

3 RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS

No presente capítulo foram analisados os desdobramentos dos danos e das alterações ambientais que foram constatados nos quatro reservatórios hidrelétricos presentes na calha do rio Doce, a saber: UHE Risoleta Neves, UHE Baguari, UHE Aimorés e UHE Mascarenhas (Figura 165).

A Usina Hidrelétrica Risoleta Neves (UHE Risoleta Neves), ou Candonga, está situada no trecho alto da bacia do rio Doce. O empreendimento fica localizado entre os municípios de Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado, na Zona da Mata de Minas Gerais.

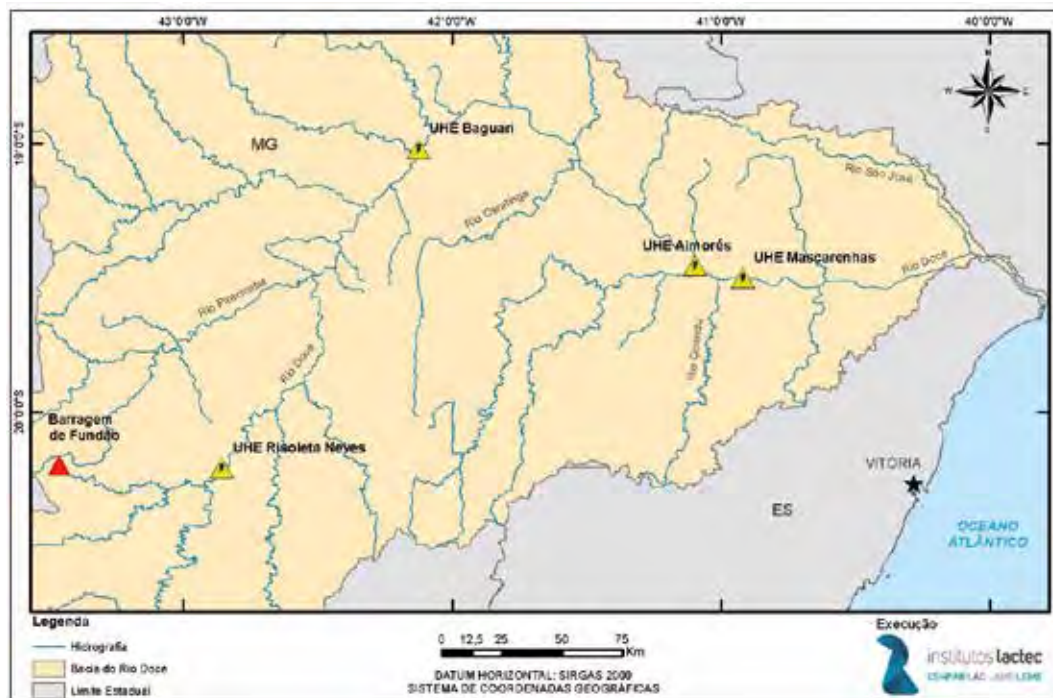
A Usina Hidrelétrica de Baguari (UHE Baguari) está localizada no curso médio do rio Doce e o reservatório abrange os municípios de Governador Valadares, Periquito, Fernandes Tourinho, Alpercata, Sobrália e Iapu.

A Usina Hidrelétrica de Aimorés (UHE Aimorés) está localizada no município de Aimorés, em Minas Gerais, na divisa com o Espírito Santo. Seu reservatório principal tem 30,8 km² e o reservatório auxiliar tem 5,8 km², ambos abrangendo os municípios de Aimorés, Itueta e Resplendor, todos no estado de Minas Gerais.

A Usina Hidrelétrica de Mascarenhas (UHE Mascarenhas) está situada no baixo curso do rio Doce, no município de Baixo Guandu, Espírito Santo.

Maiores detalhes sobre as características desses reservatórios podem ser consultados em Brasil (MPF)/Lactec (2020c).

Figura 165 – Localização das usinas hidrelétricas instaladas no rio Doce.



Os danos e as alterações que passaram pela presente avaliação visando o acompanhamento de seus desdobramentos foram aqueles relacionados às seguintes áreas temáticas: qualidade das águas; comunidades planctônicas; transporte de sedimentos; qualidade dos sedimentos e, por fim, comunidade bentônica.

Quanto à ictiofauna, seu monitoramento durante a etapa de diagnóstico dos danos foi uma ferramenta importante na avaliação da organização e estrutura das assembleias de peixes nestes ambientes. O monitoramento permitiu identificar que ocorreram alterações na abundância, substituição de espécies e predomínio de espécies *r-estrategistas*. Os danos encontrados nesses locais foram a redução dos recursos genéticos, a perda do potencial de fontes de alimentação e do controle de doenças, e a redução da estabilidade dos ecossistemas Brasil (MPF)/Lactec (2020c),

Para o estudo de acompanhamento dos danos, os dados levantados durante o período entre maio de 2019 e dezembro de 2020 foram incorporados às avaliações do ambiente fluvial, como anteriormente informado, em virtude de otimizar as avaliações acerca dos danos que não cessaram sobre a ictiofauna.

3.1 DANOS À QUALIDADE DAS ÁGUAS

Os quatro reservatórios hidrelétricos situados na calha do rio Doce também receberam os rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão. O primeiro deles foi o reservatório da UHE Risoleta Neves, no qual ficaram retidos 9,9 hm³ de rejeitos. Posteriormente, a lama de rejeitos seguiu sua trajetória atingindo os reservatórios das usinas hidrelétricas de Baguari, Aimorés e Mascarenhas.

De acordo com o relatório de Diagnóstico dos Danos nos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), em virtude do rompimento de Fundão também foi constatado o aumento das concentrações de sólidos e de EPTs e a redução dos níveis de oxigênio na água. Entre os reservatórios analisados, concluiu-se que o reservatório da UHE Risoleta Neves foi aquele alterado de forma mais intensa.

Com o passar do tempo, os níveis de oxigênio na água foram reestabelecidos. Por isso, os resultados da variável oxigênio dissolvido não foram apresentados no presente relatório. Todavia, no tocante às concentrações de sólidos e EPTs na água, ainda no ano de 2018 observaram-se valores superando os máximos históricos pré-rompimento.

Assim, tal como realizado no relatório de Diagnóstico dos Danos nos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), foi dada sequência à comparação de dados entre o período de linha-base e pós-rompimento com dados até dezembro/2019 a fim de se verificar as condições da qualidade da água nos reservatórios hidrelétricos instalados na calha do rio Doce.

3.1.1 METODOLOGIA

Para avaliação das alterações na qualidade de água dos reservatórios hidrelétricos foram utilizados dados de monitoramento recebidos via *e-mail* das empresas responsáveis pela operação dos mesmos. Foram ainda incluídos os resultados de duas campanhas de monitoramento realizadas pelo Lactec. Estas campanhas ocorreram em janeiro/2019 e agosto/2019. Os laudos laboratoriais das

campanhas realizadas pelo Lactec foram disponibilizados no Apêndice do Parecer técnico nº 33 sobre a Avaliação da Qualidade da Água da bacia do rio Doce e da região costeira adjacente realizada pelo Lactec entre os anos de 2018 e 2020 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2021a). Na Tabela 65, estão apresentados os responsáveis pelos dados de monitoramento dos reservatórios, as estações selecionadas para avaliação e suas coordenadas geográficas. Também constam na referida Tabela os períodos de dados avaliados. Destaca-se que os dados de 2019 referentes ao automonitoramento da UHE Mascarenhas não estavam disponíveis até a data da elaboração deste relatório. Portanto, para sua avaliação foram utilizados somente os dados das duas campanhas realizadas pelo Lactec.

Tabela 65 – Dados dos reservatórios analisados.

Usina	Responsável	Estações avaliadas	Coordenadas		Período avaliado	
			Latitude	Longitude	Pré-desastre	Pós-desastre
Risoleta Neves	Aliança Energia	CAN 05	20°12'21.69"	42°51'30.74"	set/11 a set/15	dez/15 a dez/19
	Lactec	UHE Risoleta Neves	20°12'24.53"	42°51'21.06"	-	jan/19 e ago/19
Baguari	Consórcio UHE Baguari	P02	19°01'52.94"	42°07'57.73"	jul/10 a out/15	jan/16 a out/19
	Lactec	UHE Baguari	19°01'30.31"	42°07'36.28"	-	jan/19 e ago/19
Aimorés	Aliança Energia	AIM 25	19°27'03.23"	41°05'56.29"	set/14 a set/15	dez/15 a set/19
	Lactec	UHE Aimorés	19°27'04.68"	41°05'48.87"	-	jan/19 e ago/19
Mascarenhas	Energest S.A.	P2	19°30'04.25"	40°55'22.10"	nov/10 a out/15	jan/16 a set/18
	Lactec	UHE Mascarenhas	19°30'08.53"	40°55'31.95"	-	jan/19 e ago/19

Na análise dos dados de qualidade de água, de modo geral, considerou-se que a ocorrência de valores superando os máximos históricos do período correspondente (pior situação registrada previamente ao rompimento) estiveram atrelados ao rompimento da barragem de Fundão, resultando em alterações à qualidade da água, principalmente em períodos próximos à data do rompimento. Os dados pós-rompimento foram classificados nas categorias A, B e C, assim como também realizado para os ambientes fluviais, conforme metodologia apresentada no item 2.1.1.

3.1.2 AUMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE SÓLIDOS NA ÁGUA

3.1.2.1 Turbidez

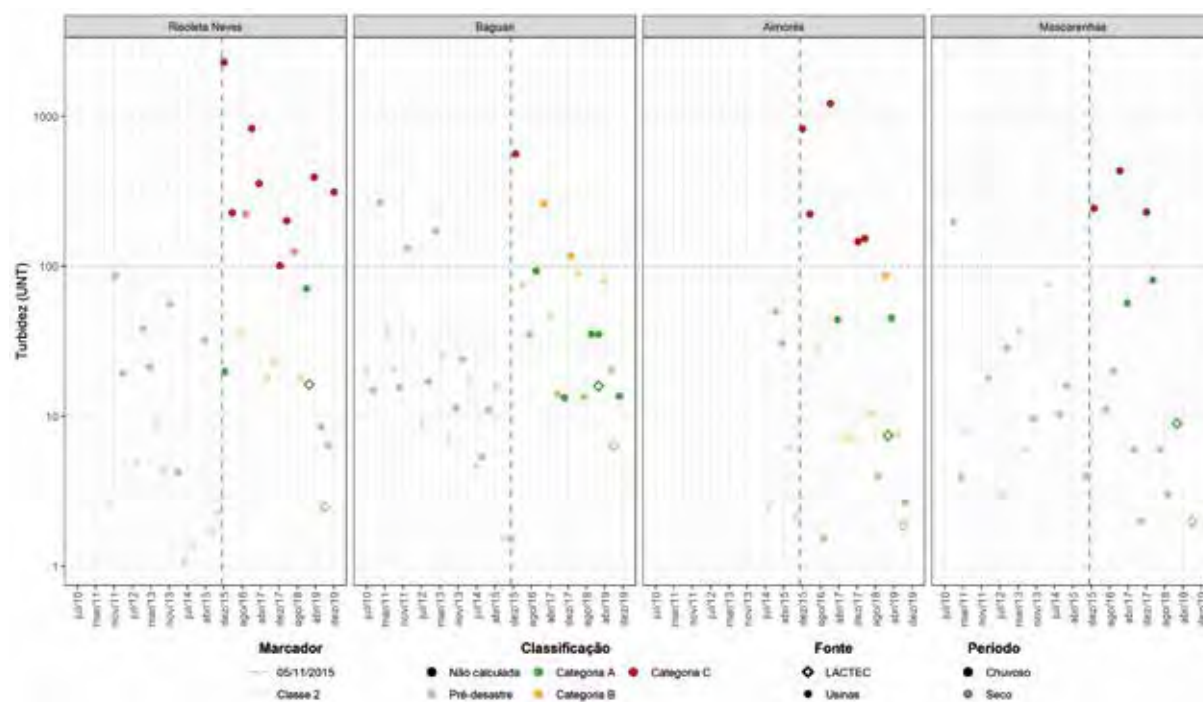
Na Figura 166, estão apresentados os valores de turbidez registrados para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C. O gráfico encontra-se em escala logarítmica.

No reservatório da UHE Risoleta Neves, no ano de 2019, ainda foram observados valores na categoria C (acima do limite da classe 2, de 100 UNT, e do máximo histórico do período chuvoso de 87

UNT). Tais valores foram de 394 UNT e 313 UNT, em março/2019 e dezembro/2019, respectivamente. No período seco de 2019, os valores se mantiveram na categoria A. Ou seja, atenderam ao limite da classe 2 e estiveram de acordo com a variação histórica pré-rompimento.

No reservatório da UHE Baguari, em abril/2019, foi registrado um dado na categoria B, com valor de 79 UNT. Este dado superou o máximo histórico pré-desastre para período seco de 36,4 UNT, mas atendeu ao limite legislado. Os demais dados foram classificados na categoria A.

Figura 166 – Valores de turbidez nos reservatórios hidrelétricos.



No reservatório da UHE Aimorés, os dados foram classificados na categoria A, exceto pelo valor de 7,49 UNT (junho/2019) que foi classificado na categoria B. O referido dado ultrapassou o máximo histórico pré-desastre para o período seco (6,13 UNT), mas esteve abaixo do limite da classe 2.

No reservatório da UHE Mascarenhas, os dois dados avaliados no ano de 2019 foram classificados na categoria A.

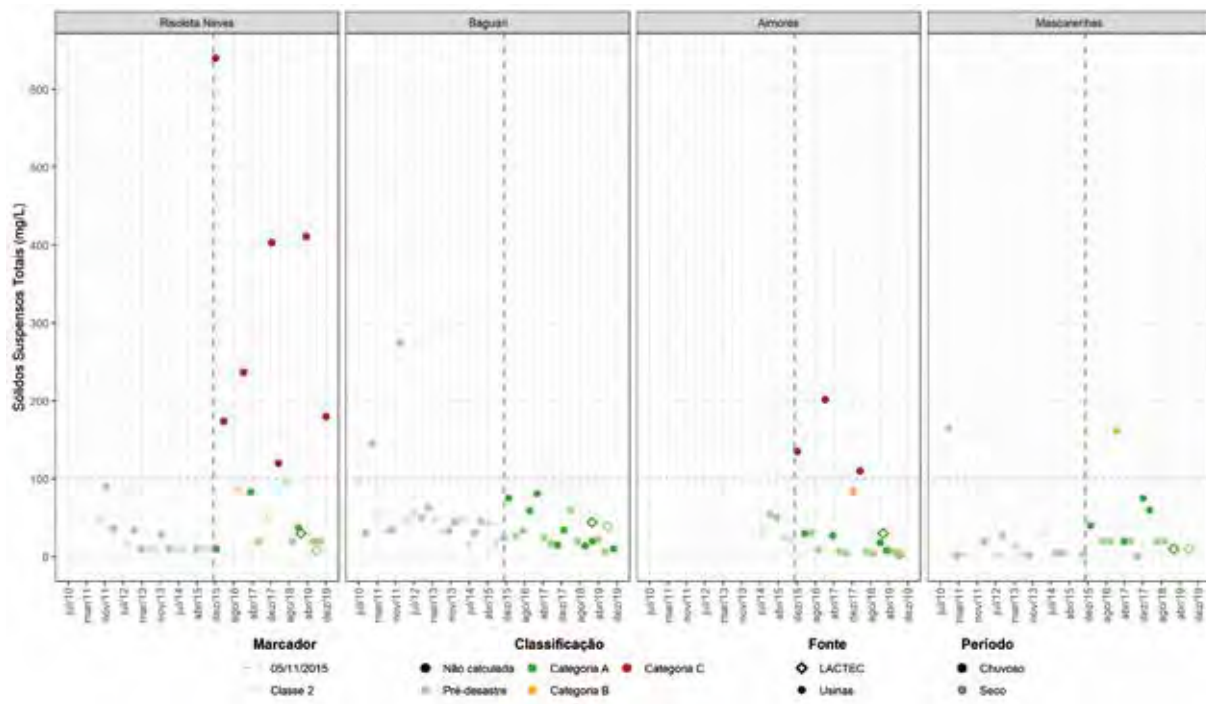
3.1.2.2 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Na Figura 167, estão apresentadas as concentrações de SST registradas para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C.

No reservatório da UHE Risoleta Neves, no ano de 2019, ainda foram observados valores na categoria C (acima do limite legislado, de 100 mg/L, e do máximo histórico do período chuvoso de 90 mg/L). Tais valores foram de 411 mg/L e 180 mg/L, em março/2019 e dezembro/2019, respectivamente. No período seco de 2019, os valores se mantiveram na categoria A.

Nos reservatórios das UHEs Baguari, Aimorés e Mascarenhas, os dados foram classificados na categoria A ao longo do ano de 2019.

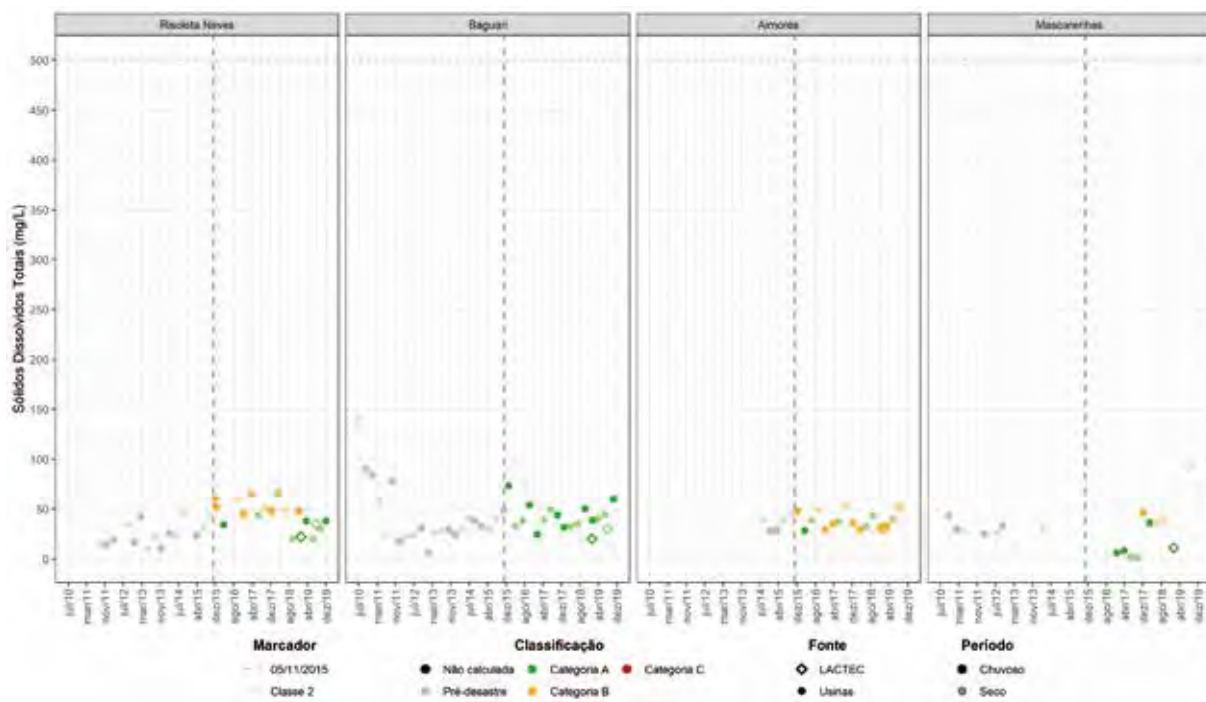
Figura 167 – Concentração de sólidos suspensos totais nos reservatórios hidrelétricos.



3.1.2.3 Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)

Na Figura 168, estão apresentadas as concentrações de SDT registradas para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C.

Figura 168 – Concentração de sólidos dissolvidos totais nos reservatórios hidrelétricos.



No reservatório da UHE Risoleta Neves, todos os resultados obtidos no ano de 2019 foram classificados na categoria A. O mesmo ocorreu no reservatório da UHE Baguari, cujos dados já haviam sido classificados na categoria A ao longo de todo o período pós-desastre.

No reservatório da UHE Aimorés, foram registrados em 2019 alguns valores que apesar de atenderem ao limite legislado, ultrapassaram o máximo histórico pré-desastre, a saber: 30 mg/L (janeiro/2019; Lactec), 33,3 mg/L (março/2019; Aliança Energia), 51 mg/L (agosto/2019; Lactec), 51,9 mg/L (setembro/2019; Aliança Energia). Vale lembrar que a UHE Aimorés conta com uma série histórica de dados pré-rompimento limitada, o que pode ter influenciado na classificação dos dados na categoria B.

O reservatório da UHE Mascarenhas apresentou um dado na categoria B (93 mg/L) em agosto/2019, sendo que esse foi o maior valor registrado para essa variável ao longo de toda a série histórica.

3.1.3 AUMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPTS) NA ÁGUA

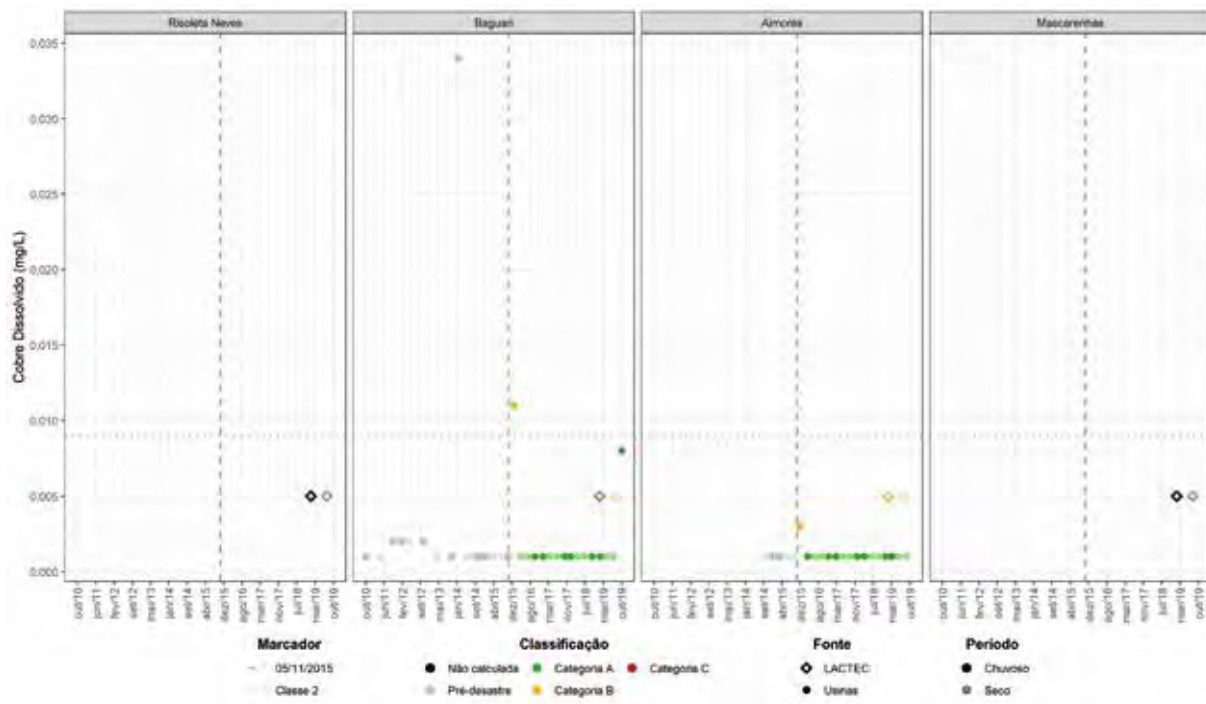
Foram avaliadas as variáveis que tiveram o dano identificado no ambiente fluvial e que possuíam dados disponíveis para análise nos reservatórios: cobre dissolvido, ferro dissolvido, manganês total e zinco total.

3.1.3.1 Cobre Dissolvido

Na Figura 169, estão apresentadas as concentrações de cobre dissolvido registradas nos reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C. Dados históricos dessa variável encontraram-se disponíveis somente para os reservatórios das UHEs Baguari e Aimorés.

Logo após o desastre, os primeiros valores registrados após o rompimento foram de 0,0105 mg/L em Baguari (janeiro/2016) e de 0,003 mg/L em Aimorés (dezembro/2015), que foram classificados na categoria B. Após esse período, os resultados obtidos se mantiveram inferiores ao limite de quantificação, tanto no monitoramento das usinas hidrelétricas (nos quais o LQ foi de 0,001 mg/L e mudou para 0,008 mg/L em outubro/2019) quanto no monitoramento do Lactec (LQ de 0,005 mg/L).

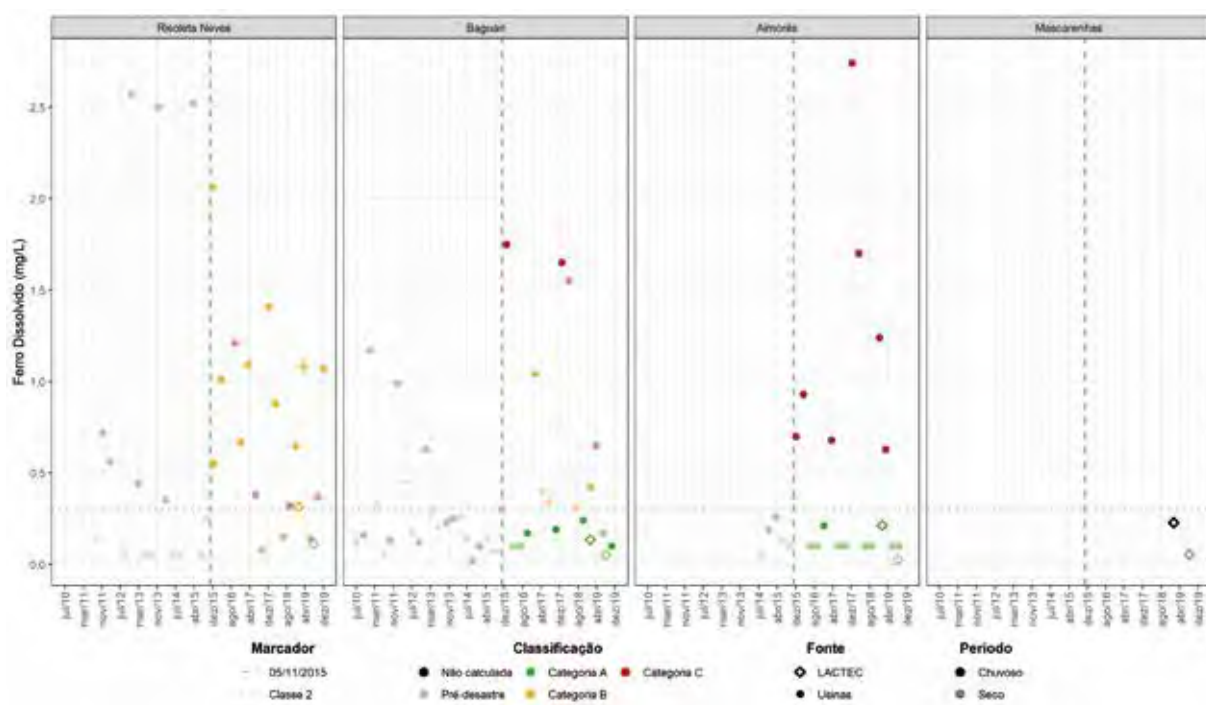
Figura 169 – Concentração de cobre dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.



3.1.3.2 Ferro Dissolvido

Na Figura 170, estão apresentados os valores de ferro dissolvido registrados para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C. O reservatório da UHE Mascarenhas não conta com dados históricos para essa variável.

Figura 170 – Concentração de ferro dissolvido nos reservatórios hidrelétricos.



Em 2019, foram registrados no reservatório da UHE Risoleta Neves valores nas categorias B e C. Em janeiro/2019, março/2019 e dezembro/2019, foram registrados os valores de 0,315 mg/L, 1,08 mg/L e 1,07 mg/L, respectivamente (categoria B). Esses valores estavam dentro da variação histórica, porém ultrapassam o limite legislado de 0,3 mg/L. Já em setembro/2019, foi registrado o valor de 0,37 mg/L, que foi superior ao limite legislado e ao máximo histórico do período seco (0,25 mg/L), sendo classificado na categoria C. Para a UHE Risoleta Neves, em especial, as desconformidades aumentaram de forma significativa após o desastre. Antes do desastre, 7 das 15 observações estavam em desconformidade (47%). Após o evento, 15 dos 19 registros ultrapassaram o limite legislado (79%), sendo que 4 dos 6 dados registrados em 2019 (67%) ultrapassaram o limite legislado.

No reservatório da UHE Baguari, também foram registrados dados na categoria B (0,42 mg/L em janeiro/2019) e na categoria C (0,65 mg/L em abril/2019). Os demais valores foram classificados na categoria A.

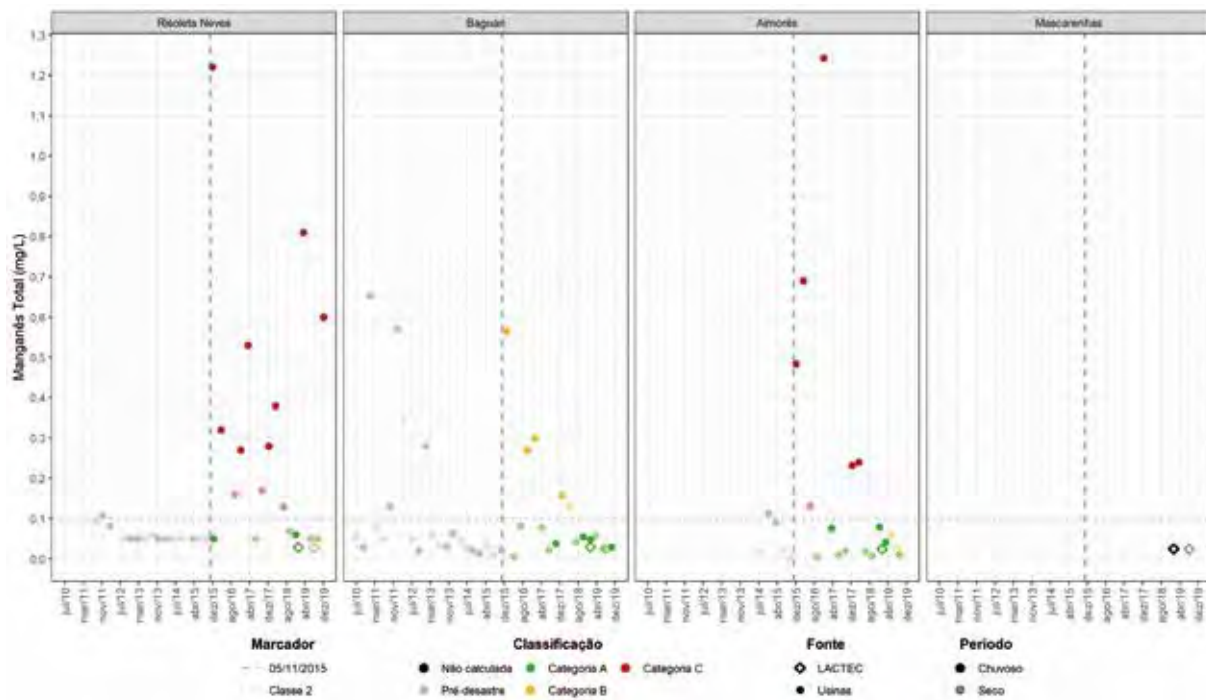
Foram registrados valores elevados de ferro dissolvido no período chuvoso 2018/2019 no reservatório da UHE Aimorés: 1,24 mg/L (dezembro/2018) e 0,63 mg/L (março/2019). Esses foram classificados na categoria C pois superam o limite da legislação de 0,3 mg/L e o máximo histórico do período chuvoso de 0,26 mg/L.

Os valores de ferro dissolvido do monitoramento realizado pelo Lactec no reservatório da UHE Mascarenhas foram inferiores ao limite legislado.

3.1.3.3 Manganês Total

Na Figura 171, estão apresentados os valores de manganês total registrados para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Os dados pós-desastre foram classificados de acordo com as categorias A, B e C. O reservatório da UHE Mascarenhas não conta com dados históricos para essa variável.

Figura 171 – Concentração de manganês total nos reservatórios hidrelétricos.

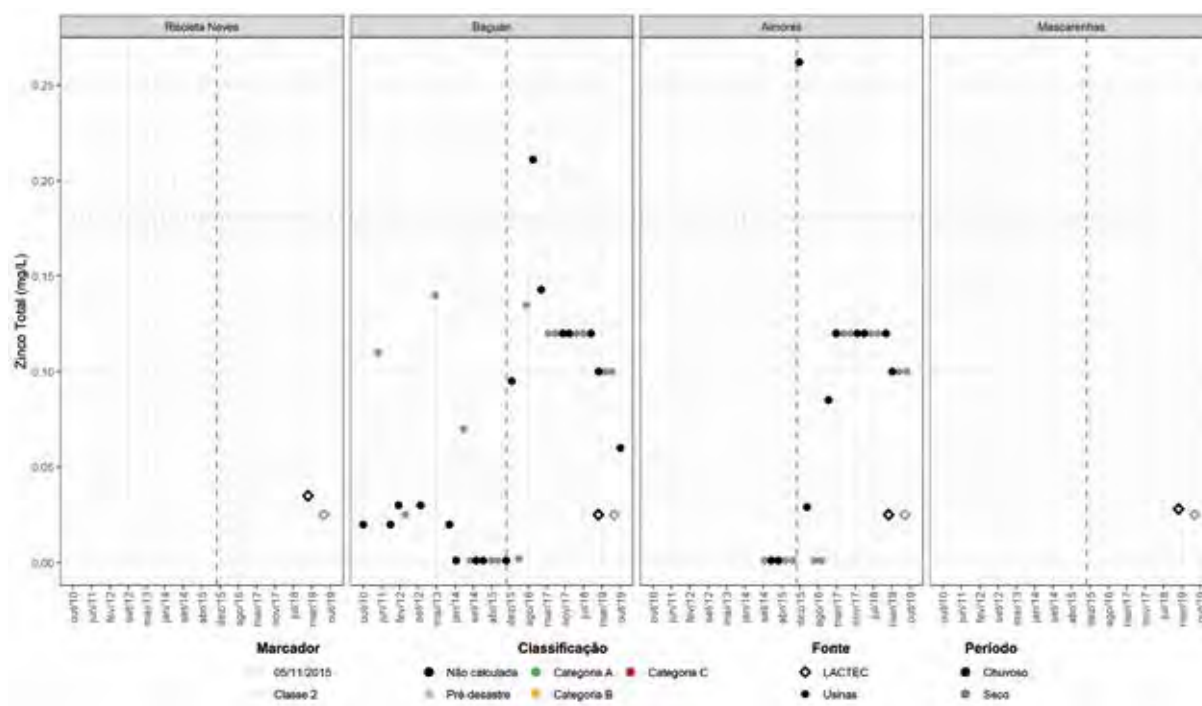


No reservatório da UHE Risoleta Neves, o manganês total apresentou expressiva piora em 2019, tendo apresentado concentrações superiores àquelas encontradas em 2016, 2017 e 2018. Dois dados foram classificados na categoria C em 2019. Em março/2019, o manganês total chegou a 0,81 mg/L, enquanto em dezembro/2019 a concentração foi de 0,60 mg/L. Isso evidencia o potencial de aumento das concentrações de metais durante períodos chuvosos, por conta da ressuspensão de sedimentos depositados no fundo do reservatório e lavagem dos solos das margens. Para a UHE Risoleta Neves, em especial, as desconformidades aumentaram de forma significativa após o desastre. Antes do desastre, apenas uma das 15 observações estavam em desconformidade (7%). Após o evento, 11 dos 19 registros ultrapassaram o limite legislado (58%), sendo que 2 dos 6 dados registrados em 2019 (33%) ultrapassaram o limite legislado.

Nos demais reservatórios, os valores registrados em 2019 foram inferiores ao limite legislado de 0,10 mg/L. A maioria dos dados foi classificada na categoria A, exceto por dois dados ocorridos na UHE Aimorés que ultrapassaram o máximo histórico pré-desastre do período seco (0,022 mg/L).

3.1.3.4 Zinco Total

Na Figura 172, estão apresentados os valores de zinco total registrados para os reservatórios hidrelétricos antes e após o rompimento da barragem de Fundão. Dados históricos dessa variável encontraram-se disponíveis somente para os reservatórios das UHEs Baguari e Aimorés. Os dados não foram classificados em categorias por conta da mudança dos limites de quantificação ao longo do tempo, o que poderia dar uma falsa impressão de aumento das concentrações.

Figura 172 – Concentração de zinco total nos reservatórios hidrelétricos.

Em 2019, todos os dados fornecidos pelas usinas hidrelétricas Baguari e Aimorés foram inferiores ao limite de quantificação. Em relação ao monitoramento do Lactec, apesar de terem ocorrido alguns valores quantificados em janeiro/2019, todos os valores foram inferiores ao limite legislado de 0,18 mg/L.

3.1.4 CONCLUSÕES

Em relação ao aumento da concentração de sólidos na água, no reservatório da UHE Risoleta Neves, valores superiores aos máximos históricos pré-desastre ainda persistiram em 2019 para as variáveis turbidez e sólidos suspensos totais. Contudo, tais valores foram inferiores aos registrados logo após o rompimento. Para os demais reservatórios, a maior parte dos dados foi inferior ao limite legislado e aos máximos históricos.

A avaliação do aumento da concentração de EPTs na água foi realizada a partir das variáveis cobre dissolvido, ferro dissolvido, manganês total e zinco total. Apesar da detecção de valores acima dos máximos históricos e/ou limites legislados logo após o desastre, a maior parte dos resultados para o cobre dissolvido e o zinco total esteve abaixo do limite de quantificação e em conformidade com a legislação em 2019. Entretanto, concentrações de ferro dissolvido e manganês total continuaram elevadas, especialmente no reservatório da UHE Risoleta Neves. Para o manganês total, constatou-se superação dos máximos históricos pré-desastre do período chuvoso mesmo em 2019.

