedimento), os mesmos são considerados responsáveis pela dinâmica de ciclagem desses elementos nos ecossistemas, atuando na exportação entre os ambientes aquáticos e terrestres, via cadeia alimentar, ampliando o risco humano à contaminação (PFEIFFER et al., 1995; RAMOS, 2005; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014). Desse modo, quando os valores médios de EPTs determinados nos peixes capturados ao longo de toda a extensão acometida pelo desastre foram convertidos em porcentagens para identificação da representatividade dentro do limite máximo permitido por dia pelas regulamentações nacionais (ANVISA, 2018) e internacionais (FAO/WHO, 2016; US EPA, 2019) foi possível verificar que os elementos As e Hg na maioria dos pontos e os elementos Ag e Se (de forma pontual) representaram mais do que 100% do limite diário estabelecido pelas regulamentações nacionais e internacionais quando considerada uma porção média peixe de 309 g, conforme média descrita para a população por meio da Pesquisa de Orçamento Familiar (ANVISA, 2019) (Tabela 13). Além disso, para os elementos As, Hg, Mn e Se, existem para vários pontos valores que representam mais de 50% do limite diário estabelecido (Tabela 13). É importante ressaltar que os níveis máximos permitidos pelos órgãos de controle nacional e

internacional quanto à ingestão diária variam entre si devido à diferenças no potencial toxicológico de cada elemento, da qualidade ambiental de cada país, bem como da representatividade dessa fonte de proteína na dieta (QUEIROZ, 2006). Porém, mesmo quando a menor porção de peixe (60 g) é considerada como a porção média consumida, a representatividade da concentração de As e Hg em relação aos limites máximos permitidos é considerável, sendo na maior parte dos pontos acima de 50%, mas para as regiões estuarina-marinha ainda extrapolando os 100% quando se trata do As (Tabela 14).

Tabela 13. Porcentagem de ingestão diária de EPTs, presentes no pescado do rio Doce e porção estuarina-marinha adjacente, em relação aos limites determinados em regulamentações nacionais e internacionais para uma porção de 309g de peixe

		Concentrações (mg/L)																									
		Ag	Al	As	As	Ba	Cd	Cd	Cr	Cu	Cu	Fe	Fe	Hg	Hg	Mn	Mn	Pb	Sb	Se	Se	Sn	Zn	Zn	Zn		
		CODEX	17,14	0,18	0,05				3		48		0,034		0,21				120		18						
		IN					0,25		8,97		34,31		1,66				0,3		29,59								
		EPA	0,3	0,018				12	0,006						0,018		8,4	0,024				0,3	18				
ALTO	SECA	CN	ND	4,7	2,4	23,7	0,5	0,1	0,7	7,2	1,6	0,5	3,4	4,8	128,3	244,4	1,7	8,7	0,4	0,6	32,4	30,4	<0,1	7,7	4,7	7,7	
		CP	ND	9,1	47,6	476,4	0,5	0,1	0,5	8,4	1,4	0,5	4,5	6,3	111,9	213,1	2,1	10,5	0,5	0,3	52,2	48,9	<0,1	8,0	4,9	8,0	
		DA	ND	8,2	3,8	38,0	1,6	0,1	1,2	9,0	1,2	0,4	3,1	4,3	43,1	82,1	1,4	7,2	0,3	0,5	30,9	28,9	<0,1	6,0	3,6	6,0	
		DQ S4	ND	10,7	1,2	12,2	0,4	0,1	1,1	17,3	3,7	1,2	11,6	16,3	491,3	935,9	6,4	32,3	1,7	0,5	73,4	68,8	<0,1	27,4	16,7	27,4	
	CHUVOSA	CN	ND	4,7	2,4	23,7	0,5	0,1	0,7	7,2	1,6	0,5	3,4	4,8	128,3	244,4	1,7	8,7	0,4	0,6	32,4	30,4	<0,1	7,7	4,7	7,7	
		CP	ND	9,1	47,6	476,4	0,5	0,1	0,5	8,4	1,4	0,5	4,5	6,3	111,9	213,1	2,1	10,5	0,5	0,3	52,2	48,9	<0,1	8,0	4,9	8,0	
		DA	ND	8,2	3,8	38,0	1,6	0,1	1,2	9,0	1,2	0,4	3,1	4,3	43,1	82,1	1,4	7,2	0,3	0,5	30,9	28,9	<0,1	6,0	3,6	6,0	
		DQ S4	ND	10,7	1,2	12,2	0,4	0,1	1,1	17,3	3,7	1,2	11,6	16,3	491,3	935,9	6,4	32,3	1,7	0,5	73,4	68,8	<0,1	27,4	16,7	27,4	
MÉDIO	SECA	CN	ND	3,0	1,3	13,2	0,1	0,2	1,4	12,6	1,5	0,5	2,6	3,6	74,3	141,6	0,7	3,5	0,4	0,3	38,0	35,7	<0,1	5,9	3,6	5,9	
		CP	ND	4,7	5,4	53,8	0,1	0,1	0,6	19,0	2,5	0,8	3,4	4,7	25,3	48,3	1,6	8,3	ND	0,4	31,8	29,9	ND	12,2	7,4	12,2	
		DA	0,1	11,3	9,6	95,6	0,3	0,3	2,1	11,5	29,2	9,8	3,7	5,1	103,3	196,8	1,4	7,1	0,6	0,4	57,7	54,1	<0,1	6,5	3,9	6,5	
	CHUVOSA	CN	ND	16,0	29,3	293,4	0,2	0,3	2,8	29,5	2,8	0,9	6,4	9,0	58,1	110,6	1,7	8,6	1,0	4,8	53,9	50,5	<0,1	15,6	9,5	15,6	
CP		25,4	11,4	8,3	82,7	2,6	0,7	6,2	12,9	2,1	0,7	4,7	6,6	78,7	149,9	15,4	78,1	1,5	1,8	61,8	58,0	<0,1	16,0	9,7	16,0		
DA		20,9	16,9	14,3	143,2	0,3	0,4	3,3	23,6	4,1	1,4	10,3	14,4	188,1	358,2	2,0	10,2	1,3	0,9	71,6	67,2	<0,1	20,2	12,3	20,2		
BAIXO	SECA	CN	<0,1	9,5	3,1	30,6	0,3	0,1	1,1	15,4	1,7	0,6	4,3	6,0	114,0	217,2	3,0	15,3	0,5	0,3	102,6	96,2	<0,1	7,2	4,4	7,2	
		CP	<0,1	12,8	2,1	20,7	0,4	0,1	0,8	14,4	2,3	0,8	4,0	5,6	66,1	125,9	2,2	11,4	0,5	0,5	36,6	34,3	<0,1	8,2	5,0	8,2	
		DA	<0,1	7,0	5,9	58,5	0,5	0,1	0,7	16,8	1,8	0,6	3,9	5,4	75,1	143,1	1,5	7,6	0,2	0,4	100,8	94,5	<0,1	7,7	4,7	7,7	
	CHUVOSA	CN	<0,1	10,6	14,2	142,2	0,4	0,6	4,7	30,0	6,0	2,0	9,1	12,8	283,5	540,0	2,9	14,9	1,1	1,2	117,0	109,7	<0,1	19,5	11,9	19,5	
		CP	<0,1	15,5	3,1	31,3	1,9	0,5	4,0	17,9	3,5	1,2	7,7	10,8	214,3	408,2	9,0	45,6	1,3	0,4	60,1	56,3	<0,1	18,7	11,4	18,7	
		DA	<0,1	13,0	4,1	41,0	1,9	0,6	5,3	20,2	4,8	1,6	9,4	13,2	235,8	449,2	15,9	80,4	1,7	0,6	123,1	115,4	<0,1	17,0	10,3	17,0	
ESTUÁRIO	SECA	DA	0,1	9,7	268,6	2685,8	0,7	0,7	6,2	16,6	3,0	1,0	7,2	10,1	285,6	544,1	1,8	9,1	1,0	0,7	60,2	56,5	<0,1	11,0	6,7	11,0	
	CHUVOSA	DA	<0,1	15,5	1381,3	13813,0	1,2	1,1	8,8	24,7	8,0	2,7	12,6	17,6	346,6	660,1	2,3	11,4	0,6	0,5	105,9	99,3	<0,1	25,7	15,6	25,7	
MAR	CHUVOSA	MAR 1	<0,1	22,0	3542,3	35422,5	0,2	0,2	1,3	27,7	4,8	1,6	9,5	13,2	155,6	296,3	1,6	8,1	0,7	0,8	62,0	58,1	<0,1	21,7	13,2	21,7	
		MAR 2	<0,1	18,2	4535,7	45357,0	0,4	0,1	1,2	34,7	5,0	1,7	9,4	13,2	150,3	286,3	3,3	16,9	0,4	1,8	83,6	78,4	<0,1	18,5	11,3	18,5	
		MAR 3	<0,1	20,1	5513,4	55134,1	0,4	0,2	1,5	19,0	3,8	1,3	8,7	12,2	195,5	372,3	3,4	17,4	1,2	1,6	101,3	94,9	<0,1	17,7	10,8	17,7	
		MAR 4	0,6	15,8	2680,2	26802,5	0,7	0,1	1,0	18,8	4,2	1,4	6,4	8,9	77,5	147,5	5,3	26,7	0,3	1,1	92,2	86,4	<0,1	19,3	11,8	19,3	
		MAR 5	<0,1	14,0	3797,8	37978,4	0,5	0,1	0,7	21,8	4,2	1,4	6,6	9,3	101,6	193,5	4,1	20,6	1,9	1,4	107,0	100,4	<0,1	15,8	9,6	15,8	
		MAR 6	100,1	16,2	1037,1	10371,2	0,4	0,2	1,4	24,8	3,3	1,1	4,6	6,4	33,1	63,0	3,1	15,7	1,2	1,7	106,4	99,7	<0,1	15,2	9,3	15,2	

Tabela 14. Porcentagem de ingestão diária de EPTs, presentes no pescado do rio Doce e porção estuarina-marinha adjacente, em relação aos limites determinados em regulamentações nacionais e internacionais para uma porção de 60 g de peixe

		Ag	Al	As	As	Ba	Cd	Cd	Cr	Cu	Cu	Fe	Fe	Hg	Hg	Mn	Mn	Pb	Sb	Se	Se	Sn	Zn	Zn	Zn	
		CODEX	17,14	0,18	0,05					3		48		0,034		0,21				120		18				
		IN						0,25		8,97		34,31		1,66				0,3		29,59						
		EPA	0,3	0,018					12	0,006		0,018				8,4	0,024		0,3	18						
ALTO	SECA	CN	ND	0,9	0,5	4,6	0,1	<0,1	0,1	1,4	0,3	0,1	0,7	0,9	24,9	47,5	0,3	1,7	0,1	0,1	6,3	5,9	<0,1	1,5	0,9	1,5
		CP	ND	1,8	9,3	92,5	0,1	<0,1	0,1	1,6	0,3	0,1	0,9	1,2	21,7	41,4	0,4	2,0	0,1	0,1	10,1	9,5	<0,1	1,6	0,9	1,6
		DA	ND	1,6	0,7	7,4	0,3	<0,1	0,2	1,8	0,2	0,1	0,6	0,8	8,4	15,9	0,3	1,4	0,1	0,1	6,0	5,6	<0,1	1,2	0,7	1,2
		DQ S4	ND	2,1	0,2	2,4	0,1	<0,1	0,2	3,3	0,7	0,2	2,3	3,2	95,4	181,7	1,2	6,3	0,3	0,1	14,3	13,4	<0,1	5,3	3,2	5,3
	CHUVOSA	CN	ND	2,4	0,8	7,7	0,5	<0,1	0,4	2,6	0,6	0,2	1,0	1,5	12,9	24,6	1,0	5,3	0,3	0,1	10,6	9,9	<0,1	3,2	2,0	3,2
		CP	ND	3,3	25,2	252,4	0,2	<0,1	0,3	4,4	0,4	0,1	1,3	1,9	39,7	75,7	1,2	6,0	0,3	0,4	24,5	23,0	<0,1	3,9	2,4	3,9
		DA	ND	6,3	3,9	39,2	0,1	<0,1	0,3	4,9	1,2	0,4	9,2	12,8	82,0	156,1	2,7	13,8	0,9	1,3	10,9	10,3	<0,1	3,1	1,9	3,1
		DQ S4	ND	2,1	0,4	3,6	1,6	<0,1	0,4	2,3	0,4	0,1	1,8	2,5	23,4	44,5	2,5	12,9	0,7	0,1	12,7	11,9	<0,1	5,2	3,2	5,2
MÉDIO	SECA	CN	ND	0,6	0,3	2,6	<0,1	<0,1	0,3	2,5	0,3	0,1	0,5	0,7	14,4	27,5	0,1	0,7	0,1	0,1	7,4	6,9	<0,1	1,1	0,7	1,1
		CP	ND	0,9	1,0	10,4	<0,1	<0,1	0,1	3,7	0,5	0,2	0,7	0,9	4,9	9,4	0,3	1,6	ND	0,1	6,2	5,8	ND	2,4	1,4	2,4
		DA	<0,1	2,2	1,9	18,6	0,1	<0,1	0,4	2,2	5,7	1,9	0,7	1,0	20,1	38,2	0,3	1,4	0,1	0,1	11,2	10,5	<0,1	1,3	0,8	1,3
	CHUVOSA	CN	ND	3,1	5,7	57,0	<0,1	0,1	0,5	5,7	0,5	0,2	1,3	1,8	11,3	21,5	0,3	1,7	0,2	0,9	10,5	9,8	<0,1	3,0	1,8	3,0
		CP	4,9	2,2	1,6	16,0	0,5	0,1	1,2	2,5	0,4	0,1	0,9	1,3	15,3	29,1	3,0	15,2	0,3	0,3	12,0	11,3	<0,1	3,1	1,9	3,1
		DA	4,1	3,3	2,8	27,8	0,1	0,1	0,6	4,6	0,8	0,3	2,0	2,8	36,5	69,6	0,4	2,0	0,2	0,2	13,9	13,0	<0,1	3,9	2,4	3,9
BAIXO	SECA	CN	ND	1,8	0,6	5,9	0,1	<0,1	0,2	3,0	0,3	0,1	0,8	1,2	22,1	42,2	0,6	3,0	0,1	<0,1	19,9	18,7	<0,1	1,4	0,9	1,4
		CP	ND	2,5	0,4	4,0	0,1	<0,1	0,2	2,8	0,4	0,1	0,8	1,1	12,8	24,4	0,4	2,2	0,1	0,1	7,1	6,7	<0,1	1,6	1,0	1,6
		DA	ND	1,4	1,1	11,4	0,1	<0,1	0,1	3,3	0,3	0,1	0,7	1,0	14,6	27,8	0,3	1,5	<0,1	0,1	19,6	18,4	<0,1	1,5	0,9	1,5
	CHUVOSA	CN	ND	2,1	2,8	27,6	0,1	0,1	0,9	5,8	1,2	0,4	1,8	2,5	55,0	104,8	0,6	2,9	0,2	0,2	22,7	21,3	<0,1	3,8	2,3	3,8
		CP	ND	3,0	0,6	6,1	0,4	0,1	0,8	3,5	0,7	0,2	1,5	2,1	41,6	79,3	1,8	8,9	0,3	0,1	11,7	10,9	<0,1	3,6	2,2	3,6
		DA	ND	2,5	0,8	8,0	0,4	0,1	1,0	3,9	0,9	0,3	1,8	2,6	45,8	87,2	3,1	15,6	0,3	0,1	23,9	22,4	<0,1	3,3	2,0	3,3
ESTUÁRIO	SECA	DA	ND	1,9	52,2	521,5	0,1	0,1	1,2	3,2	0,6	0,2	1,4	2,0	55,5	105,6	0,3	1,8	0,2	0,1	11,7	11,0	<0,1	2,1	1,3	2,1
	CHUVOSA	DA	ND	3,0	268,2	2682,1	0,2	0,2	1,7	4,8	1,5	0,5	2,4	3,4	67,3	128,2	0,4	2,2	0,1	0,1	20,6	19,3	<0,1	5,0	3,0	5,0
MAR	CHUVOSA	MAR 1	ND	4,3	687,8	6878,2	<0,1	<0,1	0,3	5,4	0,9	0,3	1,8	2,6	30,2	57,5	0,3	1,6	0,1	0,2	12,0	11,3	<0,1	4,2	2,6	4,2
		MAR 2	ND	3,5	880,7	8807,2	0,1	<0,1	0,2	6,7	1,0	0,3	1,8	2,6	29,2	55,6	0,6	3,3	0,1	0,3	16,2	15,2	<0,1	3,6	2,2	3,6
		MAR 3	ND	3,9	1070,6	10705,6	0,1	<0,1	0,3	3,7	0,7	0,2	1,7	2,4	38,0	72,3	0,7	3,4	0,2	0,3	19,7	18,4	<0,1	3,4	2,1	3,4
		MAR 4	0,1	3,1	520,4	5204,4	0,1	<0,1	0,2	3,7	0,8	0,3	1,2	1,7	15,0	28,6	1,0	5,2	0,1	0,2	17,9	16,8	<0,1	3,8	2,3	3,8
		MAR 5	ND	2,7	737,4	7374,4	0,1	<0,1	0,1	4,2	0,8	0,3	1,3	1,8	19,7	37,6	0,8	4,0	0,4	0,3	20,8	19,5	<0,1	3,1	1,9	3,1
		MAR 6	19,4	3,1	201,4	2013,8	0,1	<0,1	0,3	4,8	0,6	0,2	0,9	1,2	6,4	12,2	0,6	3,0	0,2	0,3	20,7	19,4	<0,1	3,0	1,8	3,0

Devido ao fato da foz do rio Doce representar uma das principais áreas de recursos pesqueiros no estado do Espírito Santo, de onde são obtidos recursos por meio de diversas modalidades de pesca (UFES, 2013), o consumo de pescado de toda a região acometida pelo desastre 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 EPTs é a principal forma de contaminação humana para populações expostas de forma não ocupacional (RAMOS, 2005; DENOBILE, 2007; FERNANDES et al., 2016). Ademais, há de se considerar que a ingestão de pescado não é a única fonte de contaminação por esses elementos na região.

Dentre os elementos avaliados As, Al, Cd, Hg, Ni, Pb são reconhecidamente tóxicos, ou seja, não possuem função biológica conhecida e seus efeitos sobre a organismos vivos normalmente são deletérios (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; EISLER, 2000; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014). No entanto, elementos 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 alterações fisiológicas aos diferentes organismos (FÖRSTNER; WITTMANN, 1981; NRIAGU, 1988; EISLER, 2000; ANDRADE, 2003; FERREIRA, 2003; JOYEUX; CAMPANHA FILHO; JESUS, 2004; GUILHERME et al., 2005; RAMOS, 2005; QUEIROZ, 2006; SOUZA, 2007; VAREJÃO, 2008; MORAIS, 2009; SILVA, 2010; FINLEY et al. 2012; SALES, 2013; OLMEDO et al., 2013; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014; MAIA, 2017; FU et al., 2019; SHARAFI et al., 2019). Assim, os benefícios desses metais estão diretamente associados ao controle adequado de suas concentrações no organismo, sendo os efeitos tóxicos normalmente relacionados ao estresse oxidativo promovido por eles quando em desequilíbrio (SIOTTO; SQUITTI, 2018).