Em geral, o reservatório da UHE Risoleta Neves apresentou os piores resultados em relação às outras usinas hidrelétricas. Este reservatório foi o primeiro a ser atingido pela lama e reteve cerca de 9,9 hm³ de rejeitos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b). No referido local, dois dos cinco piores valores de turbidez de toda a série histórica foram registrados em 2019. Em relação aos sólidos suspensos totais, verificou-se que, em 2019, dois dados ainda ultrapassaram o limite legislado e o máximo histórico,

tendo sido classificados na categoria C. O manganês total também se destacou pela notável piora em 2019 em relação aos valores observados nos anos de 2016, 2017 e 2018 nesse reservatório. Estes resultados, associados a períodos chuvosos, indicaram que este ambiente foi alterado de forma mais intensa, sendo que as variáveis turbidez, sólidos suspensos totais e manganês total se apresentaram como as mais problemáticas no ano de 2019. Também foram registrados valores de ferro dissolvido em desconformidade com a legislação. Alguns deles permaneceram dentro da variação histórica (categoria B) e um superou o máximo histórico do período seco (categoria C). Em 2019, foi verificado percentual de desconformidades maior do que o registrado na linha-base para o ferro dissolvido, o que indica que o ambiente não retornou às condições pré-desastre.

O acompanhamento dos resultados futuros, especialmente relativos à UHE Risoleta Neves, é essencial para a verificação do comportamento das variáveis que ainda não retornaram às condições de linha-base. Ainda mais tendo em vista a possibilidade do transporte de sólidos e de elementos potencialmente tóxicos para regiões a jusante. Os períodos chuvosos merecem atenção especial, visto que a ressuspensão do material sedimentado para a coluna de água provoca alterações na qualidade da água. Além disso, as chuvas promovem a lavagem dos solos. Nas margens onde houve a deposição da lama de rejeitos, esse material pode ser então aportado ao corpo hídrico e transportado ao longo do sistema aquático.

Um importante exemplo dos efeitos citados pode ser observado após a ocorrência da cheia de janeiro de 2020. Em (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020i), foi constatado, por meio das campanhas do Lactec, que houve aumento dos valores de turbidez, alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total, bem como a diminuição da transparência da água na região dos reservatórios. Em alguns casos, foram registrados valores acima dos máximos históricos e dos limites da classe 2 da Resolução CONAMA nº 357/2005.

3.2 DANOS ÀS COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

Com o rompimento da barragem de Fundão, uma grande quantidade de sedimento contendo rejeitos de minério acumularam-se nas barragens das usinas hidrelétricas presentes no leito do rio Doce. As alterações ocasionadas à qualidade da água foram diretamente refletidas na estrutura e composição da comunidade planctônica que habitava estes reservatórios, ocasionando danos gravíssimos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

Assim como para os ambientes fluviais, a principal fonte de dados para o diagnóstico de danos ao plâncton foi o monitoramento das concessionárias de energia responsáveis pela operação das quatro usinas hidrelétricas existentes na calha do rio Doce. Foram selecionadas as estações amostrais de reservatório desses monitoramentos para a avaliação de danos nesse compartimento ambiental (considerando que englobam tanto estações amostrais de reservatório, quanto outras na área de abrangência em ambiente de rio). Lembrando que, especificamente para o zooplâncton, das quatro usinas hidrelétricas (UHEs), a UHE Mascarenhas não realiza o monitoramento do zooplâncton e por isso não temos a avaliação para esse compartimento. O período avaliado no diagnóstico de danos foi entre 2011/2012 e 2018. Complementarmente foram utilizados os dados primários coletados pelo

Lactec em duas campanhas realizadas em janeiro e agosto/2019 para o fitoplâncton e em janeiro de 2019 para o zooplâncton, nos quatro reservatórios.

A avaliação da comunidade fitoplanctônica se baseou-se em dados de densidade, riqueza, diversidade e equitabilidade de espécies. O dano de alteração das comunidades do fitoplâncton foi considerado gravíssimo, irreversível e tendendo à estabilidade, visto que causou modificações drásticas na comunidade, as quais mantiveram-se constantes ao longo do tempo.

Para o zooplâncton, assim como para o ambiente fluvial, foi possível diagnosticar o dano sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica, com base em alterações na riqueza e abundância dos indivíduos, decorrentes do desastre da Samarco. Houve confirmação do dano para os reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés. A magnitude e comportamento do dano diferiram tanto espacial como temporalmente, seguindo mais ou menos o observado para os trechos fluviais. De maneira geral, o dano foi mais intenso na UHE Risoleta Neves (Compartimento 1), diminuindo em direção ao reservatório da UHE Mascarenhas (Compartimento 3). Assim como observado para outras variáveis (como qualidade da água, por exemplo), o reservatório da UHE Aimorés não seguiu esse padrão e apresentou condições piores que o reservatório da UHE Baguari (Compartimento 2A). Temporalmente, ao longo da extensão da área de passagem e deposição da lama (APDL), os resultados apresentaram grande variação, em parte, devido à sazonalidade do período seco e chuvoso. Porém, na UHE Risoleta Neves, o diagnóstico de danos dos danos realizado em 2018 resultou em um dano parcialmente reversível e com tendência de redução do dano, considerando os resultados e a ausência de indivíduos em algumas amostras, além de condições ambientais já alteradas historicamente no entorno que dificultam a recolonização desse trecho. No reservatório da UHE Baguari, de maneira geral, o dano tendeu a diminuir com o tempo, porém com reversibilidade parcial, uma vez que o ambiente apresentava sinais de que poderia atingir um novo equilíbrio ecológico. Para a UHE Aimorés, foi apontada a mesma tendência do dano descrita para UHE Baguari (dano parcialmente reversível, com tendência de redução). Já na UHE Mascarenhas (Compartimento 3), como não havia dados históricos para comparação, a avaliação foi qualitativa e baseada nas coletas em campo, sendo que, em comparação aos demais compartimentos, o ambiente apresentava-se melhor conservado.

O presente relatório traz os resultados obtidos do acompanhamento dos danos às comunidades planctônicas no período subsequente ao diagnóstico de danos, mas de forma cumulativa, a partir dos dados secundários do monitoramento das UHEs, entre 2018 e 2020 (variando para cada um dos dois grupos biológicos e usina avaliada). Também são apresentados os resultados complementares das demais campanhas realizadas pelo Lactec. A partir dos resultados, é apresentada uma análise da evolução do dano ao longo do tempo, verificando se houve alguma mudança no cenário apresentado no diagnóstico de danos e qual o cenário futuro.

3.2.1 METODOLOGIA

3.2.1.1 Dados secundários

Conforme descrito para os ambientes fluviais, dados do monitoramento do plâncton dos reservatórios, localizados ao longo do rio Doce, foram fornecidos pelas Concessionárias que administram as

Usinas Hidrelétricas de Risoleta Neves, Baguari e Aimorés (Tabela 66, Figura 165). A continuidade na avaliação da comunidade fitoplânctônica do reservatório da UHE Mascarenhas não pode ser realizada pela indisponibilidade das informações pela empresa responsável, assim como para o zooplâncton que não é monitorado por essa usina.

Tabela 66 – Estações de monitoramento do fitoplâncton localizadas nos reservatórios hidrelétricos presentes ao longo do rio Doce.

Reservatório UHE	Nome do ponto	Comunidade		Descrição do ponto	Coordenadas (UTM)		
		Fitoplâncton	Zooplâncton		Fuso	E	S
Risoleta Neves	CAN05	x	x	próximo a barragem	23	718300.00 m	7756555.00 m
	P02	x	x	próximo a barragem	23	798952.00 m	7887859.00 m
Baguari	P03	x		área central do reservatório, a jusante do Distrito de Pedra Corrida	23	801826.00 m	7893237.00 m
Aimorés	AIM025	x	x	a montante da barragem	24	279647.00 m	7847936.00 m
	AIM027	x		próximo ao município de Itueta	24	272412.00 m	7854779.00 m

O período avaliado compreendeu os dados gerados entre 2011 e 2020, conforme Tabela 67.

Tabela 67 – Segmentação temporal dos dados secundários analisados.

UHE	Comunidade	Campanhas Pré-desastre		Campanhas Pós-desastre	
		Intervalo	Qtd	Intervalo	Nº Qtd
Risoleta Neves	Fitoplâncton	Março/2012 a Setembro/2015	14	Dezembro/2015 a Dezembro/2019	17
	Zooplâncton	Setembro/2012 a setembro/2015	13	Dezembro/2015 a dezembro/2019	14
Baguari	Fitoplâncton	Julho/2012 a Outubro/2015	14	Janeiro/2016 a Outubro/2019	16
	Zooplâncton	Julho/2012 a outubro de 2015	14	Janeiro de 2016 a janeiro/2020	17
Aimorés	Fitoplâncton	Março/2012 a Setembro/2015	14	Dezembro/2015 a Setembro/2019	16
	Zooplâncton	Março/2011 a Setembro de 2015	19	Dezembro de 2015 a Setembro/2019	16

Os parâmetros e análises realizadas foram semelhantes ao descrito para os ambientes fluviais (item 2.2) e seguiram a metodologia descrita no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

3.2.1.2 Dados primários

Foram realizadas quatro campanhas no total: janeiro de 2019 (verão), agosto de 2019 (inverno), agosto de 2020 (verão), além de uma campanha específica do período de cheia em fevereiro de 2020 descrito em documento próprio (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020i). Os resultados de janeiro de 2019 (para o fito e zooplâncton) e agosto de 2019 para o fitoplâncton fizeram parte do diagnóstico de danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). O período analisado difere dos ambientes fluviais, pois os pontos de reservatório foram incluídos a partir da segunda campanha apenas. A localização das estações de amostragem consta na Tabela 68.

Tabela 68 – Estações das amostragens realizadas pelo Lactec nos reservatórios existentes na calha do rio Doce.

Usina Hidrelétrica	Latitude	Longitude
Risoleta Neves	20°12'24,34"S	42°51'16,81"O
Baguari	19°01'36,84"S	42°07'36,80"O
Aimores	19°27'16,46"S	41°05'54,06"O
Mascarenhas	19°30'8,96"S	40°55'33.31"O

No presente relatório serão apresentados os resultados do acompanhamento de danos, realizado em 2019 para o fitoplâncton (para acompanhar os dados disponíveis pelas concessionárias. Os resultados do monitoramento do Lactec para o ano de 2020 encontram-se no Documento Suplementar – Resultados das Campanhas de Monitoramento da Comunidade Fitoplanctônica realizadas pelo Lactec, desse TOMO.) e realizado em 2019 e 2020 para o zooplâncton.

As amostras de fitoplâncton foram coletadas na região próxima à barragem de cada reservatório, na subsuperfície e, sempre que possível, no limite da zona eufótica (3 x profundidade do disco de Secchi). O material foi obtido com auxílio de garrafa de Van Dorn, fixado com solução lugol acético e, posteriormente observado em microscopia óptica. A análise das amostras seguiu o mesmo padrão descrito para o ambiente fluvial no item 2.2.1.2. Dados de densidade, riqueza, diversidade de espécies e representatividade de classes foram compilados em tabelas e gráficos que se encontram inseridos no Apêndice U ao Apêndice Y. Com os resultados obtidos, avaliou-se a variação espacial e temporal do fitoplâncton dos reservatórios.

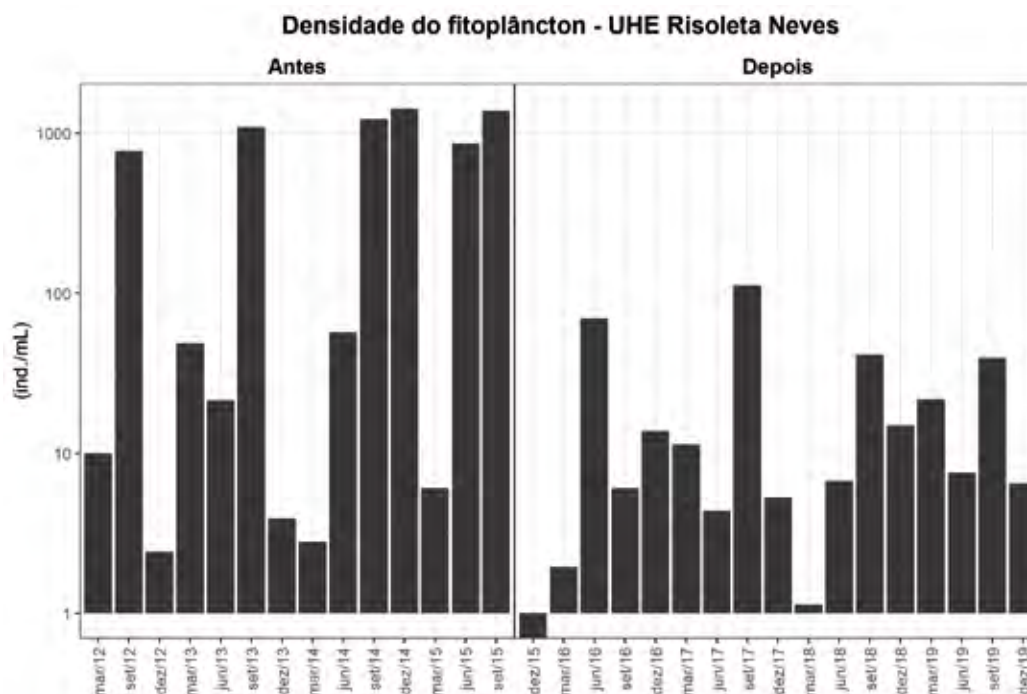
Os métodos de coleta de amostras em campo, análise das amostras em laboratório, e as variáveis avaliadas para o zooplâncton são exatamente os mesmos descritos para o ambiente fluvial, no item 2.2.1.2. Análises de variância (ANOVA one-way) (SOKAL; RHOLF, 1991) foram realizadas para investigar se a riqueza das espécies e abundância dos indivíduos apresentaram diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, período de amostragem (inverno e verão de 2019, e verão 2020), ano (2019 e 2020) e período (inverno e verão). Os dados de abundância foram logaritmizados com o objetivo de atingir os pressupostos de normalidade e a homocedasticidade, testados através do teste de Levene. As análises foram realizadas com o pacote STATISTICA, versão 7.1 (STATSOFT INC., 2005).

3.2.2 ALTERAÇÃO NA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

3.2.2.1 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Risoleta Neves

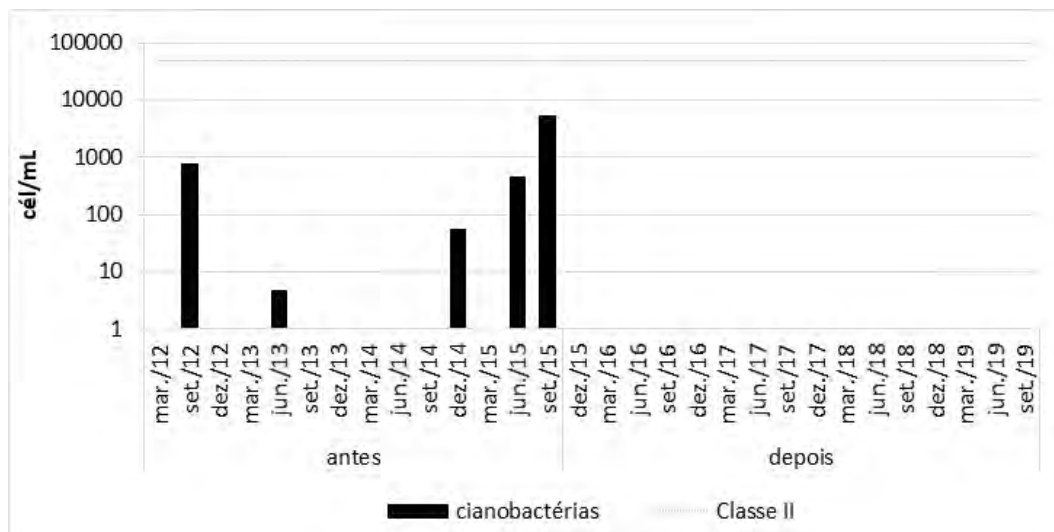
A seguir são apresentados os resultados dos indicadores da alteração da comunidade fitoplanctônica na estação CAN05, localizada no reservatório da UHE Risoleta Neves. O fitoplâncton registrado em amostragens mais recentes (setembro e dezembro/2019) apresentou-se similar quantitativamente as demais coletas realizadas no período pós-desastre (Figura 173), cujas densidades não ultrapassaram 113 ind/mL. De maneira geral, as microalgas ocorreram em menor número após o desastre, porém esta diferença não foi significativa estatisticamente ($p > 0,05$).

Figura 173 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.



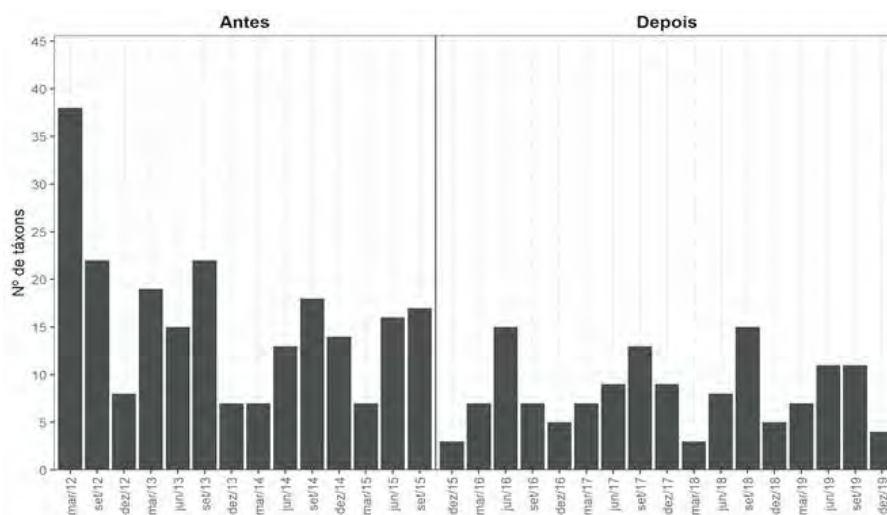
Cianobactérias, que ocorriam de forma esporádica nos meses de estiagem da linha-base, não foram mais encontradas no reservatório após desastre (Figura 174). Possivelmente, a diminuição da transparência da água ocasionada pelas partículas em suspensão na água, vem afetando o desenvolvimento destes organismos que são sensíveis à baixa luminosidade (REYNOLDS et al., 2002).

Figura 174 – Densidade das cianobactérias (cél/mL) no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.



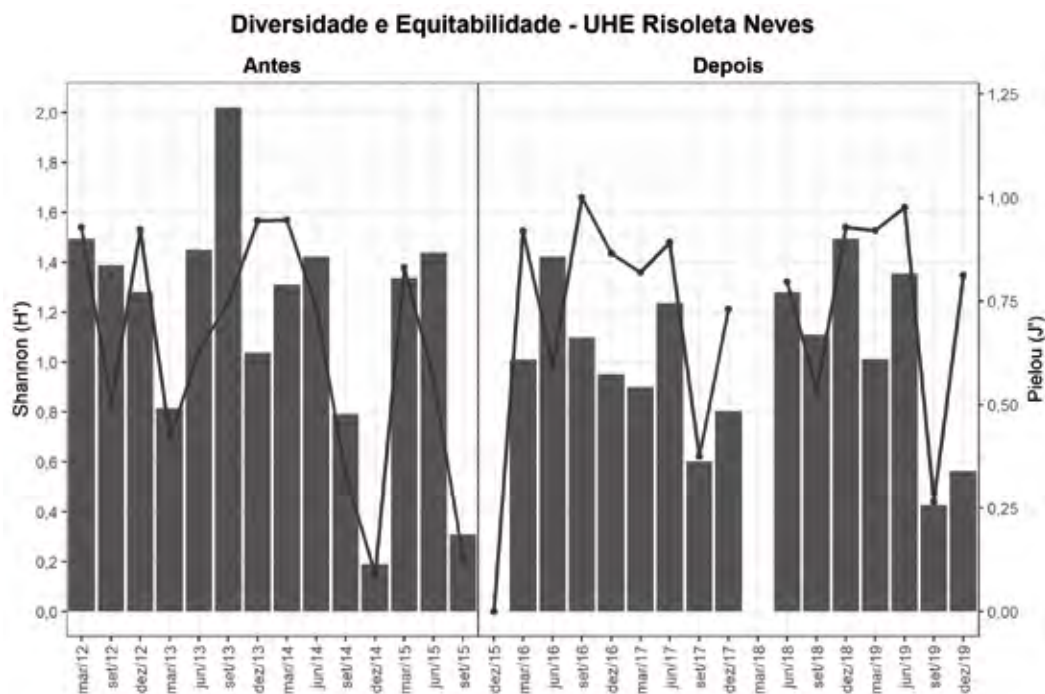
Houve uma diferença significativa ($p < 0,05$) no número de espécies que ocorriam antes e após o desastre no reservatório de Risoleta Neves. Observa-se na Figura 175, que a riqueza era maior antes do desastre, tanto para período chuvoso (linha-base: 64 táxons, pós-desastre: 21 táxons) quanto para seco (linha-base: 52 táxons, pós-desastre: 32 táxons). Após o impacto, a riqueza diminuiu, sendo esta tendência ainda observada nas amostragens realizadas em 2019. Isto indica que o ambiente se encontra alterado, influenciando na quantidade de espécies que conseguem se desenvolver no local.

Figura 175 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.



Os valores de diversidade de espécies não sofreram grande variação em relação à linha-base. A diversidade permaneceu baixa após o desastre (Figura 176), com máxima de 1,5 bits/ind em dezembro/2018. Desta forma, o ambiente segue classificado como alterado (diversidade <1,0 bits/ind) a moderadamente alterado (>1,0 e <3,0 bits/ind) (BRANCO, 1986). Com relação a uniformidade de distribuição dos indivíduos, também não ocorreram diferenças significativas ($p>0,05$) entre os períodos. Após o desastre, foram registrados dois eventos de baixa equitabilidade, os quais estiveram relacionados a dominância da euglenófito *Trachelomonas volvocina*, em setembro/2017 e da diatomácea *Navicula* sp., em setembro/2019. Nas demais coletas não houve dominância de espécies e a equitabilidade apresentou valores moderados a altos.

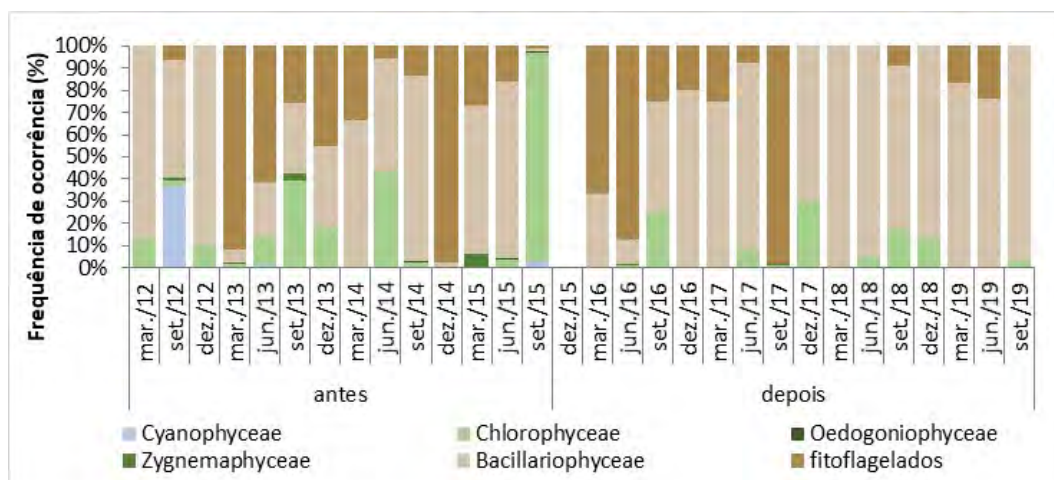
Figura 176 – Diversidade (colunas) e equitabilidade (linhas) do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.



A comunidade fitoplanctônica segue apresentando maior predomínio de diatomáceas penadas, como constatado nas demais campanhas realizadas período pós-desastre (Figura 177). As diatomáceas, em geral, são boas captadoras de luz, podendo se desenvolver em águas turbidas. Entretanto, as formas penadas apresentam vantagens, pois conseguem deslizar no substrato por meio de secreção de mucilagem e migrar para locais com melhores condições de luz e nutrientes (REYNOLDS, 1997; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2013).

A contribuição de fitoflagelados vem diminuindo nas amostragens mais recentes, indicando que o fitoplâncton ainda está apresentando mudanças frente às alterações ambientais causadas pela passagem da lama de rejeitos. Os fitoflagelados são considerados organismos pioneiros, típicos de início de sucessão das comunidades, pois apresentam crescimento acelerado e fácil dispersão (REYNOLDS, 1997). As algas clorofíceas vêm sendo registradas nas amostras, mas em menor abundância em relação a linha-base.

Figura 177 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Risoleta Neves, antes e após o desastre.



Espécies do fitoplâncton, que antes eram comuns e constantes no reservatório, passaram a ser raras, e outras menos frequentes foram beneficiadas pelas perturbações causadas no meio pela passagem da lama de rejeitos. Esta taxa de mudança na frequência dos táxons foi de 22,4% para o reservatório de Risoleta Neves. Alteração ainda mais significativa da comunidade ocorreu com a perda de espécies após o desastre (38,2%), especialmente em consequência do aumento da concentração de sólidos na água e na diminuição da transparência. **Espécies mais sensíveis a estas condições não conseguiram se adaptar e diminuíra sua frequência de ocorrência ou desapareceram.** Os grupos que sofreram maior alteração continuam sendo Chlorophyceae, Zygnemaphyceae e cianobactérias, cuja ocorrência no reservatório foi reduzida ou suprimida, como no caso de algumas espécies de algas verdes e de todas das cianobactérias.

Por meio do cálculo da mudança na ocorrência das espécies descritoras (constantes e comuns) do ambiente, entre a linha-base e cada período de quatro amostragens de pós-desastre, constata-se que o dano cessou (Tabela 69), mas a comunidade não voltou às condições de linha-base. Cerca de metade das espécies descritoras do fitoplâncton deixaram de ocorrer após o desastre e esta mudança não vem se alterando muito com o passar dos anos, indicando o estabelecimento de uma nova comunidade no local, composta por organismos mais tolerantes à turbidez e ao estresse ambiental. Deste modo, o dano foi considerado irreversível, visto que dificilmente as condições pré-rompimento serão reestabelecidas.

Tabela 69 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base no reservatório da UHE Risoleta Neves.

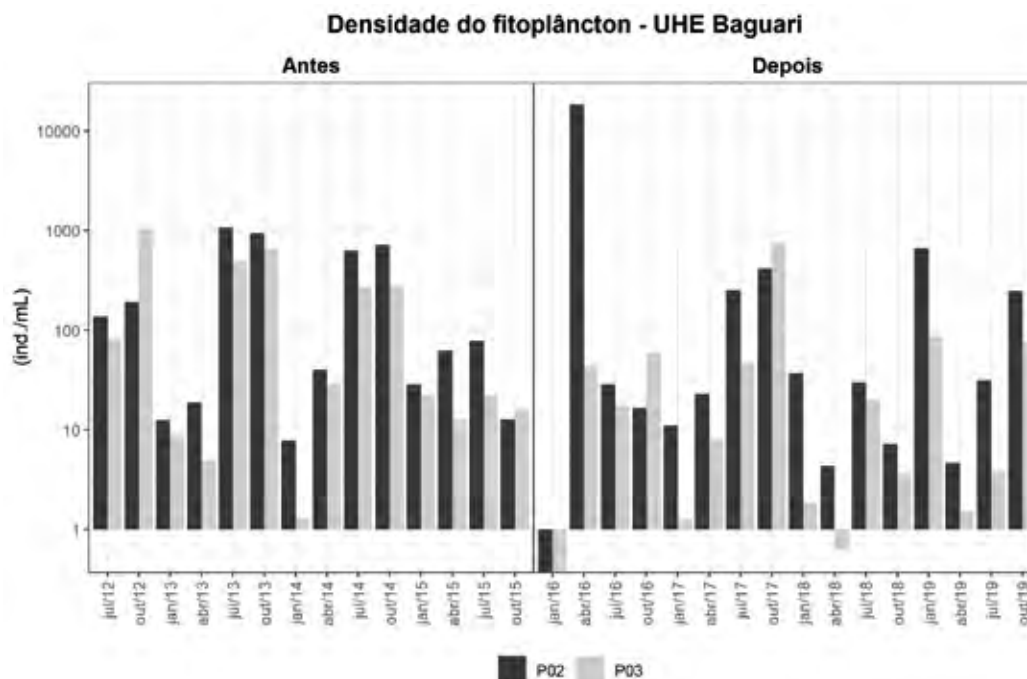
Reservatório	Período	Coleta	Mudança
UHE Risoleta	1	dez/15, mar/16, jun/16, set/16	50,0%
	2	dez/16, mar/17, jun/17, set/17	61,8%
	3	dez/17, mar/18, jun/18, set/18	52,9%
	4	dez/18, mar/19, jun/19, set/19	67,6%
	5	dez/19	91,2%

Nas amostragens realizadas pela equipe do Lactec (janeiro/2019, agosto/2019), foi registrado um total de 26 táxons (Apêndice U). Imagens dos organismos podem ser visualizados no Apêndice V. Destes, três espécies são de cianobactérias, grupo que não apresentou registro após o desastre, nas análises quali-quantitativas realizadas no monitoramento contínuo da concessionária responsável pela usina. Não foi constatada grande variação na riqueza de espécies entre as amostragens realizadas (10 e 9 espécies/coleta). Baixo número de organismos foram encontrados nas amostras, sendo que o valor mais elevado (237 ind/mL) ocorreu em janeiro/2019, na amostra de superfície. Comparativamente, este reservatório foi que apresentou maior riqueza total e menor densidade fitoplanctônica, dentre os quatro reservatórios avaliados no rio Doce. A comunidade foi composta, principalmente, por algas verdes e diatomáceas no período chuvoso, e por algas flageladas e diatomáceas no seco.

3.2.2.2 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Baguari

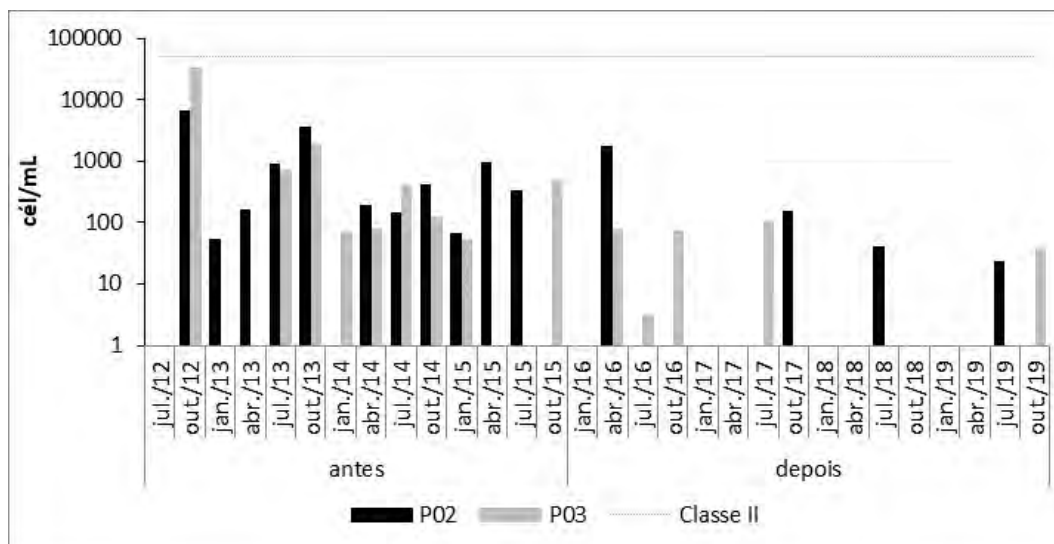
A continuidade na avaliação dos danos ao fitoplâncton do reservatório de Baguari foi dada com a inclusão das amostragens realizadas no ano 2019. Com base nos resultados quantitativos do monitoramento, constatou-se que o fitoplâncton permanece ocorrendo em densidades baixas (<1.000 ind/mL), assim como na maior parte das amostragens realizadas no pós-desastre (Figura 178). Em geral, há evidência de diferença significativa ($p < 0,05$) na densidade do fitoplâncton entre a linha-base e o pós-desastre, especialmente na porção central do reservatório (estação P03), onde se verificou diminuição no número de organismos.

Figura 178 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.



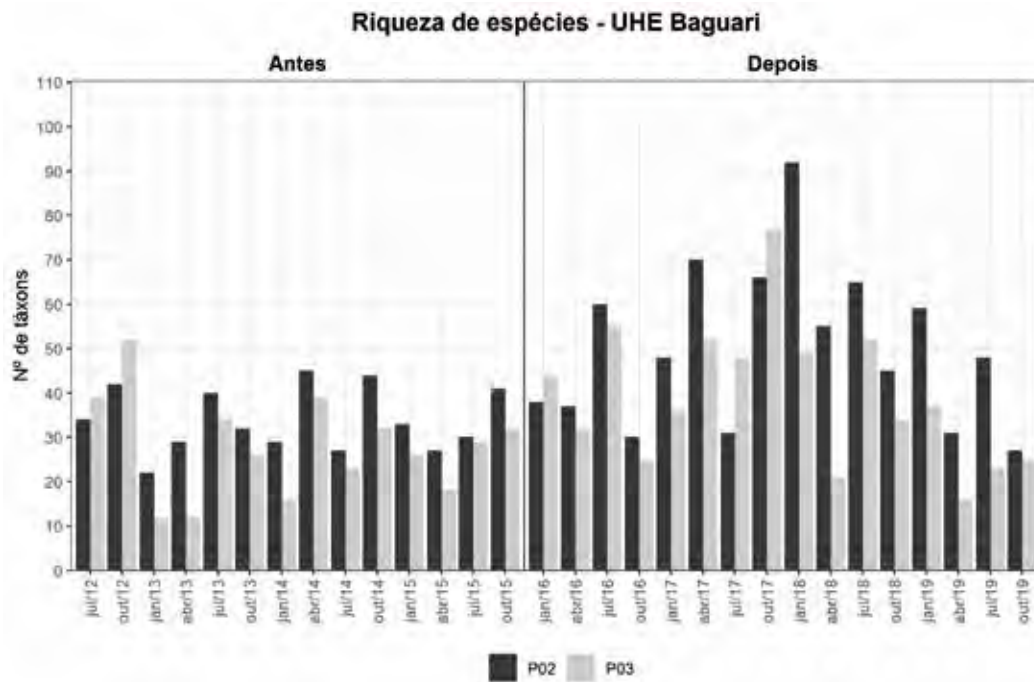
Antes do rompimento da barragem de Fundão, as cianobactérias eram comumente encontradas nas estações do reservatório (Figura 179). Depois do referido evento e a passagem da lama de rejeitos pelo rio Doce, as cianobactérias continuaram a ser registradas, mas em densidades celulares menores (média de 71,3 cél/mL) e em menor frequência. A dificuldade destes organismos se desenvolverem no reservatório é resultante da menor transparência da água causada pelas partículas em suspensão.

Figura 179 – Densidade das cianobactérias (cél/mL) no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.



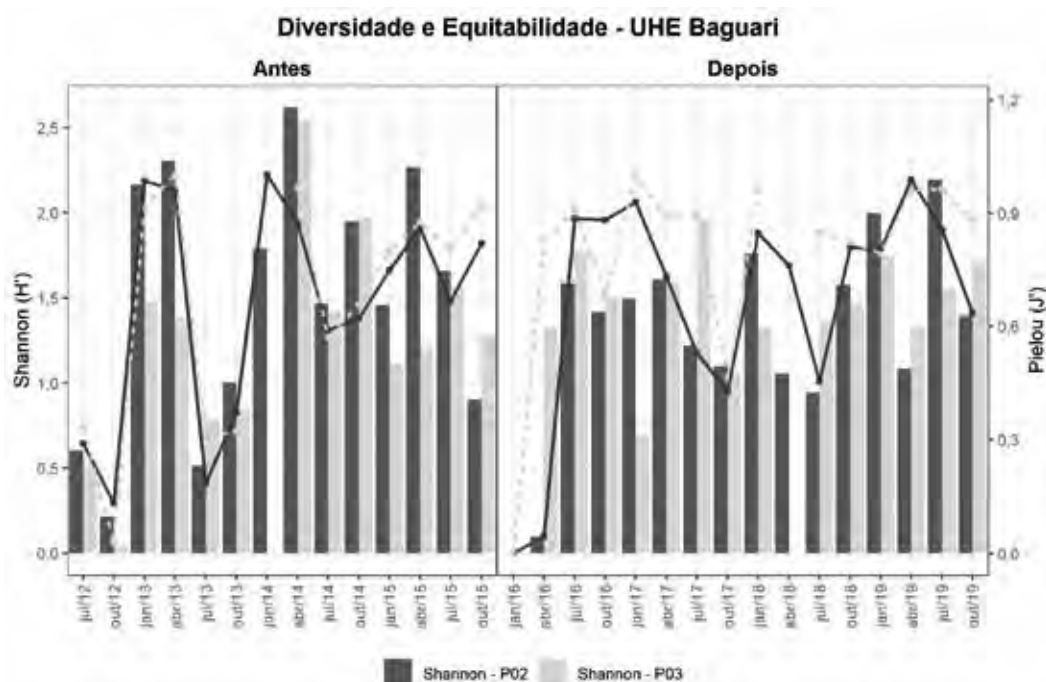
Ao contrário do que foi verificado para o reservatório de Risoleta Neves, em Baguari houve aumento significativo ($p < 0,05$) no número de espécies do fitoplâncton após o desastre (Figura 180), principalmente na estação próxima ao eixo da barragem (P02). Entretanto, esta tendência parece estar diminuindo quando se observam os valores registrados nas últimas amostragens realizadas no reservatório. O aumento da riqueza em algumas amostragens de pós-desastre esteve relacionado ao desenvolvimento de espécies mais tolerantes às novas condições criadas no ambiente.

Figura 180 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.



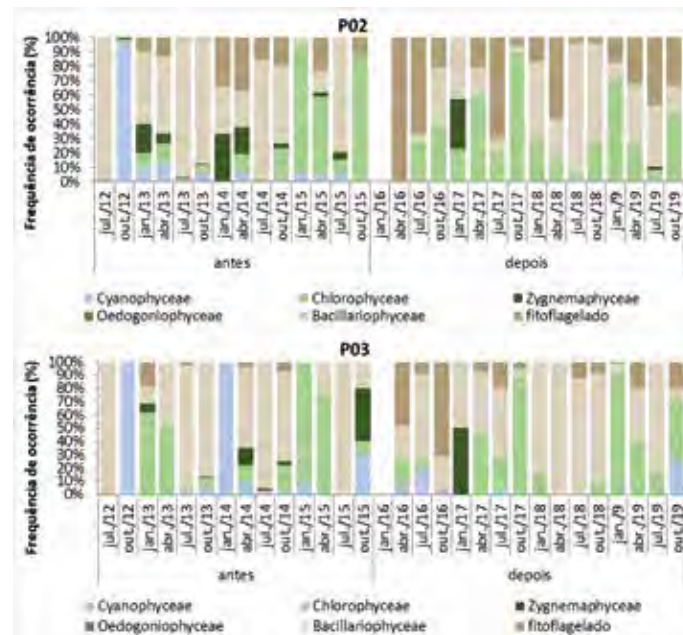
Os valores de diversidade de espécies (H') continuaram baixos nas últimas campanhas de pós-desastre ($<2,2$ bits/ind), em ambas as estações de coleta (Figura 181). Desta forma, o reservatório continua sendo classificado como um ambiente alterado a moderadamente alterado (BRANCO, 1986). Uma vez que a diversidade de espécies já era baixa, mesmo antes do rompimento da barragem, não houve diferença significativa ($p>0,05$) entre os períodos avaliados. A equitabilidade (J') apresentou valores elevados em 2019 (Figura 181), principalmente em julho/2019 na estação P02 ($>0,9$), indicando alta uniformidade de distribuição dos táxons na comunidade. Entretanto, a equitabilidade variou bastante, tanto na linha-base quanto nas amostragens de pós-desastre, devido a predominância de algumas espécies planctônicas.

Figura 181 – Diversidade (colunas) e equitabilidade (linhas) do fitoplâncton no reservatório da UHE Baguari, antes e após o desastre.



De maneira geral, a comunidade apresentou padrão semelhante, em termos de representatividade das classes do fitoplâncton, entre as amostragens realizadas após o desastre (Figura 182). Cianobactérias e espécies de Zygnemaphyceae ainda são encontradas em menor abundância e frequência nas amostras. Houve maior contribuição de algas verdes clorofíceas, fitoflagelados e diatomáceas, nas duas estações de coleta. As algas verdes geralmente apresentam melhor crescimento em períodos de maior concentração de nutrientes, os quais podem estar associados a eventos de maior pluviosidade que acarretam escoamento de materiais das margens para dentro do corpo hídrico. No grupo das diatomáceas, as formas penadas, como *Navicula* spp. e *Nitzschia* spp., continuam apresentando frequência mais constante nas amostras de pós-desastre, substituindo as espécies cêntricas de hábito planctônico que ocorriam antes.

Figura 182 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório UHE Baguari, antes e após o desastre.



Além das alterações constatadas na estrutura da comunidade, também houve mudança na composição do fitoplâncton neste reservatório. A taxa de mudança na frequência de ocorrência das espécies foi de 35,9%, o que representa um número elevado de táxons que antes eram raros nas amostras e passaram a ser comuns e constantes após o desastre, e vice-versa. O grupo que mais representou esta mudança foi o dos fitoflagelados, os quais conseguem se desenvolver mesmo sob condições de estresse ambiental. Também houve uma perda de 35,9% das espécies descritas do ambiente, ou seja, um número representativo de organismos comuns e constantes deixaram de ocorrer no reservatório após o impacto. Todas estas alterações no fitoplâncton vêm ocorrendo de forma constante no reservatório de Baguari, como pode ser constatado pelos resultados do cálculo de mudança da comunidade, entre a linha-base e os períodos de pós-desastre, que são apresentados na

Tabela 70. Deste modo, constatou-se que o dano cessou, sem, contudo, haver a recuperação das condições originais da comunidade. O dano ao fitoplâncton deste local foi considerado irreversível.

Tabela 70 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base no reservatório da UHE Baguari.

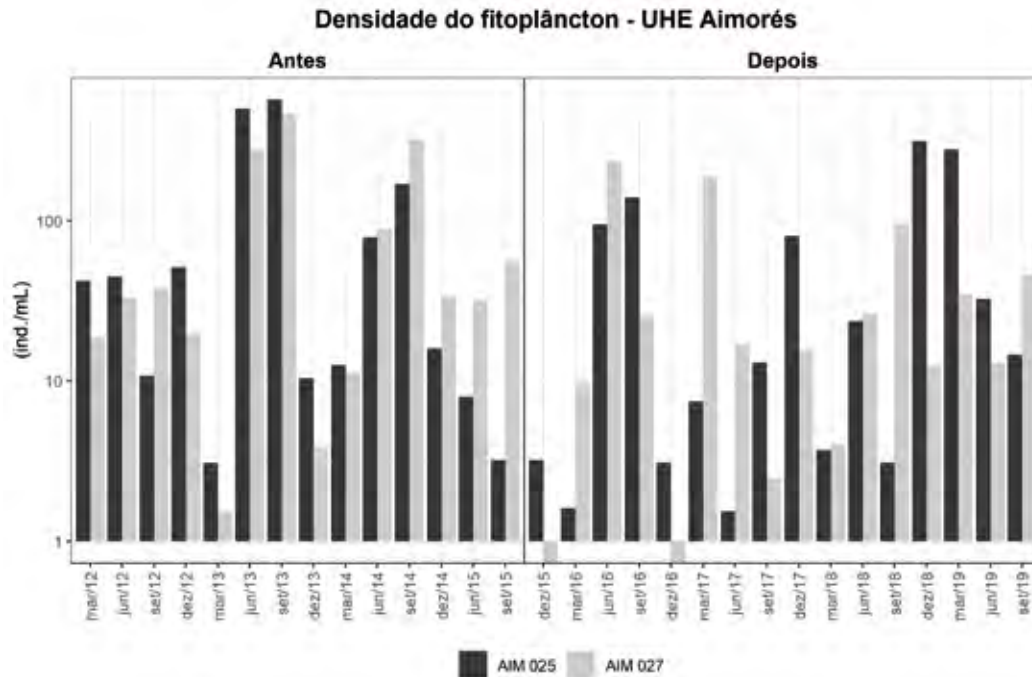
Reservatório	Período	Coletas	Mudança
UHE Baguari	1	jan/16, abr/16, jul/16, out/16	46,7%
	2	jan/17, abr/17, jul/17, out/17	50,5%
	3	jan/18, abr/18, jul/18, out/18	53,3%
	4	jan/19, abr/19, jul/19, out/19	55,1%

Nas amostragens realizadas pelo Lactec (janeiro/2019 e agosto/2019), foram encontradas 23 espécies (Apêndice U). Valores mais elevados de riqueza (14 táxons) e densidade de organismos (1.574 ind/mL) foram registrados para o período seco. Entretanto, vale considerar que a amostra coletada no período chuvoso teve problema de preservação, o que pode ter influenciado o resultado da análise quali-quantitativa. De modo geral, o fitoplâncton apresentou-se mais diversificado em agosto/2019, sendo composto, principalmente por clorofíceas e diatomáceas.

3.2.2.3 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Aimorés

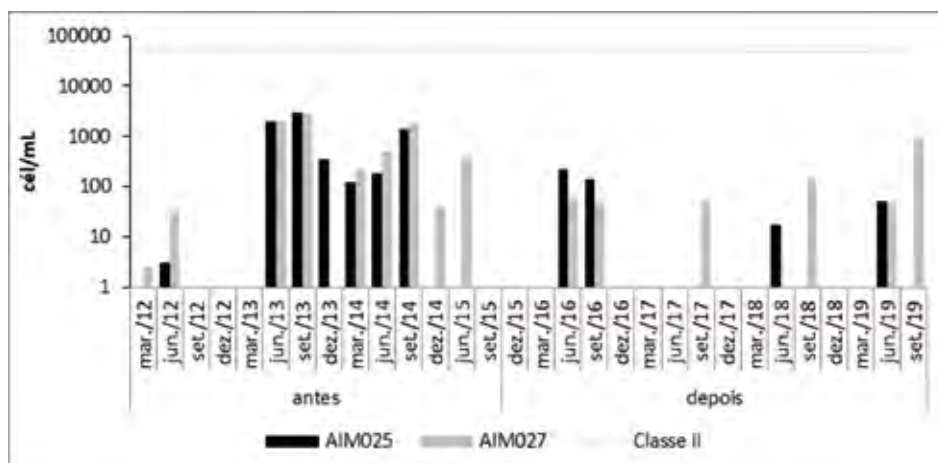
A inclusão dos dados gerados no ano de 2019, permitiu avaliar as condições mais recentes do fitoplâncton presente no reservatório da UHE Aimorés. Quantitativamente, a comunidade apresentou valores pouco mais elevados aos já registrados em outras amostragens do período pós-desastre, particularmente na estação AIM025, a montante do reservatório (Figura 183). Entretanto, de maneira geral, houve uma redução no número de organismos após o desastre, sendo esta mais significativa ($p < 0,05$) na estação amostral AIM027, localizada próximo a Itueta. Neste período, houve melhor desenvolvimento de espécies da Classe Chlamydomonadales, Cryptophyceae (ex. *Cryptomonas* sp.) e Bacillariophyceae (ex. *Nitzschia* sp.), as quais conseguem se desenvolver mesmo sob baixas taxas de radiação subaquática (REYNOLDS, 2002).

Figura 183 – Densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.



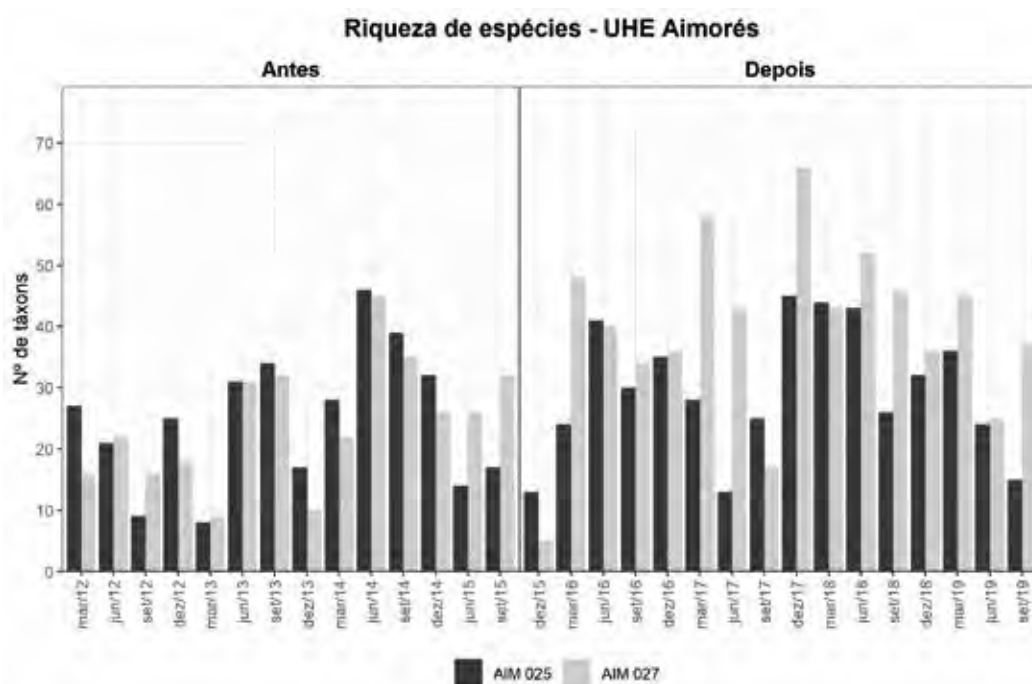
Em geral, as cianobactérias foram menos frequentes e abundantes nas amostragens do pós-desastre (Figura 184). Com a ruptura da barragem de Fundão, houve um aumento nas concentrações de sólidos na água que elevaram a turbidez do reservatório. Isto prejudicou o desenvolvimento de organismos mais sensíveis à diminuição da transparência da água, como as cianobactérias. Após o desastre, densidade mais elevada ocorreu na estação AIM027, em setembro/2019 (940 cél/mL), mas em valor abaixo do limite legislado para ambientes de Classe II.

Figura 184 – Densidade das cianobactérias (cél/mL) no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.



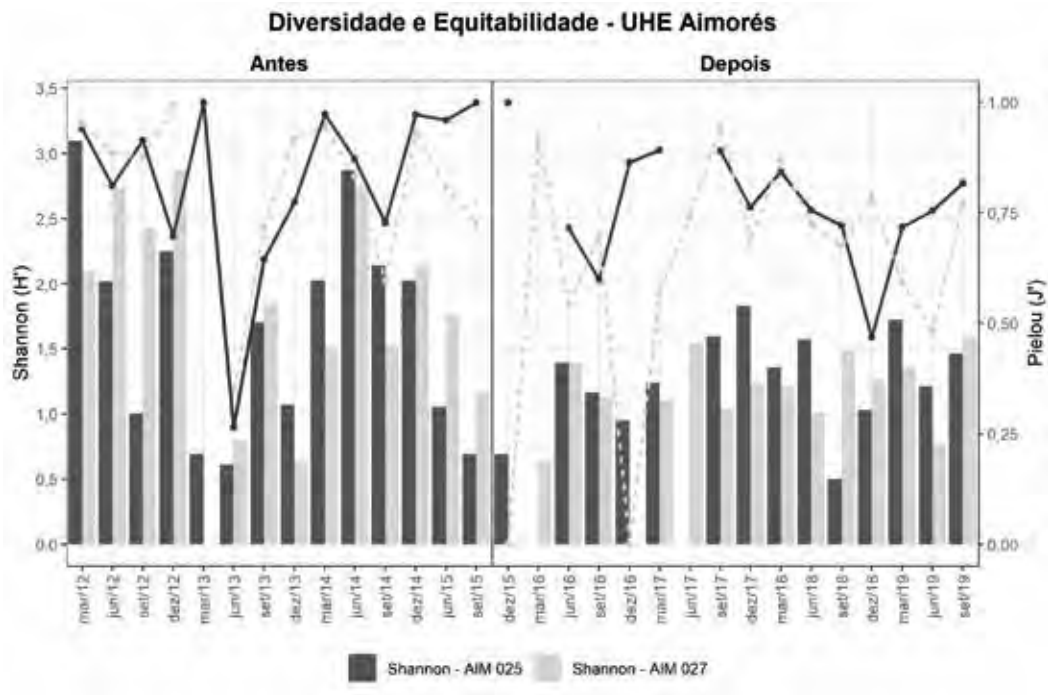
Nas últimas amostragens realizadas no reservatório foi encontrado um número menor de espécies nas estações avaliadas, em relação ao ano anterior (2018) (Figura 185). Todavia, se considerarmos todo o período pós-desastre, constata-se que houve um aumento significativo ($p < 0,05$) na riqueza, especialmente durante o período chuvoso. Esta diferença foi mais acentuada na estação AIM027, onde o número de espécies passou de 76 para 156.

Figura 185 – Riqueza de espécies do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.



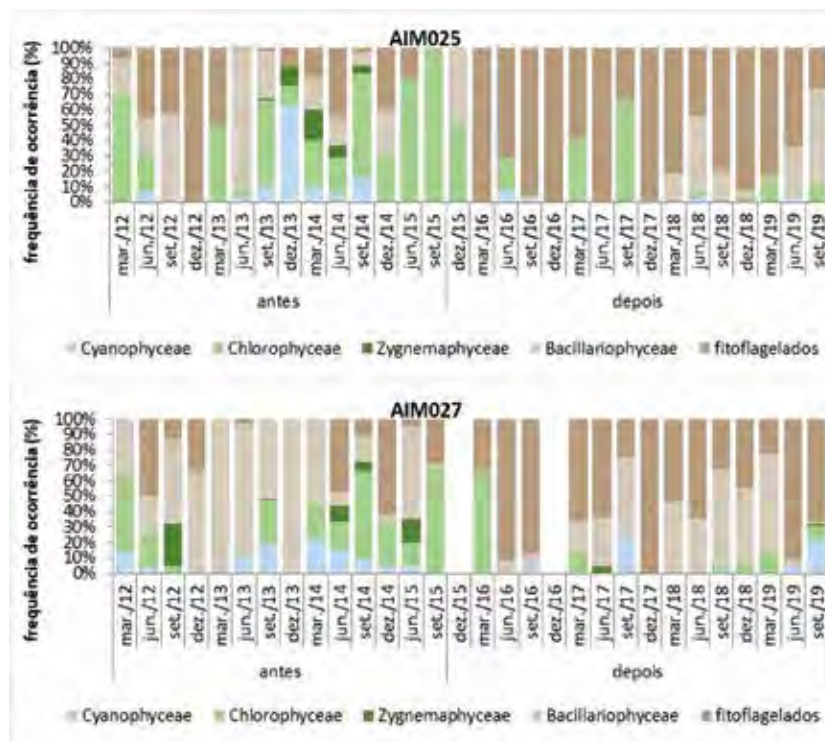
Os valores de diversidade (H') e equitabilidade (J') não variaram muito do que já vinha sendo registrado nas demais campanhas de pós-desastre (Figura 186). Houve uma redução significativa ($p < 0,05$) na diversidade após o desastre em ambas as estações amostrais, inclusive com valores nulos em amostragens em que foram encontradas uma ou nenhuma espécie nas amostras, como no caso de março/2016 e junho/2017 a montante do reservatório (AIM025), e dezembro/2015 e dezembro/2016 na estação próxima a Itueta (AIM027). No pós-desastre, a diversidade foi baixa, variando de 0 a 1,67 bits/ind, o que indica um ambiente alterado (< 1 bits/ind) a moderadamente alterado ($> 1,0$ e $< 3,0$ bits/ind). Os valores de equitabilidade foram elevados na maior parte do período avaliado, indicando alta uniformidade de distribuição dos organismos.

Figura 186 – Diversidade (colunas) e Equitabilidade (linhas) do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.



Nas amostragens mais recentes (ano 2019), o fitoplâncton apresentou padrão semelhante de contribuição das classes em relação as demais campanhas realizadas no pós-desastre (Figura 187). Os fitoflagelados continuaram sendo o grupo mais representativo do fitoplâncton, enquanto que diatomáceas, clorofíceas, zygnemafíceas e cianobactérias foram encontradas, mas em menor abundância e frequência ao que era antes do desastre. As algas flageladas possuem rápido crescimento populacional e são tolerantes a estresse ambiental, fatores estes que beneficiaram o grupo frente aos demais do fitoplâncton.

Figura 187 – Representatividade das classes do fitoplâncton no reservatório da UHE Aimorés, antes e após o desastre.



Com isso, também houve uma mudança de 30,0% na taxa de frequência de ocorrência das espécies fitoplanctônicas para o reservatório da UHE Aimorés. Esta alteração na comunidade foi mais expressiva com os fitoflagelados, especialmente com representantes de euglenófitas, dinoflagelados e clamidofíceas que passaram a ser mais comuns nas amostras após o desastre. Cerca de 20,4% dos organismos descritores da comunidade deixaram de ocorrer no reservatório, como consequência da passagem da lama de rejeitos pelo local. Os grupos mais afetados foram as diatomáceas cêntricas e as zygnemafíceas.

O dano causado ao fitoplâncton do reservatório de Aimorés foi considerado cessado (Tabela 71), pois não vem se alterando com o passar dos anos. Contudo, esta tendência pode mudar, pois períodos de alta pluviosidade desencadeiam a ressuspensão do rejeito depositado e aporte de material das margens para dentro do corpo hídrico, ocasionando novas alterações na comunidade pelo aumento da turbidez da água. O dano foi considerado irreversível, uma vez que mudanças profundas foram desencadeadas no fitoplâncton com o rompimento da barragem de Fundão, e que não houve a recuperação da comunidade ao que era antes do desastre.

Tabela 71 – Percentual de alteração do fitoplâncton em relação à linha-base no reservatório da UHE Aimorés.

Reservatório	Período	Coletas	Mudança
UHE Aimorés	1	dez/15, mar/16, jun/16, set/16	41,9%
	2	dez/16, mar/17, jun/17, set/17	41,9%
	3	dez/17, mar/18, jun/18, set/18	43,0%
	4	dez/18, mar/19, jun/19, set/19	46,2%

Nas campanhas realizadas pelo Lactec (janeiro/2019 e agosto/2019) foi encontrada uma riqueza de 19 táxons para o reservatório de Aimorés (Apêndice U), sendo que a maior parte destas (13 táxons) ocorreu no período chuvoso (13 táxons). Entretanto, maior número de organismos foram contabilizados durante estiagem (1.936 ind/mL), na amostra de superfície. Criptofíceas foram predominantes em ambos os períodos, sendo representadas, principalmente por *Plagioselmis* spp. e *Cryptomonas* spp.

3.2.2.4 Avaliação da alteração da comunidade fitoplanctônica no reservatório da UHE Mascarenhas

O acompanhamento na avaliação dos danos à comunidade fitoplanctônica do reservatório de Mascarenhas, não pode ser realizada visto que os dados se mostraram indisponíveis.

Amostras de fitoplâncton do reservatório da UHE Mascarenhas foram coletas pelo Lactec (janeiro/2019 e agosto/2019), nas quais foi constatada a ocorrência de 25 espécies (Apêndice U). Não houve grande diferença nos valores de riqueza e densidade de organismos entre as amostragens, entretanto, estes parâmetros foram um pouco mais elevados no período chuvoso (15 táxons, 1.622 ind/mL, respectivamente). Assim como no reservatório de Aimorés, a comunidade de Mascarenhas foi composta predominantemente por criptofíceas, em ambos os períodos avaliados.

3.2.3 ALTERAÇÕES NA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

A avaliação do dano de alterações nas comunidades zooplanctônicas nas UHEs, a partir dos dados secundários, se deu por meio dos resultados de riqueza de espécies e abundância dos indivíduos nas estações de amostragem das UHEs, dependendo do monitoramento nas UHEs, antes e após o desastre, e considerando os dados primários, reportados por (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) (verão de 2019) e no presente estudo (inverno de 2019 e verão e inverno de 2020).

3.2.3.1 Alteração da riqueza de espécies

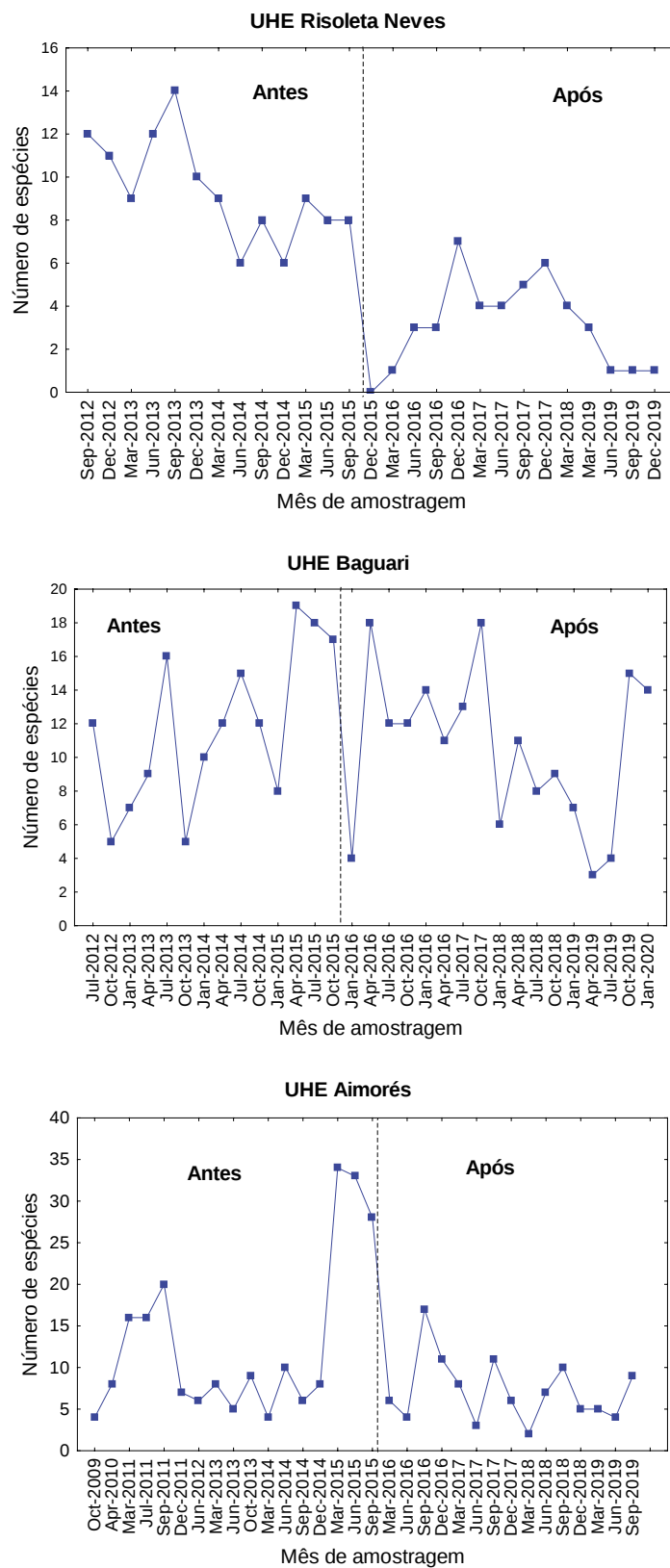
A riqueza de espécies nas usinas hidrelétricas apresentou, de acordo com os dados secundários, resultados distintos ao longo da série temporal.

Na UHE Risoleta Neves (Compartimento 1), a riqueza aumentou após o desastre no período de dezembro de 2016 a dezembro de 2017 (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), mas depois reduziu a partir de março de 2018, e continuou diminuindo até o presente estudo (março de 2018 a dezembro de 2019) (Figura 188). Essa variação temporal do número de espécies antes (setembro de 2012 a setembro de 2015) e após (março de 2016 a dezembro de 2019) o desastre foi significativa (ANOVA, $F(1,25) = 54,163$, $P < 0,05$).

Por outro lado, em Baguari (Compartimento 2A), o número de espécies variou muito antes (julho de 2012 a outubro de 2015) e após (janeiro de 2016 a janeiro de 2020) o desastre; entretanto apresentou valores muito reduzidos em janeiro de 2016, e em abril e julho de 2019, e depois foram registrados elevados valores até janeiro de 2020 (Figura 188).

Em Aimorés (Compartimento 2B), foi verificada uma expressiva riqueza de espécies antes do desastre (maio a junho de 2015), e posterior redução, oscilando muito após o desastre (março de 2016 a setembro de 2019), e um início de aumento no último mês de estudo (setembro de 2019) (Figura 188).

Figura 188 – Riqueza de espécies zooplancônicas registrada próxima a barragem das UHEs Risoleta Neves (CAN 05), Baguari (P02) e Aimorés (AMO 25) antes (dezembro de 2012 a setembro de 2014) e após o desastre (dezembro de 2015 a dezembro de 2019). A linha vertical indica a época do desastre.



Os resultados da riqueza de espécies, ao longo da série temporal, apontaram que o dano foi mais notório nas UHEs Risoleta Neves e Aimorés, com 50% de redução desse atributo da comunidade; no entanto, o número máximo de espécies registrado antes e após o desastre é muito menor em Risoleta Neves (Tabela 72 e Figura 188). Por outro lado, na UHE Baguari a redução da riqueza de espécies foi bem menor (5%), quando comparado as outras duas UHEs (Tabela 72 e Figura 188).

Tabela 72 – Riqueza máxima de espécies registrada antes e após o desastre nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés, antes e após o desastre, e a porcentagem de redução.

Local	Estação	Máxima antes	Máxima após	% redução
UHE Risoleta Neves	CAN05	14	7	50
UHE Baguari	P02	19	18	5
UHE Aimorés	AIM25	34	17	50

Os modelos GAM evidenciaram a redução significativa do número de espécies nas UHEs Risoleta Neves e Aimorés (Tabela 73). Entretanto, nesta última usina hidrelétrica a redução significativa foi devido ao pico da riqueza de espécie antes do desastre (março a setembro de 2015) (Figura 188).

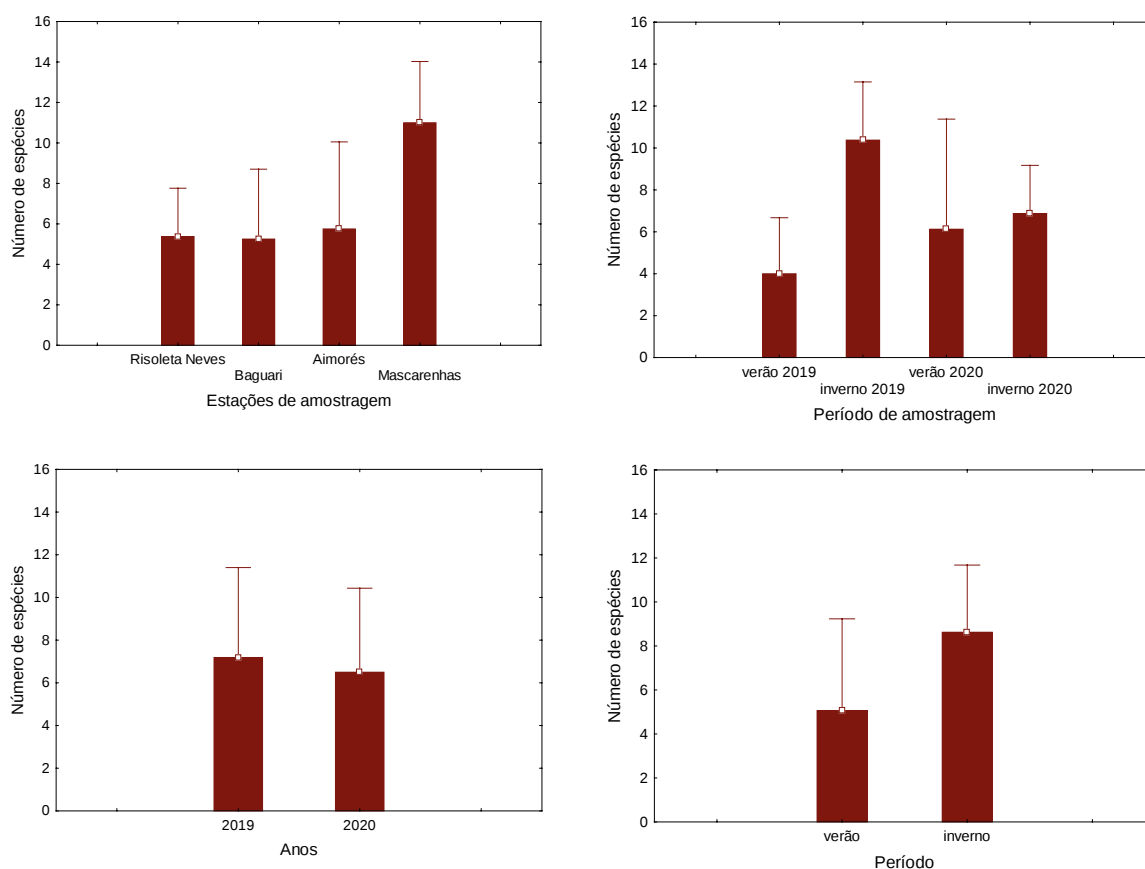
Tabela 73 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para riqueza de espécies registrada ao longo do monitoramento das concessionárias nas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (riqueza de espécie), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo (* $P < 0,01$ e ** $P < 0,001$).

Modelos/estações	Valor estimado	Desvio padrão	P-valor
UHE Risoleta Neves			
Riqueza de espécies	-6,3132	0,858	0,001**
UHE Baguari			
Riqueza de espécies	-1,256	1,691	0,463
UHE Aimorés			
Riqueza de espécies	-11,98	3,550	0,002**

Os resultados da riqueza de espécies, durante o monitoramento do Lactec em 2019 e 2020 (dados primários), apontaram maiores valores do número de espécies no reservatório da UHE Mascarenhas (Compartimento 3), e menores na UHE Baguari (Compartimento 2A) (Figura 189). Essas diferenças foram significativas ($F(3,18) = 5,459$, $P < 0,05$), principalmente entre a UHE Mascarenhas e as demais UHEs.

Esses resultados reforçam a importância da bacia de drenagem como fonte de espécies para estruturação da comunidade ao longo do rio Doce, visto que a UHE Mascarenhas está localizada no trecho final deste rio, Compartimento 3, onde também foi observada uma maior riqueza de espécies durante o monitoramento das estações da APDL pelo Lactec.

Figura 189 – Riqueza de espécies registrada nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, segundo o monitoramento do Lactec (símbolo e barra = média e linha = desvio padrão).



Em relação aos períodos de amostragem, os dados primários das UHEs, apontaram a maior riqueza de espécies no inverno de 2019, e menor, no verão de 2019 (Figura 189), sendo as diferenças entre os períodos de amostragem significativa ($F(3,28) = 4,717$, $P < 0,05$). Esses resultados influenciaram o registro de um maior número de espécies no inverno (Figura 189), diferindo significativamente do observado no verão ($F(1,30) = 7,602$, $P < 0,05$). Maiores valores de riqueza de espécies no inverno estão relacionados, provavelmente, com o menor transporte do plâncton durante o período de menor chuva. Ainda temporalmente, o maior número de espécies foi registrado em 2019 (Figura 189), entretanto a diferença desses resultados entre os anos não foi significativa ($P > 0,05$).

3.2.3.2 Alteração da abundância numérica

De acordo com os dados secundários, a abundância dos indivíduos apresentou variações temporais distintas, assim como a riqueza de espécies, ao longo do monitoramento das UHEs (Figura 188). Em geral, o número de indivíduos reduziu extremamente após o desastre apenas na UHE Risoleta Neves (76%); se manteve com valores próximos à antes do desastre na UHE Baguari, porém com redução também (33%); e aumentou após o desastre na UHE Aimorés (Tabela 74 e Figura 190). Os resultados dos modelos GAM também apontaram a tendência de redução, significativa, da abundância dos indivíduos na UHE Risoleta Neves (Tabela 75).

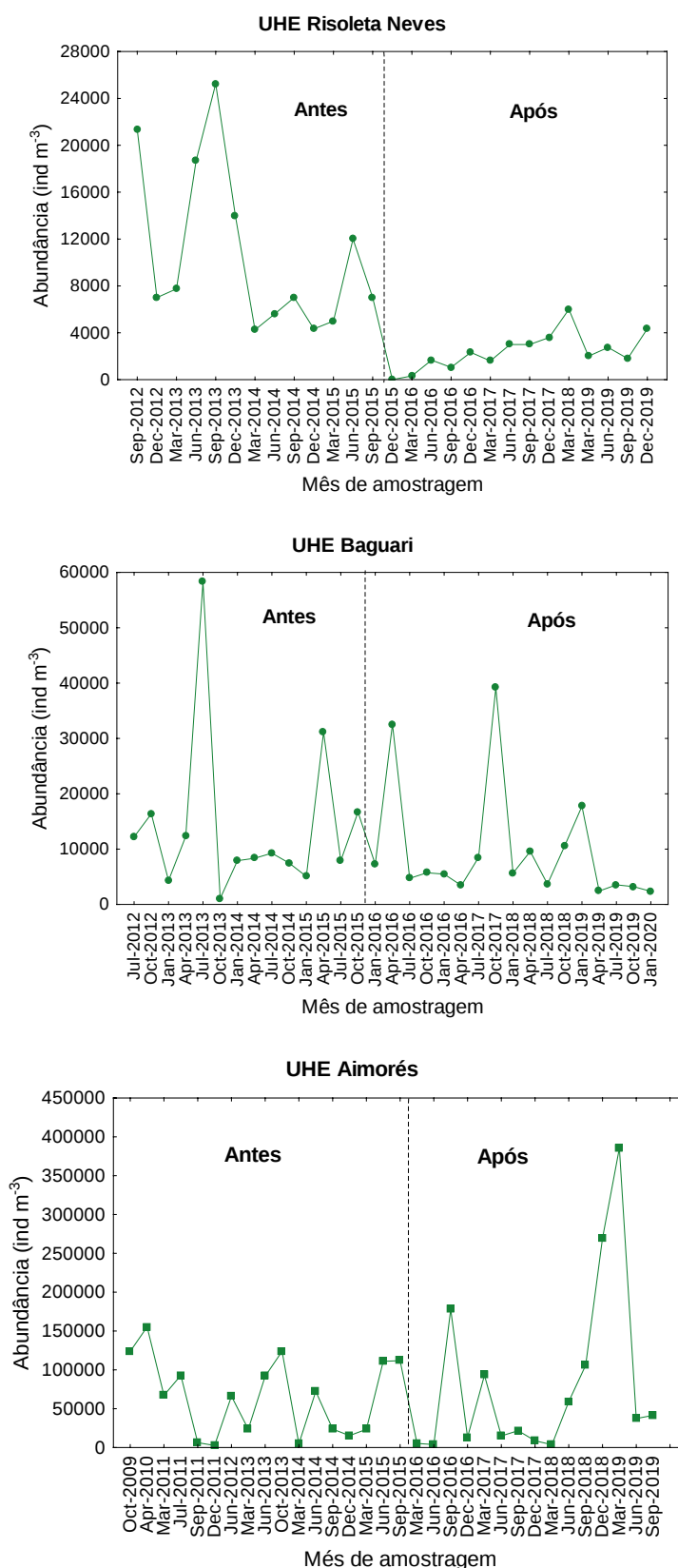
Tabela 74 – Abundância máxima zooplancônica (ind m⁻³) registrada antes e após o desastre nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés, antes e após o desastre, e a porcentagem de redução.

Local	Estação	Máxima antes (ind m ⁻³)	Máxima após (ind m ⁻³)	% redução
UHE Risoleta Neves	CAN05	25.250	6.000	76
UHE Baguari	P02	58.290	39.179	33
UHE Aimorés	AIM25	155.280	385.560	

Tabela 75 – Modelos Aditivos Generalizados (GAM) para riqueza de espécies registrada ao longo do monitoramento das concessionárias nas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés. O valor estimado indica o tamanho do efeito “tempo” sobre a variável resposta (riqueza de espécie), o desvio padrão, a variação do resultado do modelo e P-valor em negrito, a significância do modelo ($P < 0,01$).

Modelos/estações	Valor estimado	Desvio padrão	P-valor
UHE Risoleta Neves			
Abundância de indivíduos	-0,9853	0,6230	0,004
UHE Baguari			
Abundância de indivíduos	-0,3753	0,3169	0,246
UHE Aimorés			
Abundância de indivíduos	0,4251	0,7650	0,582

Figura 190 – Abundância zooplancônica (ind m⁻³) registrada próximo a barragem das UHEs Risoleta Neves (CAN 05), Baguari (P02) e Aimorés (AMO 25) antes (dezembro de 2012 a setembro de 2014) e após o desastre (dezembro de 2015 a dezembro de 2019). A linha vertical indica a época do desastre.