Os elementos As, Pb e Hg correspondem, respectivamente, ao primeiro, segundo e terceiro item da lista de prioridades da Agência para Registro de Substâncias Tóxicas e Doenças, revisada em 2017 (ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry), a qual prioriza as substâncias de acordo com a sua frequência de ocorrência, toxicidade e potencial em relação à exposição humana. De acordo com a Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer, a exposição ao As está diretamente relacionada à ocorrência de câncer de pulmão, bexiga e pele (IARC, International Agency for Research on Cancer, 2012). Do mesmo modo, este elemento tem sido associado à ocorrência de doenças cardiovasculares, respiratórias, neurológicas, diabetes e outras doenças metabólicas, bem como, a déficit cognitivo em crianças, aumento de mortalidade em jovens e adultos e a aumento da incidência de abortos (SANCHEZ;

PERZANOWSKI; GRAZIANO, 2016; ZHANG, 2017; DAY et al., 2019; DODSON; JIA et al., 2019; KUMARATHILAKA et al., 2019; MAÑAY et al., 2019). O As apresenta como as formas mais tóxicas os compostos de arsênio inorgânico III e V (RAMOS, 2005; DENOBILE, 2007), as quais são abundantes em solos e sedimentos (RAMOS, 2005). É válido ressaltar que o pescado é reconhecidamente a fonte mais significativa de ingestão de As por seres humanos (RAMOS, 2005; DENOBILE, 2007) e, que os efeitos do envenenamento causados por este elemento, são cumulativos e podem demorar até 15 anos para se manifestar (ANGINO et al., 1970 *apud* QUEIROZ, 2006).

Em relação ao Pb, estudos têm demonstrado seu potencial efeito tóxico especialmente em crianças, estando associado a doenças respiratórias e problemas cognitivo-comportamentais, como queda no desempenho acadêmico, diminuição do Quociente de Inteligência (QI), problemas sócio-comportamentais, hiperatividade e déficit de atenção (NTP, 2012; ROCHA; TRUJILLO, 2019; SHADBEGIAN et al., 2019; VLASAK et al., 2019). Além de afetar o sistema nervoso de crianças o Pb promove, ainda, efeitos tóxicos em outros sistemas como o renal, o cardiovascular e o reprodutivo tanto de crianças como de adultos, assim como, está associado a alterações epigenéticas relacionadas a doenças neurodegenerativas em adultos (EID; ZAWIA, 2016; NTP, 2012; ROCHA; TRUJILLO, 2019; TAYLOR; ISLEY; GLOVER, 2019).

O Hg, por sua vez, é um metal cuja toxicidade ficou bastante conhecida após a contaminação massiva da população da cidade de Minamata, no Japão, por volta dos anos de 1950, após a ingestão, por mais de uma década, de peixes contaminados com metil mercúrio (MeHg), a forma orgânica e mais tóxica do Hg (EKINO et al., 2007). É muito importante ressaltar que a forma orgânica é extremamente problemática à saúde de diferentes organismos, pois, é altamente lipossolúvel e, mesmo em baixíssimas concentrações, facilmente absorvida. Estudos demonstram que grande parte ou, até mesmo, a totalidade do mercúrio detectado em músculo de peixes está sob a forma de metilmercúrio (MeHg), que se biomagnifica ao longo da cadeia alimentar (LANSENS; LEERMAKERS; BAEYENS, 1991; WAGEMANN et al., 1997; RAMOS, 2005; MARŠÁLEK; SVOBODOVÁ, 2006; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2014). De maneira geral, além dos sintomas clássicos da doença de Minamata, que incluem efeitos físicos/motores e mentais debilitantes, como paralisia e coma ou, até mesmo à morte dos indivíduos expostos, o Hg e/ou MeHg pode também promover desordens cardiovasculares, doenças metabólicas, efeitos tóxicos ao sistema reprodutivo e endócrino, afetando, por exemplo, a fertilidade dos indivíduos, promover alterações epigenéticas relacionadas à autoimunidade, efeitos comportamentais, cardíacos e renais (HA et al., 2017; MÍNGUEZ-ALARCÓN et al., 2018; HENRIQUES et al., 2019;

KHAN; MOMTAZ; ABDOLLAHI, 2019; KOLBINGER et al., 2019; THERESE; CASTELEYN, 2019). Além disso, diversas evidências demonstram que a exposição do feto (intrauterina) ao Hg é responsável pela diminuição do peso do recém-nascido e prejuízo ao neurodesenvolvimento, crescimento e desenvolvimento físico da criança, o que está associado ao aumento de incidência de doenças crônicas nesses indivíduos na fase adulta (HA et al., 2017).

Entre os outros EPTs avaliados neste estudo e que também se encontram na lista de prioridades da ATSDR, está o Cd, categorizado entre os 10 primeiros compostos prioritários. Assim como os elementos já descritos, o Cd apresenta elevado potencial tóxico, cujos efeitos nocivos são identificados mesmo em concentrações muito inferiores a de outros metais. A exposição a esse EPT expõe as pessoas a disfunções renais, hepáticas e respiratórias pois o mesmo apresenta grande potencial de acúmulo nos rins, fígado e pulmões (NDUKA; KELLE; AMUKA, 2019). Além disso, a exposição a esse elemento está associada à osteoporose, mutagênese e teratogênese fetal e prejuízos cognitivos relacionados à memória e aprendizado (BUHA et al., 2019; GENG; WANG, 2019; NDUKA; KELLE; AMUKA, 2019).

A exposição ao Al tem despertado maior interesse em relação à saúde humana desde que alguns estudos passaram a demonstrar que este elemento pode atuar como um metaloestrogênio, ou seja, ele pode interferir em processos regulados pelo hormônio estrogênio e, nesse sentido, ter relação com o aumento na incidência de câncer de mama (DARBRE; PUGAZHENDHI; MANNELLO, 2011; HOUSE et al. 2013; PINEAU et al., 2014; EXLEY, 2016; MANDRIOTA 2017). Além disso, há evidências que o Al está relacionado com a ocorrência de doenças neurodegenerativas e de neurodesenvolvimento, como o Alzheimer e o autismo, respectivamente, bem como, com outras doenças do sistema nervoso (EXLEY, 2012; 2016; MOLD et al., 2018).

O Ni é um EPT cuja toxicidade tem sido relacionada à ocorrência de câncer, alterações no sistema respiratório, doenças de pele, além de neurotoxicidade, com sintomas que variam de dores de cabeça, tonturas, cansaço até letargia. Além disso, promove aumento na probabilidade de nascimentos prematuros e dano em DNA de recém-nascidos (DE BROUWERE et al., 2012; SCHAUMLÖFFEL, 2012; NI et al., 2014; HABER et al., 2017; SONG et al., 2017; CHEN et al., 2018).

Entre os efeitos tóxicos comumente promovidos pelo Sb estão a ocorrência de vômitos, irritação dos olhos e das mucosas e alterações metabólicas. Além disso, esse elemento tem sido relacionado com doenças cardíacas e com aumento no risco de processos carcinogênicos,

especialmente, câncer de pulmão (COOPER; HARRISON, 2009; WU et al., 2011; LI et al., 2018; YE et al., 2018; XU et al., 2019)

Os efeitos tóxicos do Sn, por sua vez, estão relacionados ao sistema gastrointestinal, e incluem náusea, vômito e diarreia (ATSDR, 2005). Em relação ao Ba, os principais efeitos tóxicos estão relacionados à hipercalcemia, que acarreta taquicardia, hipotensão ou hipertensão. Além disso, estudos apontam que o rim pode ser um órgão alvo dos efeitos desse e, que crianças podem acumular mais desse elemento do que adultos (ATSDR, 2007). Por fim, a Ag é conhecida por desencadear, normalmente como efeito agudo, a argiria, caracterizada pela presença de manchas azuladas e/ou acinzentadas na pele (ATSDR, 1990).

Entre os elementos considerados essenciais, o Cr é classificado como carcinogênico. Por ser um metal de transição pode ocorrer em diferentes estados oxidativos, sendo os mais comuns as formas Cr(0), Cr (III) e Cr (VI). Entre essas, o Cr(III) corresponde a maior parte do Cr ingerido (IARC, 1990; DESMARIAS; COSTA, 2019). Além do efeito carcinogênico, o Cr está relacionado à diminuição do desenvolvimento neuropsicológico de crianças (CAPARROS-GONZALEZ et al., 2019).

O Mn, quando em excesso, pode causar sintomas conhecidos como manganismo, os quais estão associados a desordens no sistema nervoso (AVILA; PUNTEL; ASCHNER, 2013), cujas manifestações podem ser apresentadas como deficiências motoras e cognitivas, sintomas e/ou anormalidades neuropsiquiátricos (BLANC, 2018; FERREIRA et al., 2018; RACETTE et al., 2018; IYARE, 2019; KULLAR et al., 2019). Há, ainda, indicação de que o Mn pode agir como desregulador endócrino em crianças promovendo o início precoce da puberdade (DOS SANTOS et al. 2019).

O Se é um metal essencial para o sistema antioxidante, metabolismo energético e expressão de genes, no entanto, a exposição crônica a elevadas concentrações desse elemento promove efeitos tóxicos que incluem distúrbios neurológicos e gastrointestinais, paralisia, fragilidade nas unhas e queda de cabelo, lesões de pele e hálito característico com cheiro semelhante a alho. É de extrema importância ressaltar que há um limite tênue e não totalmente esclarecido entre concentrações adequadas à manutenção da homeostase e, portanto benéficas ao indivíduo daquelas concentrações que podem apresentar toxicidade (DINH et al., 2018; ULLAH et al., 2018).

O Co é um metal que em pequenas concentrações é essencial, no entanto, o principal efeito tóxico da exposição a esse elemento é uma severa cardiomiopatia com elevado risco de letalidade. Discute-se, ainda, que o aumento nas concentrações de Co pode estar relacionado à

incidência de câncer e outras doenças de pulmão (SIMONSEN; HARBAK; BENNEKOU, 2012; BEHL ET AL. 2015), alterações na tireoide e outros efeitos sistêmicos como alterações hematológicas, reprodutivas, cardiovasculares, endócrinas e no sistema imune (FINLEY et al., 2012; LEYSSENS et al., 2017).

Em relação ao Cu, Fe e Zn, também considerados metais essenciais, muito se fala da importância dos mesmos na manutenção do funcionamento adequado de enzimas e proteínas. Para isso, são encontrados em baixíssimas concentrações nos diversos sistemas biológicos em que atuam. No entanto, recentemente, diversos estudos têm demonstrado que pequenas alterações nas concentrações ideais desses elementos estão associadas a diversas doenças neurodegenerativas, como o Alzheimer e o Parkinson (SCHRAG et al., 2011; KOZLOWSKI et al., 2012; KIM et al., 2018).

Muito embora os efeitos adversos à saúde ocasionados por EPTs sejam bastante variáveis, uma vez que dependem do tipo do contaminante, da concentração, do tempo de exposição e susceptibilidade individual, é fato que esses são capazes de desencadear uma série de alterações à saúde tanto da biota aquática quanto da população que utiliza esses organismos aquáticos em sua alimentação. Devido a isso, e ao fato de todos esses elementos terem sido quantificados em peixes capturados ao longo de toda extensão acometida pelo desastre, é de extrema importância que estudos de avaliação de risco sejam desenvolvidos em peixes capturados em toda a região afetada de modo a estimar a probabilidade de ocorrência de um efeito adverso em um organismo ou população diante da exposição a esses elementos potencialmente tóxicos. É válido ressaltar que nos resultados aqui apresentados os elementos As e Hg foram os que apresentaram as maiores concentrações, especialmente nos organismos capturados nas porções estuarina-marinha. No entanto, se comparado à linha base, os elementos Cr, Cu, Fe, Mn e Zn estão com concentrações bastante elevadas na porção continental e, os elementos Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb na porção estuarina-marinha. Além disso, os resultados aqui apresentados consideraram o acúmulo desses elementos apenas em peixes, ou seja, não foram consideradas outras fontes (como outros pescados, água, verduras, leite, etc) nem outras vias (por exemplo, inalatória e cutânea) de exposição, assim como, não foi considerado os efeitos que podem ser causados pela sinergia entre esses elementos.

III) APRESENTAÇÃO DE RESULTADOS OBTIDOS PELO LACTEC QUANTO AO COMPROMETIMENTO DA ESTRUTURA DE COMUNIDADES ICTIOFAUNÍSTICAS AO LONGO DE TODA A EXTENSÃO ACOMETIDA PELA PASSAGEM DA ONDA DE LAMA DE REJEITOS

O monitoramento dos padrões biológicos e ecológicos das espécies de peixes é uma importante ferramenta para a identificação de problemas (danos) e estabelecimento de medidas corretivas (PARMAR et al., 2016). Essas comunidades podem funcionar como indicadores biológicos (SEDEÑO-DÍAZ & LÓPEZ-LÓPEZ, 2012; LÓPEZ-LÓPEZ & SEDEÑO-DÍAZ, 2015), pois suas funções biológicas se correlacionam com determinados tipos de pressões naturais e antrópicas, que provocam alterações nos padrões estruturais e processos ecológicos em diferentes escalas espaciais e temporais (PHILLIPS et al., 1977; ADAMS et al., 1989), principalmente no que se refere à riqueza, densidade e estrutura da comunidade (ADAMS et al., 1992; MEADOR et al., 2008; TERESA & CASATTI, 2017).

A degradação do habitat, além de modificar as estruturas das comunidades e as funções vitais e ecológicas das espécies, também pode alterar as interações tróficas (BASCOMPTE et al., 2005; NAVIA et al., 2012; LOTZE & MILEWSKI, 2004), cujas consequências dependem da complexidade do ecossistema impactado (DUNNE et al., 2002). A perda de uma espécie-chave pode conduzir a desestruturação das interações, ocasionando alterações na abundância, biomassa e produtividade de uma comunidade (PACE et al., 1999), com efeitos nas relações dos níveis superiores para os inferiores (*top-down*), dos inferiores aos superiores (*bottom-up*), ou até mesmo dos níveis intermediários (*wasp-waist*) (HUNT & MCKINNELL, 2006).

Com base nos efeitos citados, avaliamos os danos das alterações ambientais oriundas do desastre em relação às estimativas de riqueza taxonômica e funcional (diversidade α), abundância, biomassa e similaridade (diversidade β) das comunidades ictiofaunísticas.

Metodologia

Considerando os diferentes ambientes aquáticos atingidos pelo rejeito de mineração, além das características das diferentes ictiocenoses e da amplitude da área de extensão do estudo, para a água doce foram selecionados 25 pontos de amostragem para o estudo da ictiofauna, estrategicamente distribuídos ao longo da bacia do rio Doce (Tabela 15), sendo 7 no trecho baixo (compartimento III), excluindo o ambiente estuarino, 8 no trecho médio (compartimento II) e 8 no trecho superior ou alto (compartimento I). Os pontos amostrais foram posicionados no leito principal do rio, em lagoas, em reservatórios e nos principais tributários

(próximos da foz com o rio Doce). As coletas da ictiofauna tiveram seu esforço de pesca sistematizado e padronizado através da Captura por Unidade de Esforço (CPUE em número de indivíduos e em peso). As coletas foram realizadas por diferentes tipos de equipamentos passivos e ativos, em função dos diferentes ambientes:

- o Baterias de redes de emalhe de espera simples com malhas variando desde 1,5 a 16 cm de entre nós não adjacentes, permanecendo ativa por todo o período de amostragem em cada local/ponto amostral. As redes (seis) foram colocadas na margem em direção ao centro dos cursos d'água, armadas à tarde e retiradas na manhã seguinte, permanecendo expostas por aproximadamente 16 horas em cada ponto amostral.
- o Arremessos de tarrafa: foram realizados dez arremessos em cada ponto amostral (malhas 1,5 e 2,5 cm - 10 m de circunferência).
- o Redes de arrasto manual: redes com 10 metros de comprimento, 2 metros de altura e malha de 0,5 mm. Foram realizados dois arrastos em cada ponto amostral.
- o Puçás, utilizados durante 10 min ao longo de um trecho de 30 metros em cada ponto amostral.

Para o ambiente marinho foram selecionados seis pontos (Tabela 16). Os pontos amostrais foram ajustados de acordo com os estudos de monitoramento da ictiofauna marinha e estuarina realizados pela CTA – Serviços em Meio Ambiente Ltda (SAMARCO – 2015/2017) e também de acordo com o Termo de Referência 4 do ICMBio - Programa de monitoramento da biodiversidade aquática (anexo 7 - estudo e monitoramento da ictiofauna marinha e estuarina). Três pontos foram posicionados em um raio (distância) de até 5 km da foz do Rio doce e outros três pontos amostrais foram posicionados considerando um raio (distância) entre 15 – 20 km da foz do rio Doce.

Na área amostral foram utilizadas redes de arrasto cônicas, com portas e ensacador, operadas no fundo por embarcação de pesca da região. Este equipamento foi alugado de embarcações de pesca que operam na região. O esforço amostral empregado foi de 15 min de arrasto em cada ponto. Foi utilizada uma embarcação da frota camaroeira local de aproximadamente de 12 metros de comprimento, com motor de centro a diesel. O barco possuía duas redes de arrasto de popa com duas portas cada (1,4 metros de comprimento, por 60 cm de altura, de aproximadamente 50 kg cada), malha de 20 mm, entre nós adjacentes, em todo o corpo, e 18 mm no ensacador e dimensões próximas a 13 m de comprimento, 7 m de largura de boca e 1,5 m de altura. A rede de arrasto foi imersa e erguida com auxílio de um

guincho mecânico. Em cada estação amostral um arrasto diurno foi realizado e as amostras das redes analisadas conjuntamente, totalizando seis amostras por campanha.

Tabela 15. Coordenadas e descrição dos pontos de amostragem da ictiofauna na bacia do rio Doce.