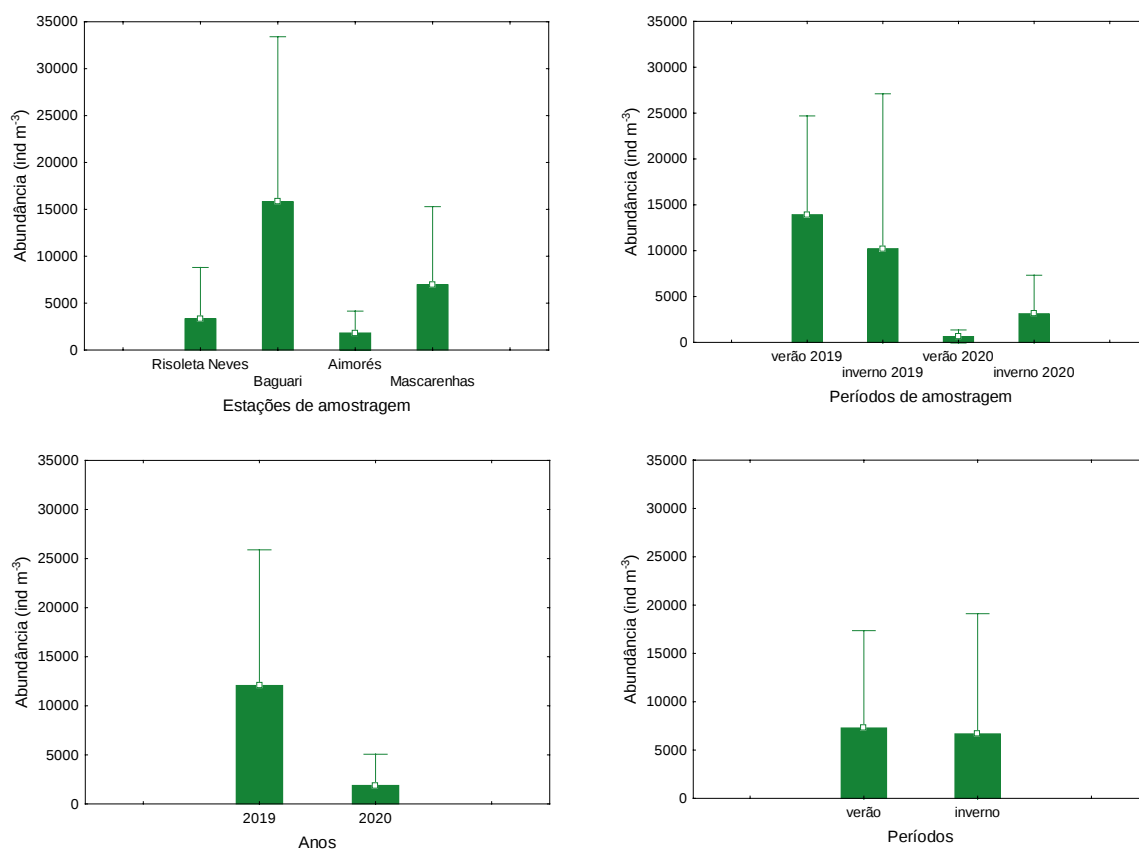
Após o desastre, partir de junho de 2016, o número de indivíduos na UHE Risoleta Neves (Compartimento 1) começou a aumentar e foi assim até março de 2018, porém voltou a reduzir em março de 2019, e aumentou, novamente, em dezembro de 2019 (Figura 190). Esses resultados sugerem a tendência de desenvolvimento das populações zooplanctônicas na UHE Risoleta Neves, mesmo em reduzidas abundâncias; no entanto, a comunidade continuou sendo representada, principalmente por formas jovens de copépodes, que nem sempre encontram condições favoráveis para chegar a fase adulta. Diferenças significativas da abundância total dos indivíduos foram verificadas antes (setembro de 2012 a setembro de 2015) e após (março de 2016 a dezembro de 2019) o desastre (ANOVA, $F(1,25) = 10,156$, $P < 0,05$).

Na UHE Baguari (Compartimento 2A), a abundância variou muito ao longo da série temporal. Após o desastre (janeiro de 2016 à janeiro de 2020), o número de indivíduos apresentou três picos, em abril de 2016, outubro de 2017, e um menor em janeiro de 2019, depois reduziu, e se manteve assim até janeiro de 2020 (Figura 190). Não foram constatadas diferenças significativas da abundância ($P > 0,05$) dos indivíduos entre antes e após o desastre.

Na UHE Aimorés (Compartimento 2B), a comunidade apresentou maiores valores de abundância após o desastre (março de 2015 a setembro de 2019), com um pico muito expressivo em março de 2019 (Figura 190). Esse pico foi determinado por espécies verdadeiramente planctônicas de rotífero (*Polysartha* sp. e *Trichocerca pusilla*) e de cladóceros (*Diaphanosoma birgei*) (MICRA, 2019). No entanto, após esse pico o número de indivíduos reduziu drasticamente (Figura 189). Não foram constatadas diferenças significativas da abundância ($P > 0,05$) dos indivíduos entre antes e após o desastre.

Os dados primários complementares dos reservatórios das usinas hidrelétricas apontaram maiores valores de abundância na UHE Baguari (muito abundante, classificação adaptada de CETESB, 2012), e menores, na UHE Aimorés. Na UHE Risoleta Neves também foram encontrados reduzidos valores e na UHE Mascarenhas, o segundo maior valor (Figura 191), porém, ao contrário da riqueza de espécies, essa diferença no número de indivíduos entre os reservatórios não foi significativa ($P > 0,05$).

Figura 191 – Abundância dos indivíduos (ind m⁻³) registrada nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, segundo o monitoramento do Lactec (símbolo e barra = média e linha = desvio padrão).



Considerando os períodos de amostragem, maiores abundâncias foram constatadas no verão de 2019, menores no verão de 2020 (Figura 191). Em relação aos anos, o maior número de indivíduos em 2019 (Figura 191), sendo a diferença entre os anos significativa ($F(1,30) = 8,266$, $P < 0,05$). Por outro, a abundância não variou claramente entre os períodos de verão e inverno (Figura 191).

Os resultados da abundância relativa das espécies mostraram que a maioria delas foi rara em todas as reservatórios das UHEs e períodos de amostragem (Apêndice Z ao Apêndice CC), com algumas exceções. O cladócer *Moina minuta* foi dominante no verão de 2019 (Apêndice Z). O rotífero *Conochilus unicornis* também foi dominante no inverno do mesmo ano, além do outro rotífero *Synchaeta stylata* pouco abundante. Neste mesmo período, o cladócer *Diaphanosoma spinulosum* também foi pouco abundante, bem como o copépode *Thermocyclops deciepiens* (Apêndice AA).

Estudos realizados por Bozelli (1998), demonstraram que, em experimentos de laboratório, a taxa de ingestão e incorporação de carbono pela espécie *Moina minuta* foi consideravelmente alta na presença de rejeito de bauxita, sugerindo uma resistência ao dano. *Conochilus unicornis* é comumente encontrado no plâncton, e dominante na comunidade no inverno (AOYAGUI e BONECKER, 2004), devido, entre outros fatores, a ausência de diluição do plâncton (BOZELLI, 1992), pois são organismos que formam colônias, e facilmente dispersados via curso de água.

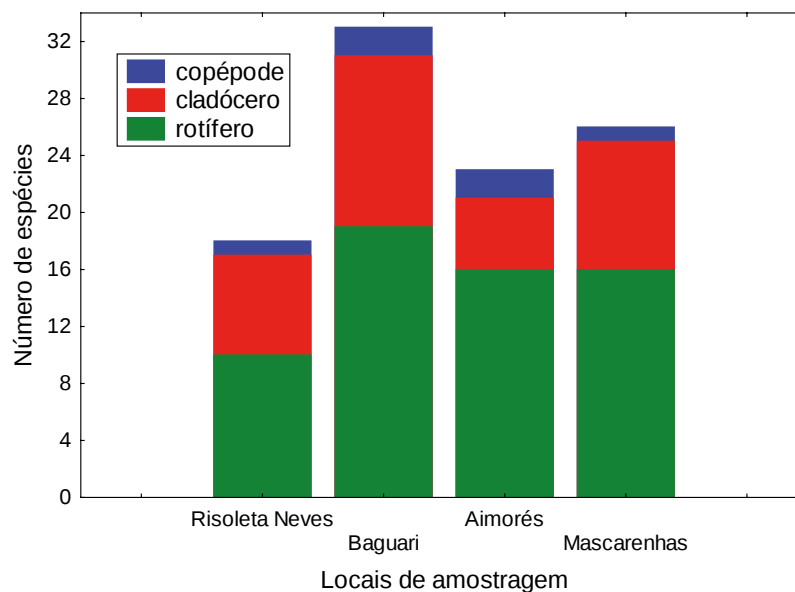
3.2.3.3 Outros parâmetros avaliados

3.2.3.3.1 Composição da comunidade

Considerando os dados primários, a comunidade foi representada, nos reservatórios das UHEs, nos quatro períodos de amostragem, por 54 espécies, com destaque para os rotíferos (36 espécies), seguidos dos cladóceros (16 espécies) e copépodes (2 espécies) (Apêndice DD). A maior contribuição dos rotíferos na composição está relacionado com as características oportunistas desse grupo, como ciclo de vida curto e amplo range de recurso alimentar (ALLAN, 1976).

A comunidade apresentou um maior número de espécies na UHE Baguari (33 espécies) (Compartimento 2A), seguida da UHE Mascarenhas (26 espécies) (Compartimento 3), UHE Aimorés (23 espécies) (Compartimento 2B) e UHE Risoleta Neves (18 espécies) (Compartimento 1) (Figura 192). Esses resultados apontaram o impacto do desastre na ocorrência de espécies nesta última UHE, visto que representaram 54% do número maior de espécies por UHE, e 33% do total de espécies registradas em todo monitoramento do LATEC realizado nas UHEs.

Figura 192 – Composição da comunidade zooplancônica, representada pelos diferentes grupos (rotífero, cladóceros e copépode) que ocorreram nos reservatórios das usinas hidrelétricas no verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020.



Os resultados da frequência de ocorrência das espécies nas UHEs (dados primários) apontaram que a maioria das espécies foi esporádica em todos os reservatórios, ao longo do tempo (Apêndice Z ao Apêndice CC), embora em menor número do que o registrado para as estações da APDL (Apêndice K ao Apêndice O). Algumas exceções também foram constatadas, como os rotíferos *Plationus patulus* que foi frequente, *Lecane elsa* pouco frequente, os cladóceros *Moina minuta* muito frequente, *Bosmina haggmani*, *Bosminopsis deitersi*, *Ceriodaphnia cornuta* e *Coronatella poppei* pouco frequentes no verão de 2019 (Apêndice Z).

Ainda em 2019, no inverno, os rotíferos Bdelloidea muito frequente, *Conochilus unicornis*, *Testudinella patina patina*, *Synchaeta stylata*, *Polyarthra dolichoptera* foram frequentes, *Lecane curvicornis*, *Tricocherca longisetia*, *Euchlanis dilatata*, *E. incisa* e *Notommata copeus* pouco frequente. Dentre os cladóceros, *Moina minuta*, *Bosminopsis deitersi*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Daphnia gessneri* e *Diaphanosoma spinulosum* foram frequentes, *Bosmina hagmanni*, *Alonella dadayi* e *Macrothrix squamosa*, pouco frequentes, e os copépodes *Notodiaptomus henseni* muito frequente e *Thermocyclops decipiens* pouco frequente (Apêndice AA).

No verão de 2020, o rotífero Bdelloidea foi muito frequente, enquanto que outros rotíferos, como *Lecane bulla*, *L. papuana*, *Plationus patulus patulus*, *P. p. macrachantus* e *Testudinella patina*, foram pouco frequentes. O cladóceros *Moina minuta*, mais uma vez, foi frequente, ao passo que *Bosmina hagmanni*, *Ceriodaphnia cornuta*, *Diaphanosoma spinulosum* foram pouco frequentes (Apêndice BB). No inverno deste ano, foi possível constatar que os rotíferos *Synchaeta pectinata* e Bdelloidea foram muito frequentes, *Lecane papuana* frequente, *Brachionus falcatus* e *Plationus patulus macrachantus* pouco frequentes. Entre os cladóceros, *Moina minuta* passou a ser muito frequente, *Ceriodaphnia cornuta* e *Daphnia gessneri* frequentes, *Bosmina hagmanni* e *Bosminopsis deitersi* pouco frequentes. O copépode *Notodiaptomus henseni* frequente (Apêndice CC).

3.2.3.3.2 Alteração da diversidade de espécies

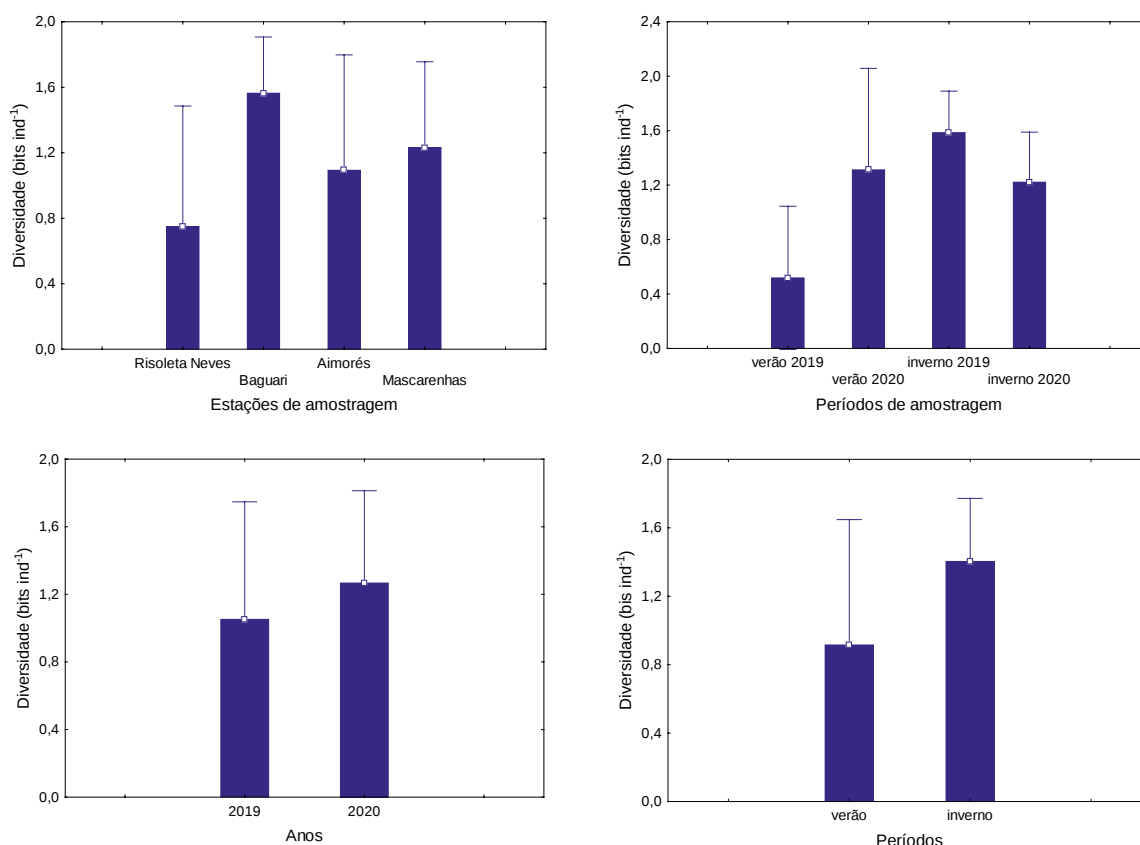
A diversidade de espécies, estimada a partir dos dados primários complementares, foi, em geral, maior na UHE Mascarenhas (Compartimento 3) e menor na UHE Risoleta Neves (Compartimento 1) (Tabela 76). Esses resultados ressaltam o impacto na região do desastre e uma melhoria da comunidade mais no final do rio Doce, devido a contribuição da fauna da bacia. Ao longo do tempo (verão de 2019 ao inverno de 2020), esse atributo da comunidade aumentou e reduziu nas UHEs Risoleta Neves, se manteve na UHE Baguari (Compartimento 2A), e reduziu, lentamente, na UHE Aimorés (Compartimento 2B) (Tabela 76).

Tabela 76 – Diversidade de espécies zooplanctônicas máxima (índice de Shannon-Wiener) (bits ind⁻¹) nas UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, registrada no verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, segundo o monitoramento do Lactec. Classificação da diversidade de espécies (C) de acordo com SHANNON; WEAVER (1949), sendo MB = muito baixa, B =baixa, M = média.

UHE/período de amostragem	Verão 2019	C	Inverno 2019	C	Verão 2020	C	Inverno 2020	C
UHE Risoleta Neves	0,003	MB	1,753	B	1,753	B	0,742	MB
UHE Baguari	1,150	B	1,561	B	1,561	B	1,553	B
UHE Aimorés	0,178	MB	1,167	B	1,167	B	1,129	B
UHE Mascarenhas	0,742	MB	1,861	B	1,861	B	1,461	B

No entanto, a diversidade média de espécies foi maior na UHE Baguari, pois no verão de 2019 os valores foram baixos na UHE Mascarenhas. Os menores valores médios também foram registrados na UHE Risoleta Neves (Figura 193 e Tabela 76). Em relação aos períodos de amostragem, a maior diversidade foi registrada no inverno de 2019 e a menor no verão do mesmo ano. Temporalmente, ainda, a maior diversidade média foi encontrada no inverno, e considerando o ano, em 2020 (Figura 193).

Figura 193 – Diversidade de espécies (bits ind⁻¹) registrada nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, segundo o monitoramento do Lactec (símbolo e barra = média e linha = desvio padrão).



3.2.3.3.3 Alteração da equitabilidade da comunidade

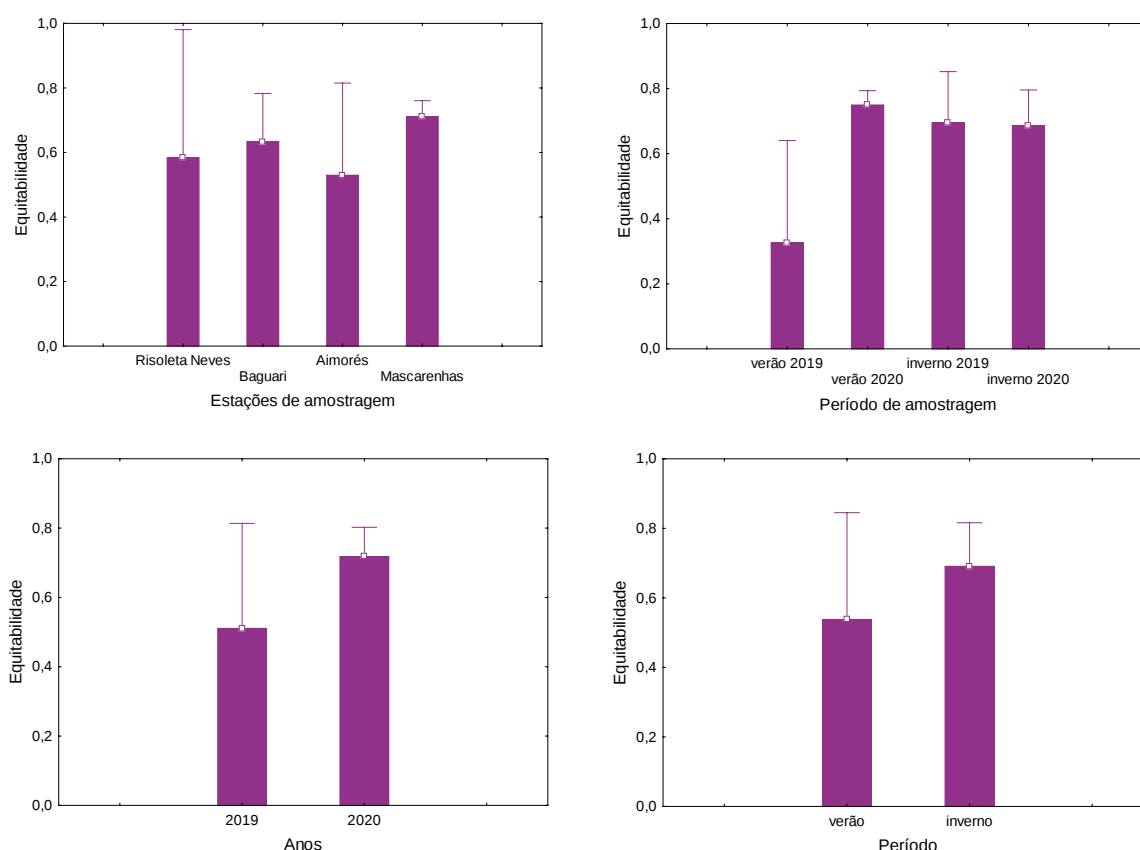
A equitabilidade da comunidade foi mais alta na UHE Risoleta Neves, exceto no verão de 2019, quando foi registrada a alta dominância de espécies. Após esse período houve um aumento desse atributo da comunidade e depois uma redução até o inverno de 2020, embora os valores continuassem elevados (> 0,700). Na UHE Baguari foi registrado um aumento dos valores em 2020 (> 0,700), e na UHE Aimorés, os valores aumentaram até o verão de 2020 e depois reduziu, e, por fim, na UHE Mascarenhas, um aumento foi observado no inverno de 2019 e verão de 2020, e depois uma redução (Tabela 77). Em geral, os resultados da equitabilidade apontam a redução da dominância de espécies apenas nas UHEs Risoleta Neves e Baguari, provavelmente devido à baixa riqueza de espécies registrada em ambas as UHEs (Figura 193). Em Aimorés, também foi observada uma elevada dominância de espécies no verão de 2019, com posterior redução até janeiro de 2020 (Tabela 77).

Tabela 77 – Equitabilidade (índice de Pielou) máxima da comunidade nas UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, registrada no verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020, segundo o monitoramento do Lactec. Classificação da dominância de espécies (D) de acordo com os resultados do índice de Pielou.

UHE/período de amostragem	Verão 2019	D	Inverno 2019	D	Verão 2020	D	Inverno 2020	D
UHE Risoleta Neves	0,002	Alta	0,901	Baixa	0,722	Média	0,709	Média
UHE Baguari	0,500	Média	0,522	Média	0,703	Média	0,811	Baixa
UHE Aimorés	0,129	Alta	0,652	Média	0,791	Baixa	0,546	Média
UHE Mascarenhas	0,675	Média	0,705	Média	0,783	Baixa	0,681	Média

Considerando apenas os períodos de amostragem, uma maior equitabilidade e menor dominância de espécies foram verificadas no verão de 2020 (Tabela 77 e Figura 194), com exceção da UHE Risoleta Neves, onde esses resultados foram constatados no inverno de 2019 (Tabela 77). Ainda temporalmente, maiores valores desse atributo foram registrados em 2020, e no período de inverno (Figura 194).

Figura 194 – Equitabilidade da comunidade registrada nos reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, segundo o monitoramento do Lactec, nos períodos de amostragem (símbolo e barra = média e linha = desvio padrão).



3.2.4 CONCLUSÕES

Após a avaliação do fitoplâncton dos reservatórios, com dados mais recentes do monitoramento, constatou-se que a comunidade apresentou poucas mudanças em relação ao que já vinha sendo encontrado como consequência ao desastre. Mudanças expressivas ocorreram na estrutura e composição do fitoplâncton, ocasionadas pela passagem da lama de rejeitos. Organismos ruderais ou de crescimento rápido, mais tolerantes a estresse ambiental, foram beneficiados com o aumento da turbidez das águas em relação a outros, mais sensíveis à diminuição da taxa luminosa. Assim, foram constatadas alterações na frequência de ocorrência das espécies e a perda de descritores ambientais. Com relação a isso, é interessante notar que a proporção de perda de espécies descritoras foi maior no reservatório da UHE Risoleta Neves, a UHE mais próxima da barragem de Fundão, diminuindo gradativamente nos demais reservatórios. Todas estas alterações acarretaram no surgimento de uma nova comunidade nos reservatórios, a qual parece estar bem estabelecida, pois não vem sofrendo modificações com o tempo. Desta forma, entende-se que, até o presente momento, o dano ao fitoplâncton dos reservatórios está cessado, porém a comunidade não voltou às suas condições originais. A área afetada foi recolonizada por diferentes microalgas tolerantes a perturbação ambiental. Espécies de crescimento rápido e características de início de sucessão, parecem estar bem estabelecidas nos locais.

Acredita-se que, mesmo que o fitoplâncton apresente modificações à medida que busque atingir suas condições prévias, provavelmente a comunidade não consiga voltar a ser como era antes devido a intensidade do impacto causado no ambiente. Entretanto, é difícil prever as condições futuras desta comunidade, pois os organismos planctônicos são influenciados por diversos fatores abióticos e relações interespecíficas, sendo necessária a continuidade do monitoramento a longo prazo para acompanhar a dinâmica do grupo.

Além do exposto, ressalta-se que, a comunidade fitoplanctônica dos reservatórios pode sofrer novas alterações se, eventualmente a concentração de partículas em suspensão na água voltar a aumentar. Isto poderá ocorrer durante período de maior pluviosidade, como o que ocorreu no início de 2020. Neste período, chuvas intensas ocorreram na região da cabeceira do rio Doce, e grande quantidade de sedimento foi levado com as águas. Com isso, valores elevados de turbidez foram detectados nas estações monitoradas pelo Lactec na Campanha 04, em fevereiro-março/2020 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020i). A consequente diminuição da radiação subaquática prejudicou o desenvolvimento dos organismos fotossintéticos, sendo verificados valores mais baixos de riqueza, diversidade e densidade fitoplanctônica neste período para os reservatórios de Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas (Documento Suplementar – Resultados das Campanhas de Monitoramento da Comunidade Fitoplanctônica realizadas pelo Lactec).

Para o zooplâncton, os dados secundários da riqueza de espécies e abundância dos indivíduos no reservatório da UHE Risoleta Neves (Compartimento 1), apontados ao longo do monitoramento da usina hidrelétrica (setembro de 2012 a dezembro de 2019), mostraram que o dano segue o comportamento já apontado no diagnóstico (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), visto que houve redução de 50% ou mais da riqueza de espécies e da abundância dos indivíduos.

O dano foi considerado, ainda, como parcialmente reversível, pois houve o aumento do número de espécies, sem valores expressivos, em alguns meses após o desastre (dezembro de 2015 a

dezembro de 2019), e depois reduziu até o final do monitoramento. Em relação ao número de indivíduos, os valores começaram a aumentar logo após o desastre (março de 2016), embora com valores bem reduzidos quando comparado à antes do desastre (setembro de 2012 a setembro de 2015). No diagnóstico, o dano nesse local havia sido considerado gravíssimo, irreversível e estabilizado, pois não apresentava sinais de melhora (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Com os novos dados, pode-se afirmar que a tendência é de redução do dano ao longo do tempo, apesar de as comunidades planctônicas desse compartimento estarem respondendo muito lentamente à recuperação.

Na UHE Baguari (Compartimento 2A), comparando os resultados atualizados (julho de 2012 a janeiro de 2020) da riqueza de espécies e abundância dos indivíduos, houve redução de menos de 25% do número de espécies e entre 25% e 50% do número de indivíduos. Esse resultado é semelhante ao apresentado no diagnóstico de danos elaborado pelos Institutos LACTEC (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), onde o dano foi descrito como grave. O dano foi considerado parcialmente reversível, pois a riqueza de espécies apresentou altos valores em alguns meses após o desastre, depois reduziu, mas voltou a aumentar até o final do monitoramento (janeiro de 2020). E a abundância de indivíduos apresentou, após o desastre (janeiro de 2016 a janeiro de 2020), valores similares a antes do desastre (julho de 2012 a outubro de 2015), com redução em dois meses e depois aumentou novamente. Portanto, foi possível considerar a tendência de redução do dano, com a classificação permanecendo a mesma apresentada em BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c).

E por fim, na UHE Aimorés (Compartimento 2B), de acordo com os dados secundários do monitoramento atualizados (março de 2011 a setembro de 2019), a riqueza de espécies reduziu 50% e a abundância dos indivíduos aumentou. Assim, o dano foi considerado grave, parcialmente reversível e com tendência de redução. Essa avaliação foi distinta a do diagnóstico de danos elaborado pelos Institutos LACTEC (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), onde o dano foi considerado como grave, parcialmente reversível, porém estabilizado pois não apresentava sinais de melhora ou alterações para melhor dos parâmetros analisados.

Os dados primários apontaram que a composição de espécies aumentou a partir do diagnóstico de danos elaborado pelo Lactec (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) de 15 espécies para 54 espécies. Esse aumento está relacionado com a continuidade do monitoramento, que passou de dois períodos de amostragem no diagnóstico de danos para quatro períodos nesse estudo.

Os dados primários indicaram também que as variações do volume de água na bacia, durante o inverno e verão, influenciaram a estruturação da comunidade. O menor volume de água, no inverno, permite a permanência de um maior número de espécies no reservatório. Por outro lado, as chuvas, no verão, contribuem para a chegada de fauna de diferentes regiões do reservatório para a região próxima à barragem. Especialmente, a maior riqueza de espécies na UHE Mascarenhas foi devido a contribuição de fauna de toda bacia para esse reservatório, pois ele é o último da calha do rio. Já a abundância dos indivíduos foi maior na UHE Baguari, que está localizada em um trecho do rio Doce, provavelmente, com condições ambientais que favoreceram o desenvolvimento das populações.

Considerando os dados primários complementares, a diversidade de espécies passou de muito baixa (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) para baixa, exceto na UHE Risoleta Neves, onde foi muito baixa

no inverno de 2020. A equitabilidade da comunidade, em geral, foi reduzida em 2019 e maior 2020. Maiores valores deste atributo da comunidade continuaram sendo observados na UHE Mascarenhas, assim como descrito no diagnóstico de danos elaborado pelo Lactec (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Ainda comparando com o diagnóstico de danos, dominância de espécies foi distinta ao verificado anteriormente, sendo que passou de baixa a alta (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) para média na maioria das UHEs.

Resumidamente, foi possível sugerir que a comunidade apresentou uma recuperação nas UHEs Baguari e Aimorés (Compartimentos 2A e 2B, respectivamente), e que o dano continuou impactando a UHE Risoleta Neves (Compartimento 1). Na UHE Mascarenhas (Compartimento 3), a comunidade continuou apresentando resultados favoráveis, visto que o padrão da riqueza e diversidade de espécies, abundância de indivíduos, equitabilidade e dominância de espécies se mantiveram, e foi registrada a presença de espécies numericamente dominantes e muito frequentes nos reservatórios. Provavelmente, essas espécies poderão se tornar bioindicadoras das UHEs com a continuidade dos estudos.

A classificação dos danos do desastre da Samarco nas UHEs foi realizada a partir dos dados secundários cedidos pelas concessionárias. Esses dados históricos representam um excelente referencial de base para avaliação do dano. Entretanto, esses dados não reportam a variação temporal da riqueza de espécies e abundância da comunidade na UHE Mascarenhas. Os dados primários do LACTEC também descreveram esses dois atributos da comunidade, além da composição da comunidade, diversidade de espécies equitabilidade, e dominância de espécies nas UHEs, incluindo a UHE Mascarenhas.

A continuidade do estudo pelo Lactec foi importante para se verificar que, em alguns reservatórios, a comunidade zooplanctônica está se reestabelecendo e desenvolvendo suas populações. Portanto, a preservação, no mínimo, das condições atuais é necessária para a manutenção da comunidade. Infelizmente, o cenário ambiental anterior que favoreceu o estabelecimento e o desenvolvimento do zooplâncton nos reservatórios não será restabelecido, mas, provavelmente, as populações irão se arranjar no cenário futuro, principalmente se propágulos, agora estabelecidos, conseguirem permanecer no ambiente, e forem agregados novos propágulos a comunidade.

3.2.5 CENÁRIO DE DANOS

Os danos à comunidade zooplanctônica não cessaram, ao menos nas UHEs Risoleta Neves, Baguari e Aimorés. Para Mascarenhas os dados não são suficientes para fazer tal afirmação. Entretanto, a tendência de evolução é de redução, sendo a recuperação mais lenta em Risoleta Neves onde os efeitos foram mais drásticos e a condição ambiental do entorno não parece favorecer a recolonização nessa área. Os dados mostram que há possibilidade de reversão parcial, ou seja, o que se espera em um cenário futuro é que a comunidade atinja um novo equilíbrio ecológico, mas não retorne à mesma conformação anterior ao desastre, assim como observado para o fitoplâncton. Devido à dinâmica das comunidades biológicas aquáticas, relação com tributários e outras condições ambientais incluindo os danos no ambiente terrestre, apenas um monitoramento de longo prazo poderá elucidar sobre como essa comunidade irá se comportar.

3.3 DANOS ASSOCIADOS AO TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

No que se refere ao transporte de sedimentos, no Tomo II do Relatório de Diagnóstico dos Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), o principal dano identificado e mensurado para os reservatórios hidrelétricos foi em relação ao assoreamento e vida útil desses ambientes.

A barragem da Usina Hidrelétrica de Risoleta Neves é a única das barragens do rio Doce sem descarregador de fundo e foi responsável pela retenção de 9,9 hm³ dos rejeitos de Fundão. Os reservatórios hidrelétricos da UHE Baguari e da UHE Aimorés possuem estruturas que possibilitam a descarga de fundo, de modo que podem liberar o material sedimentado no fundo do reservatório. O reservatório da UHE Mascarenhas não apresentou diferença significativa de assoreamento na fase de diagnóstico, conforme Brasil(MPF)/Lactec (2020c).

Visto que o maior acúmulo de sedimentos ocorreu no período logo após o rompimento da barragem de Fundão, que a adição de dados mais recentes não alterariam significativamente os resultados já obtidos em Brasil (MPF)/Lactec (2020c) e que também não foram feitos novos estudos de batimetria, não foram realizadas novas discussões sobre o dano relativo ao assoreamento dos reservatórios hidrelétricos, sendo que maiores detalhes sobre as análises já realizadas podem ser conferidos no capítulo 3.3 do Tomo II do Relatório de Diagnóstico dos Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

Nesse contexto, no presente documento foram apresentadas informações quanto a possíveis cenários de dragagem do material acumulado no reservatório da UHE Risoleta Neves. No item 3.3.1, foi apresentado um compilado dos cenários de dragagem do volume de sedimentos aportados ao reservatório da UHE Risoleta Neves em decorrência do rompimento de Fundão apresentados no Estudo de Impacto Ambiental da Fazenda Floresta (AGROFLOR, 2020) e de informações apresentadas no Relatório de Monitoramento dos Programas 23 e 24 – Manejo de Rejeitos (RAMBOLL, 2019).

3.3.1 CENÁRIO DE DANOS

Em relação às UHEs localizadas ao longo da APDL (Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas), apenas a primeira não possui estruturas que possibilitem a passagem do sedimento e por esse motivo, além de ser a mais próxima da barragem de Fundão, foi a mais afetada pelo desastre.

Parte considerável dos rejeitos ficou retida na UHE Risoleta Neves e, se por um lado ela impediu que uma quantidade maior do material chegasse na porção a jusante, por outro teve seu funcionamento impedido até então. Para que a usina volte a operar é necessário dragar ao menos parte do material e uma das primeiras intervenções foi a instalação de três barramentos, localizados a montante da barragem da UHE, nas distâncias de 400 m, 5,1 km e 6,4 km. Estas estruturas visam a contenção de material que ainda chega na região da barragem.

Segundo Ramboll (2019), mais de 1 hm³ foram dragados (cerca de 10% do volume retido no desastre) e alocados em setores na região do próprio reservatório (Figura 195). Este material ainda deve ser alocado fora do reservatório, para isso, foram identificadas algumas opções possíveis para esta disposição, sendo que a Fazenda Floresta se mostrou a mais adequada.

Figura 195 – Deposição de rejeitos no trecho compreendido entre a barragem de Fundão e a UHE Risoleta Neves (Fonte: Ramboll, 2019).



Segundo o Estudo de Impacto Ambiental do empreendimento (AGROFLOR, 2020) que trata da Regularização Ambiental das Obras de Dragagem e Disposição de Rejeitos na Fazenda Floresta, foram definidos três cenários:

Cenário 1 – Recuperação total do volume de sedimentos aportado pelo rompimento da barragem de Fundão;

Cenário 2 – Remoção do volume de sedimentos condicionada à capacidade máxima da Fazenda Floresta;

Cenário 3 – Remoção suficiente de sedimentos para a retomada da UHE Risoleta Neves.

No primeiro cenário estima-se que o volume final a ser removido seria de 18,1 hm³ (considerando o rejeito retido no rompimento e material depositado anualmente). O período para a conclusão dos trabalhos chegaria a 17 anos e o enchimento do reservatório da UHE se daria 23 meses após o início das obras.

O segundo cenário contempla um volume de 6,6 hm³, com a necessidade de um período de 12 anos para sua remoção e com enchimento do reservatório acontecendo 10 meses após o início das obras.

A última alternativa apresentada (cenário 3), trata da remoção de 0,37 hm³, num prazo de 2 anos e, assim como no cenário 2, 10 meses para enchimento do reservatório da UHE Risoleta Neves.

Na comparação entre os cenários apresentadas no EIA (AGROFLOR, 2020), foram considerados critérios baseados na relevância/significância de impactos nos meios físico, biótico e socioeconômico, anuências de terceiros e prazo para alcançar os objetivos. Esta comparação é resumida na Tabela extraída do documento e apresentada na Figura 196.

Figura 196 – Comparação entre cenários propostos para a retirada e a disposição do material na Fazenda Floresta (Fonte: AGROFLOR, 2020).

Tabela 22: Análise das alternativas tecnológicas

CRITÉRIOS		CENÁRIO 1	CENÁRIO 2	CENÁRIO 3
Relevância/significância impactos no meio físico	Supressão de vegetação e intervenção em áreas de preservação permanente e nascentes para atender à necessidade de deposição dos sedimentos	Alta	Média	Baixa
		100	50	1
	Aumento e redução da abundância e diversidade da fauna aquática em função da execução da dragagem no Trecho 12	Alta	Média	Baixa
		100	50	1
Relevância/significância impactos no meio físico	Aumento e eventual atropelamento da fauna em função do transporte dos sedimentos dragados e da movimentação de pessoas e máquinas na área alvo do empreendimento	Alta	Média	Baixa
		100	50	1
	Alteração da dinâmica superficial de escoamento	Média	Média	Baixa
		50	50	1
Relevância/significância impactos no meio físico	Alteração da qualidade da água superficial e subterrânea	Média	Baixa	Baixa
		50	50	1
	Alteração da qualidade do solo	Alta	Média	Baixa
		100	50	1
Relevância/significância impactos no meio socioeconômico	Inconforto à população do entorno	Alta	Média	Baixa
		100	50	1
	Geração de emprego e renda	Baixa	Média	Alta
		1	50	100
Relevância/significância impactos no meio socioeconômico	Geração de expectativas - Remoção total de sedimentos	Baixa	Média	Alta
		1	50	100
	Geração de expectativas - Retomada da UHE	Média	Baixa	Baixa
		50	1	1
Anúncios de terceiros	Alteração da paisagem	Alta	Média	Baixa
		100	50	1
		Não recomendável	Não recomendável	Não recomendável
		1	100	100
Prazo para alcançar os objetivos		100	50	1
	Recuperação das margens	Baixa	Baixa	Baixa
		1	1	1
	Recuperação das propriedades físico-químicas da água superficial	Alta	Média	Baixa
		100	50	1
	Conter a massa de sedimentos impedindo o mais breve e tanto quanto possível, que a pluma de sedimentos sejam carreados a jusante da UHE Risoleta Neves	Média	Baixa	Baixa
		50	1	1
	Reabilitação do equilíbrio das comunidades aquáticas	Alta	Média	Baixa
Relevância/significância impactos no meio socioeconômico		100	50	1
	Retorno ao modo de vida das comunidades e municípios do entorno	Alta	Média	Baixa
		100	50	1
	Retorno do fornecimento de energia elétrica da UHE Risoleta Neves	Média	Baixa	Baixa
		50	1	1
TOTAL – Nível de relevância de impactos		1.154	754	315

De acordo com AGROFLOR (2020), o cenário 3 foi considerado como o de menor impacto ambiental, além do menor prazo para alcance do objetivo proposto, que é a recuperação do reservatório da UHE Risoleta Neves.

Como até a preparação deste documento não foi escolhido um dos três cenários, estima-se que a recuperação do reservatório deve ocorrer num período entre 10 e 23 meses após o início das obras de dragagem e disposição, conforme apresentado em AGROFLOR (2020), contudo essas ações ainda não estão previstas em cronograma.

É importante ressaltar também que no EIA de Fazenda Floresta (AGROFLOR (2020), não há informações sobre o rendimento de dragagem das dragas apresentadas. Uma vez que em Risoleta Neves foram dragados cerca de 960 mil em cerca de 2 anos, a média mensal das dragagens já realizadas no local ficaria em torno de 40 mil m³/mês. Para remover todo o material do reservatório, mais o aporte natural de sedimentos (um total descrito no EIA de 18,1 hm³), foi estimado um tempo de 17 anos (AGROFLOR, 2020), objetivo para o qual seria necessária uma média superior a 1 hm³ anual ou cerca de 83 mil m³/mês – ou seja, uma velocidade de dragagem de pelo menos o dobro da realizada até então. A falta de informações mais detalhadas sobre a capacidade real do plano de dragagem apresentado no documento gera dúvidas sobre a estimativa de tempo de remoção apresentada por AGROFLOR, (2020).

3.4 DANOS À QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

Neste capítulo são apresentados os resultados do acompanhamento do dano quanto às análises físico-químicas dos sedimentos e os danos aos macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos, especificamente sobre as alterações associadas ao eventual aumento de elementos tóxicos (EPTs), alteração na granulometria e às alterações referentes à comunidade macroinvertebrados bentônicos.

Ao total são quatro reservatórios hidrelétricos: UHE Risoleta Neves, UHE Baguari, UHE Aimorés e UHE Mascarenhas cujas as características diferem-se do ambiente fluvial, respectivamente de ambiente lêntico, baixo fluxo para lótico com presença de movimentação do corpo hídrico.

3.4.1 METODOLOGIA

Para a qualidade dos sedimentos, no que se refere às Usinas Hidrelétricas (UHEs), cujas localizações são apresentadas na Tabela 32, os dados apresentados seguiram a mesma metodologia adotada para o ambiente fluvial e detalhada no relatório TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais (Brasil (MPF)/LACTEC, 2020c). Para as análises do acompanhamento do dano, foram utilizados apenas os dados primários em função da inexistência de dados correlatos em período pré-desastre.

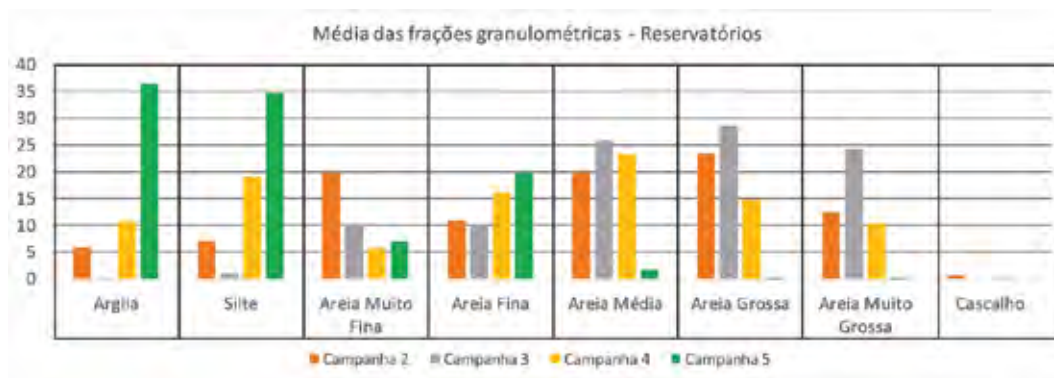
A metodologia de análise e mensuração do dano aos macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos segue a metodologia descrita em Brasil (MPF)/LACTEC, (2020c). Sendo analisadas em reservatórios hidrelétricos três estações de amostragem do monitoramento realizado por Visão Ambiental (2014) e Micra (2018), uma no reservatório da UHE Risoleta Neves (CAN-05) e duas no reservatório da UHE Baguari (P02 e P03). A amostragem seguiu metodologia descrita em Visão Ambiental (2014) e Micra (2018).

3.4.2 ALTERAÇÃO DA GRANULOMETRIA NOS SEDIMENTOS DOS RESERVATÓRIOS

Para os reservatórios das usinas hidrelétricas, UHE Risoleta Neves, UHE Baguari, UHE Aimorés e UHE Mascarenhas, em virtude de não haver dados de linha-base e programas de monitoramento sequenciais, os resultados aqui apresentados levaram em consideração apenas as análises temporais dos resultados das coletas do Lactec. Cabe mencionar que para esse ambiente, não foi realizada a coleta na 1ª campanha e os dados granulométricos, referem-se às campanhas 2 (fevereiro/2019), 3 (agosto/2019), 4 (fevereiro/2020) e 5 (agosto/2020). No acompanhamento do dano sobre a alteração das frações granulométricas foi considerado o período entre agosto de 2019 a agosto de 2020 referente às coletas da campanha 3 (período seco de 2019), campanha 4 (período chuvoso de 2020) e campanha 5 (período seco de 2020), assim como realizado para o ambiente fluvial.

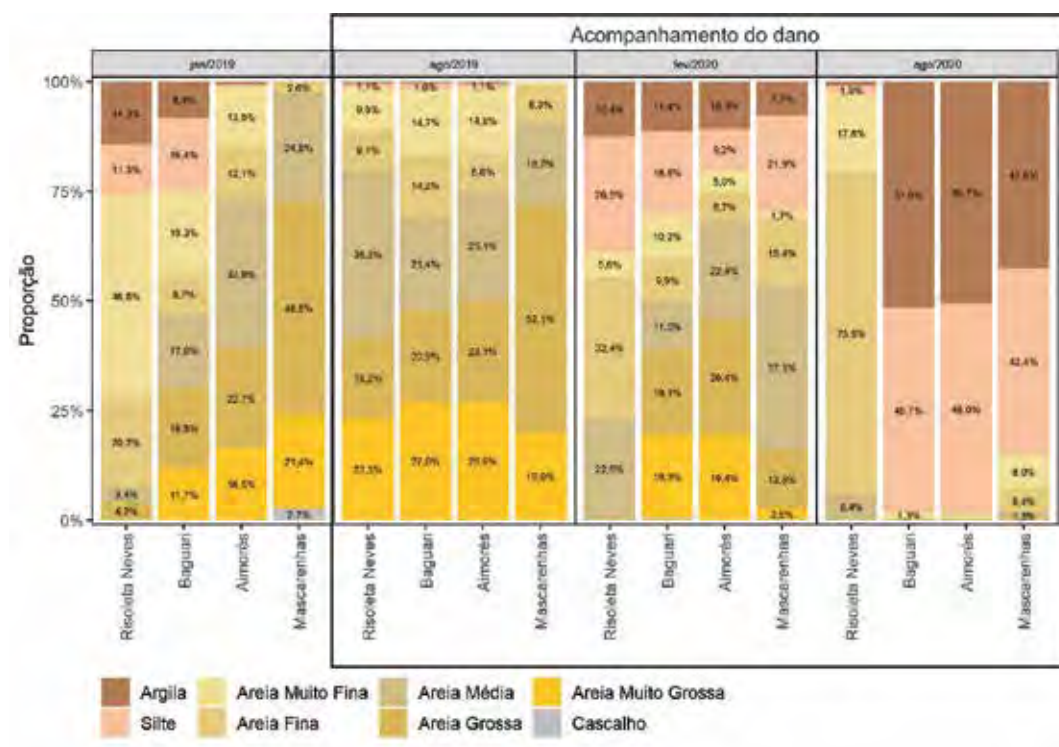
Os resultados médios das frações granulométricas, indicam que a chuva do início do ano de 2020, promoveu a ressuspensão dos sedimentos no ambiente fluvial, o transporte desse material que foi depositado no interior dos reservatórios, cuja dinâmica lenta do transporte, propiciou a sedimentação de um material com partículas finas, como as frações argilosas e siltosas. Esses resultados estão apresentados em histogramas com barras amarelas e verdes, respectivamente as coletas de fevereiro e agosto de 2020, na Figura 197.

Figura 197 – Média das granulometrias nos sedimentos das UHEs entre as campanhas de levantamento de dados.



Para os reservatórios, foi realizada também, a avaliação individual para cada usina separada pelo tempo entre as campanhas. Essa separação permitiu identificar que as chuvas no início do ano de 2020 aportaram sedimentos siltosos nos quatro reservatórios, sendo o maior em Risoleta Neves, com 26,5% e também sedimentos argilosos, de 7 a 12,4%. Já em agosto de 2020, aproximadamente 6 meses após o evento da cheia, o efeito da alta pluviosidade com a ressuspensão dos sedimentos e em decorrência da alteração na energia, os resultados foram diferentes das demais campanhas. O reservatório da UHE Risoleta Neves tem a fração de areia fina dominante (73,5%) e os demais reservatórios houve um incremento significativo de silte e argila com a somatória dessas frações de 98% para UHE Baguari, 99% para a UHE Aimorés e 85% para UHE Mascarenhas, conforme apresentado na Figura 198.

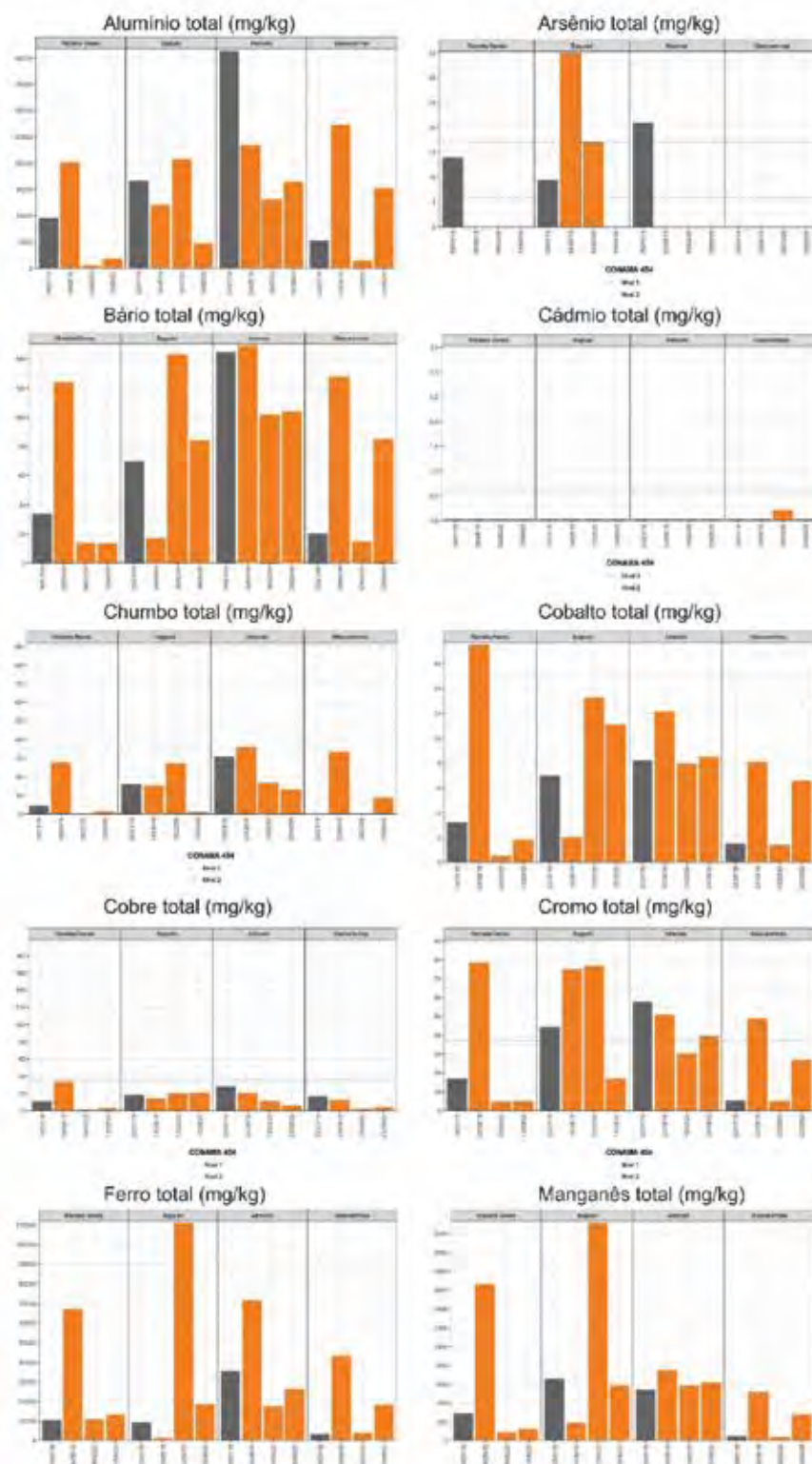
Figura 198 – Proporção das frações granulométricas dos sedimentos dos reservatórios das usinas hidrelétricas entre as campanhas, com destaque ao período de acompanhamento.

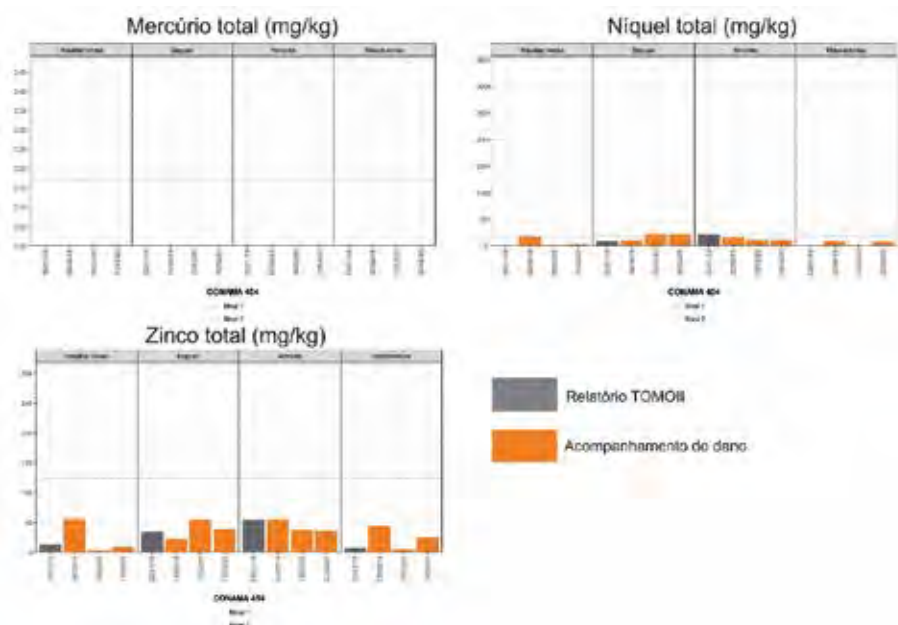


3.4.3 ALTERAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NOS SEDIMENTOS DOS RESERVATÓRIOS

Nesse capítulo são apresentados os dados referentes às coletas realizadas pelo Lactec das concentrações dos mesmos elementos analisados para o ambiente fluvial, com foco no período do acompanhamento do dano, entre agosto de 2019 e agosto de 2020.

As concentrações dos elementos químicos analisados estão apresentadas na Figura 199.

Figura 199 – Concentrações dos EPTS dos sedimentos das usinas hidrelétricas.



No acompanhamento dos danos (campanhas 3, 4 e 5), verificou-se que na campanha de agosto de 2019, os sedimentos do reservatório da UHE Risoleta Neves apresentaram as maiores concentrações de alumínio, bário, chumbo, cobalto, cobre, cromo, manganês, níquel e zinco. Os valores absolutos dessas concentrações estão apresentados na Tabela 78, e em destaque na cor laranja, estão os maiores valores entre as campanhas.

Para a UHE Baguari, as principais alterações identificadas, ocorreram nos sedimentos coletados na 4ª campanha, após as fortes chuvas para os elementos alumínio, bário, chumbo, cobalto, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco. Ainda para esse reservatório os elementos bário, ferro, manganês, níquel e zinco as concentrações foram elevadas, quando comparadas às demais campanhas. Os valores das concentrações, estão apresentadas na Tabela 79.

Tabela 78 – Concentrações dos EPTs analisados para o período do acompanhamento do dano dos sedimentos dos reservatórios. Em destaque laranja são as maiores concentrações identificadas.

	Campanha	Alumínio total (mg/kg)	Arsênio total (mg/kg)	Bário total (mg/kg)	Cádmio total (mg/kg)	Chumbo total (mg/kg)	Cobalto total (mg/kg)	Cobre total (mg/kg)	Cromo total (mg/kg)	Ferro total (mg/kg)	Manganês total (mg/kg)	Mercúrio total (mg/kg)	Níquel total (mg/kg)	Zinco total (mg/kg)
UHE RISOLETA NEVES	2	9567	14,01	33,88	<0,02	4,38	3,19	10,52	17	10590	289	<0,002	<0,1	12,8
	3	20180	<0,1	124	<0,02	27,75	17,54	33,58	78,5	67090	1663	<0,002	17,48	56,3
	4	533	<0,1	13,81	<0,02	<0,1	<0,5	1,37	4,6	10660	89,3	<0,002	1,63	3,43
	5	1810,855	<0,1	13,608	<0,02	1,429	1,808	3,013	4,967	13297,1	126,167	<0,002	3,723	7,679
UHE BAGUARI	2	16660	9,53	69,92	<0,02	16,17	6,98	18,32	44,3	9423	658	<0,002	9,55	33,5
	3	12030	34,96	17,06	<0,02	15,35	2,02	14,28	75	1305	190	<0,002	10,38	22,4
	4	20730	17,09	143	<0,02	27,24	13,25	19,77	76,7	110800	2309	<0,002	21,88	54,3
	5	4691,935	<0,1	84,222	<0,02	0,977	11,108	21,051	17,081	18621,61	589,849	<0,002	21,268	38,566
UHE AIMORÉS	2	41390	20,92	145	<0,02	30,92	8,2	27,7	57,7	35570	540	<0,002	20,82	54,1
	3	23390	<0,1	149	<0,02	36,04	12,11	20,79	50,9	71470	752	<0,002	16,46	54,4
	4	13170	<0,1	102	<0,02	16,68	7,96	10,75	30,3	17700	588	<0,002	10,82	37,2
	5	16390	<0,1	103,9	<0,02	13	8,5	5,8	39,5	26440	617,1	<0,002	10,9	36,3
UHE MASCARENHAS	2	5229	<0,1	20,36	<0,02	<0,1	1,53	16,87	5,27	3314	51	<0,002	<0,1	7,03
	3	27290	<0,1	128	<0,02	33,59	8,09	12,8	48,9	43370	520	<0,002	9,6	44
	4	1477	<0,1	14,92	<0,2	<0,1	1,38	2,12	5,1	3962	38,5	<0,002	0,94	4,69
	5	15290	<0,1	85,3	<0,02	8,7	6,6	4,1	27,1	18280	279,6	<0,002	8,4	24,6

Tabela 79 – Concentrações dos EPTs nos sedimentos do reservatório da UHE Baguari após o período chuvoso de 2020.

UHE Baguari					
	Bário total (mg/kg)	Ferro total (mg/kg)	Mangânês total (mg/kg)	Níquel total (mg/kg)	Zinco total (mg/kg)
Campanha 2	70	9423	658	10	34
Campanha 3	17	1305	190	10	22
Campanha 4	143	110800	2309	22	54
Campanha 5	84	18622	589	21	39

Já para os sedimentos do reservatório da UHE Aimorés, no período do acompanhamento do dano, os maiores valores registrados (Tabela 78), foram para os elementos alumínio, bário, chumbo, cobalto, ferro e zinco na campanha de agosto de 2019 (3ª campanha).

Por fim, no reservatório da UHE Mascarenhas, as maiores concentrações também foram registradas na campanha de agosto de 2019, para os elementos alumínio, chumbo, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco (Tabela 78).

3.4.4 ALTERAÇÃO NA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS

No reservatório da UHE Risoleta Neves foi constatada manutenção da tendência de recuperação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no novo período de dados analisados, assim como em ambiente fluvial (Figura 200). O desastre causou alterações consideradas graves para a comunidade bentônica nesse reservatório, com a redução de todos os indicadores analisados a valores mínimos nos meses seguintes ao desastre (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Após os primeiros meses os valores dos indicadores aumentaram, demonstrando recuperação da comunidade após o efeito agudo do desastre. Com a inclusão do novo período de dados analisados foi confirmada a tendência dos indicadores a apresentarem valores médios maiores do que os valores médios anteriores ao desastre (Figura 200). Essa tendência, entretanto, pode ser alterada com a entrada de novos aportes de lama em períodos de alta precipitação.

Na UHE Risoleta Neves a diferença dos indicadores não foi considerada significativa na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) em nenhuma das partições temporais, no novo período de dados analisados a ausência de diferença significativa se manteve (Figura 201).

O aumento da proporção de valores mínimos dos indicadores, evidenciados após o desastre em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c), não se manteve no novo período de dados analisados (Tabela 80). Não sendo constatado nenhum caso de riqueza de táxons ou diversidade de indivíduos/m² menor ou igual a 1 e nem de número total de organismos menor do que 20 (Tabela 80).

A predominância dos grupos considerados tolerantes no reservatório da UHE Risoleta Neves se manteve, com destaque para o grupo Diptera (Chironomidae) encontrado em todas as campanhas até o momento com maior abundância relativa na maior parte delas (Figura 202). A família Chironomidae é resistente a ambientes impactados, inclusive com poluição química (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001).

Figura 200 – Análises realizadas com os indicadores: total de indivíduos, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 12/2019 em reservatórios hidrelétricos na UHE Risoleta Neves. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.

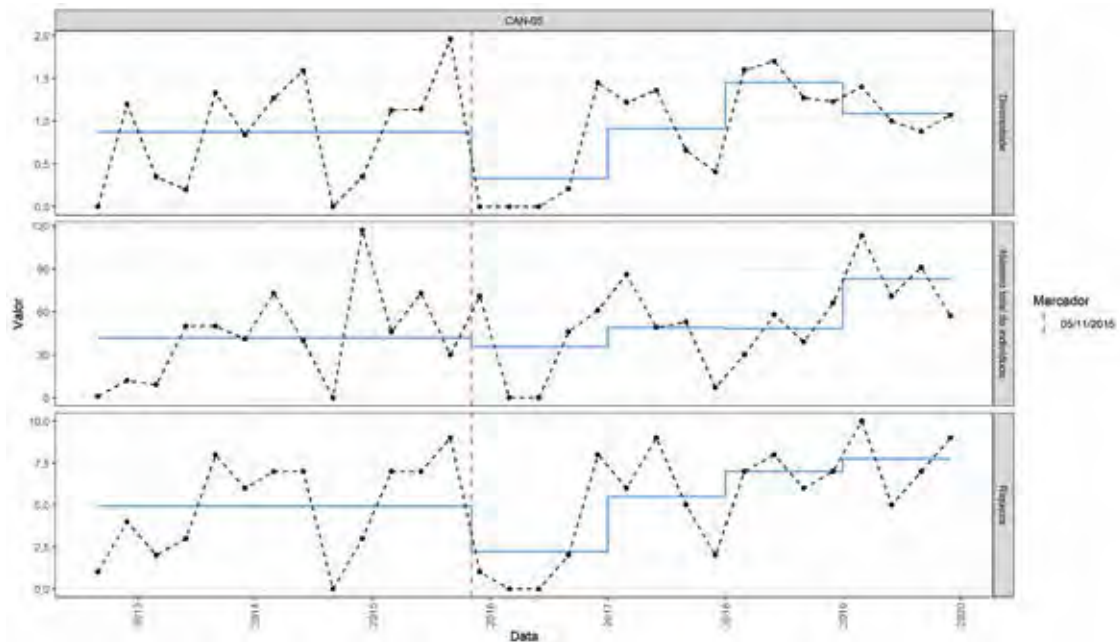


Figura 201 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) do total de indivíduos, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos na UHE Risoleta Neves.

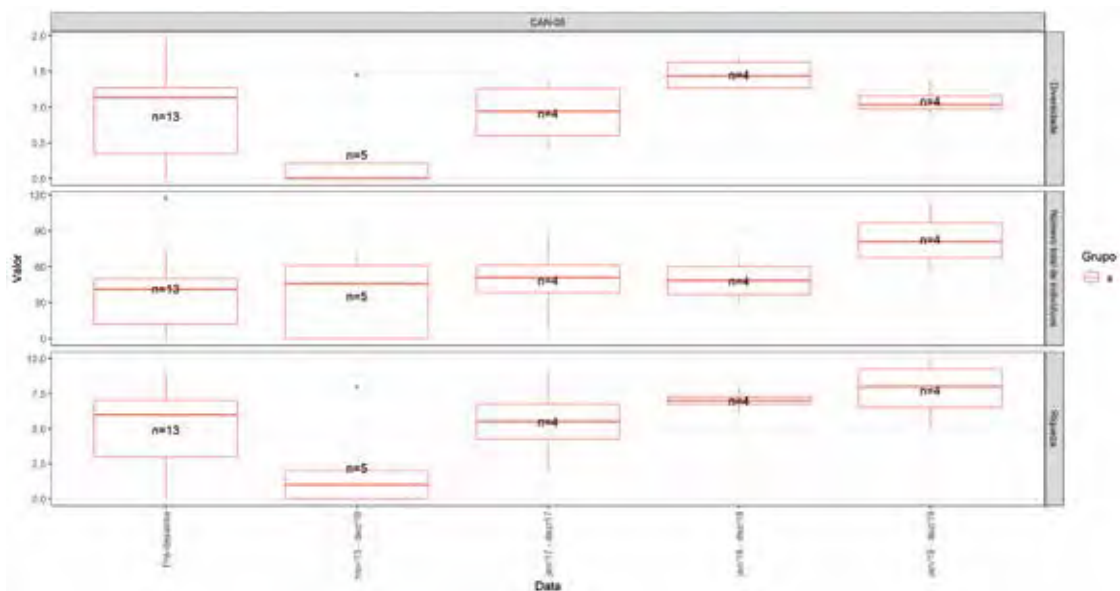


Figura 202 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.

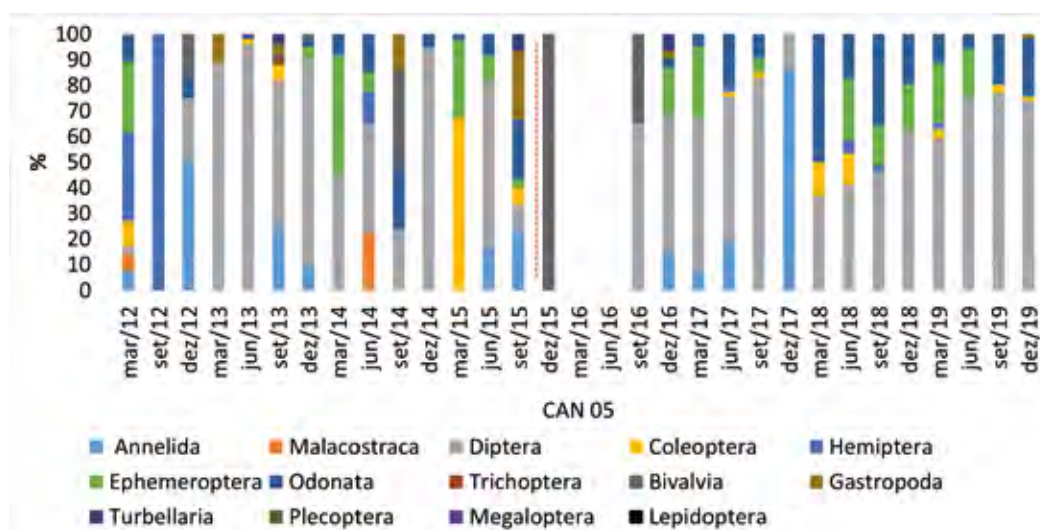


Tabela 80 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em reservatório hidrelétrico na UHE Risoleta Neves. Diag.- dados pós-desastre apresentados no relatório de diagnóstico, Acomp. – complementação dos dados pós-desastre apresentados no presente relatório de acompanhamento de danos.

Valores mínimos dos indicadores	Antes do desastre	Após o desastre						
		Diag.	Acomp.	Total	12/15 a 12/16	2017	2018	2019
Riqueza menor igual a 1	15	30	0	18	60	0	0	0
Número de indivíduos menor que 20	31	30	0	18	40	25	0	0
Diversidade menor igual a 1	38	50	0	29	80	25	0	0

O índice BMWP refletiu o observado nas demais análises realizadas, apresentando piora nos primeiros meses após o desastre. Após os primeiros anos do desastre, a classificação do BMWP apresentou melhora, com maior proporção de classificação da qualidade da água como ruim do que no período anterior ao desastre (Tabela 81).

Tabela 81 – Classificação da qualidade de água em reservatório hidrelétrico na UHE Risoleta Neves, segundo Junqueira et al., (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al., (2000).

CAN-05				
Data	mar	Jun	set	Dez
2012			Péssima	Péssima
2013	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
2014	Ruim	Péssima	Péssima	Péssima
2015	Péssima	Ruim	Ruim	Péssima
2016	Péssima	Péssima	Péssima	Péssima
2017	Péssima	Ruim	Ruim	Péssima
2018	Ruim	Ruim	Péssima	Péssima
2019	Ruim	Péssima	Ruim	Ruim

No reservatório da UHE Baguari a tendência de recuperação da comunidade, após a alteração provocada pelo desastre, se manteve ao analisar a média dos indicadores riqueza de táxon e diversidade de Shannon. Nesse reservatório, entretanto, os valores médios dos indicadores não chegaram próximos aos valores médios dos indicadores antes do desastre (Figura 203 e Figura 204). O indicador densidade de organismos/m² apresentou recuperação pouco expressiva, assim como no compartimento 2 em ambiente fluvial.

Na UHE Baguari o novo período de dados analisados não apresentou diferença significativa para nenhum dos indicadores, quando comparado ao período pós-desastre analisado em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c), na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) (Figura 205). Para a diversidade nas duas estações analisadas, assim como para riqueza de táxons na estação P02, a diferença não foi considerada significativa ao período anterior ao desastre, na análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher). Entretanto, foi verificado aumento na proporção de valores mínimos dos indicadores (Tabela 82). Demonstrando que mesmo com a diferença não sendo significativa para essa análise, a alteração da comunidade em decorrência do desastre se mantém, sendo observada na maioria dos casos sinais de início de recuperação. Para densidade de organismos/m² e riqueza na estação P03 o novo período de dados analisado teve em ao menos um dos anos diferença significativa ao período anterior do desastre.

A proporção de valores mínimos dos indicadores na UHE Baguari apresentou redução no novo período de dados analisados, quando comparado ao período de dados analisados após o desastre em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c) (Tabela 82). Na análise conjunta de todo o período os valores não chegaram próximos a valores do período anterior ao desastre (Tabela 82). No ano de 2019 não houve registro de riqueza de táxons ou diversidade menor ou igual a um, densidade menor que 20 indivíduos /m² foi observada em 13% das estações analisadas em 2019. Os resultados corroboram a tendência de recuperação da comunidade com o distanciamento temporal do desastre.

As duas estações de amostragem analisadas no reservatório da UHE Baguari apresentaram predominância de Gastropoda, sobretudo de *M. tuberculata* (Figura 206). O gastrópode exótico *M. tuberculata* é um molusco com alta adaptação, podendo sobreviver em ambientes salinos e de água doce, sua ocorrência acaba por inibir a ocorrência de espécies nativas levando ao um desequilíbrio ambiental (BARROS et al., 2020).

Figura 203 – Comportamento geral das estações de amostragem de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 10/2019 na UHE Baguari. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.

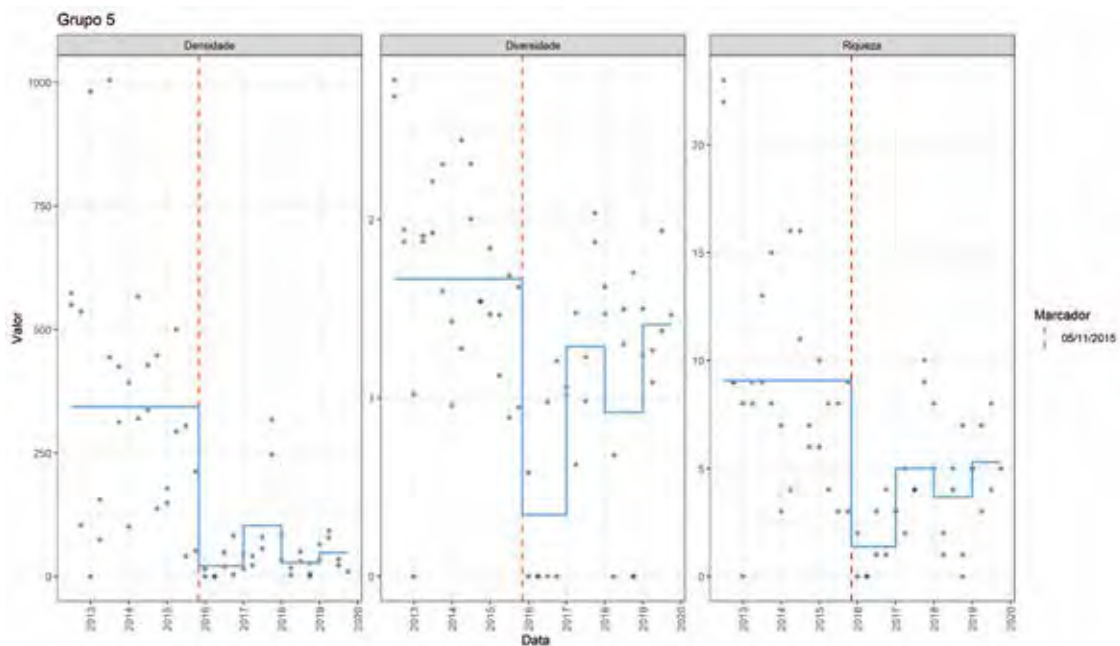


Figura 204 – Análises realizadas com os indicadores: densidade, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos entre 09/2012 e 10/2019 em reservatórios hidrelétricos na UHE Baguari. A linha pontilhada vermelha indica a data do desastre, a linha azul é a média para cada uma das partições temporais.

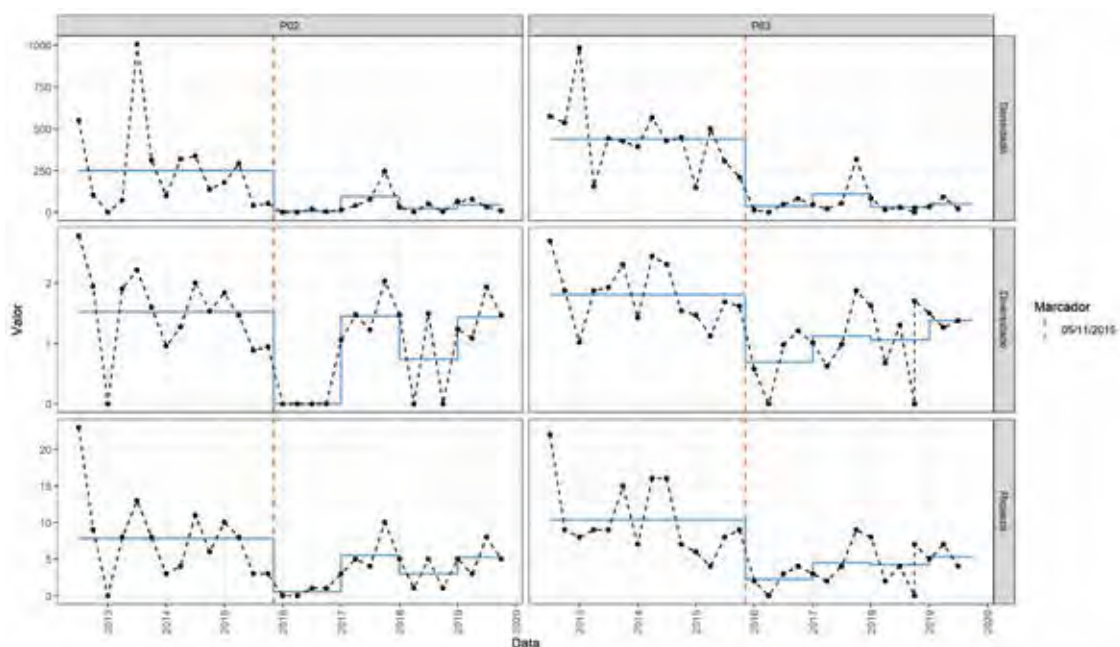


Figura 205 – Análise de comparações múltiplas (LSD de Fisher) da densidade, diversidade e riqueza (número de táxons) de macroinvertebrados bentônicos na UHE Baguari.