TRECHO	PONTO	ZONA	LATITUDE	LONGITUDE	DESCRIÇÃO
BAIXO	Lagoa	24K	373991	7852047	Ponto localizado na lagoa marginal ao do rio Doce, ES.
BAIXO	RD05	24K	388042	78533422	Ponto localizado no rio Doce, em Linhares ES. Próximo ao ponto amostral ICMBio20 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
BAIXO	RD06	24K	386709	7857377	Ponto localizado no rio Pequeno, afluente do rio Doce, em Linhares ES.
BAIXO	RD07	24K	385919	7859773	Ponto localizado na Barragem do rio Pequeno, afluente do rio Doce, em Linhares ES. Próximo ao ponto amostral ICMBio19 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
BAIXO	RD08	24K	366603	7844651	Ponto localizado no rio Doce, entre Linhares e Colatina ES.
BAIXO	RD09	24K	330638	7845880	Ponto localizado no rio Pancas, afluente do rio Doce, em Colatina ES. Próximo ao ponto amostral ICMBio20 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
BAIXO	RD10	24K	3248802	7839056	Ponto localizado no rio Doce, em Colatina ES, próximo da área de captação de água da Frisa Frigorífico.
MÉDIO	RD11	24K	288921	7841822	Ponto localizado no rio Doce, em Aimorés MG.
MÉDIO	RD12	24K	277501	7843098	Ponto localizado no rio Manhuaçu, afluente do rio Doce, em Aimorés MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio16 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
MÉDIO	RD13	24K	264260	7859668	Ponto localizado no rio Doce, em Resplendor MG.

TRECHO	PONTO	ZONA	LATITUDE	LONGITUDE	DESCRIÇÃO
					Próximo ao ponto amostral ICMBio15 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
MÉDIO	RD14	24K	240877	7878980	Ponto localizado no rio Doce, em Conselheiro Pena MG.
MÉDIO	RD15	24K	206481	7913410	Ponto localizado no rio Suaçui, afluente do rio Doce, em Governador Valadares MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio13 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
MÉDIO	RD16	23K	814608	7904703	Ponto localizado no rio Doce, em Governador Valadares MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio12 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
MÉDIO	RD17	23K	799721	7892899	Ponto localizado no rio Corrente, afluente do rio Doce, em Governador Valadares MG. UHE Baguari Próximo ao ponto amostral ICMBio11 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
MÉDIO	S_A	23K	746120	7884322	Ponto localizado no rio Santo Antônio, afluente do rio Doce, em Governador Valadares MG.
ALTO	RD18	23K	764099	7843635	Ponto localizado no rio Doce, em Ipatinga MG.
ALTO	RD19	23K	754834	7840882	Ponto localizado no rio Piracicaba, afluente do rio Doce, em Ipatinga. Próximo ao ponto amostral ICMBio09 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
ALTO	RD20	23K	735958	7784813	Ponto localizado no rio Doce, BR262, em Linhares. Próximo ao ponto amostral ICMBio20 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.

TRECHO	PONTO	ZONA	LATITUDE	LONGITUDE	DESCRIÇÃO
ALTO	RD21	23K	718991	7744716	Ponto localizado no rio Doce, em Ponte Nova MG.
ALTO	RD22	23K	717341	7758499	Ponto localizado no rio Doce, em Rio Doce MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio05 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
ALTO	RD25	23K	701026	7756257	Ponto localizado no rio Gualaxo, afluente do rio Doce, em Barra Longa MG.
ALTO	RD26	23K	702243	7744581	Ponto localizado no rio do Carmo, afluente do rio Gualaxo, afluente do rio Doce, em Barra Longa MG. Próximo ao ponto amostral ICMBio03 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.
ALTO	S4	23K	665938	7761244	Ponto localizado no Dique S4, rio Santarém, jusante da barragem de Fundão (Samarco). Próximo ao ponto amostral ICMBio01 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio.

Tabela 16. Coordenadas e descrição dos pontos de amostragem da ictiofauna no ambiente marinho adjacente

SUBSTRATO	PONTO	ZONA	LATITUDE	LONGITUDE	DESCRIÇÃO
Raio de 5 km da foz do Rio Doce	RD01A	24K	407815	7821178	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral LT-1 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z1S do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.
	RD01C	24K	416987	7824977	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES.

SUBSTRATO	PONTO	ZONA	LATITUDE	LONGITUDE	DESCRIÇÃO
					Próximo ao ponto amostral 3uc estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z1E do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.
	RD01E	24K	420355	7832660	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral LT-7 do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z1N do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.
Raio entre 15 e 20 km da foz do Rio Doce	RD01B	24K	404211	7809509	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral 9c estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z2S do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.
	RD01D	24K	426924	7816118	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral 7c estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z2E do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.
	RD01F	24K	431344	7830790	Ponto localizado no ambiente marinho adjacente, região costeira ES. Próximo ao ponto amostral 8c estuarino-costeiro do TR4 - Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática/ICMBio e ponto amostral Z2N do Programa de Monitoramento da Ictiofauna da Samarco - CTA.

Danos aos ambientes aquáticos continentais

Redução da riqueza (taxonômica e funcional) e diversidade (α , β) da ictiofauna

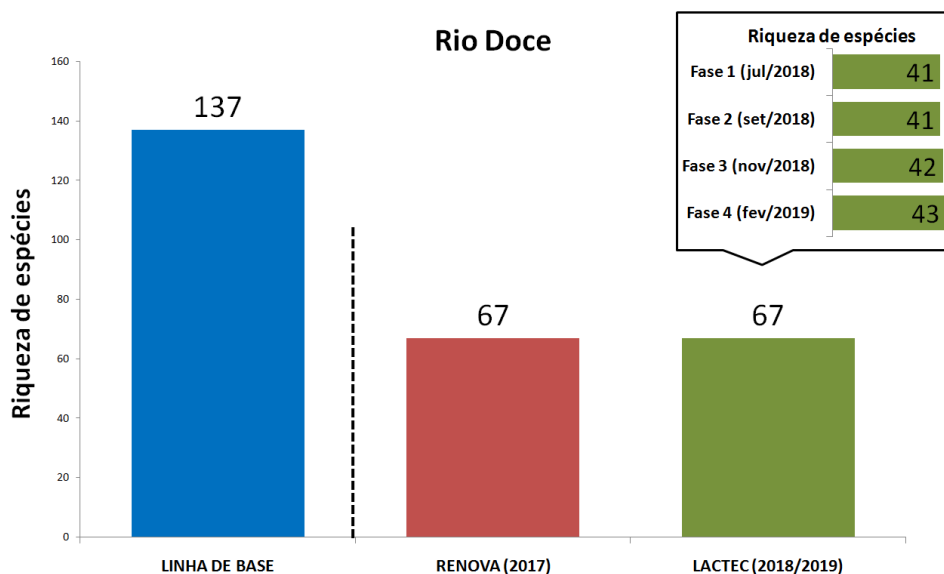
As informações levantadas para os trechos compartimento I, compartimento II e compartimento III da bacia do rio Doce, por meio de dados primários e secundários indicam a ocorrência de pelo menos 137 espécies de peixes, distribuídas em 14 ordens e 33 famílias, sendo as ordens Characiformes (43,1%; 59 espécies), Siluriformes (31,4%; 43 espécies) e Cichliformes (8,8%; 12 espécies) as mais representativas. Considerando as famílias, as maiores riquezas são observadas para Characidae (19,7%; 19 espécies), Loricariidae (12,4%; 17 espécies), Cichlidae (8,8%; 12 espécies), Anostomidae (6,6%; 9 espécies) e Serrasalminidae (5,8%; 8 espécies).

Para a avaliação das alterações nos indicadores ecológicos, além dos dados de Linha de Base atualizados, foram considerados como valor de referência os resultados obtidos nas amostragens realizadas em 2017 pela FUNDAÇÃO RENOVA na bacia do rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão em 5 de novembro de 2015, que apresentaram a mesma abrangência espacial e os mesmos amostradores das coletas realizadas pelo LACTEC em 2018/2019. O esforço de coleta realizado em 2017 pela FUNDAÇÃO RENOVA foi mensal, realizado entre maio e outubro de 2017 (6 fases).

Foram coletados 2.969 peixes de 67 táxons nas amostragens realizadas em 2018/2019, distribuídos em 11 ordens e 24 famílias, sendo as ordens Characiformes (49,2%; 33 espécies), Siluriformes (26,9%; 18 espécies) e Cichliformes (10,4%; 7 espécies) as mais representativas. As maiores riquezas foram registradas para Characidae (19,4%; 13 espécies), Loricariidae (11,9%; 8 espécies), Cichlidae (10,4%; 7 espécies) e Serrasalminidae (10,4%; 7 espécies), também dominantes de acordo com os dados de Linha de Base.

Com base nas coletas realizadas em 2018 e 2019 o número de espécies estimado pelo método de Bootstrap (75,6 espécies) representa 55,2% dos valores registrados na Linha de Base (137 espécies). O valor estimado foi semelhante ao calculado (69,7 espécies) pelo modelo de regressão não-linear de Michaelis-Menten ($AIC=233,51$). O número de espécies obtido nas coletas de 2018 e 2019 pelo LACTEC foi igual a riqueza registrada pela FUNDAÇÃO RENOVA em 2017 (Figura 3). Embora a comparação da riqueza seja dependente do protocolo amostral (WILLOT, 2001), os menores valores de riqueza registrados entre 2017 e 2018/2019 parecem indicar que a degradação do ambiente aquático promoveu o estabelecimento de uma assembleia simplificada, dominada por poucas espécies de hábito generalista, típica de ambientes impactados (NORKKO et al., 2002; HYLAND et al., 2005).

Figura 3. Riqueza da ictiofauna registrada no ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce considerando o levantamento de dados primários (monitoramento – Fases 1, 2, 3 e 4) e secundários. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.



Aumento da dominância de espécies de peixes oportunistas (r-estrategistas)

A diminuição da riqueza e equitabilidade de espécies, em consequência do aumento na dominância de espécies oportunistas, são geralmente consideradas como indicativos de estresse ambiental (PIANKA, 1970). Ecossistemas modificados e degradados são usualmente dominados por espécies tolerantes (FAUSCH et al., 1990; SCHIEMER et al., 2000; ARAÚJO et al., 2003), pois as espécies oportunistas (r-estrategistas) são mais eficientes na exploração dos habitats em comparação com as especialistas, em função de seu menor porte, alta taxa reprodutiva e crescimento rápido (CLARKE & WARWICK, 2001).

As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) estimadas para as amostragens realizadas pelo LACTEC, em 2018/2019 apresentaram uma configuração de ambientes perturbados em todos os compartimentos (considerando todas as fases realizadas), com valor positivo ($W=0,113$), embora pequeno, apenas para as amostragens realizadas no trecho superior da bacia (Figura 4).

A informação visual das curvas ABC em cada compartimento, comparando locais amostrados que foram atingidos (Afetado) pelos rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão, em 5 de novembro de 2015 com ambientes aquáticos que não foram afetados pelo desastre (CONTROLE), indicam condições de área degradada nos locais atingidos pelo rejeito, assim como para os ambientes denominados de CONTROLE no compartimento III da bacia do rio Doce (Figura 5).

Figura 4. Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018/2019 (LACTEC) nos três compartimentos da bacia do rio Doce.

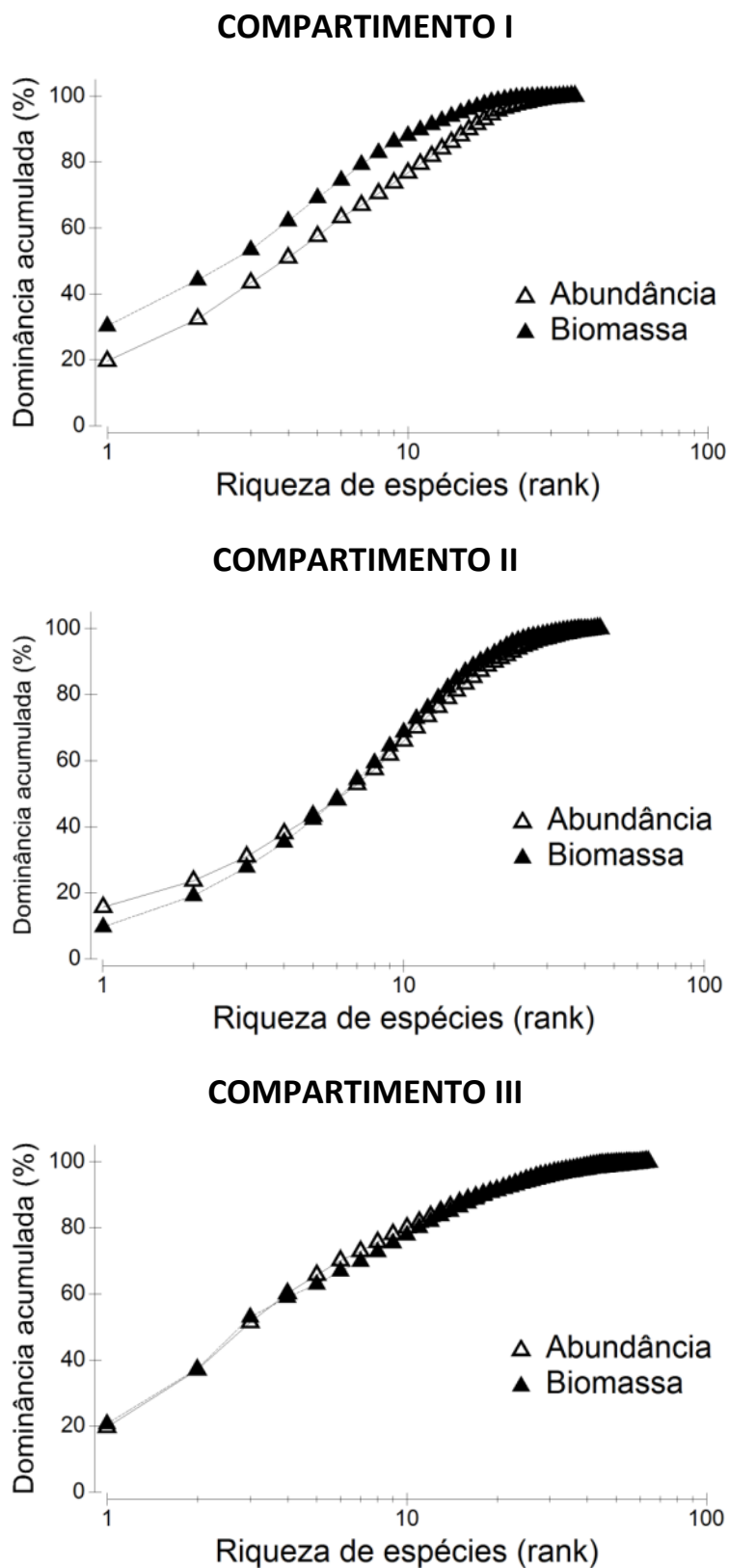
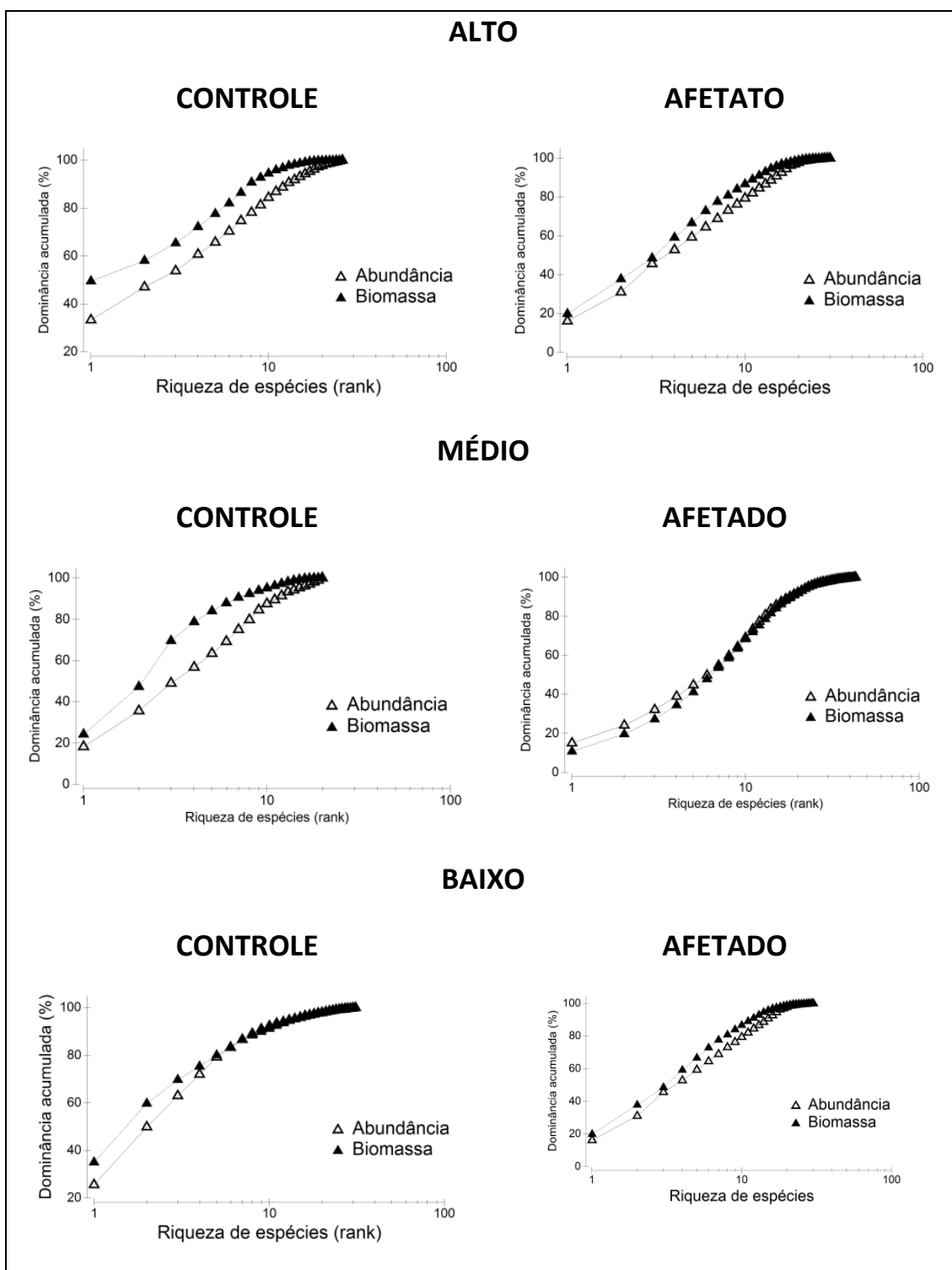


Figura 5. Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018/2019 (LACTEC) nos ambientes denominados de controle e afetado nos três compartimentos da bacia do rio Doce.



Simplificação da estrutura trófica da ictiofauna

Considerando os hábitos alimentares levantados, foram registradas espécies detritívoras, herbívoras, invertívoras bentônicas, onívoras, zoobentívoras, zooplancatófagas e ictiófagas na bacia do rio Doce. As espécies invertívoras bentônicas, onívoras e ictiófagas dominaram as amostragens em termos de riqueza (Figura 6) e abundância (Figura 7), enquanto que os ictiófagos, no compartimento I e II, e os detritívoros e onívoros, no compartimento III, dominaram em biomassa (Figura 8).