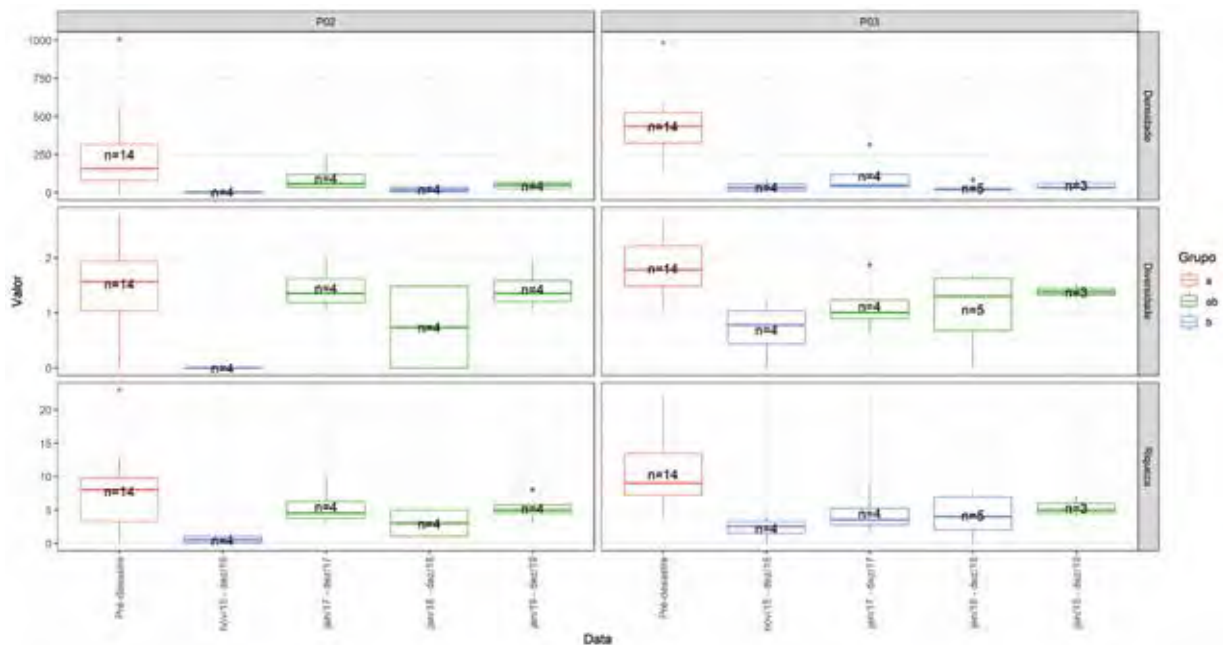
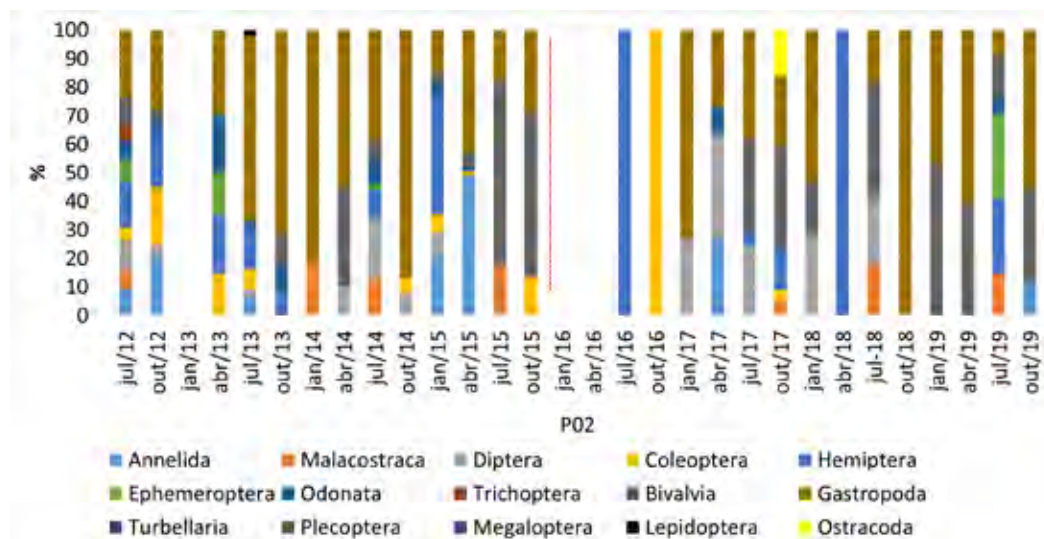


Tabela 82 – Proporção aproximada dos valores mínimos dos indicadores analisados em reservatório hidrelétrico na UHE Baguari. Diag.- dados pós-desastre apresentados no relatório de diagnóstico, Acomp. – complementação dos dados pós-desastre apresentados no presente relatório de acompanhamento de danos.

Valores mínimos dos indicadores	Antes do desastre	Após o desastre						
		Diag.	Acomp.	Total	12/15 a 12/16	2017	2018	2019
Riqueza menor igual a 1	4	28	21	25	63	0	38	0
Densidade menor que 20	4	39	36	38	75	13	50	13
Diversidade menor igual a 1	14	50	29	41	88	25	50	0

Figura 206 – Abundância relativa (%) de macroinvertebrados bentônicos em reservatórios hidrelétricos por campanha, para cada uma das estações de amostragem, a linha vermelha indica a data do desastre.



O índice BMWP apresentou redução na classificação de qualidade do ambiente nos primeiros anos após o desastre, com valores mínimos já observados antes do desastre. Após os primeiros anos do desastre a classificação do BMWP apresentou melhora, em alguns casos, a partir de abril de 2018 até janeiro de 2019 a qualidade ambiental foi classificada como péssima nas duas estações, entre abril de 2019 e outubro de 2019 pelo menos uma das estações foi classificada com qualidade ambiental ruim (Tabela 83).

Tabela 83 – Classificação da qualidade de água em reservatório hidrelétrico na UHE Baguari, segundo Junqueira et al., (2000) utilizando a pontuação do BMWP adaptado por Junqueira et al., (2000).

	P02	P03
jul/12	Excelente	Excelente
out/12	Ruim	Ruim
jan/13	Péssima	Ruim
abr/13	Ruim	Regular
jul/13	Regular	Regular
out/13	Ruim	Boa
jan/14	Péssima	Péssima
abr/14	Péssima	Boa
jul/14	Regular	Regular
out/14	Péssima	Ruim
jan/15	Ruim	Péssima
abr/15	Péssima	Péssima
jul/15	Péssima	Ruim
out/15	Péssima	Ruim
jan/16	Péssima	Péssima
abr/16	Péssima	Péssima
jul/16	Péssima	Péssima
out/16	Péssima	Péssima
jan/17	Péssima	Péssima
abr/17	Péssima	Péssima
jul/17	Péssima	Péssima
out/17	Ruim	Péssima
jan/18	Péssima	Ruim
abr/18	Péssima	Péssima
jul/18	Péssima	Péssima
out/18	Péssima	Péssima
jan/19	Péssima	Péssima
abr/19	Péssima	Ruim
jul/19	Ruim	Péssima
out/19	Péssima	Ruim

No diagnóstico do dano a alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi classificada como um dano grave no reservatório da UHE Risoleta Neves e gravíssimo no reservatório da UHE Baguari, diante da alteração inicial causada na comunidade em decorrência do desastre (Tabela 84). Nos dois reservatórios o dano foi considerado parcialmente reversível, no diagnóstico do

dano, pois mesmo com a recuperação do papel ecológico desempenhado pela comunidade ocorrerão substituições de espécies (Tabela 84). Essa classificação não foi alterada no acompanhamento do dano. A tendência de redução do dano também foi mantida para UHE Baguari, diante da tendência de recuperação da comunidade observada.

No reservatório da UHE Risoleta Neves a classificação da tendência do dano foi alterada para dano cessado, no acompanhamento do dano, uma vez que com a inclusão de novo período de dados os indicadores analisados apresentaram valores melhores do que antes do desastre. No entanto, ressalta-se que a entrada de novos aportes de lama em períodos de alta precipitação pode voltar a causar danos à comunidade, alterando a classificação da tendência do dano novamente.

Tabela 84 – Classificação do dano “Alteração na comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes no sedimento” em reservatórios hidrelétricos, (*) classificação do dano que sofreu alteração no acompanhamento do dano.

Classificação do dano	UHE Risoleta Neves	UHE Baguari
Categoria	Grave	Gravíssimo
Tendência	Cessado*	Redução
Reversibilidade	Parcialmente reversível	Parcialmente reversível

3.4.5 CONCLUSÕES

Quanto aos sedimentos dos reservatórios analisados, para o período entre agosto de 2019 e agosto de 2020, as análises granulométricas e químicas mostraram que na campanha 3 ocorreu um aumento da fração areia média, areia grossa e muito grossa. Este também foi o período com as maiores concentrações de alumínio, bário, chumbo, cobalto, cromo, manganês e zinco para os reservatórios das UHEs Risoleta Neves, Aimorés e Mascarenhas.

Para a 4ª campanha, ou seja, referente à qualidade dos sedimentos após as chuvas de 2020, verificou-se um incremento de sedimentos finos, frações de argila e silte em todos os reservatórios, porém as elevadas concentrações, foram medidas na UHE Baguari, conforme mostra a Tabela 9 e a Tabela 10 para os elementos alumínio, bário, chumbo, cobalto, cromo, ferro, manganês, níquel e zinco.

Por fim, os resultados da 5ª campanha (agosto de 2020), as análises granulométricas indicaram um incremento significativo de silte e argila com a somatória dessas frações de 98% para UHE Baguari, 99% para a UHE Aimorés e 85% para UHE Mascarenhas, conforme apresentado na Figura 62. Quanto às análises químicas, destaca-se a alta concentração de ferro (13.297 mg/kg) na UHE Risoleta Neves; de cobre (21 mg/kg) e níquel (21,26 mg/kg) na UHE Baguari; de manganês (617,1 mg/kg) na UHE Aimorés e de bário (85,3 mg/kg) na UHE Mascarenhas.

Nos reservatórios hidrelétricos, assim como em ambiente fluvial a extensão do período de análise confirmou a tendência de recuperação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos com o distanciamento temporal do desastre. A alteração da comunidade foi evidenciada, apresentando maior gravidade nos primeiros meses após o desastre (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Após esse período, os dois reservatórios analisados (UHE Risoleta Neves e da UHE Baguari) apresentaram sinais de recuperação da comunidade após o desastre, como discutido em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c).

Os novos dados analisados demonstram manutenção da tendência de recuperação da comunidade, de maneira geral os indicadores apresentaram melhora de resultados crescente ao longo do tempo. A tendência de recuperação, entretanto, pode ser alterada, e a comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode ser novamente impactada em períodos com altas precipitações e consequente movimentação e entrada de novos aportes de lama na bacia hidrográfica do rio Doce.

O reservatório da UHE Risoleta Neves apresentou expressiva recuperação da comunidade bentônica, sendo que os indicadores de comunidade analisados apresentaram resultados melhores do que no período anterior ao desastre, com a extensão do período de análise dos dados. Estes resultados demonstram a retomada do papel ecológico e serviços ecossistêmicos desenvolvidos pelo grupo.

No reservatório da UHE Baguari a riqueza de táxons e diversidade de Shannon apresentaram melhora, entretanto, não chegando próximo aos valores de antes do desastre. A densidade de indivíduos / m² não apresentou expressiva recuperação. Estes fatos indicam que o papel ecossistêmico e ecológico desenvolvido pelo grupo ainda não foram totalmente reestabelecidos.

O dano foi classificado como grave no reservatório da UHE Risoleta Neves e gravíssimo no reservatório da UHE Baguari, diante do impacto inicial a comunidade. Em ambos os reservatórios o dano manteve a classificação como parcialmente reversível. No reservatório da UHE Baguari o dano manteve a tendência de redução enquanto no da UHE a tendência foi alterada para cessado, diante dos indicadores apresentarem valores maiores do que antes do desastre, entretanto, essa tendência pode ser revertida em período de elevada precipitação.

3.4.6 CENÁRIO DE DANOS

A alteração da granulometria, das concentrações de EPTs e da comunidade bentônica em decorrência do desastre não foi considerada um dano cessado no Reservatório Hidrelétrico de Baguari. No reservatório do UHE Baguari foram observados indícios de recuperação da comunidade após o impacto agudo do desastre, entretanto os indicadores não chegaram próximos a valores anteriores ao desastre, indicando que a comunidade necessita de um intervalo maior do tempo para se recuperar, assim como o compartimento 2 em ambiente fluvial. O retorno de espécies consideradas mais sensíveis, está relacionado à melhor qualidade ambiental e a recolonização local, algumas dessas espécies podem não voltar a compor a comunidade do local. Embora os índices de riqueza e diversidade tenham apresentado melhora a densidade de indivíduos/m² se mantém consideravelmente abaixo do período anterior ao desastre nesse reservatório.

O cálculo da estimativa de tempo para o dano à comunidade bentônica cessar no reservatório da UHE Baguari não é trivial, em estimativa otimista o dano pode vir a ser considerado cessado no período de uma década após o desastre, entretanto mesmo nesse caso a comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode vir a ser diferente da que ocorria antes do desastre, com substituição de espécies. Em estimativa pessimista o dano não cessaria no período de centenas de anos, especialmente diante da possível entrada de novos aportes de lama em período de altas precipitações que causariam novas alterações a comunidade, com potencial de reverter à tendência de recuperação observada. O cálculo de uma estimativa realista para a recuperação da comunidade não é possível com as análises realizadas

para esse diagnóstico, sendo recomendado o contínuo monitoramento da comunidade, sobretudo após períodos de alta precipitação.

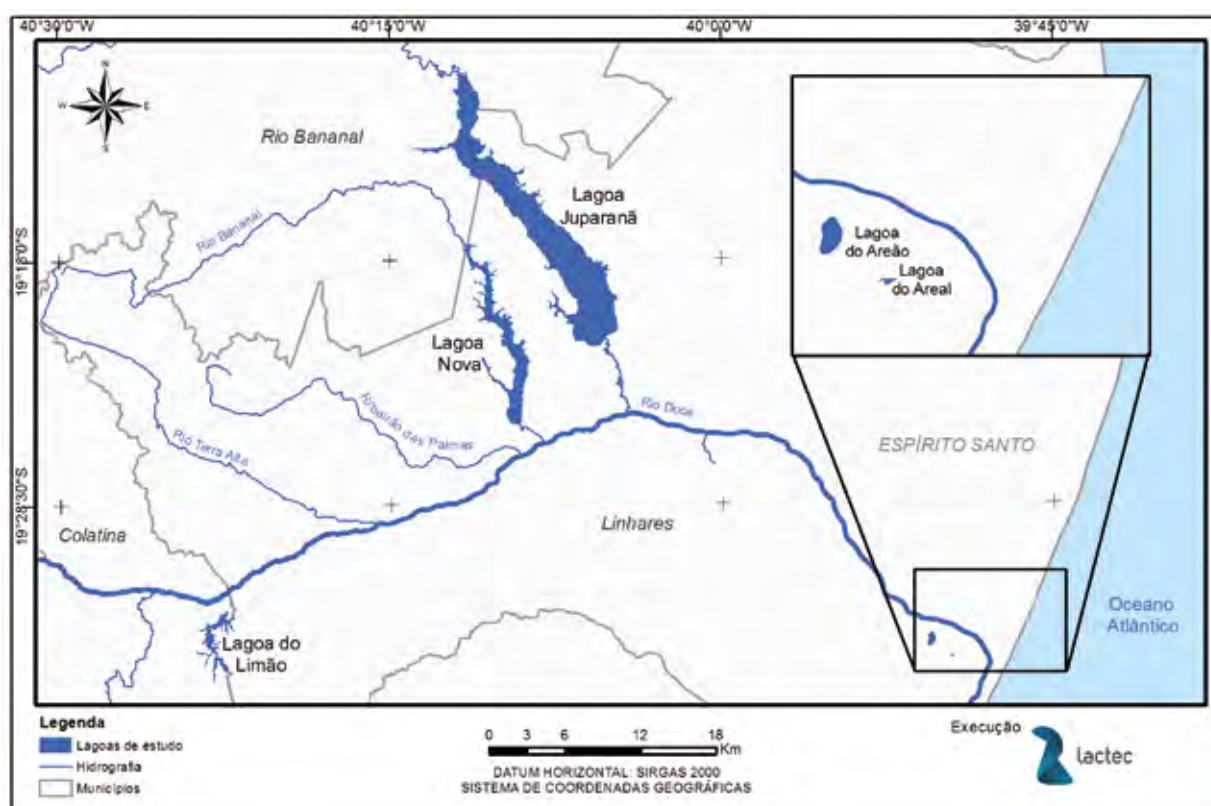
Assim como em ambiente fluvial a recuperação do dano à comunidade bentônica pode ser acelerada com a melhora da qualidade ambiental em todos os níveis. Em especial com melhoria da qualidade de água e reflorestamento da vegetação marginal do rio. O tratamento de cargas de efluentes doméstico e industrial despejado no rio doce e seus afluentes aceleraria consideravelmente o tempo de recuperação da comunidade, junto à recuperação da qualidade de sedimentos, impedimento da entrada de novos aportes de lama e ao reflorestamento da mata ciliar do rio Doce e afluentes com vegetação nativa. Em caso de todas as ações citadas serem realizadas em combinado, a estimativa positiva para a recuperação da comunidade passaria a ser na escala de anos e estimativa pessimista em décadas pós a implantação das medidas.

4 AMBIENTES LACUSTRES

A região do baixo rio Doce possui um rico e complexo sistema lacustre¹. Entretanto, de forma oposta às lagoas do médio rio Doce, algumas lagoas do baixo são anualmente inundadas com as águas provenientes do rio Doce, principalmente quando este extrapola a sua calha principal nos eventos conhecidos como cheias.

Desse modo, as lagoas do Limão, Nova, Juparanã, Pandolfi (ou Areão) e do Areal foram incorporadas ao diagnóstico socioambiental relativo ao desastre da Samarco (Figura 207) conforme apresentado no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

Figura 207 – Localização das lagoas de água doce estudadas, na bacia do rio Doce.



Entretanto, para esse ambiente, devido à falta de dados de linha-base não foi possível mensurar os danos advindos do desastre (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Assim, aqui são apresentados resultados adicionais aqueles indicados no Relatório de Diagnóstico de Danos sobre o monitoramento da qualidade das águas e das comunidades planctônicas, fitoplâncton e zooplâncton. De forma semelhante à água são apresentados os dados relativos à qualidade dos sedimentos e na fauna associada, as comunidades bentônicas.

Conforme mencionado anteriormente, os dados de ictiofauna levantados durante o período entre maio de 2019 e dezembro de 2020 nos diversos ambientes estudados, foram incorporados às avaliações do ambiente fluvial, em virtude de otimizar as avaliações acerca dos danos que não cessaram sobre a ictiofauna.

¹ Conforme apresentado no Relatório de Atualização da Linha-Base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019b), as lagoas do médio rio Doce não foram alvo do diagnóstico por não terem sido afetadas pela onda de rejeitos proveniente do desastre da Samarco.

4.1 QUALIDADE DAS ÁGUAS

No relatório de Diagnóstico dos Danos nos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c) foi avaliada a qualidade da água de cinco lagoas situadas próximas às margens do rio Doce, no estado do Espírito Santo: Limão, Nova, Juparanã, Areão e Areal.

No estado do Espírito Santo, a onda de lama de rejeitos decorrente do rompimento da barragem de Fundão ficou confinada na calha do rio Doce, não atingindo a planície em seu entorno. Entretanto, de acordo com a Nota Técnica IEMA GCA/CAIA nº 049/2016, as lagoas Nova, Areão (Pandolfi) e Areal foram diretamente afetadas pelo desastre, por terem recebido a água que extravasou do rio Doce durante a cheia que ocorreu entre 21 e 25 de janeiro de 2016.

Na Nota Técnica IEMA GTECAD/ÁGUAS INTERIORES nº 06/2018, de 16 de maio de 2018 (IEMA, 2018), é citado que as lagoas Juparanã e do Limão, em Linhares/ES, também sofreram impactos indiretos concernentes ao desastre ambiental. Nas lagoas Juparanã e Limão foram construídas barragens fixas (sem comportas) de forma emergencial, portanto, não teriam sido atingidas pelo rejeito. Segundo a Nota Técnica GTECAD/GGE-COEI 018-2017 (IEMA, 2017), a lagoa do Limão recebeu realocação de peixes coletados do rio Doce anteriormente à chegada da onda de rejeitos. No caso da lagoa Juparanã, a referida nota técnica afirma que a barragem construída acarretou na depreciação da qualidade da água e crescimento de macrófitas aquáticas do canal que a liga ao rio Doce devido à interrupção do fluxo.

No Relatório da “Análise Histórica das Cheias na Região da Foz do Rio Doce através de Sensoriamento Remoto Aquático”, um relatório suplementar do presente Tomo, foi realizada uma análise através de imagens orbitais para verificar se em eventos de cheia do rio Doce suas águas poderiam atingir as lagoas localizadas próximas a suas margens, sendo que somente para a lagoa do Limão a hipótese foi totalmente refutada.

Convém destacar que, antes do rompimento da barragem de Fundão, apenas estudos esparsos de qualidade de água foram localizados para algumas das cinco lagoas avaliadas nesse documento ((BRASIL (MPF)/LACTEC, 2018). Além disso, os estudos não contemplavam a presença de EPTs na água. Desse modo, não foi possível contar com uma linha-base consistente.

A qualidade da água das lagoas, de um modo geral, tardou em ser avaliada à luz do rompimento da barragem de Fundão e da cheia de janeiro/2016. A lagoa Nova foi a primeira a ter um monitoramento mais frequente, o qual foi iniciado em fevereiro/2016 pelo IEMA. As lagoas Juparanã e Limão, por outro lado, só começaram a ser monitoradas em agosto/2017 pela Fundação Renova.

Desse modo, no presente documento deu-se continuidade à avaliação da qualidade da água das cinco lagoas com extensão do período analisado até o final do ano de 2019 a partir de dados obtidos pela Fundação Renova e pelo Lactec, visto que o IEMA encerrou suas atividades de monitoramento nas lagoas em julho/2016. Dada a ausência de linha-base, a avaliação concentrou-se principalmente no atendimento aos limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 para águas doces de classe 2, bem como na evolução temporal da série de dados.

4.1.1 METODOLOGIA

Por conta da ausência de uma linha-base consistente para as lagoas Limão, Nova, Juparanã, Areão e Areal, a avaliação dos resultados não pôde ocorrer da mesma forma que foi feita para o ambiente fluvial e para os reservatórios hidrelétricos. Desse modo, os dados foram avaliados à luz da Resolução CONAMA nº 357/2005, considerando os limites para ambientes de água doce de classe 2. Para tanto, foram utilizados dados obtidos pelo Lactec, provenientes do IEMA e da Fundação Renova.

Em BRASIL (MPF)/LACTEC (2020c), haviam sido avaliados dados de monitoramento até o final de 2018. No presente relatório, foram adicionados dados até o final de 2019. As estações de monitoramento, as coordenadas geográficas e o período de dados disponíveis em para cada estação são apresentados na Tabela 85.

Em relação aos dados das campanhas do Lactec, os limites de quantificação foram detalhados em BRASIL (MPF)/LACTEC (2020c). Os laudos laboratoriais referentes à campanha de junho/2018 foram publicados em Brasil (MPF)/LACTEC (2019e) e os laudos de 2019 foram disponibilizados no Apêndice do Parecer técnico nº 33 sobre a Avaliação da Qualidade da Água da bacia do rio Doce e da região costeira adjacente realizada pelo Lactec entre os anos de 2018 e 2020 (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2021a).

Tabela 85 – Estações de monitoramento, coordenadas e período de dados avaliados.

Lagoa	Estações de monitoramento			Coordenadas		Período de monitoramento		
	LACTEC	RENOVA	IEMA	Latitude	Longitude	LACTEC	RENOVA	IEMA
Lagoa do Limão	L1	LLM 01		19°33'7,19"	40°22'30,36"	jun/18, jan/19, ago/19	ago/17 a dez/19	
		LLM 02		19°33'42,47"	40°23'14,27"		ago/17 a dez/19	
		LLM 03		19°34'9,85"	40°23'18,97"		ago/17 a dez/19	
Lagoa Nova	L2	LNV 01	PN1	19°25'0,85"	40° 9'17,28"	jul/18, jan/19, ago/19	fev/16 a dez/19	fev/16 a jul/16
		LNV 02	PN2	19°23'15,01"	40°10'5,51"		fev/16 a dez/19	fev/16 a jul/16
		LNV 03	PN3	19°23'38,39"	40° 9'1,82"		fev/16 a dez/19	fev/16 a jul/16
Lagoa Juparanã	L3	LJP 01		19°21'11,97"	40° 5'14,04"	jul/18, jan/19, ago/19	ago/17 a dez/19	
		LJP 02		19°21'2,24"	40° 5'3,87"		ago/17 a dez/19	
		LJP 03		19°13'11,63"	40°11'26,88"		ago/17 a dez/19	
Lagoa Areão (Pandolfi)	L4	LAO 01		19°34'33,25"	39°50'30,12"	jul/18, jan/19, ago/19	jul/16 a dez/19	
		LAO 02		19°34'13,79"	39°50'38,39"		jul/16 a dez/19	
Lagoa Areal	L5	LAL 01		19°35'7,80"	39°49'40,80"	jul/18, jan/19, ago/19	jan/16 a dez/19	

4.1.2 VARIÁVEIS DE QUALIDADE DE ÁGUA ANALISADAS

As variáveis apresentadas foram aquelas para as quais foi constatado dano para o ambiente fluvial, que apresenta linha-base consistente. A Tabela 86 sintetiza a relação das variáveis que apresentaram desconformidade no período de 2016 a 2018 e as que continuaram apresentando desconformidade em 2019. Os gráficos das variáveis que estiveram em conformidade com a legislação em 2019 foram apresentados separadamente no item 4.1.2.6.

Tabela 86 – Variáveis em desconformidade com a legislação no ambiente lacustre.

Variável	Desconformidades entre 2016 e 2018 (Brasil (MPF)/ Lactec, 2020c)					Desconformidades em 2019				
Lagoa	Areal	Areão	Limão	Juparanã	Nova	Areal	Areão	Limão	Juparanã	Nova
Alumínio Dissolvido	x	x		x	x		x		x	
Arsênio Total										
Bário Total										
Cádmio Total										
Chumbo Total					x					
Cobre Dissolvido					x					
Cromo Total							x			
Ferro Dissolvido	x	x			x	x	x		x	
Manganês total	x	x	x		x	x	x		x	
Mercurio Total										
Níquel Total					x					
Sólidos Dissolvidos Totais	x					x				
Sólidos Suspensos Totais										
Turbidez	x	x			x					
Zinco Total	x				x					

4.1.2.1 Alumínio Dissolvido

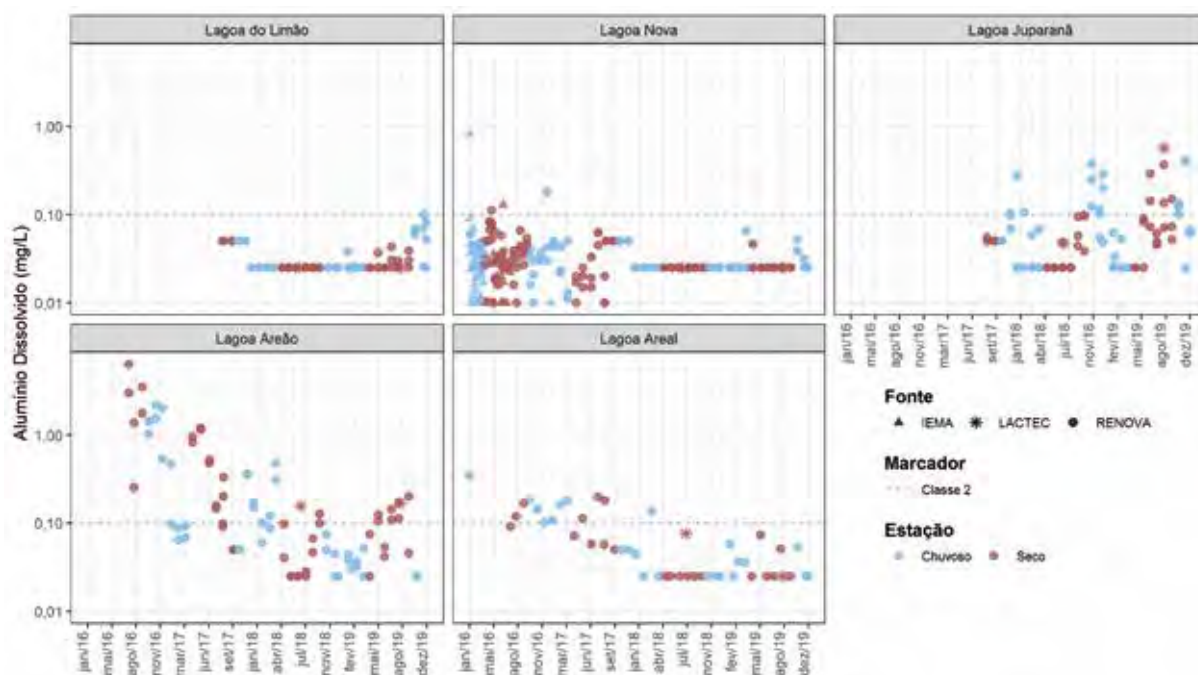
Para a variável alumínio dissolvido, durante o ano de 2019, foram registradas desconformidades com a legislação nas lagoas Juparanã e Areão (Figura 208). O limite da classe 2 para esta variável é de 0,10 mg/L.

Na Lagoa Juparanã, em 2019, o percentual de desconformidade com a legislação foi de 28,9%, enquanto que no período entre 2016 e 2018 esse percentual havia sido de 19,6%. Portanto, verifica-se que o percentual de desconformidades do alumínio dissolvido aumentou em 2019 na referida lagoa. Já na Lagoa do Areão, o percentual de desconformidades que havia sido de 50,8% no período entre 2016 e 2018 diminuiu no ano de 2019, no qual 36,4% dos dados foram superiores ao limite legislado.

Na Lagoa Juparanã, o valor máximo de 0,572 mg/L foi registrado na campanha do Lactec em agosto/2019. Já na Lagoa do Areão, o valor máximo foi de 0,201 mg/L, em setembro/2019, registrado pela Fundação Renova.

As lagoas Areal e Nova, nas quais haviam sido registrados desacordos entre 2016 e 2018, apresentaram valores em conformidade com a legislação no ano de 2019. Na lagoa do Limão, não foram registradas desconformidades em todo o período monitorado.

Figura 208 – Concentração de alumínio dissolvido nas lagoas do Espírito Santo.

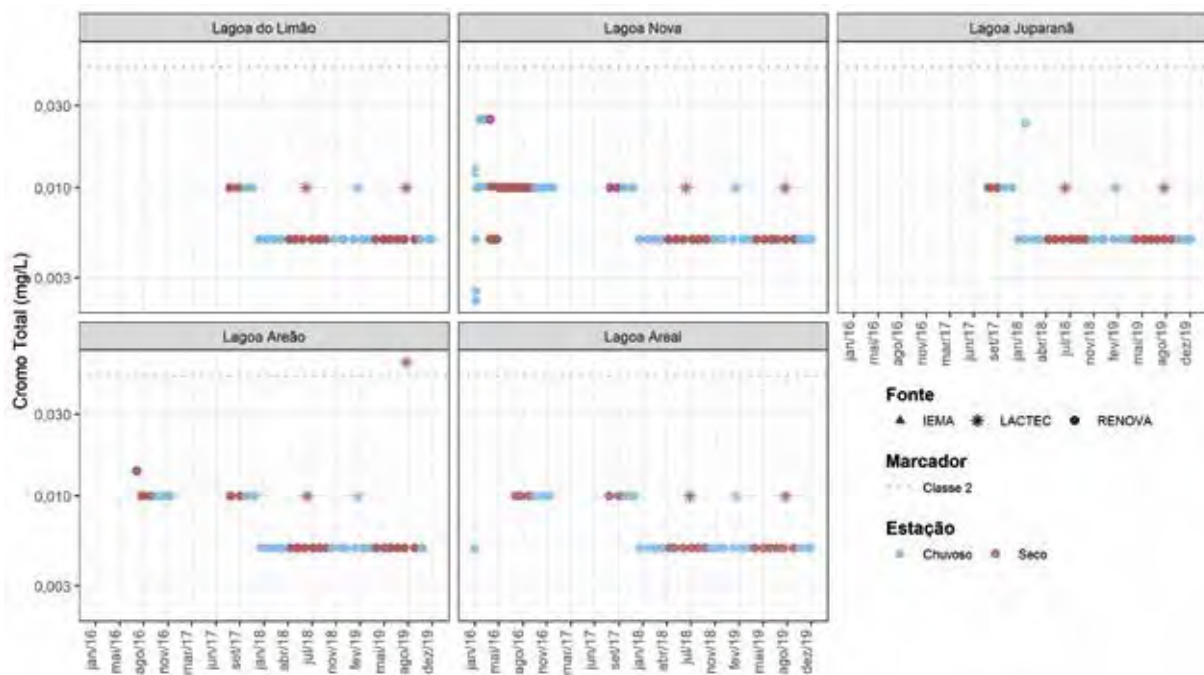


4.1.2.2 Cromo total

No ano de 2019, as análises de cromo total na água resultaram inferiores ao limite de quantificação (LQ) do método, tanto para as amostras do Lactec quanto para as amostras da Fundação Renova. Exceção se registrou na Lagoa Areão, em agosto/2019, na qual o monitoramento do Lactec indicou valor de 0,06 mg/L, que superou o limite da classe 2 de 0,05 mg/L (Figura 209).

Em todo o período monitorado anterior a 2019, as concentrações sempre atenderam ao limite da classe 2 ou foram até inferiores ao LQ, considerando resultados do Lactec e da Fundação Renova. Contudo, é importante mencionar que a única lagoa que foi monitorada com maior frequência logo após a cheia de janeiro/2016 foi a Nova e nela os valores mais elevados ocorreram em fevereiro de 2016 (registrados pelo IEMA), sendo que depois os resultados foram inferiores ao LQ.

Figura 209 – Concentração de cromo total nas lagoas do Espírito Santo.

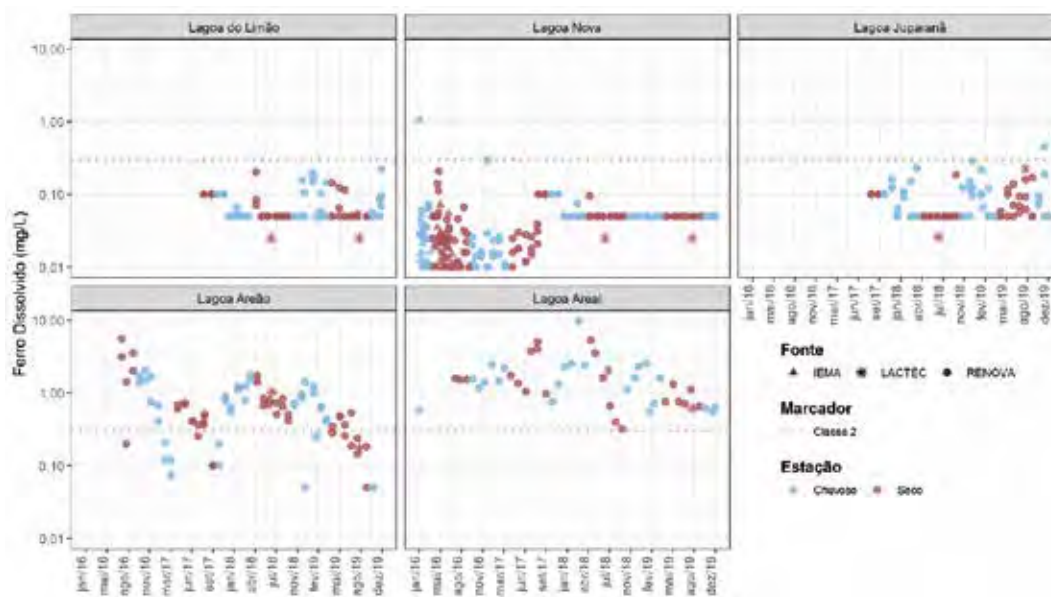


4.1.2.3 Ferro Dissolvido

Nas lagoas Areão e Areal, em 2019, continuaram a ser registradas desconformidades com o limite da classe 2, de 0,3 mg/L. Na lagoa Areão, o percentual de desacordos diminuiu de 82,5%, entre 2016 e 2018, para 50,0% em 2019. Na lagoa do Areal, entretanto, observou-se que todos os dados ultrapassaram o limite da legislação ao longo de todo o período monitorado. Os valores máximos registrados no ano ocorreram em janeiro/2019 e foram de 1,2 mg/L e 2,5 mg/L, nas lagoas Areão e Areal, respectivamente.

Na Lagoa Juparanã, o ferro dissolvido nunca havia ultrapassado o limite legislado. Em novembro/2019, no entanto, foi registrado o valor de 0,446 mg/L.

As demais lagoas apresentaram valores em conformidade com a legislação no ano de 2019 (Figura 210).

Figura 210 – Concentração de ferro dissolvido nas lagoas do Espírito Santo.

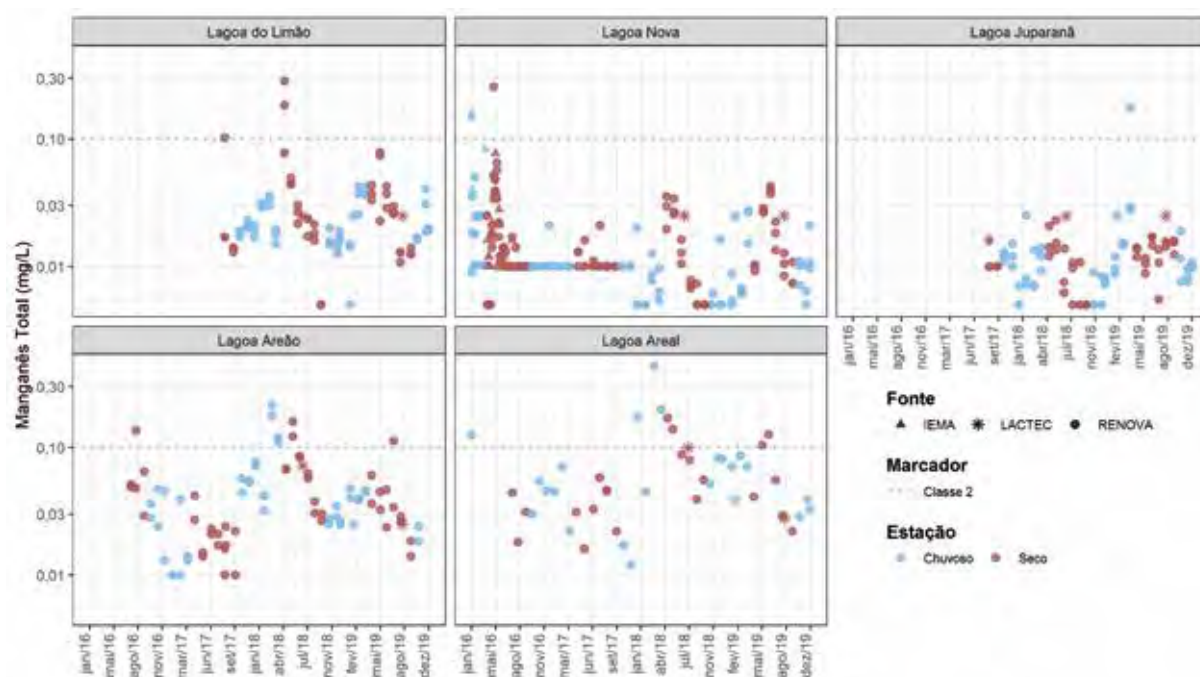
4.1.2.4 Manganês Total

Para o manganês total, nas lagoas Areão e Areal, foram observados valores acima do limite legislado de 0,10 mg/L. Em termos percentuais, as desconformidades em 2019 diminuíram em comparação com o período de 2016 a 2018. Na lagoa do Areão, o percentual diminuiu de 11,1% para 4,5% e na Lagoa do Areal a diminuição foi de 18,2% para 14,3%. Na Lagoa Areão, o valor máximo foi de 0,113 mg/L registrado em julho/2019 e na Areal foi de 0,126 mg/L em junho/2019.