Figura 6. Riqueza relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nos trechos Alto (compartimento I), Médio (compartimento II) e Baixo (compartimento III) da bacia do rio Doce.

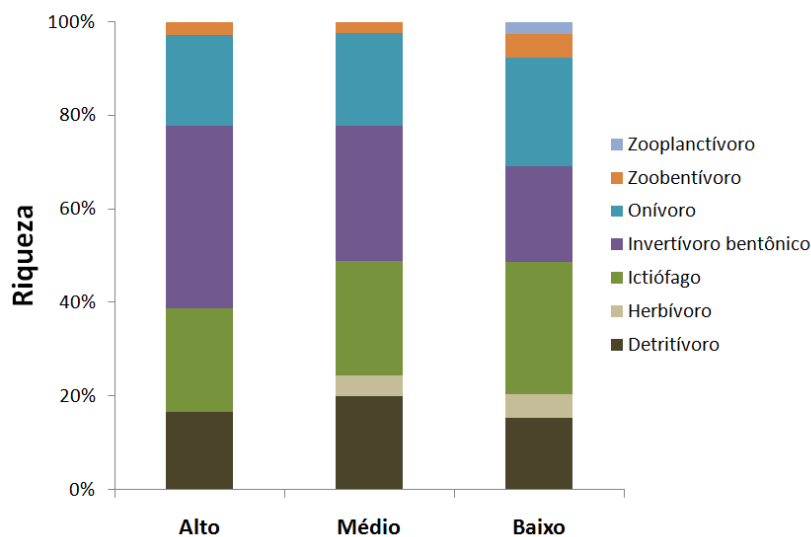


Figura 7. Abundância relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nos trechos compartimento I, compartimento II e compartimento III da bacia do rio Doce.

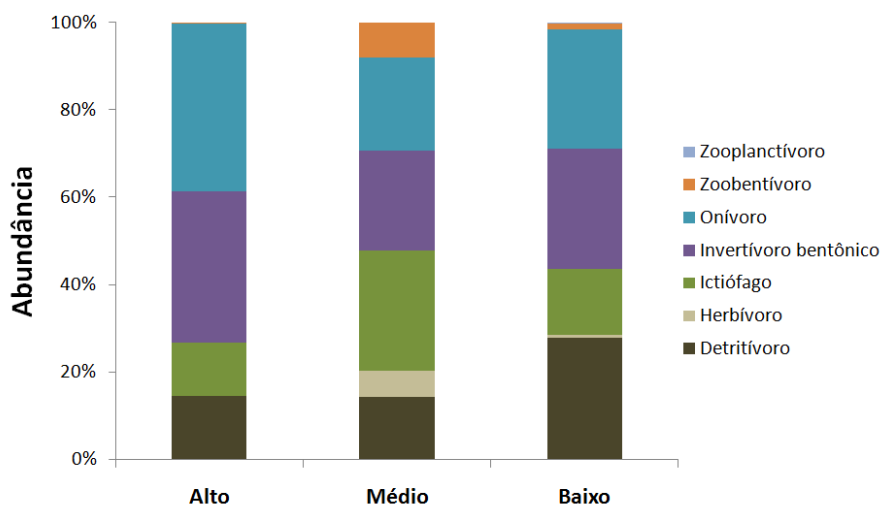
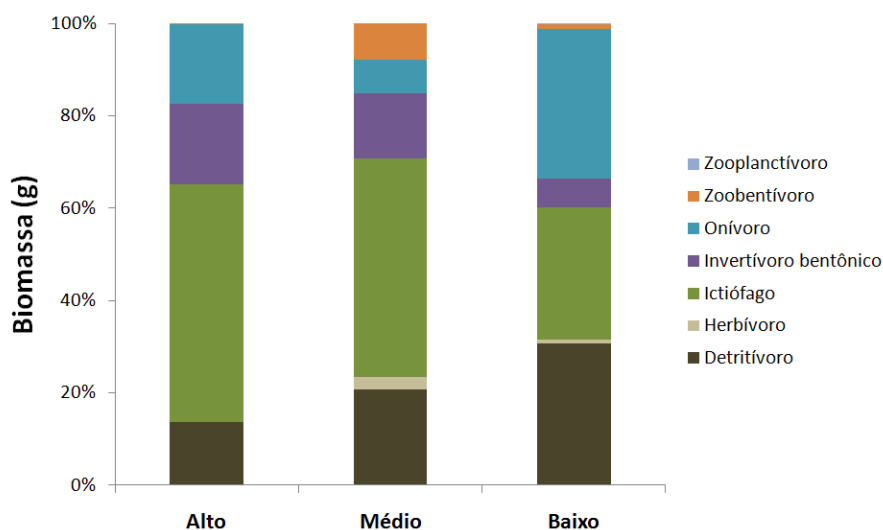


Figura 8. Biomassa relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nos trechos compartimento I, compartimento II e compartimento III da bacia do rio Doce.



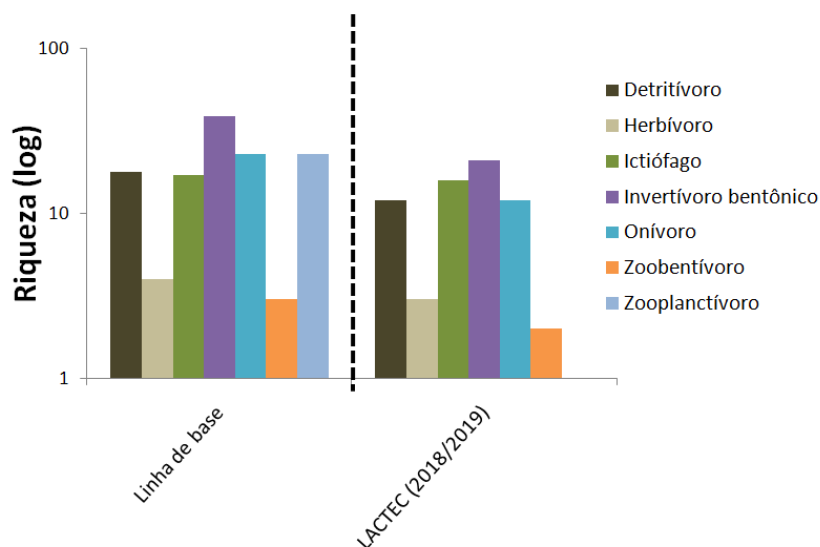
De acordo com as análises de guildas tróficas, foi observada uma diminuição na riqueza de espécies invertívoras bentônicas, zoobentívoras e zooplanctívoras nas amostragens realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC (Figura 9), tendo como base os dados levantados pela Linha de Base.

A redução da complexidade estrutural do sedimento e a consequente homogeneização do habitat provocada pelo aporte de lama e soterramento causou a redução na diversidade de organismos bentônicos (presas). Como a composição, a textura e o grau de compactação (ou a quantidade de espaço intersticial) do substrato são fatores importantes na regulação da diversidade da comunidade aquática de ambientes lóticos (AADLAND, 1993; PEETS & CALOW, 1996), as perturbações ambientais causadas pelo desastre e a consequente perda na riqueza de invertebrados aquáticos, particularmente de organismos sensíveis como os estágios imaturos aquáticos de insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (ROSEMBERG & RESH, 1993), causaram alterações na dieta da ictiofauna, com destaque para os peixes invertívoros bentônicos (Figura 16). Na bacia do rio Doce, ambientes aquáticos mais preservados apresentam maior riqueza e abundância de comunidades zoobentônicas, confirmando a influência das condições do habitat na distribuição dos organismos (MARQUES et al., 1999; BARBOSA et al., 2001; MORETTI & CALLISTO, 2005; SANTOS, 2014).

As mudanças nas disponibilidades das presas provocaram alterações nas interações tróficas e efeitos bottom-up (influência na cadeia trófica baseada na disponibilidade de recursos) na estrutura trófica da região afetada, reduzindo o número de espécies invertívoras

bentônicas e zoobentívoras. No caso do controle bottom-up, a disponibilidade de nutrientes aos produtores é fator modulador importante na distribuição da biomassa nos níveis tróficos (LYNAM et al., 2017). Os padrões de diversidade das comunidades, assim como as dinâmicas populacionais, estão relacionados com as interações tróficas, determinando o fluxo de nutrientes nos ecossistemas (OTTO et al., 2007).

Figura 9. Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas em 2018/2019 na bacia do rio Doce e na Linha de Base. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015



Aumento da riqueza e abundância de peixes introduzidos (exóticos)

Apesar das confusões conceituais na utilização dos termos, as denominações "espécie exótica", "espécie introduzida", "espécie alienígena", "espécie não-nativa" e "espécie não-indígena" devem ser consideradas sinônimas. De forma geral e simplificada, esses termos correspondem a "toda e qualquer espécie transportada e solta pelo homem, ou seja, introduzida, fora de sua área de distribuição natural, intencional ou acidentalmente" (BARTLEY, 2006). Uma definição mais precisa é dada pela The World Conservation Union (IUCN, 2000): "espécie, subespécie ou o menor nível taxonômico identificável, encontrado fora de sua área de distribuição natural (atual ou precedente) e potencial dispersão (i.e. fora da área que ocupa naturalmente ou que poderia ocupar sem auxílio direto ou indireto do ser humano), incluindo qualquer parte, gameta ou propágulo da espécie que possa sobreviver e posteriormente reproduzir".

O aparecimento ou aumento de populações de espécies "exóticas" pode causar a redução ou extinção de populações nativas locais, devido à competição por alimentação, abrigo

e a disseminação de parasitos (TAYLOR et al., 1984). A extinção das espécies ou a alteração da sua composição nos ecossistemas pode causar perdas irreversíveis aos recursos naturais (VITULE, 2009; CUCHEROUSSET & OLDEN, 2011). Os resultados da redução da biodiversidade são a diminuição dos recursos genéticos, a perda do potencial de fontes de alimentação, controle de doenças, e a redução da estabilidade dos ecossistemas (KNAPP & MATTHEWS, 2000).

Foram registradas 19 espécies de peixes “introduzidas” (não-nativas) nas amostragens realizadas em 2018/2019 no rio Doce, com destaque para aquelas que têm origem em outras bacias hidrográficas neotropicais (84,2%) (Tabela 17; Figura 10). A ocorrência dessas espécies nos ambientes aquáticos está relacionada com a introdução acidental (escape de aquicultura) ou intencional (“peixamento” de represas e lagos).

O número de espécies “exóticas” de peixes registrados nas amostragens realizadas entre 2018 e 2019 é 90% superior aos valores obtidos em programas de monitoramento contínuos e abrangentes realizados nas UHEs Aimorés e Baguari (HOLOS ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA, 2007; SILVA et al., 2012; BIOS CONSULTORIA E SERVIÇOS AMBIENTAIS, 2013), antes do rompimento da barragem de Fundão em 2015. A riqueza registrada em 2018/2019 é 35,7% maior que os valores registrados pela FUNDAÇÃO RENOVA em 2017, cujas amostragens apresentaram a mesma abrangência espacial empregada pelo LACTEC (Figura 11).

Embora muitas espécies introduzidas sejam consideradas como recurso alternativo para a pesca artesanal na bacia (CTA, 2017), os danos a médio e longo prazo podem incluir a inviabilidade econômica pesqueira (AGOSTINHO & JULIO JÚNIOR, 1996), extinções locais de espécies nativas devido à predação (PETRERE JÚNIOR, 1989; AGOSTINHO & JULIO JÚNIOR, 1996) e mudanças nas cadeias tróficas com consequente alterações funcionais nos ecossistemas (ZARET & PAINE, 1973; ROCHA et al., 2005). No trecho médio da bacia do rio Doce, a invasão de peixes exóticos no sistema lacustre vem causando impactos, redução da riqueza e diversidade da ictiofauna nativa (LATINI & PETRERE 2004; LATINI et al., 2004; SANTOS, 2008).

Figura 10. Espécies de peixes introduzidos (exóticos) registrados com maior frequência e biomassa nas fases amostrais realizadas em 2018/2019 na bacia do rio Doce.

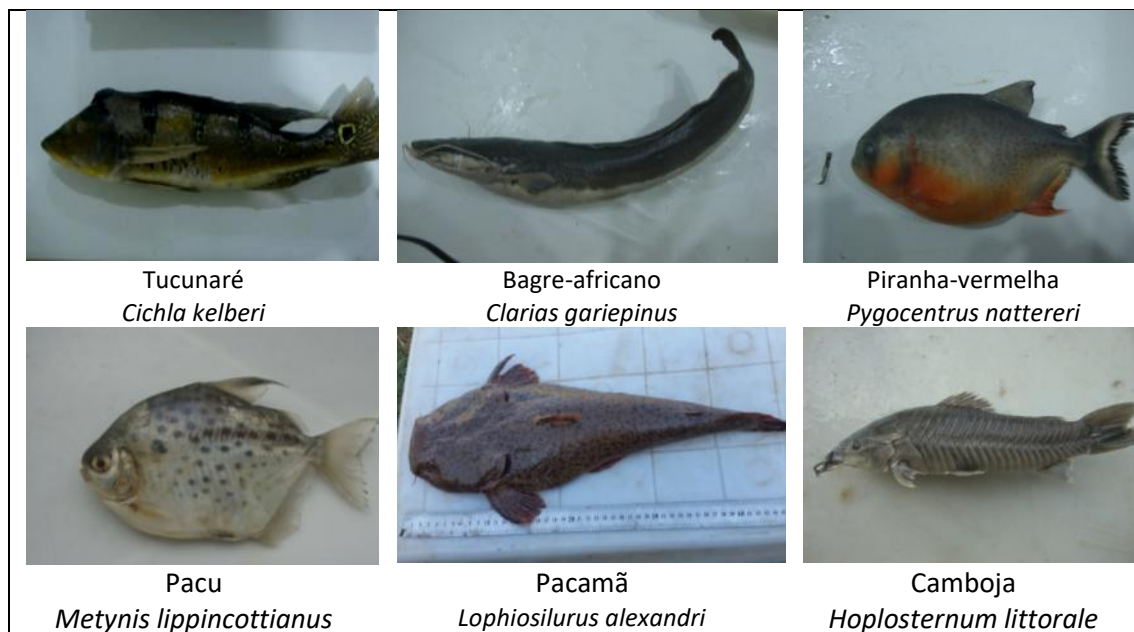


Figura 11. Proporção entre as categorias de espécies de peixes endêmicos, nativos e introduzidos (exóticos) registrados nas fases amostrais realizadas em 2018/2019 na bacia do rio Doce, Linha de Base e programas de monitoramento das UHE Baguari e Aimorés. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.

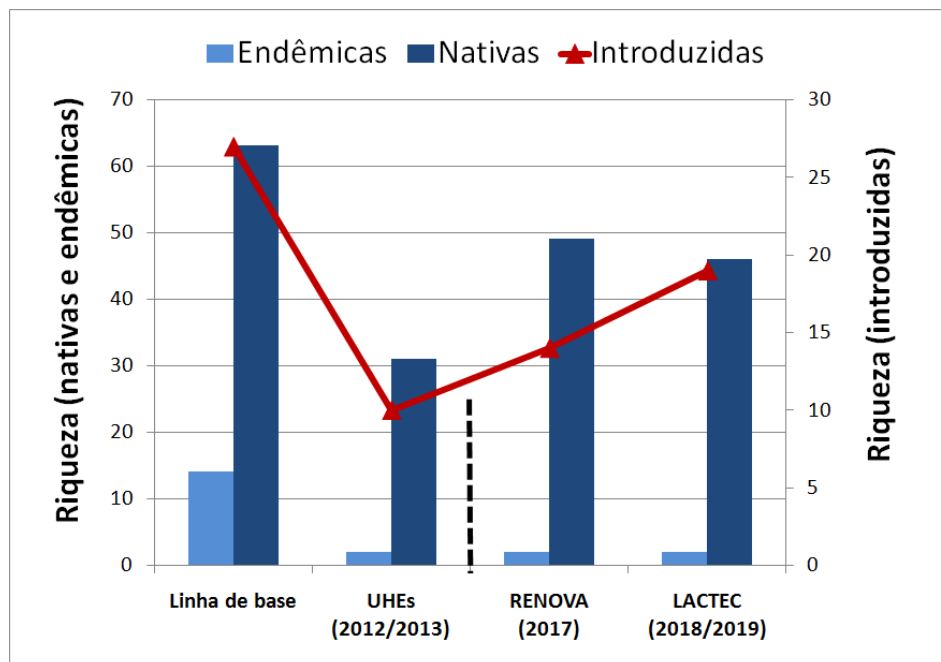


Tabela 17. Lista das espécies de peixes introduzidos (exóticos) registrados na bacia hidrográfica do rio Doce em 2018/2019 (LACTEC).

Distribuição original: outros países e continentes					
Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor
Água doce	Siluriformes	Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i>	Bagre-africano	(Burchell, 1822)
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i>	Tilápia-do-Nilo	(Linnaeus, 1758)
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Coptodon rendalli</i>	Tilápia	(Boulenger, 1897)
Distribuição original: outras bacias hidrográficas brasileiras					
Ambiente	Ordem	Família	Táxon	Nome popular	Autor
Água doce	Characiformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i>	Corimba	(Valenciennes, 1837)
Água doce	Characiformes	Characidae	<i>Hyphessobrycon eques</i>	Mato-grosso	(Steindachner, 1882)
Água doce	Characiformes	Bryconidae	<i>Salminus brasiliensis</i>	Dourado	(Cuvier, 1816)
Água doce	Characiformes	Serrasalminidae	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Pacu	(Holmberg, 1887)
Água doce	Characiformes	Serrasalminidae	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Piranha-vermelha	Kner, 1858
Água doce	Characiformes	Serrasalminidae	<i>Pygocentrus piraya</i>	Piranha-preta	(Cuvier, 1819)
Água doce	Characiformes	Serrasalminidae	<i>Pygocentrus</i> sp.	Piranha-branca	
Água doce	Characiformes	Serrasalminidae	<i>Serrasalmus marginatus</i>	Pirambeba	Valenciennes, 1847
Água doce	Characiformes	Serrasalminidae	<i>Metynnis lippincottianus</i>	Pacu-prata	(Cope, 1870)
Água doce	Characiformes	Serrasalminidae	<i>Metynnis</i> cf. <i>maculatus</i>	Pacu-prata	(Kner, 1858)
Água doce	Siluriformes	Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i>	Cascudinho	(Hancock, 1828)

Água doce	Siluriformes	Loricariidae	<i>Pogonopoma wertheimeri</i>	Cascudo	(Steindachner, 1867)
Água doce	Siluriformes	Loricariidae	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	Cascudo	(Castelnau, 1855)
Água doce	Siluriformes	Pimelodidae	<i>Lophiosilurus alexandri</i>	Pacamã	Steindachner, 1876
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Astronotus ocellatus</i>	Oscar	(Agassiz, 1831)
Água doce	Cichliformes	Cichlidae	<i>Cichla kelberi</i>	Tucunaré	Kullander & Ferreira, 2006

Conclusões

As alterações ambientais provocadas pelo rejeito de mineração nos trechos Alto, Médio e Baixo da bacia do rio Doce foram avaliadas e descritas em função de estimativas de riqueza taxonômica e funcional (diversidade α), abundância, biomassa e similaridade (diversidade β entre locais amostrados).

O número de espécies estimado (75,6 espécies) com base nas coletas de 2018/2019 (LACTEC) representa 55,2% dos valores levantados para a Linha de Base (137 espécies). O número de espécies obtido em 2018/2019 foi igual à riqueza registrada pela RENOVA em 2017. Os menores valores de riqueza registrados pelo LACTEC, assim como a menor distinção taxonômica média registrada para grande parte das amostragens realizadas no trecho superior da bacia, parecem indicar que a degradação do ambiente aquático promoveu o estabelecimento de uma assembleia simplificada, dominada por poucas espécies de hábito generalista (como *Astyanax bimaculatus*, *Geophagus aff. brasiliensis*, *Loricariichthys castaneus*, *Hoplosternum littorale* e *Pimelodus maculatus*), observações típicas de ambientes impactados.

As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) (CLARKE & WARWICK, 2001) indicaram algum grau de perturbação ambiental em todos os compartimentos, com destaque para os locais amostrados em 2018/2019 que foram atingidos pelos rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão, em 5 de novembro de 2015.

Foi observada uma diminuição na riqueza de espécies invertívoras bentônicas, zoobentívoras e zooplactívoras nas amostragens realizadas em 2018/2019 pelo LACTEC, tendo como base os dados levantados pela Linha de Base. A redução da complexidade estrutural do sedimento e a consequente homogeneização do habitat provocada pelo aporte de lama e soterramento causou a redução na diversidade de organismos bentônicos (presas), provocando alterações nas interações tróficas.

O número de espécies “exóticas” de peixes registrados nas amostragens realizadas entre 2018 e 2019 é 90% superior aos valores registrados antes do rompimento da barragem de Fundão em 2015 e 35,7% maior que os valores registrados em 2017 pela Fundação RENOVA. Embora muitas espécies introduzidas sejam consideradas como recursos pesqueiros na bacia, principalmente nas áreas de influência dos reservatórios, os efeitos dessas introduções e aumentos populacionais podem incluir diminuições (ou extinções) locais de espécies nativas, provocando a inviabilidade econômica desta atividade. As estocagens com espécies nativas e “exóticas” realizadas em reservatórios brasileiros apresentam resultados questionáveis na

produtividade pesqueira, associadas com impactos na conservação da ictiofauna nativa (AGOSTINHO et al., 2008).

Danos ao Ambiente Costeiro e Marinho

Redução da riqueza (taxonômica e funcional) e diversidade (α , β) da ictiofauna

De acordo com os dados de linha de base, os ecossistemas marinhos adjacentes podem apresentar 415 espécies de peixes marinhos recifais, costeiros e estuarinos, representados por grupos endêmicos do Atlântico Sul e de ampla distribuição provenientes da região tropical ou temperada (FIGUEIREDO, 1981; PALACIO, 1982). A distribuição desses organismos nessa ecorregião distinta no Atlântico ocidental (SPALDING et al., 2007) é influenciada pela Convergência Subtropical do Atlântico Sudoeste, formada pela confluência das correntes do Brasil, quente e oligotrófica e das Malvinas, de águas frias ricas em nutrientes (HAIMOVICI, 1998; VOOREN, 1997). Essa riqueza representa 44,3% da ictiofauna marinha catalogada para a costa do Brasil (AMARAL& JABLONSKI, 2005).

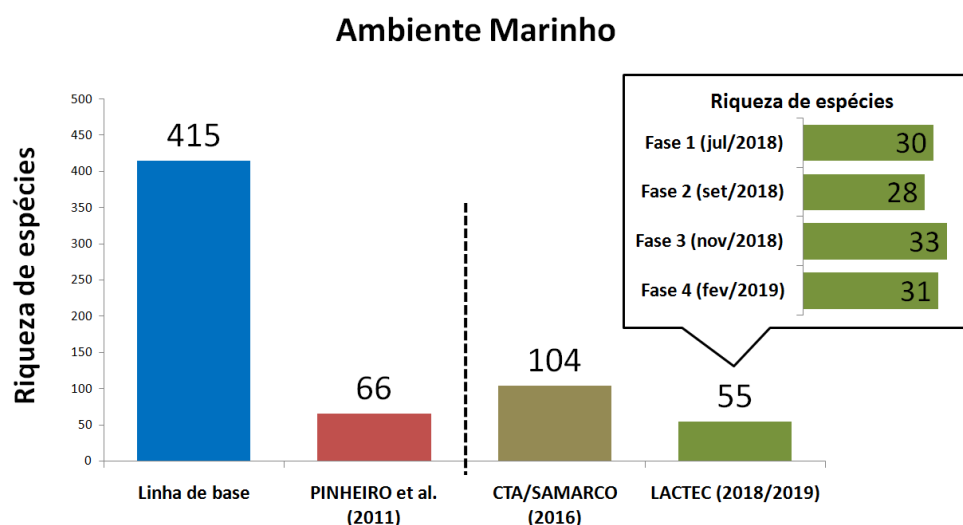
Em função da ausência de uma sistemática amostral e de uma série temporal de dados para a ictiofauna marinha da região, para a avaliação das alterações nos indicadores ecológicos foram considerados como valor de referência os resultados obtidos nas amostragens realizadas em 2016 pela CTA/SAMARCO no ambiente marinho logo após o rompimento da barragem de Fundão, em 5 de novembro de 2015, que apresentaram a mesma abrangência espacial e o mesmo amostrador das coletas realizadas pelo LACTEC em 2018 e 2019. O esforço de coleta realizado em 2016 pela CTA/SAMARCO foi mensal (12 fases) e distribuído em nove pontos nas faixas de 5 km (pontos Z1N, Z1E, Z1S), 10 km (pontos Z2N, Z2E, Z2S) e 20 km (pontos Z3N, Z3E, Z3S) de distanciamento da foz do rio Doce. Também foram utilizadas como valor de referência as amostragens realizadas na costa do Espírito Santo em 2003 e 2004 apresentadas em PINHEIRO et al. (2011), que analisou a composição e a variação temporal de comunidades de peixes nas áreas de pesca de camarão (*Xyphopenaeus kroyeri*) chamadas de Itaoca (10 fases) e Manguinhos (11 fases). Todas as amostragens foram realizadas com o mesmo aparelho de pesca (rede de arrasto com portas) e similaridade nas profundidades de arrasto.

Nas campanhas do LACTEC, foram coletados 9.023 peixes de 55 táxons nas amostragens realizadas em 2018 e 2019, distribuídos em 16 ordens e 26 famílias, o que representa 93,2% da riqueza projetada para a região amostrada (61,9 espécies) pelo estimador Bootstrap, que utiliza dados de todas as espécies registradas para estimar a riqueza total. O valor estimado foi

semelhante ao calculado pelo modelo de regressão não-linear de Michaelis-Menten (AIC=36,491).

O número de espécies estimado, com base nas coletas de 2018 e 2019 representa 59,5% dos valores registrados entre abril e dezembro de 2016 (104 espécies), tendo como referência os dados levantados pela CTA/SAMARCO, na mesma área de abrangência amostral. Por outro lado, a riqueza estimada é bastante similar (93,8%) ao valor registrado em Itaoca e Manguinhos entre 2003 e 2004 por PINHEIRO et al. (2011), regiões que sofrem impactos constantes causados pela pesca comercial com redes de arrasto na plataforma rasa, que é um método de pesca pouco seletivo e atua indiscriminadamente sobre a fauna bentônica e demersal (ALVERSON et al., 1994), além de causar a destruturação do habitat bentônico e a mortalidade da fauna acompanhante (bycatch) (ANDREW & PEPPERELL, 1992; DAYTON et al., 1995; KELLEHER, 2005) (Figura 12).

Figura 12. Riqueza da ictiofauna registrada no ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce considerando o levantamento de dados primários (monitoramento – Fases 1, 2, 3 e 4) e secundários. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.



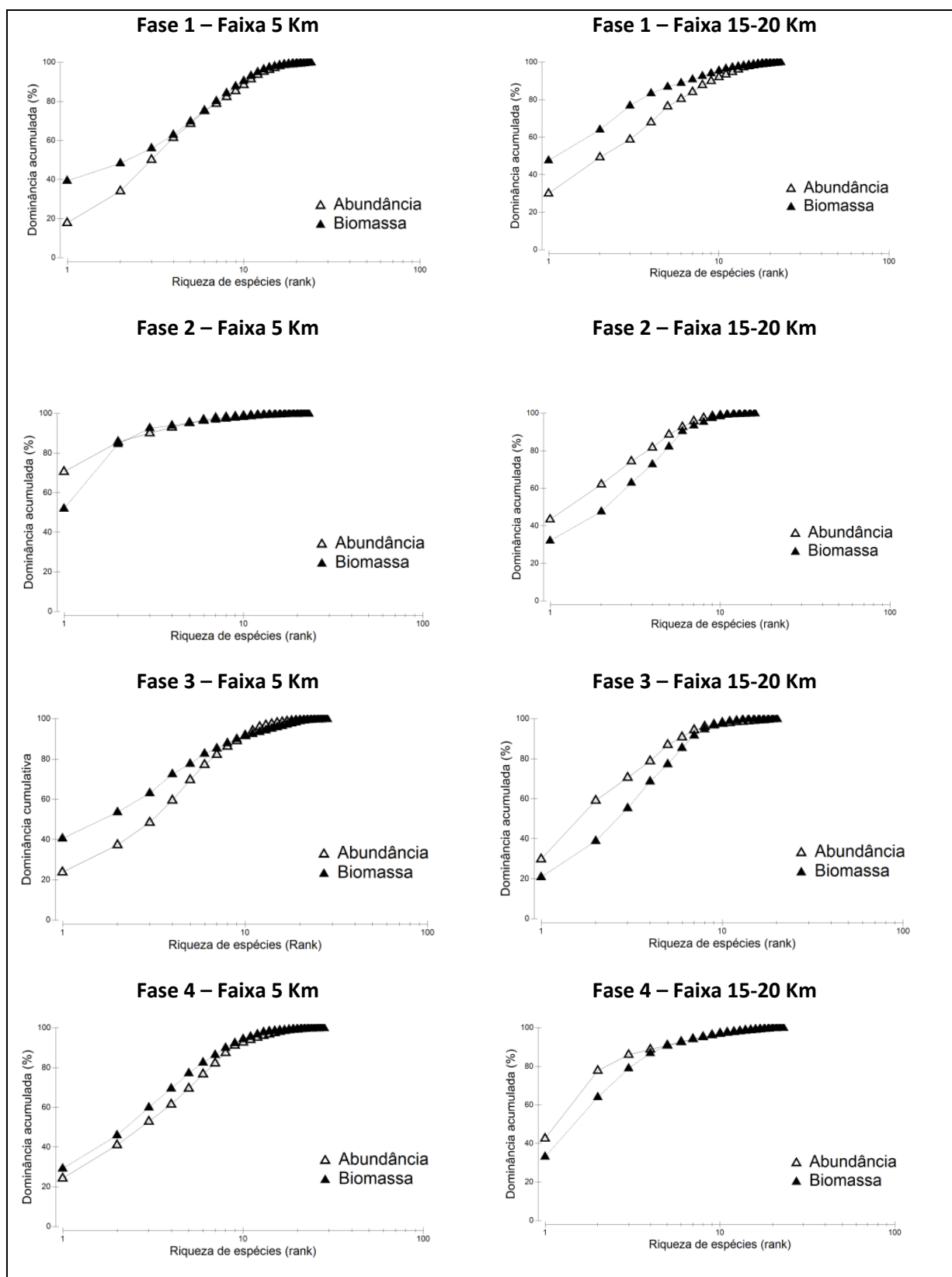
Aumento da dominância de espécies de peixes oportunistas (r-estrategistas)

A diminuição da riqueza e equitabilidade de espécies, em consequência do aumento na dominância de espécies oportunistas, são geralmente consideradas como indicativos de estresse ambiental (PIANKA, 1970). Ecossistemas modificados e degradados são usualmente dominados por espécies tolerantes (FAUSCH et al., 1990; SCHIEMER et al., 2000; ARAÚJO et al., 2003), pois as espécies oportunistas (r-estrategistas) são mais eficientes na exploração dos

hábitats em comparação com as especialistas, em função de seu menor porte, alta taxa reprodutiva e crescimento rápido (CLARKE; WARWICK, 2001).

As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) estimadas para as amostragens realizadas pelo LACTEC em 2018 e 2019 apresentaram uma configuração de ambientes perturbados em todas as fases realizadas na faixa de 5 km e entre 15-20 km da foz do rio Doce, com exceção dos resultados observados na faixa entre 15-20 km para a Fase 1 ($W=0,106$) (Figura 13). A informação visual das curvas ABC, mostrando condições de área degradada foi resultado da dominância das espécies *Stellifer rastrifer* (24,20% das capturas totais), *Stellifer brasiliensis* (14,64% das capturas totais), *Cathorops spixii* (9,40% das capturas totais), *Paralanchurus brasiliensis* (9,05% das capturas totais), *Ophioscion punctatissimus* (9,69% das capturas totais) e *Stellifer stellifer* (5,46% das capturas totais).

Figura 13. Curvas de K-dominância para abundância e biomassa de espécies registradas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce.



Apesar de serem generalistas, estuarino-dependentes, eurihalinos, e com amplos nichos tróficos (zoobentívoros), as duas espécies que dominaram as capturas, *Stellifer rastrifer* (Figura 14) e *Cathorops spixii* (Figura 15), apresentam diferentes estratégias de vida. O sciaenídeo *Stellifer rastrifer* possui crescimento rápido, alto potencial reprodutivo e hábito gregário, sendo classificada como resiliente (sensu FROESE & PAULY, 2019). O ariídeo *C. spixii* apresenta baixa fecundidade, cuidado parental (incubação orofaringeal dos ovos e juvenis) e baixa resiliência (sensu FROESE & PAULY, 2019). A resiliência descreve a capacidade de recuperação de uma população após perturbações, sendo as estimativas calculadas com base na história de vida das espécies. A ocorrência e dominância dessas duas espécies, consideradas oportunistas, nas assembleias demersais são frequentemente associadas a ambientes degradados (MISHIMA & TANGI, 1983; ARAÚJO et al., 1998; ARAÚJO et al., 2002; BARLETTA et al., 2008; SCHMIDT et al., 2008; ROCHA, 2009).

Figura 14. Exemplar de *Stellifer rastrifer*.



Figura 15. Exemplar de *Cathorops spixii*.



Simplificação da estrutura trófica da ictiofauna

Considerando os hábitos alimentares levantados, foram registradas espécies herbívoras, zoobentívoras, zooplancófagas e ictiófagas nos pontos amostrais localizados nas faixas de 5

km (RD1A, RD1C e RD1E) e 15-20 km (RD1B, RD1D e RD1F) da foz do rio Doce, entre 2018 e 2019. As espécies zoobentívoras dominaram as amostragens em termos de riqueza (Figura 16), abundância (Figura 17) e biomassa (Figura 18), com exceção do ponto RD01F, que foi dominado por peixes pelágicos zooplanctívoros. Os resultados das análises alimentares dos peixes marinhos indicaram uma grande preferência alimentar pelo zoobentos, que de fato representam uma importante fonte de alimento para os peixes demersais (DAAN et al., 1990).

Figura 16. Riqueza relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce.

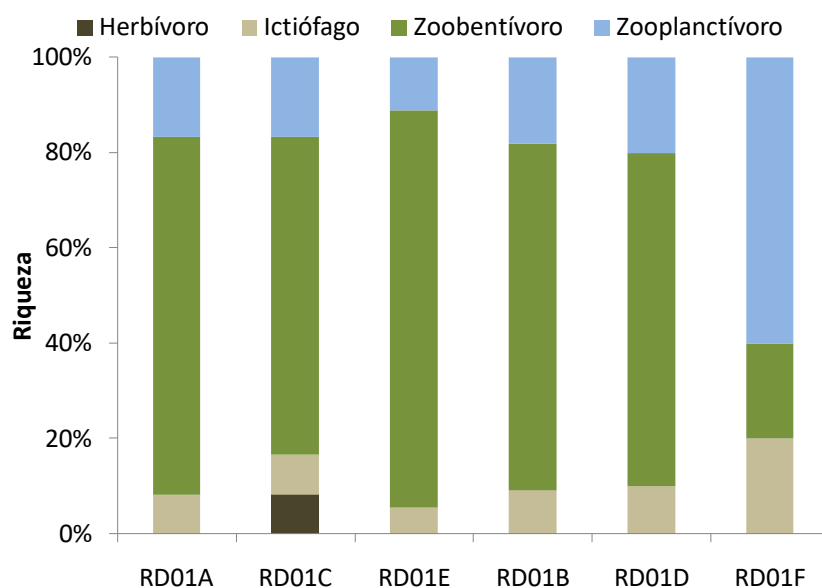


Figura 17. Abundância relativa (%) dos grupos tróficos da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce.