A máxima concentração de manganês total registrada na Lagoa Juparanã foi de 0,176 mg/L, ocorrida em março/2019. Esse valor foi o único em desconformidade com o limite legislado ao longo de todo o monitoramento na referida lagoa.

As lagoas do Limão e Nova apresentaram valores em conformidade com a legislação no ano de 2019 (Figura 211).

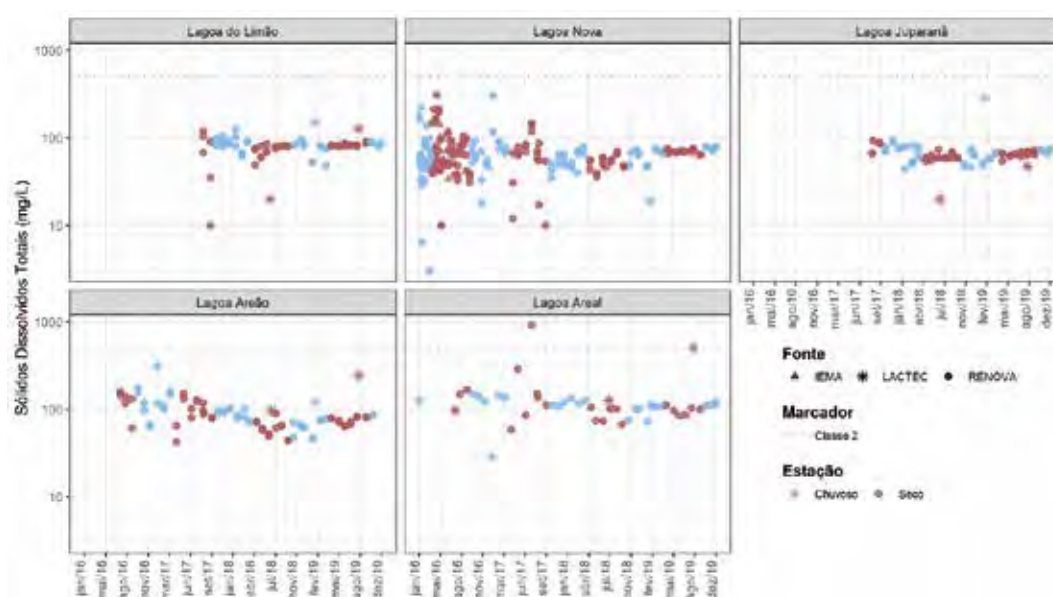
Figura 211 – Concentração de manganês total nas lagoas do Espírito Santo.



4.1.2.5 Sólidos Dissolvidos Totais

Em 2019, ocorreu apenas uma desconformidade referente aos sólidos dissolvidos totais. O valor de 504 mg/L foi registrado pelo Lactec na Lagoa Areal em agosto/2019. Este valor ultrapassa o limite da classe 2 de 500 mg/L. As demais lagoas apresentaram valores em conformidade com a legislação no ano de 2019 (Figura 212).

Figura 212 – Concentração de sólidos dissolvidos totais nas lagoas do Espírito Santo.



4.1.2.6 Variáveis em conformidade com a legislação em 2019

As variáveis arsênio total, bário total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, mercúrio total, níquel total, sólidos suspensos totais, turbidez e zinco não são descritas de maneira individualizada, pois em todas as lagoas avaliadas, durante o ano de 2019, não foram encontrados desacordos com os valores indicados para a classe 2, da Resolução CONAMA nº 357/2005 (Figura 213 a Figura 222).

Figura 213 – Concentração de arsênio total nas lagoas do Espírito Santo.

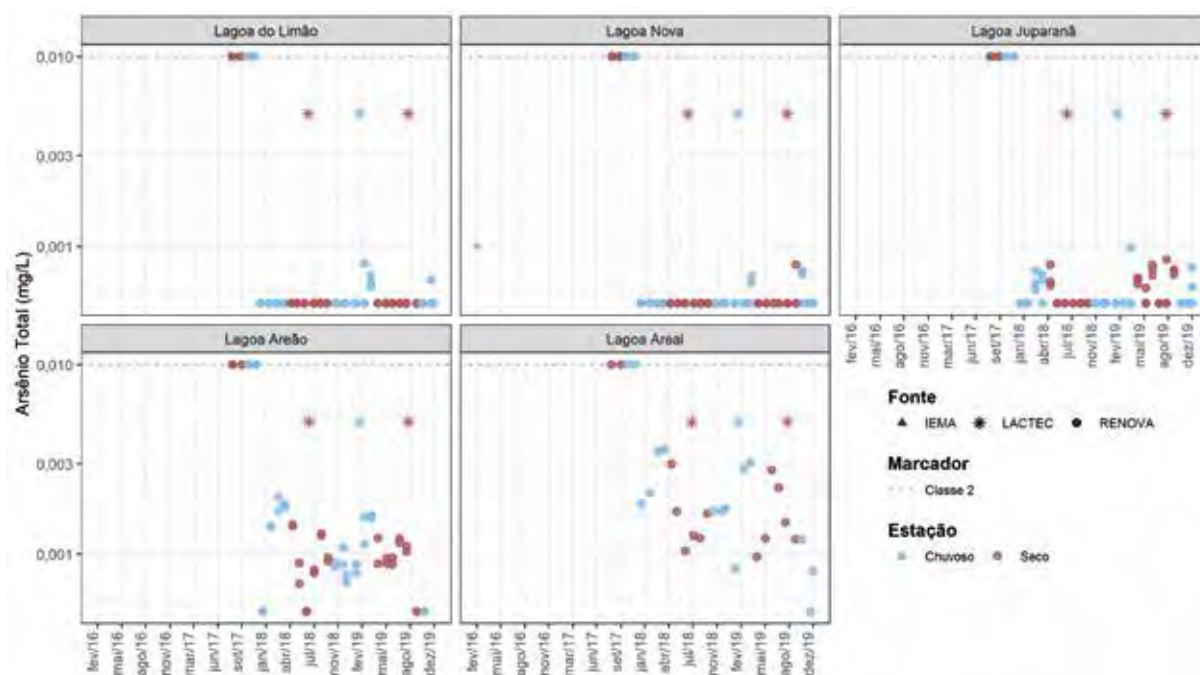


Figura 214 – Concentração de bário total nas lagoas do Espírito Santo.

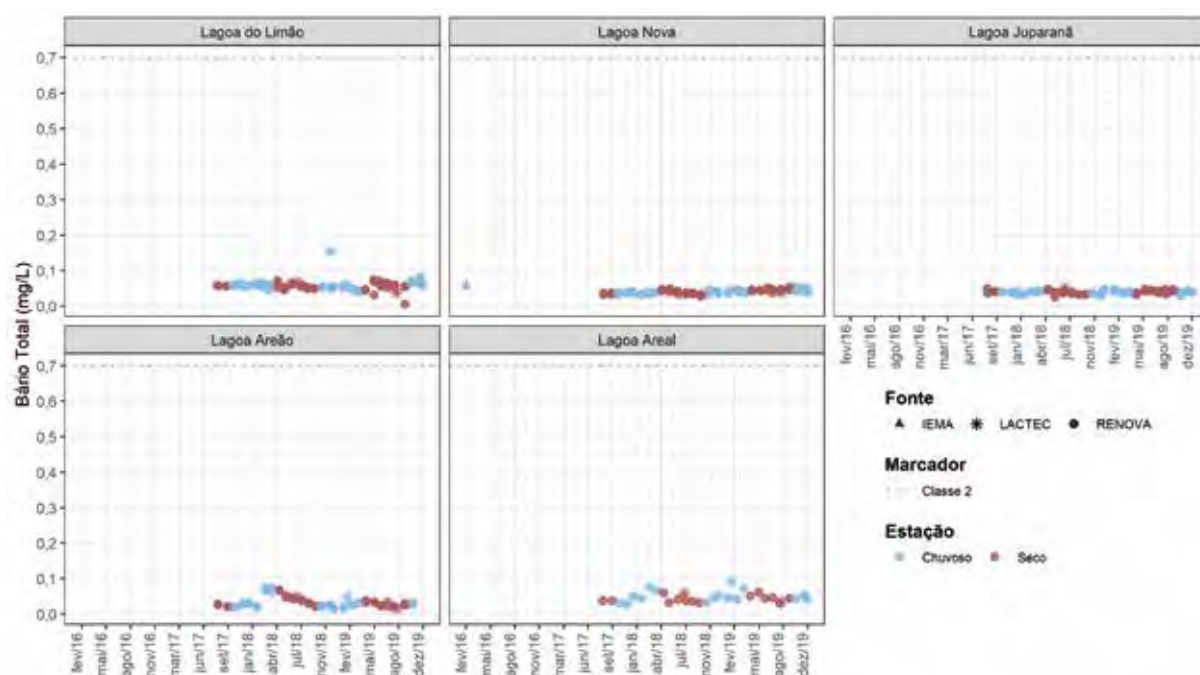


Figura 215 – Concentração de cádmio total nas lagoas do Espírito Santo.

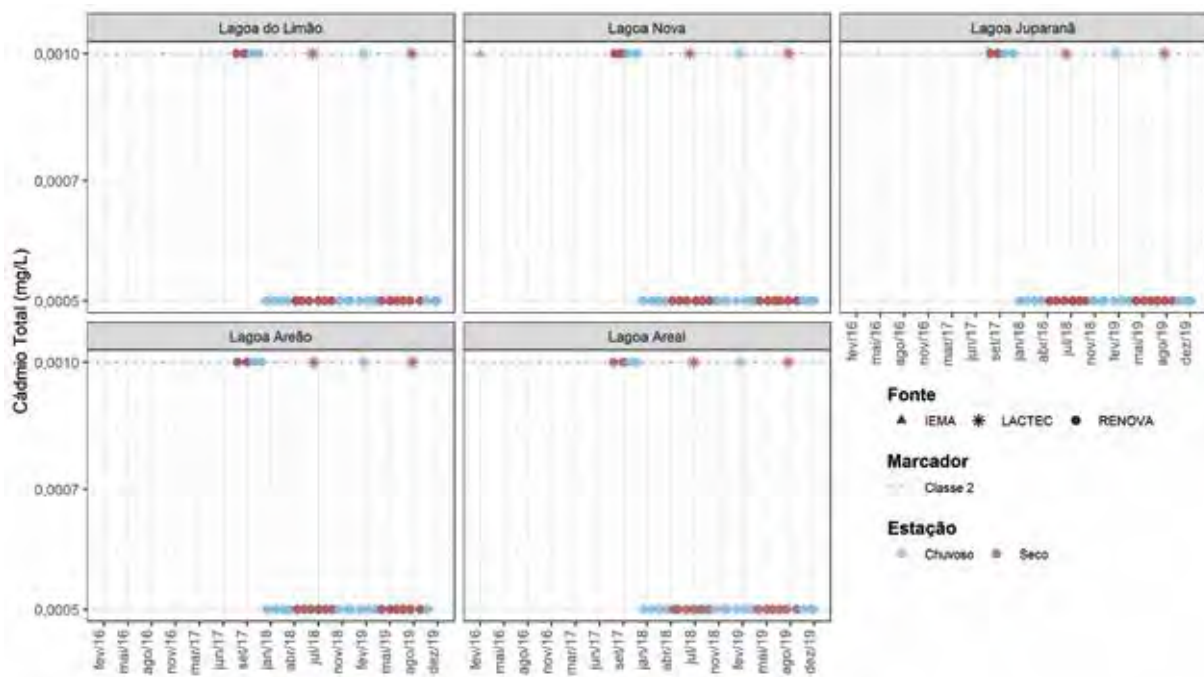


Figura 216 – Concentração de chumbo total nas lagoas do Espírito Santo.

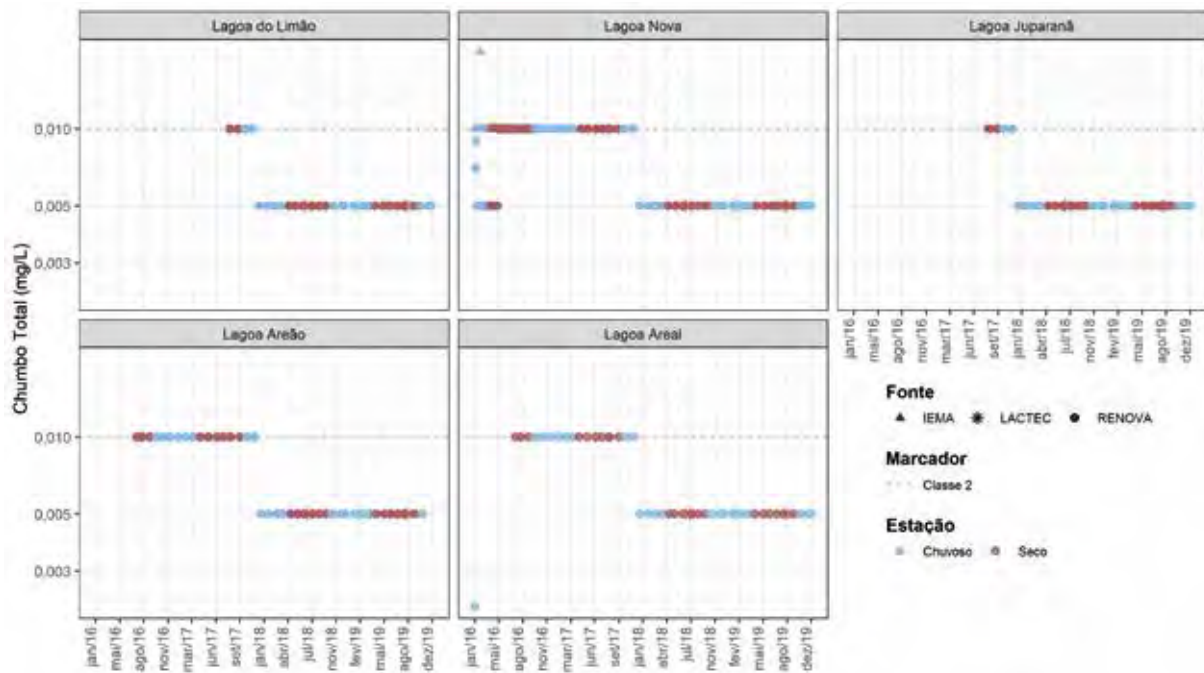


Figura 217 – Concentração de cobre dissolvido nas lagoas do Espírito Santo.

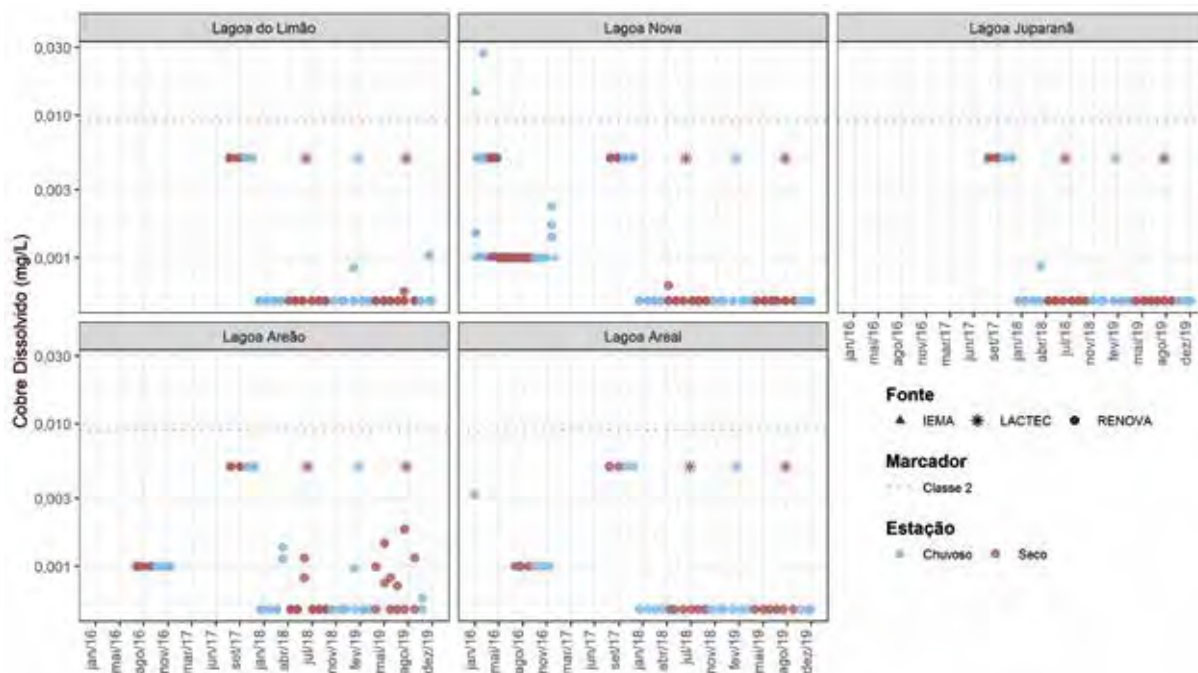


Figura 218 – Concentração de mercúrio total nas lagoas do Espírito Santo.

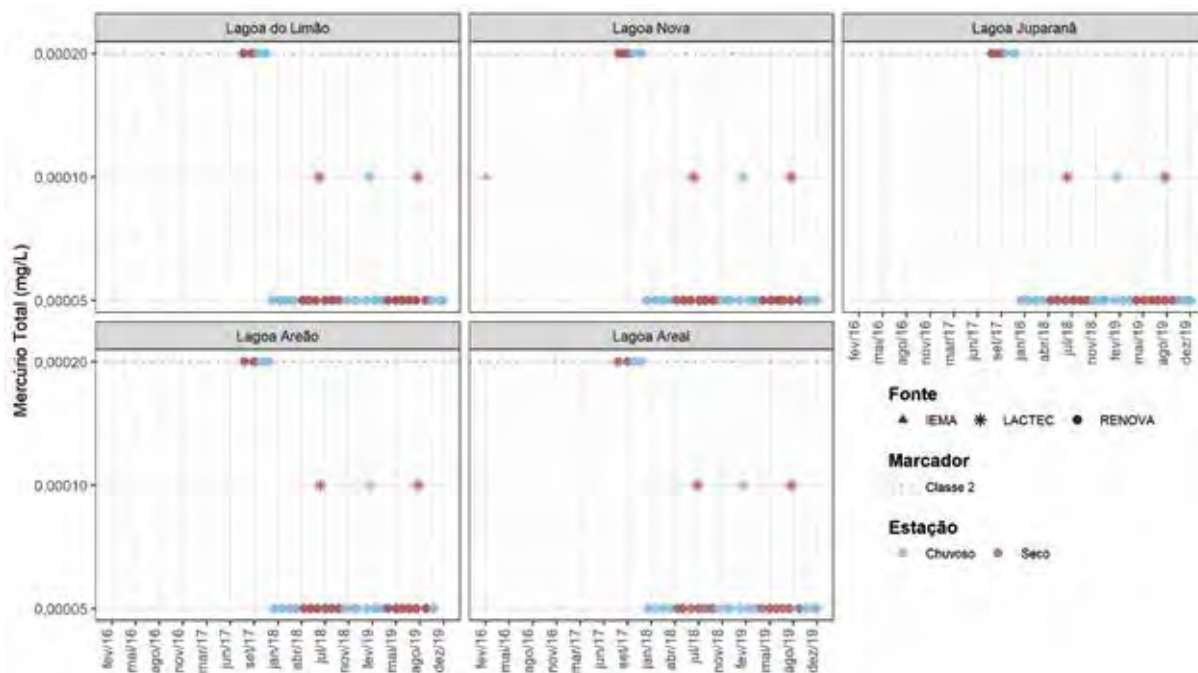


Figura 219 – Concentração de níquel total nas lagoas do Espírito Santo.

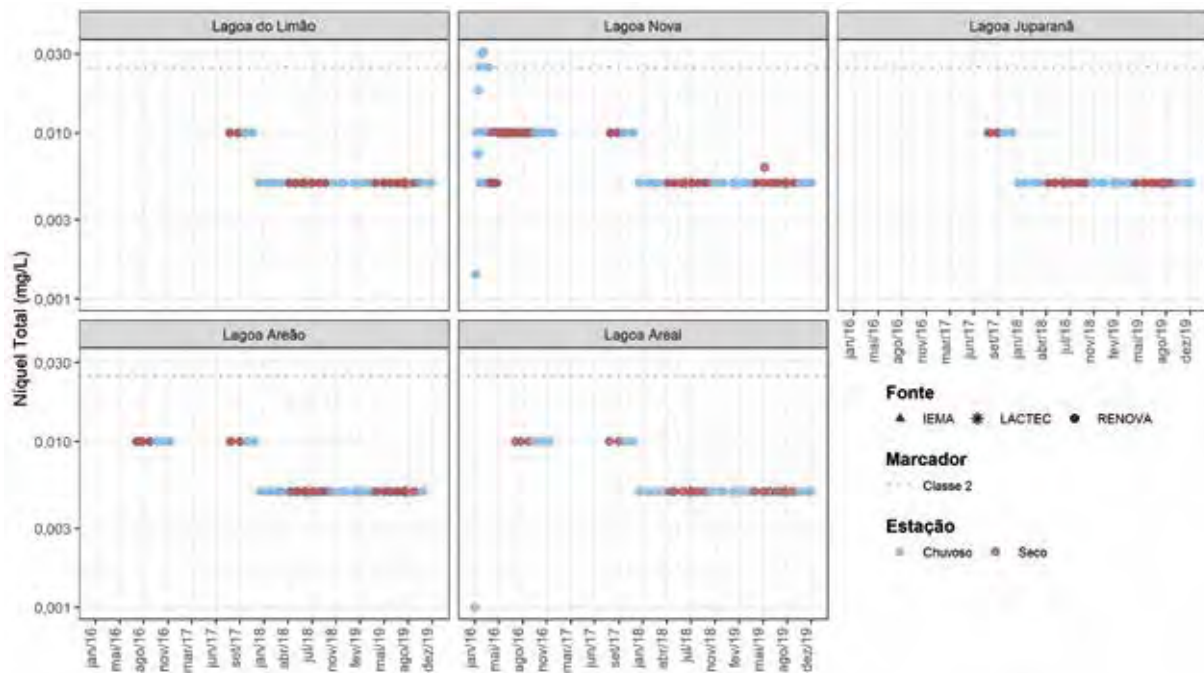


Figura 220 – Concentração de sólidos suspensos totais nas lagoas do Espírito Santo.

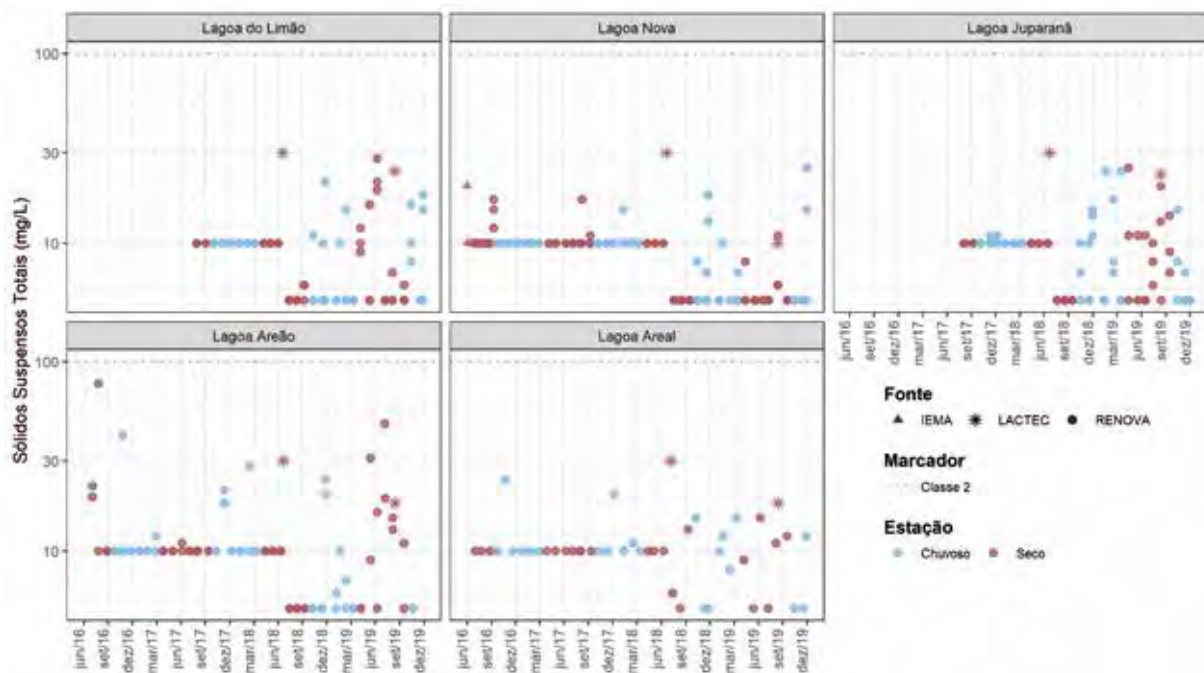
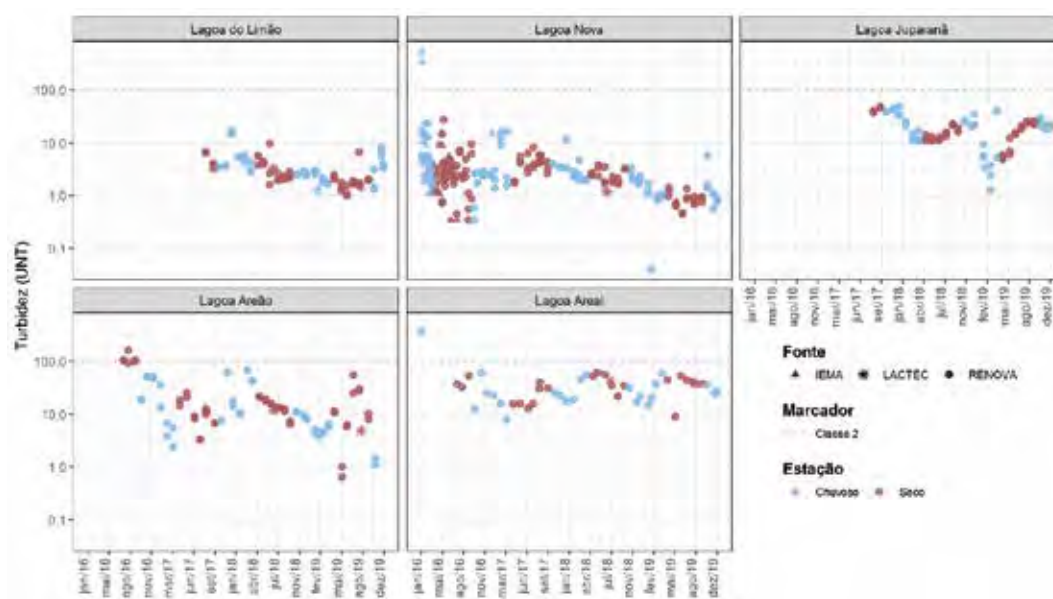
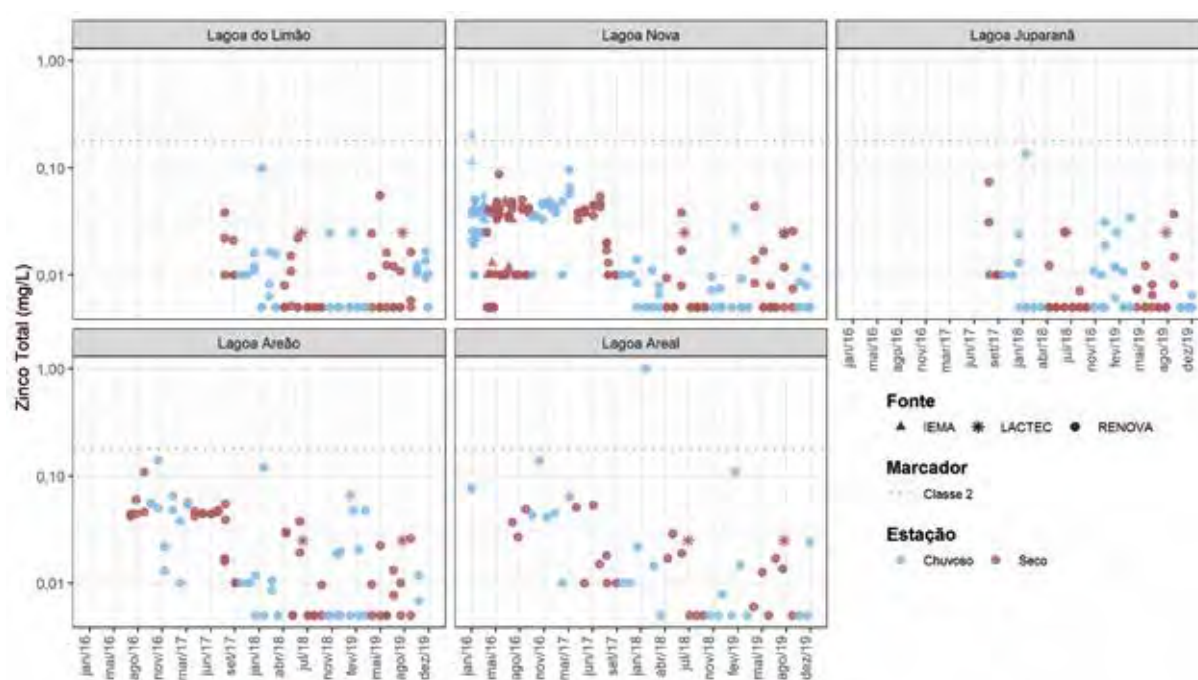


Figura 221 – Valores de turbidez nas lagoas do Espírito Santo.**Figura 222** – Concentração de zinco total nas lagoas do Espírito Santo.

4.1.3 CONCLUSÕES

No tocante à avaliação da qualidade da água das lagoas situadas próximas às margens do rio Doce, no estado do Espírito Santo, observou-se que no ano de 2019 foram registradas desconformidades relativas à Resolução CONAMA nº 357/2005 para um número menor de variáveis do que no período que englobou os anos de 2016 até 2018.

Algumas lagoas apresentam um padrão de desconformidades recorrentes. Isso ocorreu nas lagoas Juparanã e Areão para a variável alumínio dissolvido, e nas lagoas Areão e Areal para o ferro dissolvido e para o manganês total.

Para as variáveis cromo total e sólidos dissolvidos totais, tais desacordos foram registrados de forma pontual.

As variáveis arsênio total, bário total, cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, mercúrio total, níquel total, sólidos suspensos totais, turbidez e zinco não apresentaram desconformidades durante o ano de 2019.

Contudo, períodos chuvosos mais intensos merecem atenção. Após a cheia de janeiro de 2020, por exemplo, foram observados valores de turbidez, alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total elevados em relação às campanhas anteriores do Lactec nas lagoas Areão e Areal, conforme mencionado em (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020i).

4.2 COMUNIDADES PLANCTÔNICAS

No presente relatório foi dada continuidade a análise do plâncton das lagoas Juparanã, Nova, Limão, Areão/Pandolfi e Areal, localizadas no estado do Espírito Santo. Danos a esta comunidade, relacionados com a lama de rejeitos que percorreu o rio Doce, não puderam ser avaliados, uma vez que estudos anteriores ao desastre são escassos ou inexistentes para as lagoas capixabas e as coletas pós-desastre foram realizadas tardiamente. Desta forma, procurou-se caracterizar as condições mais recentes das lagoas, comparando com os resultados apresentados no Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) com os dados obtidos no ano de 2019 para o fitoplâncton e 2019 e 2020 para o zooplâncton.

A comunidade planctônica foi avaliada em relação a riqueza, densidade e diversidade, visto que estes organismos respondem às alterações das condições ambientais por meio de mudança na composição, ocorrência e abundância das espécies.

4.2.1 METODOLOGIA

4.2.1.1 Fitoplâncton

O Relatório de Diagnóstico de Danos (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c) foi elaborado com dados primários, obtidos nas campanhas de coleta realizadas pelo Lactec (junho/2018, janeiro/2019), e dados secundários provenientes do monitoramento da Fundação RENOVA (agosto/2017 a dezembro/2018) nas lagoas Nova, Juparanã, Limão, Areão e Areal. No presente relatório será dada continuidade a avaliação da comunidade fitoplanctônica destas lagoas, incluindo as amostragens realizadas durante o ano de 2019 (Tabela 87). Ressalta-se que, os resultados das amostragens efetuadas pelo Lactec no ano de 2020 serão apresentados no Documento Suplementar – Resultados das Campanhas de Monitoramento da Comunidade Fitoplanctônica realizadas pelo Lactec, anexo ao presente TOMO. A Tabela 87 contém as informações sobre as estações de monitoramento e o período de dados disponíveis para cada lagoa.

Tabela 87 – Estações avaliadas pelo Lactec e Renova nas lagoas costeiras.

Lagoa	Estações de monitoramento			Coordenadas		Período de monitoramento	
	LACTEC	RENOVA	Fuso	Latitude	Longitude	LACTEC	RENOVA
Lagoa do Limão	L1	LLM 01	24	19°33'7,19"	40°22'30,36"	jun/18, jan/19, ago/19	ago/17, set/17 a dez/17, jan/18, dez/18, jan/19 a dez/19
		LLM 02	24	19°33'42,47"	40°23'14,27"		
		LLM 03	24	19°34'9,85"	40°23'18,97"		
Lagoa Nova	L2	LVN 01	24	19°25'0,85"	40° 9'17,28"	jun/18, jan/19, ago/19	ago/17, set/17 a dez/17, jan/18, dez/18, jan/19 a dez/19
		LVN 02	24	19°23'15,01"	40°10'5,51"		
		LVN 03	24	19°23'38,39"	40° 9'1,82"		
Lagoa Juparanã	L3	LJP 01	24	19°21'11,97"	40° 5'14,04"	jun/18, jan/19, ago/19	ago/17, set/17 a dez/17, jan/18, dez/18, jan/19 a dez/19
		LJP 02	24	19°21'2,24"	40° 5'3,87"		
		LJP 03	24	19°13'11,63"	40°11'26,88"		
Lagoa Areão (Pandolfi)	L4	LAO 01	24	19°34'33,25"	39°50'30,12"	jun/18, jan/19, ago/19	ago/17, set/17 a dez/17, jan/18, dez/18, jan/19 a out/19
		LAO 02	24	19°34'13,79"	39°50'38,39"		
Lagoa Areal	L5	LAL 01	24	19°35'7,80"	39°49'40,80"	jun/18, jan/19, ago/19	ago/17, out/17 a dez/17, dez/18, jan/19 a dez/19

A metodologia de coleta e análise das amostras coletadas pelo Lactec seguiu àquela descrita para os ambientes fluviais no item 2.2.1. Dados de densidade, clorofila-a, riqueza e diversidade de espécies foram utilizados para caracterizar as condições atuais do fitoplâncton das lagoas, uma vez que as coletas de pós-desastre foram realizadas tardiamente e não há dados de linha-base para a maior parte dos locais. Estudos sobre o fitoplâncton das lagoas Limão, Areão e Areal, anteriores ao desastre (novembro/2015), são inexistentes. Dados de linha-base das lagoas Nova e Juparanã foram obtidos de Huszar, Werneck e Esteves (1994) e Gonçalves (2005), para comparação com os resultados encontrados no pós-desastre.

O parâmetro densidade de cianobactérias foi avaliado segundo os critérios definidos pela Resolução CONAMA Nº357/2005 que estabelece limite de até 50.000 cél/mL para águas doces superficiais de classe II (BRASIL, 2005).

4.2.1.2 Zooplâncton

A avaliação dessas regiões foi realizada com a base na coleta de dados primários, em campo, a partir de quatro campanhas realizadas em 2018, 2019 e 2020, pois não havia estudos de linha-base para comparação. Por esse mesmo motivo, não foi possível realizar o diagnóstico de danos de danos, sendo que os dados são importantes para caracterização das comunidades ao longo do tempo.

Os dados primários foram obtidos através de amostragens do zooplâncton em cinco lagoas (Tabela 88), realizadas em quatro campanhas: junho de 2018 (inverno), janeiro (verão) e setembro de 2019 (inverno), e fevereiro de 2020 (verão).

Tabela 88 – Estações de amostragem nas lagoas localizadas fora da APDL.

Estação	Ambiente	Longitude	Latitude
L1	Lagoa do Limão	355.756	7.837.529
L2	Lagoa Nova	378.794	7.852.590
L3	Lagoa Juparanã	385.783	7.859.535
L4	Lagoa Areão	411.633	7.835.686
L5	Lagoa Areal	413.286	7.834.233

Os métodos de coleta de amostras em campo, análise das amostras em laboratório, e as variáveis avaliadas para o zooplâncton são exatamente os mesmos descritos para o ambiente fluvial, no item 2.2.1.2.

4.2.2 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

Com base nas amostragens do Lactec, constatou-se que a comunidade fitoplanctônica das lagoas capixabas foi composta por 74 espécies, sendo as clorofíceas e cianobactérias os grupos mais ricos nas três campanhas realizadas. A lagoa Nova apresentou maior riqueza de espécies (53 táxons), seguida pela lagoa Juparanã (51 táxons), Limão (50 táxons), Areal (30 táxons) e Areão/Pandolfi (27 táxons) (Tabela 89, Figura 223).

Tabela 89 – Ocorrência das espécies do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.