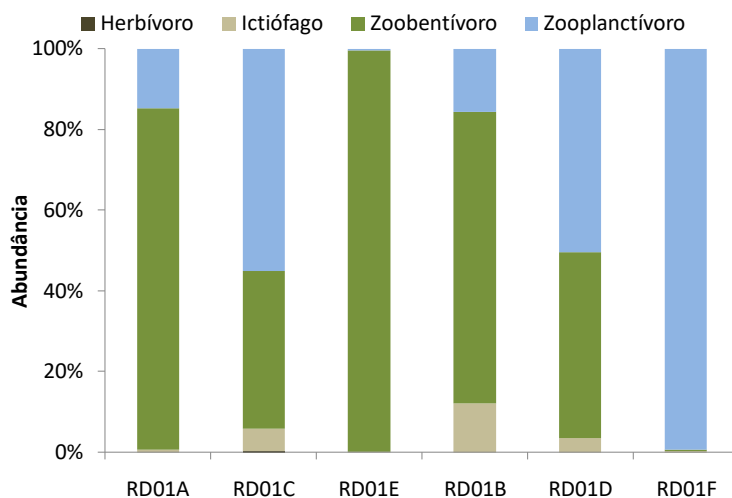
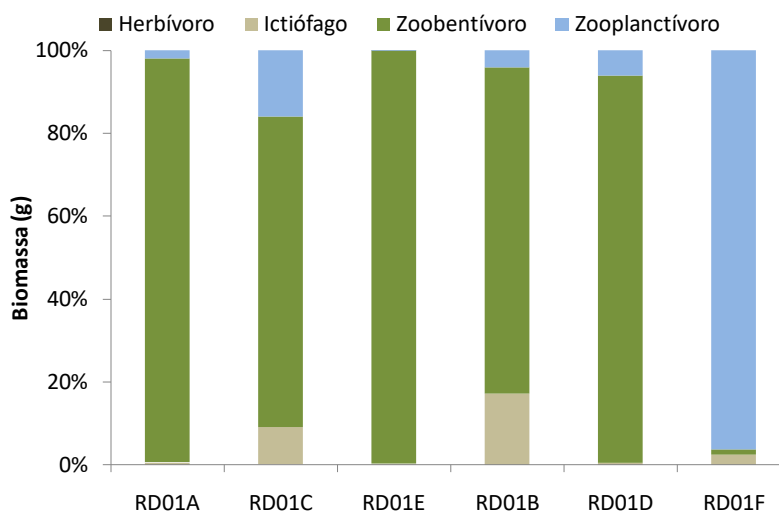


Figura 18. Biomassa da ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce.



De acordo com as análises de guildas tróficas foi observada uma diminuição na riqueza (Figura 19) de espécies zoobentívoras e uma diminuição na abundância (Figura 20) de espécies zoobentívoras e zooplactívoras, tendo como base os dados levantados pela CTA/SAMARCO (2016) e as amostragens realizadas em 2018 e 2019 pelo LACTEC na mesma área de abrangência amostral. Além disso, o indicador proposto por CADDY & GARIBALDI (2000) para apontar mudanças tróficas em um ecossistema mostrou uma diminuição na razão entre ictiófagos e zooplactívoros (Figura 21).

A redução da complexidade estrutural do sedimento e a consequente homogeneização do habitat provocada pelo aporte de lama e soterramento, causaram a redução na diversidade de organismos bentônicos, provocando alterações nas interações tróficas e efeitos bottom-up (influência na cadeia trófica baseada na disponibilidade de recursos) na estrutura trófica demersal da região afetada. No caso do controle bottom-up, a disponibilidade de nutrientes aos produtores é fator modulador importante na distribuição da biomassa nos níveis tróficos (LYNAM et al., 2017). Os padrões de diversidade das comunidades, assim como as dinâmicas populacionais, estão relacionados com as interações tróficas, determinando o fluxo de nutrientes nos ecossistemas (OTTO et al., 2007).

Figura 19. Proporção dos grupos tróficos (riqueza) registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente.

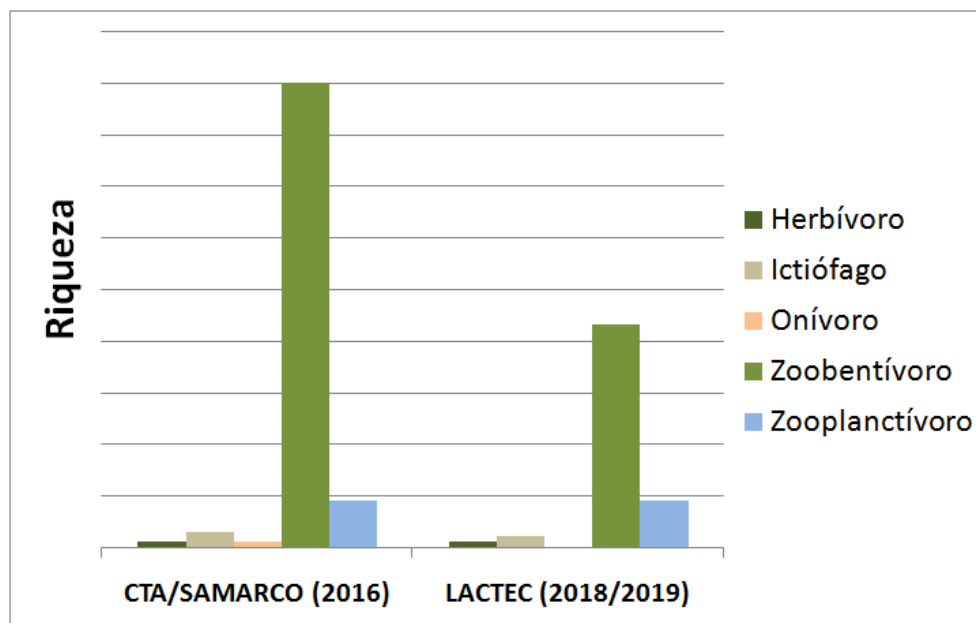


Figura 20. Proporção dos grupos tróficos (abundância) registrados nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente.

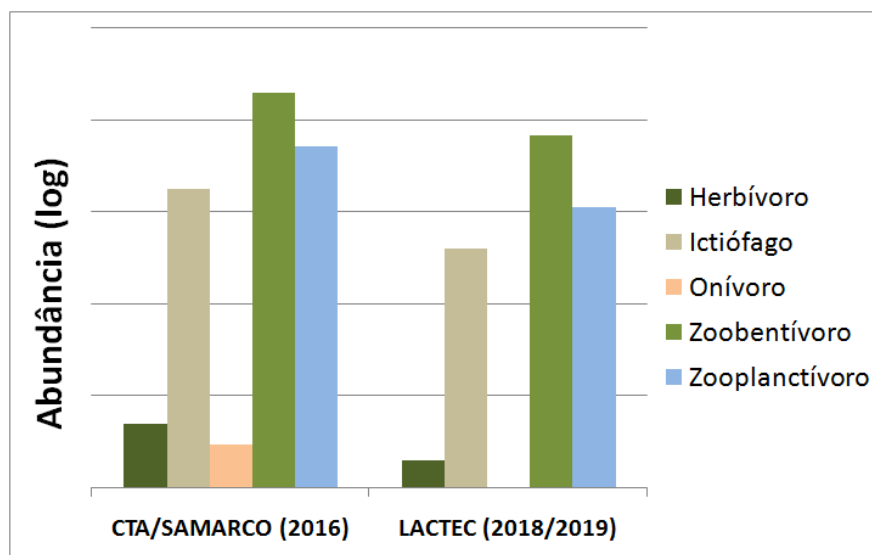
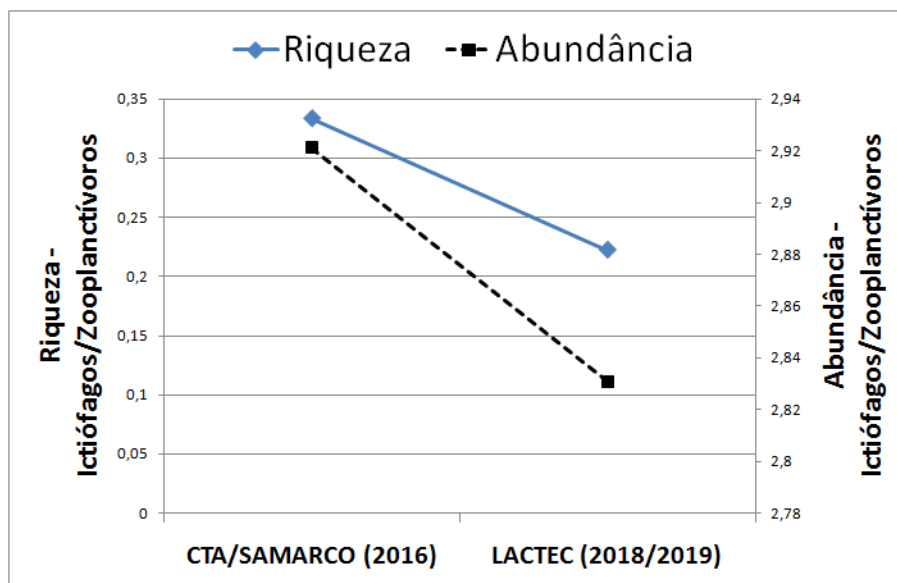


Figura 21. Relação entre a riqueza e abundância de peixes ictiófagos e zooplancívoros para a ictiofauna registrada nas fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacente.



Diminuição de espécies de peixes de interesse comercial

Tradicionalmente, a pesca no estado do Espírito Santo é majoritariamente artesanal (64%). Entre as espécies costeiras mais capturadas estão o peroá (*Balistes capriscus*), o camarão-sete-barbas (*Xyphopeneus kroyeri*), pescadas (*Sciaenidae*) e robalos (*Centropomus* spp.). Segundo FREITAS-NETTO & DI-BENEDITTO (2007), a região situada ao norte do Rio Doce é caracterizada por muitos barcos não-motorizados que atuam próximo à linha de costa, distanciando-se até duas milhas náuticas durante as operações pesqueiras. Essa região é caracterizada por uma produção diversificada em relação aos artefatos de pesca (redes de espera) empregados e, conseqüentemente de espécies capturadas. Esses autores também evidenciaram um padrão inverso na região localizada ao sul do rio Doce, com barcos maiores e motorizados, que realizam pescarias multiespecíficas em diversas regiões, incluindo o sul do Banco dos Abrolhos. Esses barcos utilizam diversos artefatos de pesca direcionados a espécies de maior valor comercial (redes de arrasto para crustáceos; linheiros para scombrídeos - atuns, lutjanídeos - pargos e epinephelídeos - garoupas) (FREITAS-NETTO, 2003; PAIVA, 1997).

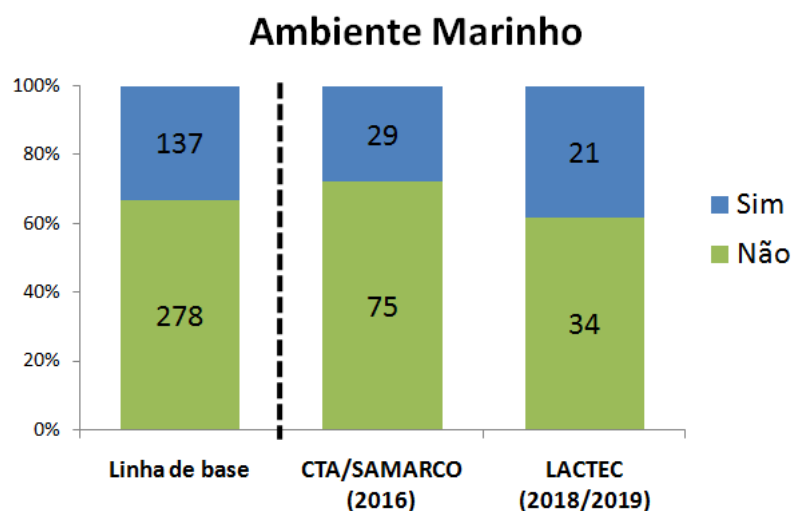
De forma geral, uma grande variedade de artefatos de pesca é utilizada e distribuída ao longo da costa do Espírito Santo, com duas grandes regiões quando se leva em consideração a produção pesqueira: região ao Norte da foz do rio Doce, menos desenvolvida e com diversos artefatos, mas com uma produção pouco expressiva; e região ao sul da foz do rio Doce, mais

desenvolvida, empregando artefatos de pesca direcionados à espécies-alvo (específicas) e com maior valor comercial (FREITAS-NETTO & DI-BENEDITTO, 2007).

Na foz do rio Doce (Regência), oito artefatos de pesca são utilizados, sendo eles: espinhel, rede de balão (Arrastos de fundo), rede de pescadinha (*Cynoscion spp.*), redes de robalão (*Centropomus spp.*), cação, escamuda e redes caídas para manjuba e carapeba (FREITAS-NETTO & DI-BENEDITTO, 2007). Desde 2011 não se coletam dados de estatística pesqueira no Espírito Santo. Além disso, os dados publicados até 2011 não permitem uma análise específica para foz do rio Doce, pois informações sobre município/região geográfica do estado não estão disponíveis. A ausência dessas informações dificulta uma análise mais detalhada e aprofundada.

Considerando amostragens realizadas pelo LACTEC em 2018 e 2019, o número de espécies de interesse para a pesca registrada pelos arrastos foi de 21 espécies, o que é menor do que o registrado nas amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA, 29 espécies, no ambiente marinho adjacente (Figura 22). Já nos resultados da linha base, que levam em consideração os levantamentos para toda a costa do estado do Espírito Santo, e não somente na área de estudo, foram registradas 137 espécies.

Figura 22. espécies de interesse para a pesca registrada no ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce considerando as fases amostrais realizadas em 2018 e 2019 nas faixas de 5 km e 15-20 km da foz do rio Doce e no conjunto de amostragens realizadas no ano de 2017 pela SAMARCO/CTA no ambiente marinho adjacentes. A linha pontilhada representa o rompimento da barragem de Fundão em novembro de 2015.



De uma forma geral, os dados das amostragens da SAMARCO/CTA, bem como das amostragens realizadas pelo LACTEC, não devem ser utilizados para avaliar os danos sobre espécies-alvo da pesca costeira na região da foz do rio Doce, pois os métodos utilizados não contemplaram toda a gama de artefatos utilizados na área, conforme evidenciado por FREITAS-NETTO & DI-BENEDITTO (2007). No entanto, a ictiofauna registrada nas amostragens é aquela considerada como fauna acompanhante da pesca de arrasto de fundo, que tem como alvo o camarão sete-barbas. Essa composição ictiofaunística é representada em sua grande maioria por recrutas e juvenis de espécies comerciais, tradicionalmente capturadas na região, como as pescadas dos gêneros *Cynoscion* (pescadas) e *Isopisthus* (corvinas), além de bagres da Família Ariidae. O dano proveniente do desastre, como a redução generalizada na riqueza da ictiofauna com concomitante aumento da abundância de táxons generalistas (muitos sem interesse comercial), aliado aos problemas existentes relacionados com a gestão das atividades de pesca (e.g. falta de regulamentação, fiscalização ineficiente, monitoramento descontínuo) pode piorar o cenário dessa atividade e intensificar o dano sobre as comunidades de peixes demersais.

Conclusões

A variada tolerância a fatores físicos, químicos e biológicos faz com que muitas espécies e comunidades indiquem alterações ambientais (TEJERINA-GARRO et al., 2005), seja por meio da redução da riqueza e complexidade taxonômica e filogenética (ROCHET et al., 2000) ou pelo aumento da densidade (i.e. abundância e biomassa) de organismos e grupos funcionais tolerantes às variações ambientais (REASH & BERRA, 1987).

As alterações ambientais provocadas pelo rejeito de mineração nos habitats bentônicos de fundos inconsolidados e nas comunidades ictiofaunísticas do ambiente marinho adjacente à foz do rio Doce foram avaliadas e descritas em função de estimativas de riqueza taxonômica e funcional (diversidade α), abundância, biomassa e similaridade (diversidade β) da ictiofauna entre locais amostrados.

O número de espécies estimado (61,9 espécies) com base nas coletas de 2018 e 2019 (LACTEC) representa 59,5% dos valores registrados entre abril e dezembro de 2016 (104 espécies), tendo como referência os dados levantados pela SAMARCO/CTA na mesma área de abrangência amostral. Essa riqueza estimada é similar (93,8%) ao valor registrado em Itaoca e Manguinhos entre 2003 e 2004 por PINHEIRO et al. (2011), regiões da plataforma rasa no Espírito Santo que sofrem impactos constantes causados pela pesca comercial com redes de arrasto. Os menores valores de riqueza registrados pelo LACTEC, assim como a menor distinção

taxonômica média, parecem indicar que a degradação do ambiente costeiro promoveu o estabelecimento de uma assembleia discreta, relativamente homogênea e persistente dentro dos limites geográficos considerados pela amostragem. Essas observações são típicas de ambientes degradados com baixa heterogeneidade ambiental.

Os distúrbios provocados no habitat demersal também foram detectados pela comparação da composição taxonômica das assembleias de peixes (diversidade H') por meio da análise de escalonamento multidimensional não-paramétrico. A análise revelou similaridade entre as amostras obtidas em 2018 e 2019 pelo LACTEC, enquanto que o conjunto de amostragens realizadas em 2016 pela SAMARCO/CTA (mesma abrangência espacial) e a composição registrada em 2003 e 2004 por PINHEIRO et al. (2011) ficaram distantes no espaço multivariado. Além das diferenças geradas pela estrutura das assembleias entre os períodos considerados, fato confirmado pela análise de PERMANOVA (Pseudo-F=6,077; P=0,001; PU=998), as similaridades entre as amostras obtidas pelo LACTEC (Pseudo-t = 1,3683; P=0,061; PU=998) indicaram redução generalizada na riqueza, com concomitante aumento da abundância de táxons generalistas.

As curvas de dominância acumulada de abundância e biomassa (ABC) (CLARKE & WARWICK, 2001) indicaram algum grau de perturbação ambiental para a ictiofauna amostrada em 2018 e 2019 na faixa de 5 km e entre 15-20 km da foz do rio Doce. Como as curvas ABC avaliam as relações de dominância entre espécies oportunistas (tolerantes) e especialistas (sensíveis) em comunidades sob efeito de perturbações, a alta dominância (72,4% das capturas totais) de poucas espécies (*Stellifer rastrifer*, *Stellifer brasiliensis*, *Cathorops spixii*, *Paralichthys brasiliensis*, *Ophioscion punctatissimus* e *Stellifer stellifer*) foram entendidas como um indicativo de perturbação ambiental, mesmo considerando a seletividade do amostrador e a captura de muitas espécies em período de recrutamento. As espécies dominantes (*Stellifer rastrifer* e *Cathorops spixii*) são consideradas táxons generalistas, cuja ocorrência e dominância em assembleias demersais são observadas em ambientes degradados.

AADLAND, L. P. Stream habitat types: their fish assemblages and relationship to flow. North American Journal of Fisheries Management, v. 13, p. 790-806, 1993

ADAMS, S.M., CRUMBY, W.D., GREELEY JUNIOR, M.S., SHUGART, L.R. and SAYLOR, C.F. Responses of fish populations and communities to pulp mill effluents: a holistic assessment. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 24, n. 3, p. 347-360, 1992.

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.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Instrução Normativa - IN nº 28**, de 26 de julho de 2018. Estabelece as listas de constituintes, de limites de uso, de alegações e de rotulagem complementar dos suplementos alimentares, 2018. 48p.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA (ANVISA). **Nota técnica nº 8/2019/SEI/GEARE/GGALI/DIRE2/ANVISA**. Avaliação de Risco: Consumo de pescado proveniente de regiões afetadas pelo rompimento da Barragem do Fundão/MG, 2019. 28p.

AGOSTINHO, A. A.; JULIO JÚNIOR, H. F. Peixes de outras águas. Ciência Hoje, v. 21, n. 124, p. 36-44. 1996.

AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M. & GOMES, L.C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. Braz. J. Biol., vol.68, n.4, p.1119-1132, 2008.

ALVERSON, D.L., FREEBERG, M.H., POPE, J.G., MURAWSKI, S.A. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fish. Tech. Pap.,n. 339, p. 1-233, 1994.

AMARAL, A. C. Z.; JABLONSKI, S. Conservation of marine and coastal biodiversity in Brazil. Conservation Biology, v. 19, n. 3, p. 625–631, 2005.

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.

ANDREW, N.L. e PEPPERELL, J.G. The bycatch of shrimp trawl fisheries. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, n. 30, p. 527-565, 1992.

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.

ARAÚJO, F.G.; A.G. CRUZ-FILHO; M.C.C. AZEVÊDO & A.C.A. SANTOS. Estrutura da comunidade de peixes demersais da baía de Sepetiba, RJ. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 58, n. 3, p. 417-430, 1988.

ARAÚJO, F.G., FICHBERG, I., PINTO, B.C.T. & PEIXOTO, M.G. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Environ. Manage.*, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.

ATSDR. Toxicological Profile for Silver. 1990.

ATSDR. Toxicological Profile for Tin and Tin Compounds. 2005.

ATSDR. Tox Guide for Barium. 2007.

AVILA, D. S., PUNTEL, R. L., ASCHNER, M. "Manganese in Health and Disease." *Metal Ions in Life Sciences*, 13, 199–227, 2013.

BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. & GALDEAN, N. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, v. 4, p.51-59, 2001.

BARLETTA, M., AMARAL, C.S., CORRÊA, M.F.M., GUEBERT, F., DANTAS, D.V., LORENZI, L. & SAINT-PAUL, U. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *J. Fish Biol.* n. 73, p. 1314-1336, 2008.

BARTLEY, D. M. Introduced species in fisheries and aquaculture: information for responsible use and control [CD-ROM]. Rome, FAO, 2006.

BASCOMPTE, J.; MELIÁN, C.J. & SALA, E. Interaction strength combinations and the overfishing of a marine food web. *PNAS*, v. 102, n. 15, p. 5443 – 5447, 2005.

BEHL, M., STOUT, M.D., HERBERT, R.A., DILL, J.A., BAKER, G.L., HAYDEN, B.K., ROYCROFT, J.H., BUCHER, J.R., HOOTH, M.J. Comparative Toxicity and Carcinogenicity of Soluble and Insoluble Cobalt Compounds. *Toxicology*, 333: 195–205, 2015.

BIOS CONSULTORIA E SERVIÇOS AMBIENTAIS. Monitoramento da ictiofauna na área de influência da Usina Hidrelétrica de Aimorés, Rio Doce – Aimorés/MG. Relatório Consolidado, 2013. 93p.

BLANC, P. D. "The Early History of Manganese and the Recognition of Its Neurotoxicity, 1837 – 1936." *Neurotoxicology*, 64, 5–11, 2018.

BLANC, P. D. The Early History of Manganese and the Recognition of Its Neurotoxicity, 1837 – 1936. *Neurotoxicology*, 64: 5–11, 2018.

BRASIL – MINISTÉRIO PÚBLICO FEDERAL (MPF), PROCURADORIA DA REPÚBLICA EM MINAS GERAIS. LACTEC. **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, 2017. 711p.

BUHA, A., JUGDOHSINGH, R., MATOVIC, V., BULATA, Z., ANTONIJEVIC, B., KERNSC, J.G., GOODSHIP, A., HARTD, A., POWELL, J.J..et al. “Bone Mineral Health Is Sensitively Related to Environmental Cadmium Exposure- Experimental and Human Data.” *Environmental Research* 176(May): 108539. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108539>. 2019.

CADDY, J.F. GARIBALDI, L.. Apparent changes in the trophic composition of world marine harvests: the perspective from the FAO capture database. *Ocean Coast. Manage.* 43(8-9):615-655. 2000.

CAPARROS-GONZALEZ, R.A., GIMÉNEZ-ASENSIO, M.J., GONZÁLEZ-ALZAGA, B., AGUILAR-CARDUÑO, C., LORCA-MARÍN, J.A., ALGUACIL, J., GÓMEZ-BECERRA, I., GÓMEZ-ARIZA, J.L., GARCÍA-BARRERA, T., HERNANDEZ, A.F., LÓPEZ-FLORES, I., ROHLMAN, D.S., ROMERO-MOLINA, D., RUIZ-PÉREZ, I., LACASAÑA, M. Childhood Chromium Exposure and Neuropsychological Development in Children Living in Two Polluted Areas in Southern Spain. *Environmental Pollution*, 252: 1550–60, 2019.

CARVALHO C.F., OULHOTE,Y., MARTORELLI, M., CARVALHO, C.O., MENEZES-FILHO, J.A., ARGOLLO, N., ABREU, N.. “Environmental Manganese Exposure and Associations with Memory, Executive Functions , and Hyperactivity in Brazilian Children.” *Neurotoxicology* 69:253–59. 2018.

CHEN, X., LI, Y., ZHANG, B., ZHOU, A., ZHENG, T., HUANG, Z., PAN, X., LIU, W., LIU, H., JIANG, H., SUN, X., HU, C., XING, Y., XIA, W., XU, S. Maternal Exposure to Nickel in Relation to Preterm Delivery. *Chemosphere*, 193: 1157–63, 2018.

CLARKE, K. R. & WARWICK, R.M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth, 2001.

COOPER, R.G., HARRISON, A.P. The Exposure to and Health Effects of Antimony. *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 13:3–10, 2009.

CUCHEROUSSET J. & OLDEN J. D. Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries*, v. 36, n. 5, p.215-230, 2011.

CTA – SERVIÇOS EM MEIO AMBIENTE. Acompanhamento do desembarque pesqueiro da Usina de Aimorés, rio Doce, Minas Gerais. Relatório Consolidado, 2017. 249p.

DAAN, N., BROMLEY, P. J., HISLOP, J. R. G. & NIELSEN, N. A. Ecology of North Sea fish. *Netherlands Journal of Sea Research*, v. 26, p. 343–386, 1990.

DARBRE, P.D., PUGAZHENDHI, D., MANNELLO, F. Aluminium and Human Breast Diseases. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 105(11): 1484–88, 2011.

DAY, P.L., NELSON, E.J., BLUHM, A.M., WOOD-WENTZ, C.M., JANNETTO, P.J.. “Discovery of an Arsenic and Mercury Co-Elevation in the Midwest United States Using Reference Laboratory Data.” *Environmental Pollution*: 113049. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0269749119311522>. 2019.

DAYTON, P.K.; THRUSH S.F.; AGARDY T.; HOFMAN R.J. Environmental effects of marine fishing. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, n. 5, p. 205-232, 1995.

DE BROUWERE, K., BUEKERS, J., CORNELIS, C., SCHLEKAT, C.E., OLLER, A.R. Assessment of Indirect Human Exposure to Environmental Sources of Nickel: Oral Exposure and Risk Characterization for Systemic Effects. *Science of the Total Environment*, 419: 25–36, 2012.

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

DESMARIAS, T.L. and COSTA, M.. “Mechanisms of Chromium-Induced Toxicity.” *Current Opinion in Toxicology* 14(liv):1–7. 2019.

DINH, Q.T. et al. “Selenium Distribution in the Chinese Environment and Its Relationship with Human Health: A Review.” *Environment International* 112(February): 294–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.12.035>. 2018.

DODSON, M., ZHANG, D.. “Chronic Arsenic-Induced Metabolic Syndrome: A Role for Prolonged Nrf2 Activation and Mitochondrial Metabolism.” *Free Radical Biology and Medicine* 100: S183. <http://dx.doi.org/10.1016/j.freeradbiomed.2016.10.482>. 2017.

DOS SANTOS, N. R., RODRIGUES, J. L. G., BANDEIRA, M.J., ANJOS, A.N.S., ARAÚJO, C.F.S., ADAN, L.F.F. MENEZES-FILHO, J.A. “Manganese Exposure and Association with Hormone Imbalance in Children Living near a Ferro-Manganese Alloy Plant.” *Environmental Research* 172(February): 166–74. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.021>. 2019.

DUNNE, J.A.; WILLIAMS, R.J. & MARTINEZ, N.D. Network structure and biodiversity loss in food webs: robustness increases with connectance. *Ecol Lett*, n. 5, p. 558-567, 2002

EID, A., ZAWIA, N.. “NeuroToxicology Full Length Article Consequences of Lead Exposure , and It ’ s Emerging Role as an Epigenetic Modi Fi Er in the Aging Brain.” *Neurotoxicology* 56: 254–61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.neuro.2016.04.006>. 2016.

EKINO, S., SUSAN, M., NINOMIYA, T., IMAMURA, K., KITAMURA, T.. "Minamata Disease Revisited: An Update on the Acute and Chronic Manifestations of Methyl Mercury Poisoning." *Journal of the Neurological Sciences* 262(1–2):131–44. 2007.

EISLER, R. *Handbook of Chemical Risk Assessment: Health Hazards to Humans, Plants, and Animals*. CRC Press, 2000. 4141p.

EXLEY, C. "The Toxicity of Aluminium in Humans." *Morphologie* 100(329):51–55. 2016.

EXLEY, C. "The Coordination Chemistry of Aluminium in Neurodegenerative Disease." *Coordination Chemistry Reviews* 256(19–20):2142–46. 2012.

FAUSCH, K.D., LYONS, J., KARR, J.R. & ANGERMEIER, P.L. Fish communities as indicators of environmental degradation. *Am. Fisheries Soc. Symp.* n. 8, p. 123-144, 1990.

FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; SOUZA, B. D. A.; MACHADO, R. G.; COSTA, A. G. Lagoa Mãe-Bá (Guaipari-Anchieta, ES): Um Ecossistema com potencial de floração de cianobactérias? *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, n. 2, p. 366-381, 2009.

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.

FERREIRA, C.J.S. Impacto automotivo em populações de *Ctenomys minutus* na planície costeira do RS: avaliação do teor de metais tóxicos e medição de lipoperoxidação. 2003. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Ecologia da UFRS, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003. 57p.

FERREIRA, C. et al. "Environmental Manganese Exposure and Associations with Memory, Executive Functions, and Hyperactivity in Brazilian Children." *Neurotoxicology* 69: 253–59. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2018.02.002>. 2018.

FIGUEIREDO, J. L. Estudo das distribuições endêmicas de peixes da Província Zoogeográfica Marinha Argentina. 121 p. Tese (Doutorado) — Instituto de Biociências da USP, São Paulo, SP, 1981.

FINLEY, B.L., MONNOT, A.D., PAUSTENBACH, D.J., GAFFNEY, S.H.. "Derivation of a Chronic Oral Reference Dose for Cobalt." *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 64(3):491–503. 2012.

FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. *Metal pollution in the aquatic environment*. 2. ed. Berlin: Springer-Verlag, 1981.

FU, L., LU, X., NIU, K., TAN, J., CHEN, J.. "Bioaccumulation and Human Health Implications of Essential and Toxic Metals in Freshwater Products of Northeast China." *Science of the Total Environment* 673:768–76. 2019.

FREITAS-NETTO, R. Levantamento das artes de pesca no Litoral do Espírito Santo e suas interações com cetáceos. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Brasil, 116pp. 2003.

FREITAS-NETTO, R., DI BENEDITTO, A.P.M. Diversidade de artefatos da pesca artesanal marinha do Espírito Santo. *Biotemas*, 20 (2):107-119. 2007.

FUNDAÇÃO DE APOIO À UNIVERSIDADE DO RIO GRANDE (FAURG). Relatório técnico-científico, contrato 105/2016. Etapa 5: Análise comparativa sobre os resultados entre as expedições Soloncy Moura I e II e as amostras coletadas antes do evento. 2016. 16p.

GENG, H.X., WANG, L.. "Cadmium: Toxic Effects on Placental and Embryonic Development." *Environmental Toxicology and Pharmacology* 67(August 2018): 102–7. 2019.

GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; PIERANGELI, M. A. P.; ZULIANI, D. Q.; CAMPOS, M. L.; MARCHI, G. Elementos traço em solos e sistemas aquáticos. *Tópicos em Ciências do Solo*, v. 4, p. 345-390, 2005.

HA, E., BASU, N., BOSE-O'REILLY, B., DÓREA, J.G., MCSORLEY, E., SAKAMOTO, E., MAN, H.. "Current Progress on Understanding the Impact of Mercury on Human Health." *Environmental Research* 152:419–33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2016.06.042>. 2017.

HABER, L.T., BATES, H.K., ALLEN, B.C., VINCENT, M.J., OLLER, A.R.. "Derivation of an Oral Toxicity Reference Value for Nickel." *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 87:S1–18. 2017.

HAIMOVICI, M. Teleósteos demersais e bentônicos. In: SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J. P. (Ed.). *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*. Rio Grande: Ecoscientia, 1998. p. 143–152

HENRIQUES, M.C., LOUREIRO, S., FARDILHA, M., HERDEIRO, M.T.. "Exposure to Mercury and Human Reproductive Health : A Systematic Review." *Reproductive Toxicology* 85(February): 93–103. <https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2019.02.012>. 2019.

HOLOS ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA. Síntese dos estudos sobre a ictiofauna na área de influencia da UHE Aimorés no período entre 1997 e 2007. Consórcio UHE Aimorés. Relatório, 2007. 41p.

HOUSE, E., POLWART, A., DARBRE, P., BARR, L., METAXAS, G., EXLEY, C.. "The Aluminium Content of Breast Tissue Taken from Women with Breast Cancer." *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 27(4):257–66. 2013.

HUNT, G.L. &McKINNELL, S. Interplay between top-down, bottom-up, and wasp-waist control in marine ecosystems. *Prog Oceanogr*, v. 68, n. 2-4, p. 115 – 124, 2006.

HYLAND, J.; BALTHIS, L.; KARAKASSIS, I.; MAGNI, P.; PETROV, A.; SHINE, J.; VESTERGAARD, O.; WARWICK, R. Organic carbon content of sediments as an indicator of stress in the marine benthos. *Mar Ecol Prog Ser*, v. 295, p.91–103, 2005.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). 100C Chromium (VI) Compounds. Vol. 100C. 1990.

INTERNATIONAL AGENCY FOR RESEARCH ON CANCER (IARC). Monographs Arsenic, Metals, Fibres, and Dusts. A Review of Human Carcinogens. Lyon, France. <https://www.iarc.fr/>.2012.

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

IUCN. Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/Rep-2000-052.pdf>

IYARE, P U. “The e Ffects of Manganese Exposure from Drinking Water on School-Age Children : A Systematic Review.” 73(February): 1–7. 2019.

JIA, C., WEI, Y., LAN, Y., HOU, X., ZUO J., WANG, T., LI, J., GUAN, X., YANG, H., MAO, G.. “Comprehensive Analysis of the Metabolomic Characteristics on the Health Lesions Induced by Chronic Arsenic Exposure: A Metabolomics Study.” *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 222(3):434–45. 2019.

JOYEUX, J. C.; CAMPANHA FILHO, E. A.; JESUS, H. C. Trace metal contamination in estuarine fishes from Vitória Bay, ES, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 47, n. 5, p. 765-774, 2004.

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.

KELLEHER, K. Discards in the world’s marine fisheries. Food and Agriculture Organization of the United Nations. *FAO Fisheries Technical Paper*, n. 470, p. 1-131, 2005.

KHAN, F., MOMTAZ, S., ABDOLLAHI, M.. “The Relationship between Mercury Exposure and Epigenetic Alterations Regarding Human Health , Risk Assessment and Diagnostic Strategies.” *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 52 (November 2018): 37–47. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2018.11.006>. 2019.

KIM, M.J., OH, S.B., KIM, J., KIM, K., RYU, H.S., KIM, M.S., AYTON, S., BUSH, A.I., LEE, J.Y., CHUNG, S.J.. “Association of Metals with the Risk and Clinical Characteristics of Parkinson’s Disease.” *Parkinsonism and Related Disorders* 55(May):117–21. 2018.

KNAPP, R. A. & MATTHEWS, K. R. Non-native fish introductions and the decline of the Mountain Yellow-Legged Frog from within protected areas. *Conservation Biology*, v. 14, p. 28–438, 2000.

KOLBINGER, V., ENGSTRÖM, K., BERGER, U., O'REILLY, S.B.. "Polymorphisms in Potential Mercury Transporter ABCC2 and Neurotoxic Symptoms in Populations Exposed to Mercury Vapor from Goldmining." *Environmental Research* 176(February): 108512. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.05.043>. 2019.

KOZŁOWSKI, H., LUCZKOWSKI, M., REMELLI, M., VALENSIN, D.. "Copper, Zinc and Iron in Neurodegenerative Diseases (Alzheimer's, Parkinson's and Prion Diseases)." *Coordination Chemistry Reviews* 256(19–20):2129–41. 2012.

KULLAR, S. S., SHAO, K., SURETTE, C., FOUCHER, D., MERGLER, D., CORMIER, P., BELLINGER, D.C., BARBEAU, B., SAUVÉ, S., BOUCHARD, M.F. A Benchmark Concentration Analysis for Manganese in Drinking Water and IQ Deficits in Children. *Environment International*, 130:104889, 2019.

KUMARATHILAKA, P., SENEWEERA, S., OK, Y. S., MEHARG, A., BUNDSCHUH, J. Arsenic in Cooked Rice Foods: Assessing Health Risks and Mitigation Options. *Environment International*, 127: 584–91, 2019.

LANSENS, P., LEERMAKERS, M., BAEYENS, W. Determination Of Methylmercury In Fish By Headspace- Gas Chromatography With Microwave-Induced-Plasma Detection. *Water, Air and Soil Pollution*, 56: 103–15, 1991.

LATINI, A. O., LIMA-JUNIOR, D. P., GIACOMINI, H. C., LATINI, R. O., RESENDE, D. C., ESPÍRITO-SANTO, H. M. V; BARROS, D. F. & PEREIRA, T. L. Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. *Lundiana*, v. 5, n. 2, p. 135-142, 2004.

LATINI, A. O., PETRERE, M. Jr. Reduction of a native fish fauna by alien species: na example of Brazilian tropical freshwater lakes. *Fisheries Management and Ecology*, 10, 1-9, 2004.

LEYSENS, L., VINCK, B., VAN DER STRAETEN, C., WUYTS, F., MAES, L. Cobalt Toxicity in Humans— A Review of the Potential Sources and Systemic Health Effects. *Toxicology*, 387: 43–56, 2017.

LI, J., ZHENG, B.H., HE, Y., ZHOU, Y., CHEN, X., RUAN, S., YANG, Y., DAI, C., TANG, L. Antimony Contamination, Consequences and Removal Techniques: A Review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 156: 125–34, 2018.

LÓPEZ-LÓPEZ, E. & SEDEÑO-DÍAZ, J.E. Biological indicators of water quality: The role of fish and macroinvertebrates as indicators of water quality. In: ARMON, R. H. & HÄNNINEN, O. (Eds.). *Environmental indicators*. Dordrecht: Springer, 2015. p. 643-661.

LOTZE, H.K. & MILEWSKI, I Two centuries of multiple human impacts and successive changes in a North Atlantic food web. *EcolAppl*, v. 14, n. 5, p. 1428 – 1447, 2004.

LYNAM, C.P.; LLOPE, M.; MÖLLMANN, C.; HELAOUËT, P.; BAYLISS-BROWN, G.A.; STENSETH, N.C. Interaction between top-down and bottom-up control in marine food webs. PNAS, v. 114, n. 8, p. 1952-1957, 2017.

MAÑAY, N., PISTÓN, M., CÁCERES, M., PIZZORNO, P., BÜHL, V. An Overview of Environmental Arsenic Issues and Exposure Risks in Uruguay. Science of the Total Environment, 686: 590–98, 2019.

MANDRIOTA, S.J. A Case-Control Study Adds a New Piece to the Aluminium/Breast Cancer Puzzle. EBioMedicine, 22:22–23, 2017.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L. & BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. Rev. Bras. Biol., v.59, n.2, p.203-210, 1999.

MARŠÁLEK, P., SVOBODOVÁ, Z.. “Rapid Determination of Methylmercury in Fish Tissues.” Czech Journal of Food Sciences 24(3): 138–42. 2006.

MEADOR, M.R., CARLISLE, D.M., COLES, J.F. Use of tolerance values to diagnose water-quality stressors to aquatic biota in New England streams. Ecological Indicators, v. 8, n.1, p. 718–728, 2008.

MÍNGUEZ-ALARCÓN, L., AFEICHE, M.C., WILLIAMS, P.L., ARVIZU, M., TANRIKUT, C., AMARASIRIWARDENA, C.J., FORD, J.B., HAUSER, R., CHAVARRO, J.E., STUDY, E. International Journal of Hygiene and Hair Mercury (Hg) Levels , Fish Consumption and Semen Parameters among Men Attending a Fertility Center. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 221(2): 174–82, 2018.

MISHIMA, M. & TANJI, S. Fatores ambientais relacionados à distribuição e abundância de bagres marinhos (Osteichthyes, Ariidae) no complexo estuarino-lagunar de Cananéia (25ºS, 48ºW). B. Inst. Pesca, n. 10, p. 17-27, 1983.

MÍNGUEZ-ALARCÓN, L. et al. “International Journal of Hygiene and Hair Mercury (Hg) Levels , Fish Consumption and Semen Parameters among Men Attending a Fertility Center.” International Journal of Hygiene and Environmental Health 221(2): 174–82. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.10.014>. 2018.

MOLD, M., UMAR, D., KING, A., EXLEY, C. Aluminium in Brain Tissue in Autism. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 46: 76–82, 2018.

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.

MOREIRA, R. P. G. Bioacumulação de metais pesados em *Amphimedon viridis* (Duchassaing & Michelotti, 1864) com ocorrência em habitats costeiros bentônicos da região da grande Vitória, Espírito Santo. 2011. Dissertação (Mestrado) – Centro Universitário de Vila Velha, Vila Velha, 2011.

MORETTI, M. S. & CALLISTO, M. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. *Acta Limnol. Bras.*, v. 17, n. 3, p.267-281, 2005.

METHOD 3052: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices. Philadelphia PA, Washington, DC. 1996.

National Toxicology Program (NTP). NTP Monograph on Health Effects of Low-Level Lead. 2012.

NAVIA, A.F.; CORTÉS, E.; JORDÁN, F.; CRUZ-ESCALONA, V.H.; MEJÍA-FALLA, P.A. Changes to marine trophic networks caused by fishing. In: MAHAMANE, A. Diversity of ecosystems Intech, Croatia, 2012.

NDUKA, J.K., KELLE, H.I., AMUKA, J.O.. "Health Risk Assessment of Cadmium, Chromium and Nickel from Car Paint Dust from Used Automobiles at Auto-Panel Workshops in Nigeria." *Toxicology Reports* 6(November 2018): 449–56. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2019.05.007>. 2019.

NI, W., HUANG, Y., WANG, X., ZHANG, J., WU, K. Associations of Neonatal Lead, Cadmium, Chromium and Nickel Co-Exposure with DNA Oxidative Damage in an Electronic Waste Recycling Town. *Science of the Total Environment*, 472: 354–62, 2014.

NIENCHESKI, L. F.; MACHADO, E. C.; SILVEIRA, I. M. O.; FLORES MONTES, M. J. Metais traço em peixes e filtradores em quatro estuários da costa brasileira. *Tropical Oceanography*, v. 42, n. 1, p. 94-106, 2014.

NORKKO, A.; THRUSH, S. F.; HEWITT, J. E.; CUMMINGS, V. J.; NORKKO, J.; ELLIS, J. I.; FUNNELL, G. A.; SCHULTZ, D.; MACDONALD, I. Smothering of estuarine sandflats by terrigenous clay: the role of wind-wave disturbance and bioturbation in site-dependent macrofaunal recovery. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, v. 234, p. 23-41, 2002.

NRIAGU, J.O. A silent epidemic of environmental metal poisoning? *Environmental Pollution*, v. 50, pp. 139-161, 1988.

NTP, National Toxicology Program. NTP monograph NTP Monograph on Health Effects of Low-Level Lead. <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23964424>. 2012.

OLMEDO, P., PLA, A., HERNÁNDEZ, A. F., BARBIER, F., AYOUNI, L., GIL, F. Determination of Toxic Elements (Mercury, Cadmium, Lead, Tin and Arsenic) in Fish and Shellfish Samples. Risk Assessment for the Consumers. *Environment International*, 59: 63–72, 2013.

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.

OTTO, S. B.; RALL, B. C., & BROSE, U. Allometric degree distributions facilitate food-web stability. *Nature*, v. 450, n. 7173, p. 1226-1229, 2007.

PACE, M.L.; COLE, J.J.; CARPENTER, S.R. & KITCHELL, J.F. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *TrendsEcolEvol*, v. 14, n. 12, p. 483 – 488, 1999.

PAIVA, M. P. Recursos Pesqueiros Estuarinos e Marinhos do Brasil. 1a ed. UUFC, Fortaleza, Brasil, 278pp. 1997.

PALACIO, F. J. Revisiónzoogeografica marina delsur de Brasil. *Bolm Inst. Oceanogr.*, v. 31, n. 1, p. 69–92, 1982.

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.

PARMAR, T.K.; RAWTANI, D. & AGRAWAL, Y.K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science*, v. 9, n. 2, p.110-118, 2016.

PEREIRA, A. A.; MENDONÇA, A. S. F.; ANDRADE FILHO, M. C. Aspectos qualitativos de águas de lagoas costeiras e seus fatores influentes – Estudo de Caso: Lagoa Mãe-Bá, Espírito Santo. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 11, n. 1, p. 63-77, 2006.

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.

PEREIRA, A. A.; VAN HATTUM, B.; DE BOER, J.; VAN BODEGOM, P. M.; REZENDE, C. E.; SALOMONS, W. Trace elements and carbon and nitrogen stable isotopes in organisms from a Tropical Coastal Lagoon. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 59, p. 464-477, 2010.

PEREIRA, A. A.; VAN HATTUM, B.; BROUWER, A. Hepatic retinoid levels in seven fish species (teleosts) from a tropical Coastal lagoon receiving effluents from iron-ore mining and processing. *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 31, p. 408-416, 2012.

PETRERE JÚNIOR, M. River fisheries in Brazil: a review. *Regulated rivers: research and management*, v. 4, p. 1-16. 1989.

PETTS, G. & CALOW, P. River biota - Diversity and dynamics. London: Blackwell, 257 p. 1996.

PHILLIPS, D. J. H. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments—a review. *Environmental Pollution*, v. 13, n. 4, p. 281–317, 1977.

PIANKA, E.R. On r- and k- selection. *American Naturalist*, v. 102, p. 592-597. 1970.

PINEAU, A., FAUCONNEAU, B., SAPPINO, A.P., DELONCLE, R., GUILLARD, O. If Exposure to Aluminium in Antiperspirants Presents Health Risks, Its Content Should Be Reduced. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 28(2): 147–50, 2014.

PINHEIRO, H.T.; MARTINS, A. S & ARAUJO, J.N. Demersal fish communities may indicate priority areas for marine resources conservation. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, v. 6, n.3, p. 210-221, 2011.

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.

RACETTE, B.A. et al. “A Screening Tool to Detect Clinical Manganese Neurotoxicity.” *Neurotoxicology* 64: 12–18. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2017.02.009>. 2018.

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.

REASH, R.J. & BERRA, T.M. Comparison of Fish Communities in a Clean-water Stream and an Adjacent Polluted Stream. *American Midland Naturalist*, v. 118, n. 2, p. 301-322, 1987.

ROCHA, A., TRUJILLO, K.A.. “Neurotoxicology Neurotoxicity of Low-Level Lead Exposure : History , Mechanisms of Action , and Behavioral Effects in Humans and Preclinical Models.” *Neurotoxicology* 73(February): 58–80. <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2019.02.021>. 2019.

ROCHA, M.L.C.F. Indicadores Ecológicos e Biomarcadores de Contaminação Ambiental na Ictiofauna da Baía de Santos e do Canal de Bertioga, São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 2009.

ROCHA, O; ESPÍNDOLA, E. L. G.; FENERICH-VERANI, N.; RIETZLER, A. C. O problema das invasões biológicas em águas doces. In.: ROCHA, O. (ed.). Espécies invasoras em águas doces – estudo de caso e propostas de manejo. São Carlos: Editora Universidade Federal de São Carlos, p. 9-12. 2005.

ROCHET, M. J.; CORNILLON, P.A.; SABATIER, R. & PONTIER, D. Comparative analysis of phylogenetic and fishing effects in life history patterns of teleost fishes. *Oikos*, v. 91, n. 2, p. 255–270, 2000.

ROSENBERG, D.M., RESH, V.H.. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. In: Rosenberg, D.M. and Resh, V.H., Eds., Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates, Chapman/Hall, New York, 1-9. 1993.

SANCHEZ, T.R., PERZANOWSKI, M., GRAZIANO, J.H.. "Inorganic Arsenic and Respiratory Health, from Early Life Exposure to Sex-Specific Effects: A Systematic Review." Environmental Research 147: 537–55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2016.02.009>. 2016.

SANTOS, L.G.C. Macroinvertebrados bentônicos em lagoas do médio rio Doce, MG: estrutura e composição taxonômica e funcional das comunidades. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG, 2014.

SANTOS, T.R.M. A influência de espécies introduzidas de peixes nas interações tróficas da ictiofauna da Lagoa Carioca, Parque Estadual do rio Doce, MG. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre, UFMG. 2008

SCHAUMLÖFFEL, D. Nickel Species: Analysis and Toxic Effects. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 26(1): 1–6, 2012, 2019.

SCHIEMER, F. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. Hydrobiologia, n. 422, p. 271-278, 2000.

SEDEÑO-DÍAZ, J. E. & LÓPEZ-LÓPEZ, E. Freshwater Fish as Sentinel Organisms: From the Molecular to the Population Level, a Review. TURKER, H. (Ed.). New Advances and Contributions to Fish Biology. IntechOpen, 2012. <https://www.intechopen.com/books/new-advances-and-contributions-to-fish-biology/fish-as-sentinel-organisms-from-the-molecular-to-the-population-level-a-review>

SHADBEGIAN, R., GUIGNET, D., KLEMICK, H., BUI, L.. "Early Childhood Lead Exposure and the Persistence of Educational Consequences into Adolescence." EPA. National Center for Environmental Economics. Working Paper No. 19-01: 108643. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108643>. 2019.

SHARAFI, K., YUNESIAN, M., NODEHI, R.N., MAHVI, A.H., PIRSAHEB, M. "A Systematic Literature Review for Some Toxic Metals in Widely Consumed Rice Types (Domestic and Imported) in Iran: Human Health Risk Assessment, Uncertainty and Sensitivity Analysis." Ecotoxicology and Environmental Safety 176(October 2018): 64–75. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.072>. 2019.

SCHRAG, M., MUELLER, C., OYOYO, U., SMITH, M.A., KIRSCH, W.M. Iron, Zinc and Copper in the Alzheimer's Disease Brain: A Quantitative Meta-Analysis. Some Insight on the Influence of Citation Bias on Scientific Opinion. Progress in Neurobiology, 94(3): 296–306, 2011.

SILVA, I. F. L. Contribuições para o diagnóstico ambiental da parte média e inferior da bacia do Rio Piracicaba, MG. 2010. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.

SILVA, L.G.M.; NOGUEIRA, L.B.; MAIA, B.P.; RESENDE, L.B.. Fish passage post-construction issues: analysis of distribution, attraction and passage efficiency metrics at the Baguari Dam fish ladder to approach the problem. *Neotropical Ichthyology*, v. 10, n. 4, p. 751-762, 2012.

SIMONSEN, L. O., HARBAK, H., BENNEKOU, P. Cobalt Metabolism and Toxicology-A Brief Update. *Science of the Total Environment*, 432:210–15, 2012.

SIOTTO, M., SQUITTI, R.. “Copper Imbalance in Alzheimer’s Disease: Overview of the Exchangeable Copper Component in Plasma and the Intriguing Role Albumin Plays.” *Coordination Chemistry Reviews* 371: 86–95. <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2018.05.020>. 2018.

SONG, X., KENSTON, S.S.F., KONG, L., ZHAO, J. Molecular Mechanisms of Nickel Induced Neurotoxicity and Chemoprevention. *Toxicology*, 392:47–54, 2017.

SOUZA, W. R. Análise de Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos – HPAs – Em sedimentos do Ribeirão do Funil na região de Ouro Preto – MG. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2007. 95p.

SOUZA, I. C.; DUARTE, I. D.; PIMENTEL, N. Q.; ROCHA, L. D.; MOROZESK, M.; BONOMO, M. M.; AZEVEDO, V. C.; PEREIRA, C. D. S.; MONFERRÁN, M. V.; MILANEZ, C. R. D.; MATSUMOTO, S. T.; WUNDERLIN, D. A.; FERNANDES, M. N. Matching metal pollution with bioavailability, bioaccumulation and biomarkers response in fish (*Centropomus parallelus*) resident in neotropical estuaries. *Environmental Pollution*, v. 180, p. 136-144, 2013.

SPALDING, M.D., FOX, H.E., ALLEN, G.A., DAVIDSON, N., FERDAÑA, Z.A., FINLAYSON, M., HALPERN, B.S., JORGE, M.A., LOMBANA, A., LOURIE, S.A., MARTIN, K.D., MCMANUS, E., MOLNAR, J., RECCHIA, C.A. & ROBERTSON, J. Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, n. 57, p. 573-583, 2007.

TAYLOR, J.N.; COURTENAY, W.R. & McCANN, J.A.. Known impacts of exotic fishes in the continental United States, p. 322-373. In: COURTENAY, W.R. & STAUFFER, J.R. (eds.), *Distribution, biology, and management of exotic fishes*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, 1984.

TAYLOR, M.P., ISLEY, C.F., GLOVER, J.. “Prevalence of Childhood Lead Poisoning and Respiratory Disease Associated with Lead Smelter Emissions.” *Environment International* 127(April): 340–52. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.062>. 2019.

TEJERINA-GARRO, F. L.; MALDONADO, M.; IBAÑEZ, C.; PONT, D.; ROSET, N. & OBERDORFF, T. Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 48, n. 1, p. 91-108, 2005.

TERESA, F. B. & CASATTI, L. Trait-based metrics as bioindicators: Responses of stream fish assemblages to a gradient of environmental degradation. *Ecological Indicators*, v. 75, n. 1, p. 249-258, 2017.

THERESE, L., CASTELEYN, L. Science of the Total Environment Mercury Pollution in Modern Times and Its Socio-Medical Consequences. *Science of the Total Environment*, 654:720–34, 2019.

ULLAH, H., LIU, G., YOUSAF, B., UBAID ALI, M., ABBAS, Q., MUJTABA MUNIR, M.A.,MIAN, M.M. Developmental Selenium Exposure and Health Risk in Daily Foodstuffs: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 149:291–306, 2018.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (US EPA). Integrated Risk Information System. Philadelphia PA, Washington, DC. 2019, acesso realizado em 13/08/2019.

UFES – Universidade Federal do Espírito Santo. Boletim Estatístico da Pesca do Espírito Santo - Ano 2011. Programa e estatística pesqueira do Espírito Santo, n. 2. Vitória: ES: UFES, 2013.

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.

VAREJÃO, E. V. V. Distribuição de mobilidade de arsênio e metais pesados em ribeirões do Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. 2008. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Agroquímica, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

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.

VITULE, J.R.S. Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotropical Biology and Conservation*, v.4, n.2, p.111-122, 2009.

VLASAK, T., JORDAKIEVA, G., GNAMBS, T., AUGNER, C., CREVENNA, R., WINKER, R., BARTH, A. Blood Lead Levels and Cognitive Functioning: A Meta-Analysis. *Science of the Total Environment*, 668:678–84, 2019.

VOOREN, C. M. Demersal Elasmobranchs. In: SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J. P. (Ed.). Subtropical convergence environments: the coast and sea in the southwestern Atlantic. Berlin, Heidelberg: Springer, 1997. p. 141–146.

WAGEMANN, R., TREBACZ, E., HUNT, R., BOILA, G. Percent Methylmercury and Organic Mercury in Tissues of Marine Mammals and Fish Using Different Experimental and Calculation Methods. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16 (9): 1859–1866, 1997.

WU, F., FU, Z., LIU, B., MO, C., CHEN, B., CORNS, W., LIAO, H. Health Risk Associated with Dietary Co-Exposure to High Levels of Antimony and Arsenic in the World's Largest Antimony Mine Area. *Science of the Total Environment*, 409 (18):3344–51, 2011.

XU, D., GAO, B., PENG, W., GAO, L., LI, Y. Geochemical and Health Risk Assessments of Antimony (Sb) in Sediments of the Three Gorges Reservoir in China. *Science of the Total Environment*, 660: 1433–1440, 2019.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. *Ecotoxicologia aquática: Princípios e Aplicações*. 2.ed. São Carlos, Brasil: RiMa, 486p., 2008.

YE, L., QIU, S., LI, X., JIANG, Y., JING, C. Antimony Exposure and Speciation in Human Biomarkers near an Active Mining Area in Hunan, China. *Science of the Total Environment*, 640 – 641: 1–8, 2018.

ZARET, T. M. & PAINET, R. T. Species Introduction in a Tropical Lake. *Science*, v.182-, n. 2, p. 449-455. 1973.