Táxons	Lagoa Limão	Lagoa Nova	Lagoa Juparanã	Lagoa Areão	Lagoa Areal
Bacillariophyceae					
<i>Aulacoseira pusilla</i>			x		
<i>Discostella stelligera</i>	x	x	x	x	x
<i>Discostella</i> sp.				x	x
<i>Eunotia</i> sp.		x			
<i>Fragilaria</i> sp.1		x			
<i>Fragilaria</i> sp.2			x		
<i>Gomphonema</i> sp.2				x	
<i>Nitzschia</i> sp.1		x			
<i>Nitzschia</i> sp.8		x			
<i>Urosolenia braunii</i>	x		x		
<i>Urosolenia obesa</i>		x		x	
<i>Urosolenia longiseta</i>			x		
<i>Urosolenia</i> sp.	x	x	x	x	
<i>Spicatricibra kingstonii</i>		x	x		x
Chlamydephyceae					

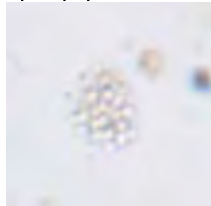
Táxons	Lagoa Limão	Lagoa Nova	Lagoa Juparanã	Lagoa Areão	Lagoa Areal
<i>Chlamydomonas</i> sp.1			x	x	x
<i>Chlamydomonas</i> sp.2		x			
<i>Chlamydomonas</i> sp.3				x	
<i>Spermatozoopsis exsultans</i>			x	x	
Chlorophyceae					
<i>Ankistrodesmus bernardii</i>		x			
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i>	x	x			
<i>Botryococcus braunii</i>	x	x	x		
<i>Coelastrum astroideum</i>	x				
<i>Coelastrum proboscideum</i>				x	
<i>Coelastrum</i> sp.			x		
<i>Coenochloris fottii</i>	x				
<i>Coenococcus planctonicus</i>	x	x	x		
<i>Chlorella minutissima</i>	x				
<i>Desmodesmus</i> sp.2			x		
<i>Dictyosphaerium</i> sp.			x		
<i>Elakatothrix genevensis</i>	x	x			x
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>			x	x	x
<i>Hariotina reticulata</i>	x	x	x		x
<i>Lemmermannia tetrapedia</i>			x		x
<i>Lemmermannia triangularis</i>	x				x
<i>Monoraphidium minutum</i>	x	x	x		
<i>Monoraphidium</i> sp.1	x	x			
<i>Monoraphidium</i> sp.2	x	x	x		
<i>Mucidosphaerium pulchellum</i>			x		
<i>Nephrocytium agardhianum</i>		x			
<i>Nephrocytium</i> sp.	x				
<i>Oocystis borgei</i>	x	x			x
<i>Oocystis</i> sp.	x	x	x		
<i>Planctonema lauterbornii</i>					x
<i>Quadricoccus verrucosus</i>	x	x			
<i>Raphidocelis contorta</i>	x		x		
<i>Radiococcus polycoccus</i>	x				x
<i>Scenedesmus ecornis</i>	x		x	x	x
<i>Scenedesmus</i> sp.			x	x	
<i>Tetraedron minimum</i>	x				
<i>Tetrastrum</i> sp.	x	x			
<i>Tetranephris brasiliensis</i>			x		
<i>Willea crucifera</i>	x				
Chrysophyceae					
<i>Chromulina gyrans</i>		x		x	
<i>Chrysamoeba</i> sp.	x	x		x	

Táxons	Lagoa Limão	Lagoa Nova	Lagoa Juparanã	Lagoa Areão	Lagoa Areal
<i>Kephyrion</i> sp.1				x	x
<i>Kephyrion</i> sp.2					x
<i>Mallomonas tonsurata</i>	x		x	x	x
Cryptophyceae					
<i>Cryptomonas</i> sp.1	x	x	x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.2	x		x	x	x
<i>Cryptomonas</i> sp.3	x		x	x	x
<i>Plagioselmis lacustris</i>	x	x	x	x	x
<i>Plagioselmis nannoplanctica</i>	x	x	x		
<i>Rhodomonas</i> sp.				x	
Cyanophyceae					
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	x	x	x	x	
<i>Aphanocapsa</i> sp.	x	x			x
<i>Chroococcus dispersus</i>	x	x	x		x
<i>Chroococcus</i> sp.1		x			
<i>Chroococcus</i> sp.2	x				x
<i>Cyanoduction iac</i>		x			
<i>Cyanogranis ferruginea</i>					x
<i>Dolichospermum planctonicum</i>			x		
<i>Dolichospermum</i> sp.			x		
<i>Epigloeosphaera brasílica</i>		x			
<i>Glaucospira</i> sp.		x			
<i>Merismopedia minima</i>					x
<i>Microcystis protocystis</i>			x		
<i>Microcystis wesenbergii</i>		x	x		
<i>Leptolyngbya</i> sp.		x			
<i>Oscillatoria</i> sp.			x		
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	x	x			
<i>Pseudanabaena catenata</i>					
<i>Pseudanabaena mucicola</i>			x	x	
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	x		x		
<i>Raphidiopsis</i> sp.			x		
<i>Snowella lacustris</i>		x			x
cyanophyceae sp.1		x	x		
Dinophyceae					
<i>Ceratium furcoides</i>		x	x		
<i>Glochidinium penardiforme</i>	x				
<i>Parvodinium umbonatum</i>	x	x		x	
<i>Peridinium</i> sp.	x	x			
Euglenophyceae					
<i>Cryptoglena skujae</i>				x	
<i>Trachelomonas</i> sp.	x		x		

Táxons	Lagoa Limão	Lagoa Nova	Lagoa Juparanã	Lagoa Areão	Lagoa Areal
<i>Trachelomonas volvocina</i>	x				x
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>					x
Prasinophyceae					
<i>Pedinomonas minutissima</i>				x	
<i>Tetraselmis</i> sp.		x			
Zygnemaphyceae					
<i>Closterium acutum</i> var. <i>variabile</i>		x	x		x
<i>Cosmarium contractum</i>			x		
<i>Cosmarium moniliforme</i>		x			
<i>Cosmarium</i> sp.1		x			
<i>Mougeotia</i> sp.1			x		
<i>Staurastrum paradoxum</i>	x	x			
<i>Staurastrum tetracerum</i>	x	x	x		
<i>Staurastrum</i> sp.1	x	x	x		
<i>Stauroidesmus controversus</i> var. <i>brasiliensis</i>	x				
<i>Stauroidesmus convergens</i> var. <i>convergens</i>		x			
<i>Stauroidesmus convergens</i> var. <i>ralfsii</i>		x			
<i>Stauroidesmus cuspidatus</i>	x		x		
<i>Stauroidesmus</i> sp.1		x			
<i>Stauroidesmus</i> sp.2			x		
Xanthophyceae					
<i>Centritractus</i> sp.	x				x
<i>Ophiocytium cochleare</i>	x			x	
RIQUEZA TOTAL	50	53	51	27	30

Figura 223 – Ilustração das principais espécies do fitoplâncton encontradas nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.

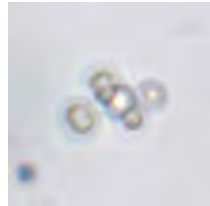
Cyanophyceae



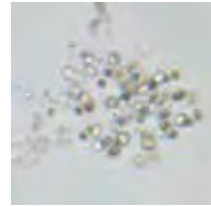
Aphanocapsa delicatissima



Aphanocapsa sp.



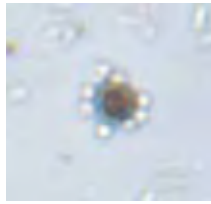
Chroococcus dispersus



Chroococcus sp.1



Chroococcus sp.2



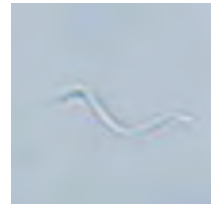
Cyanogranis ferruginea



Dolichospermum planctonicum



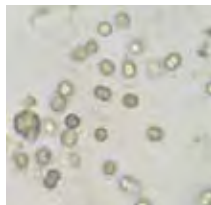
Epigloeosphaera brasiliica



Glaucospira sp.



Merismopedia minima



Microcystis protocystis



Microcystis wesenbergii



Leptolyngbya sp.



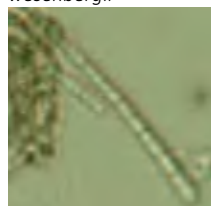
Oscillatoria sp.



Planktolyngbya limnetica



Pseudanabaena mucicola



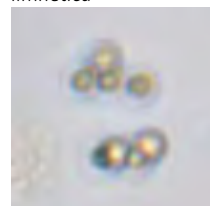
Pseudanabaena catenata



Raphidiopsis raciborskii

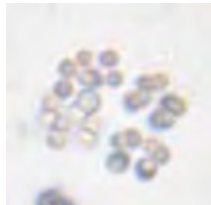


Raphidiopsis sp.



Snowella lacustris

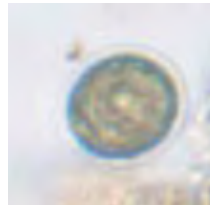
Chlamydomonadales



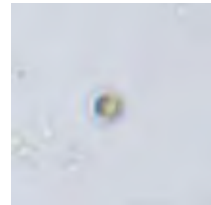
cyanophyceae sp.1



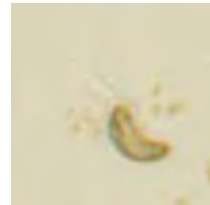
Chlamydomonas sp.1



Chlamydomonas sp.2



Chlamydomonas sp.3



Spermatozoopsis exultans

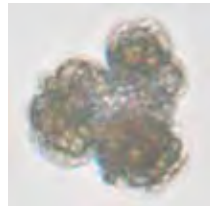
Chlorophyceae



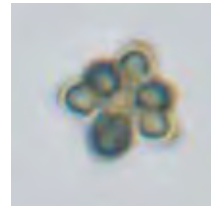
Ankistrodesmus bernardii



Ankistrodesmus fusiformis



Botryococcus braunii

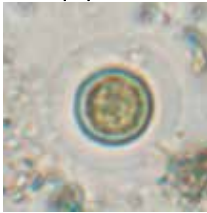


Coelastrum astroideum

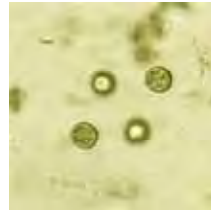


Coelastrum microporum

Chlorophyceae



Coenochloris fottii



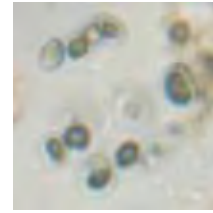
Coenococcus planctonicus



Chlorella minutissima



Desmodesmus sp.2



Dictyosphaerium sp.



Elakatothrix gelatinosa



Hariotina reticulata



Lemmermannia tetrapedia



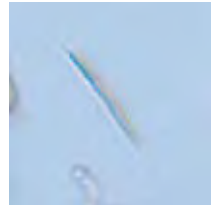
Lemmermannia triangularis



Monoraphidium minutum



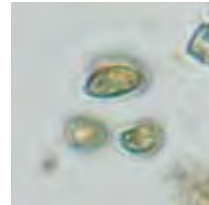
Monoraphidium sp.1



Monoraphidium sp.2



Mucidosphaerium pulchellum



Nephroclythium agardhianum



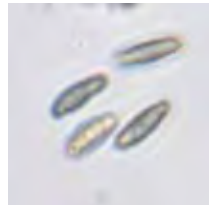
Oocystis borgei



Oocystis sp.



Planctonema lauterbornii



Quadricoccus verrucosus



Raphidocelis contorta



Scenedesmus ecornis



Scenedesmus sp.



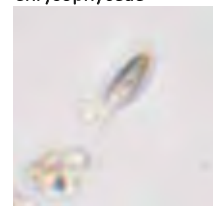
Tetrastrum sp.



Tetranephris brasiliensis



Willea crucifera

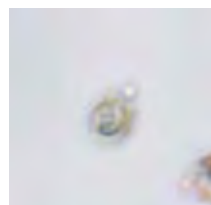


Chromulina gyrans

Chrysophyceae



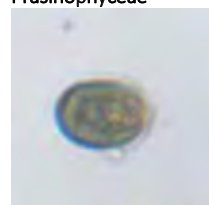
Mallomonas tonsurata



Kephyrion sp.1



Kephyrion sp.2



Tetraselmis sp.



Pedinomonas minutissima

Prasinophyceae

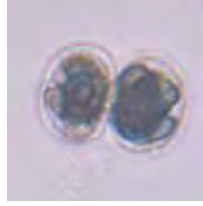
Zygnemaphyceae



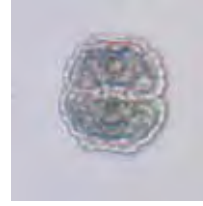
Closterium acutum var. *variabile*



Cosmarium *moniliforme*



Cosmarium contractum



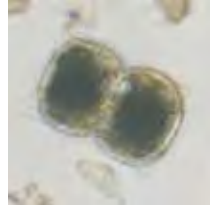
Cosmarium sp.1



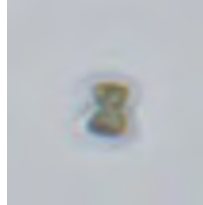
Mougeotia sp.1



Staurastrum *tetracerum*



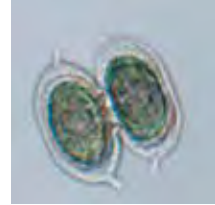
Staurastrum sp.1



Staurodesmus *controversus* var. *brasiliensis*



Staurodesmus *cuspidatus*



Staurodesmus *convergens* var. *convergens*

Euglenophyceae



Staurodesmus *convergens* var. *ralfsii*



Staurodesmus sp.1



Trachelomonas *volvocina*



Trachelomonas *volvocinopsis*

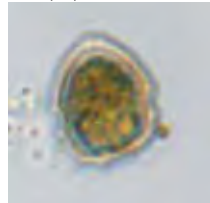


Trachelomonas sp.

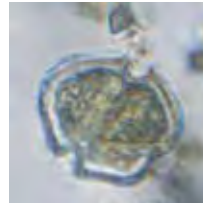
Dinophyceae



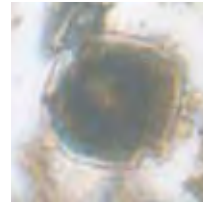
Cryptoglena *skujae*



Parvodinium *umbonatum*



Glochidinium *penardiforme*



Peridinium sp.1



Ceratium *furcoides*

Bacillariophyceae



Aulacoseira *pusilla*



Discostella *stelligera*



Spicatricibra *kingstonii*



Urosolenia *braunii*



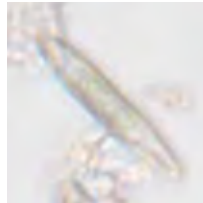
Urosolenia *longiseta*



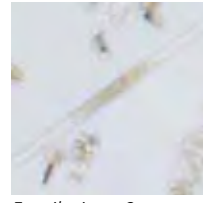
Urosolenia *obesa*



Urosolenia sp.



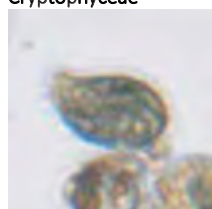
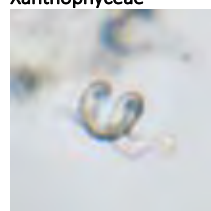
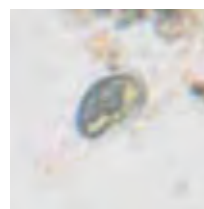
Fragilaria sp.1



Fragilaria sp.2

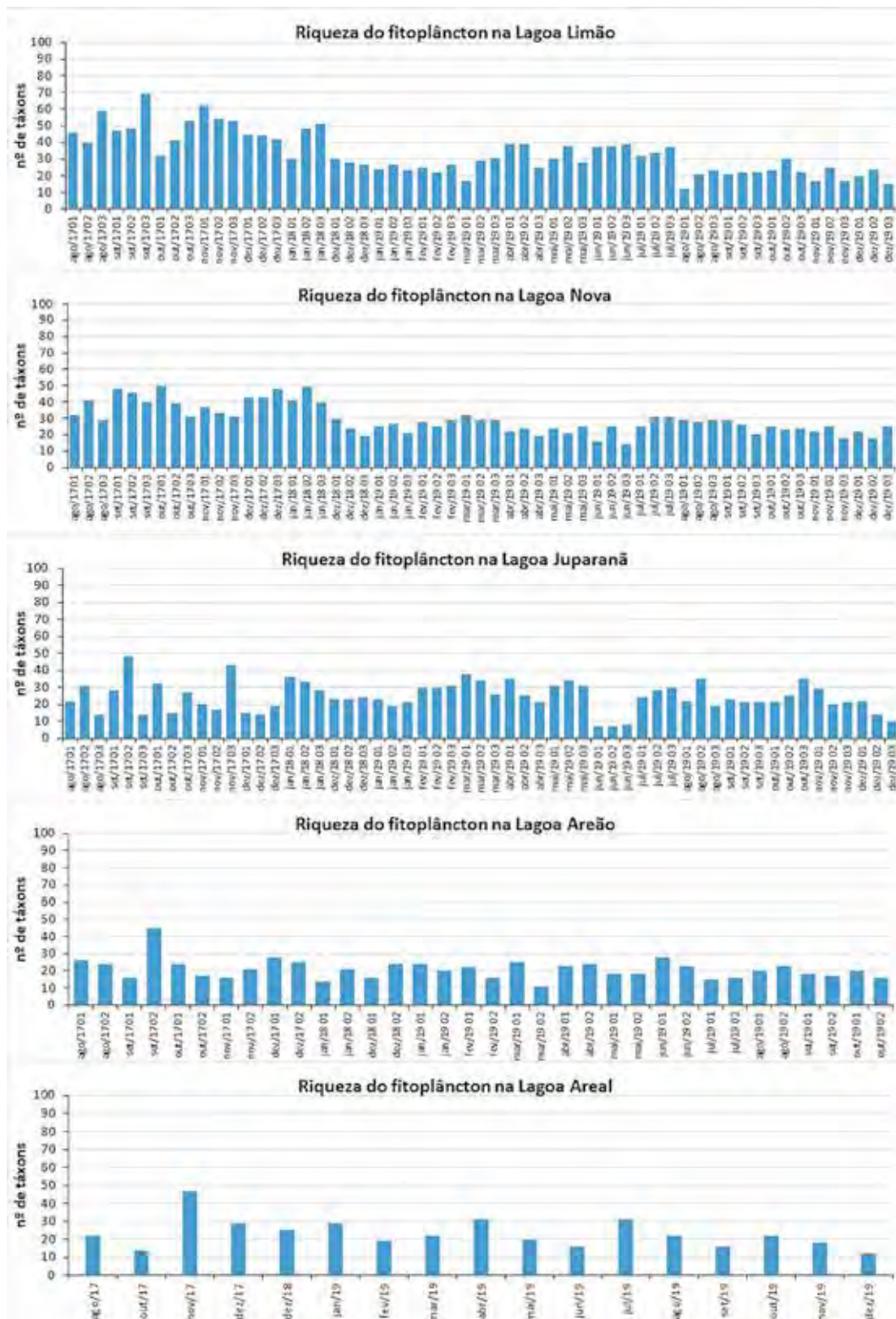


Eunotia sp.

*Gomphonema* sp.2**Cryptophyceae***Cryptomonas* sp.1*Nitzschia* sp.1*Cryptomonas* sp.2*Nitzschia* sp.8*Cryptomonas* sp.3**Xanthophyceae***Ophiocytium* cochleare*Plagioselmis* lacustris*Centritractus* sp.*Plagioselmis*
nannoplanctica

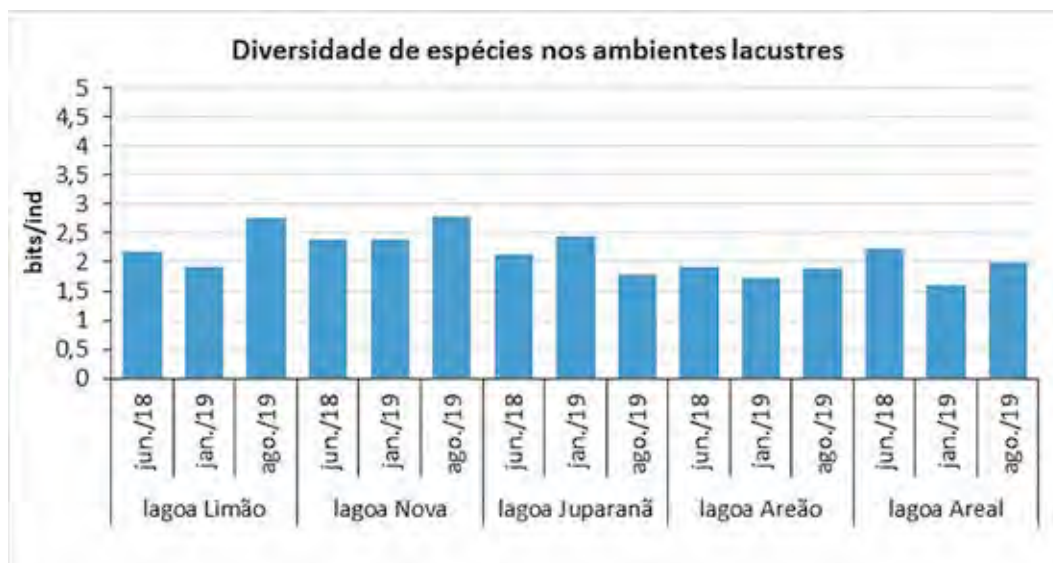
No monitoramento da RENOVA, valores mais elevados de riqueza foram observados nas lagoas Limão e Nova (máximos de 69 e 50 espécies/coleta, respectivamente), especialmente nas amostragens realizadas nos anos de 2017 e 2018 (Figura 224).

Figura 224 – Riqueza de espécies nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA.



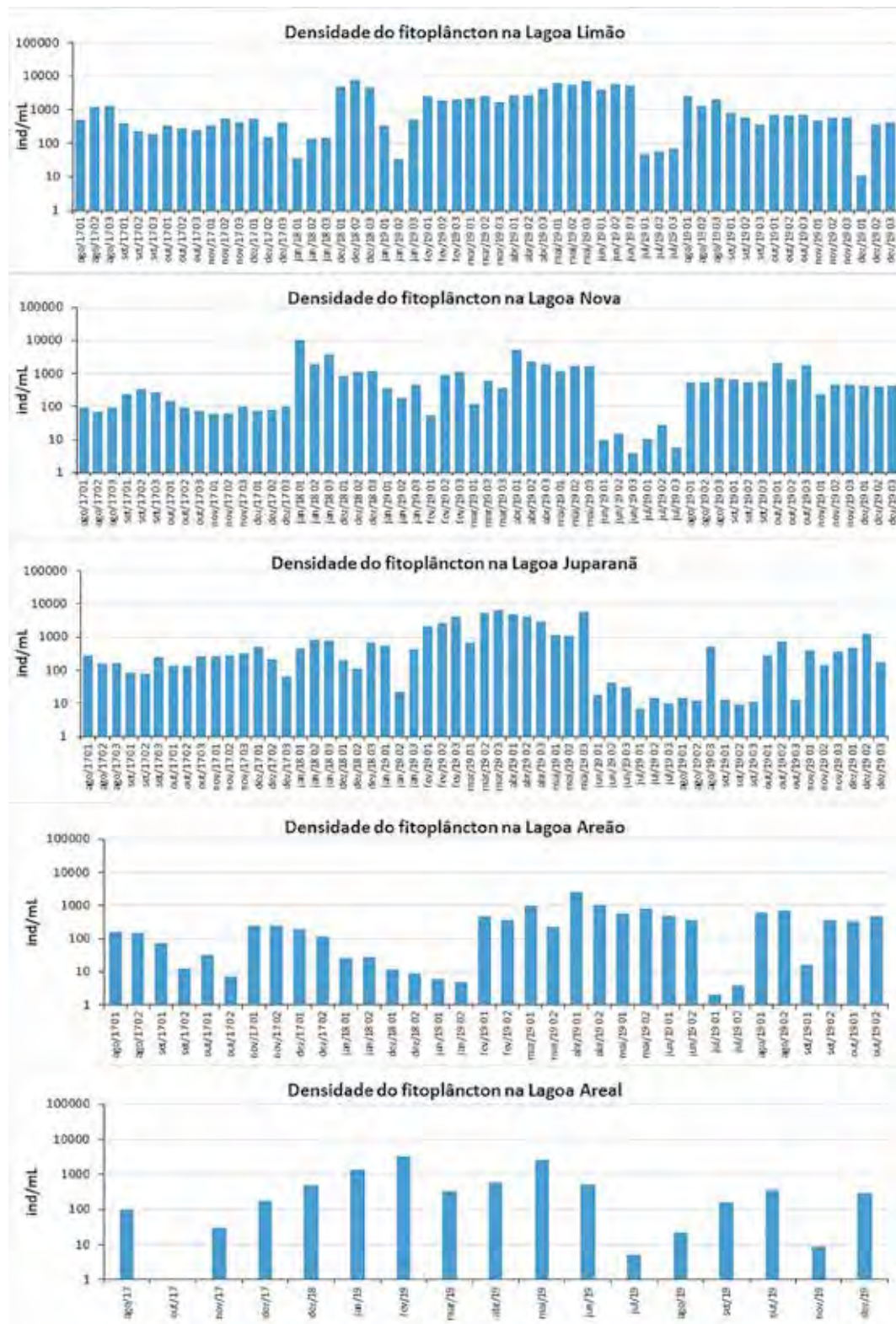
A diversidade específica foi elevada (>2 bits/ind) em praticamente todas as lagoas e não variou muito entre as amostragens realizadas pelo Lactec (Figura 225). Valor mais baixo foi observado em janeiro/2019 na lagoa Areal (1,63 bits/ind), devido a maior abundância da clorofícea *Hariotina reticulata* e da cianobactéria *Cyanogranis ferruginea*, que em conjunto representaram mais de 50% do fitoplâncton. Para a lagoa Juparanã, os valores registrados (junho/2018: 2,13 bits/ind, janeiro/2019: 2,51 bits/ind, agosto/2019: 1,79 bits/ind) estiveram dentro da variação encontrada na linha-base (0,79 a 3,62 bits/ind) por Huszar, Werneck e Esteves (1994) e Gonçalves (2005), (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b).

Figura 225 – Diversidade de espécies nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.



Maior densidade de organismos fitoplanctônicos ocorreu, especialmente nas lagoas Limão, Nova e Juparanã, nas amostragens realizadas entre 2018 e nos primeiros cinco meses de 2019 (Figura 226), havendo decréscimo nos meses de junho e julho/2019 que são correspondentes ao período de seca. A ampla variação nos valores de densidade das lagoas Juparanã (7 a 6.479 ind/mL) e Nova (4 a 10.223 ind/mL) foi semelhante a já registrada em estudos pretéritos realizados nestes locais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2017b).

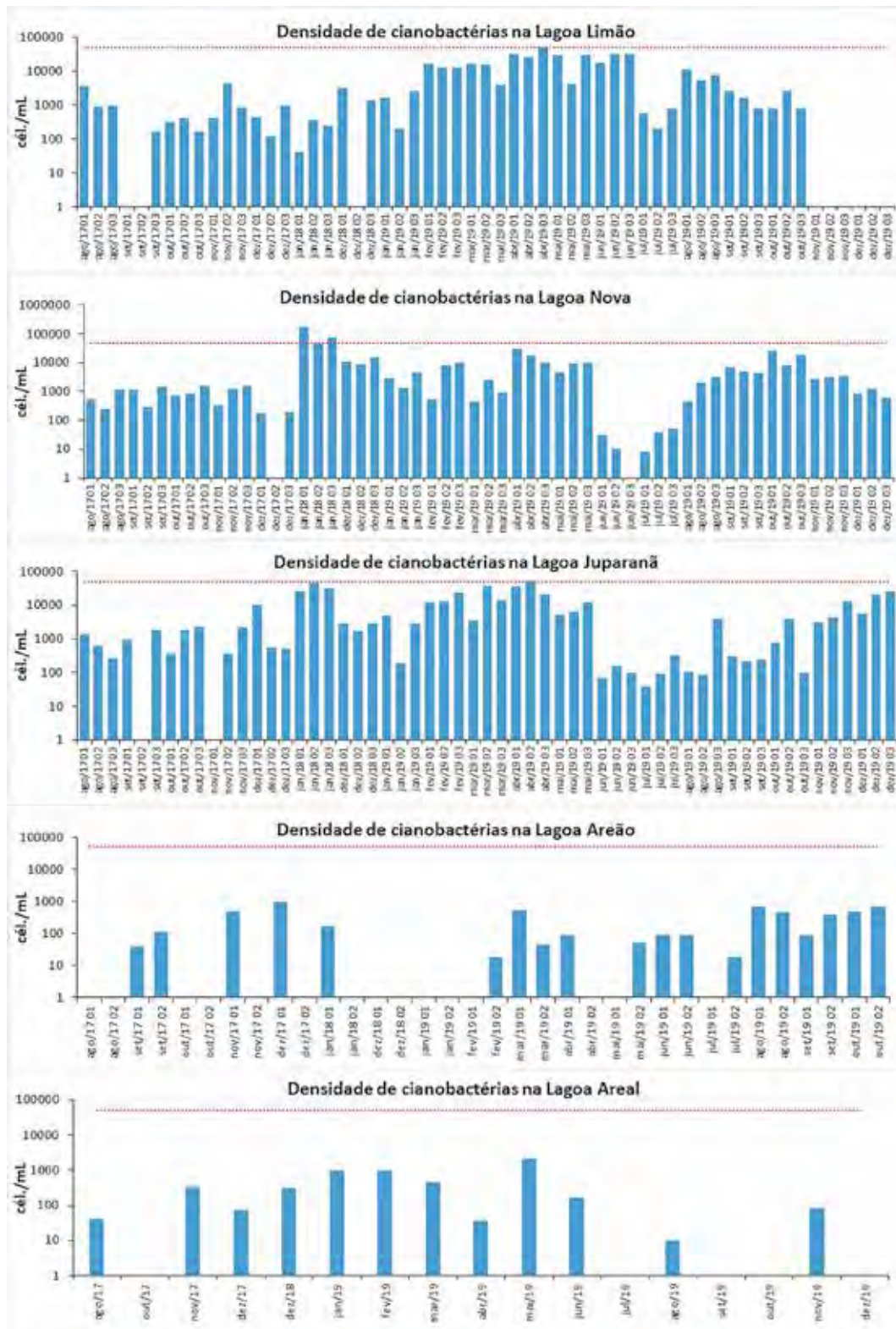
Figura 226 – Densidade do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA.



Cianobactérias ocorreram em número elevado nas lagoas Limão, Nova e Juparanã nas amostragens efetuadas em 2019 (Figura 227). Desacordos com o limite estabelecido pela Resolução CONAMA Nº357/2005 (BRASIL, 2005) para corpos d'água de classe II (cianobactérias até 50.000 cél/mL) foram detectados em janeiro/2018 na lagoa Nova (LLN 01: 181.751 cél/mL, LLN 03: 79.374 cél/mL) e em abril/2019 na lagoa Limão (LLM 03: 50.482 cél/mL). Nas amostragens realizadas pelo Lactec, também foi constatado desacordo na lagoa Limão no mês de junho/2018 (cianobactérias: 61.496 cél/mL), devido a predominância de *Aphanocapsa delicatissima*.

Nas lagoas Areão e Areal, as cianobactérias ocorreram em número inferior a 2.200 cél/mL (Figura 227).

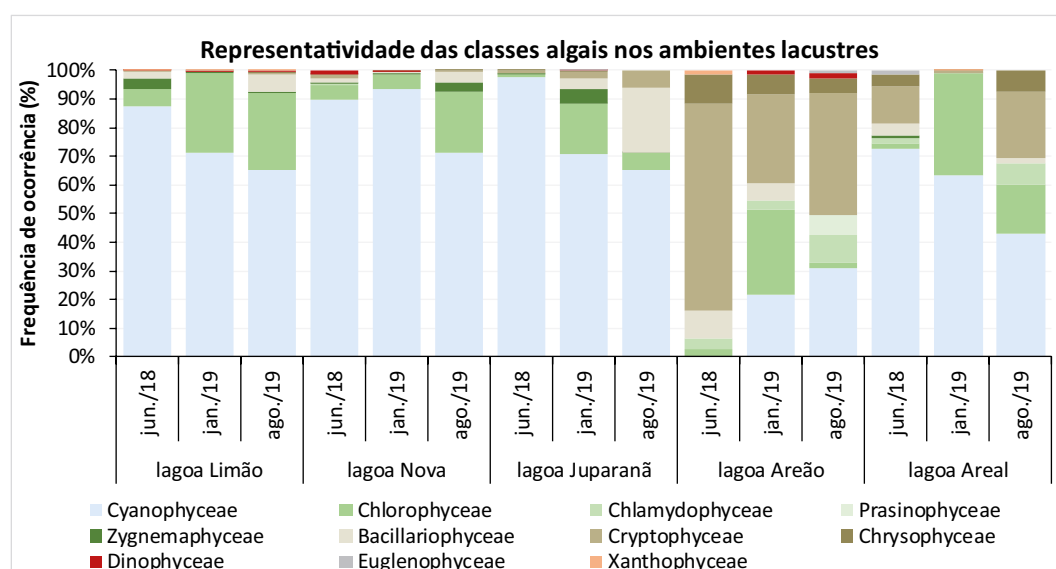
Figura 227 – Densidade celular das cianobactérias encontradas nos ambientes lacustres monitorados pela RENOVA.



Com relação à contribuição das classes para a densidade total do fitoplâncton, nota-se que o fitoplâncton se comportou de forma semelhante entre as amostragens realizadas pelo Lactec (Figura 228). As cianobactérias foram os principais constituintes da comunidade da maior parte das lagoas avaliadas, inclusive com predominância/ocorrência de espécies potencialmente tóxicas, como *Aphanocapsa delicatissima*, *Raphidiopsis raciborskii*, *Planktolyngbya limnetica*, *Microcystis protocystis*, *Microcystis wesenbergii*, *Oscillatoria* sp., *Pseudanabaena mucicola* e *Snowella lacustris* (CETESB, 2013).

Clorofíceas foram mais representativas nas amostragens do ano de 2019, sendo o grupo composto principalmente por espécies cenobiais (Figura 228). A lagoa Areão apresentou uma contribuição de classes mais diferenciada dos demais locais, sendo sua comunidade composta, especialmente, por algas flageladas. *Plagioselmis lacustris* e *Cryptomonas* spp. foram as espécies que ocorreram em maior abundância. As algas flageladas são oportunistas e colonizadoras, pois apresentam alta taxa de crescimento mesmo com poucos recursos nutricionais disponíveis. Desta forma, estes organismos conseguem ocorrer em várias épocas do ano, aproveitando-se das condições adversas ao crescimento dos demais grupos (OLRIK, 1994).

Figura 228 – Representatividade das classes do fitoplâncton nos ambientes lacustres monitorados pelo Lactec.



4.2.3 ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA NAS LAGOAS

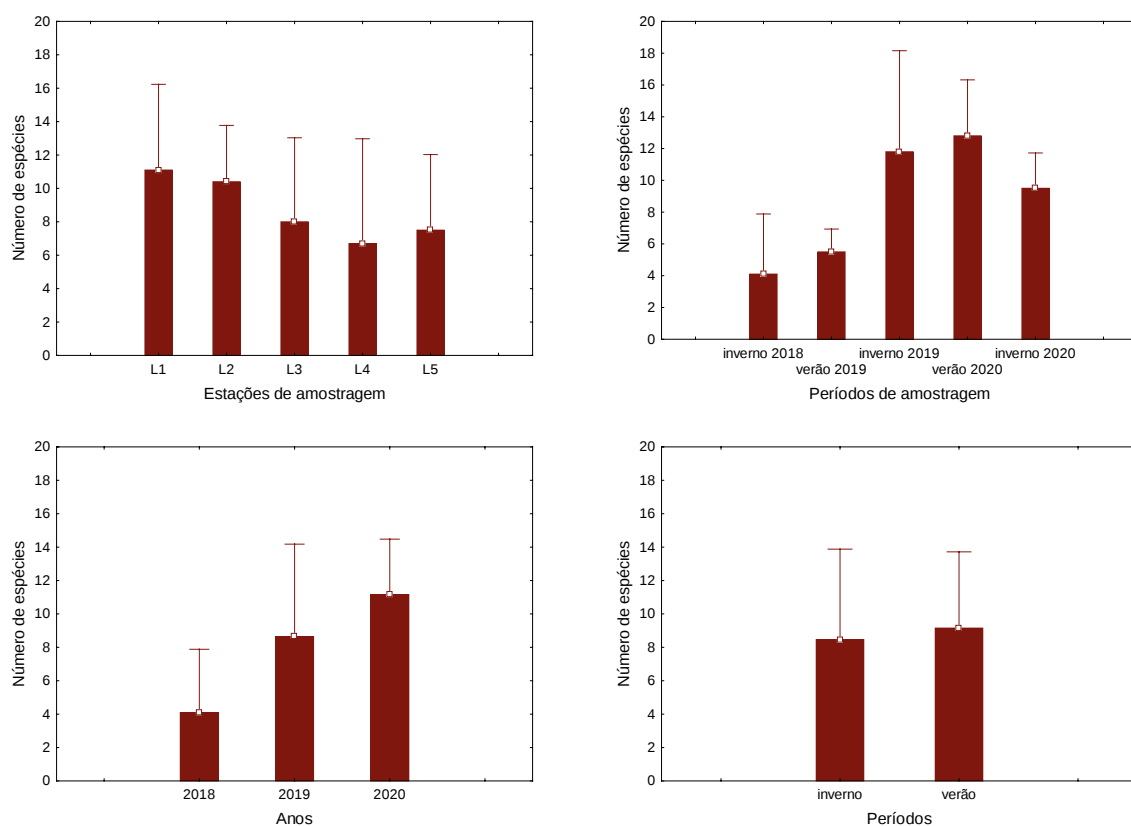
4.2.3.1 Composição de espécies

A composição de espécies nas lagoas, considerando todas as réplicas nas estações e períodos de amostragem, descreveu a ocorrência de 66 espécies, sendo representada principalmente pelos rotíferos (44 espécies), seguidos dos cladóceros (19 espécies) e copépodes (3 espécies) (Apêndice EE). Com relação ao período anterior, houve um incremento de 45 espécies (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) considerando que os resultados anteriores foram compostos por apenas um período de amostragem (inverno de 2018).

4.2.3.2 Riqueza de espécies

Considerando os dados primários complementares, a riqueza de espécies continuou sendo maior na lagoa do Limão (estação L1), assim como no período anterior (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), e menor na lagoa do Areão (estação L4) (Figura 229). No entanto, não foram constatadas diferenças significativas do número de espécies entre as lagoas ($P > 0,05$).

Figura 229 – Riqueza média de espécies registrada nas lagoas Limão (estação L1), Nova (estação L2), Juparanã (estação L3), Areão (estação L4) e Areal (estação L5), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelos LACTEC (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).



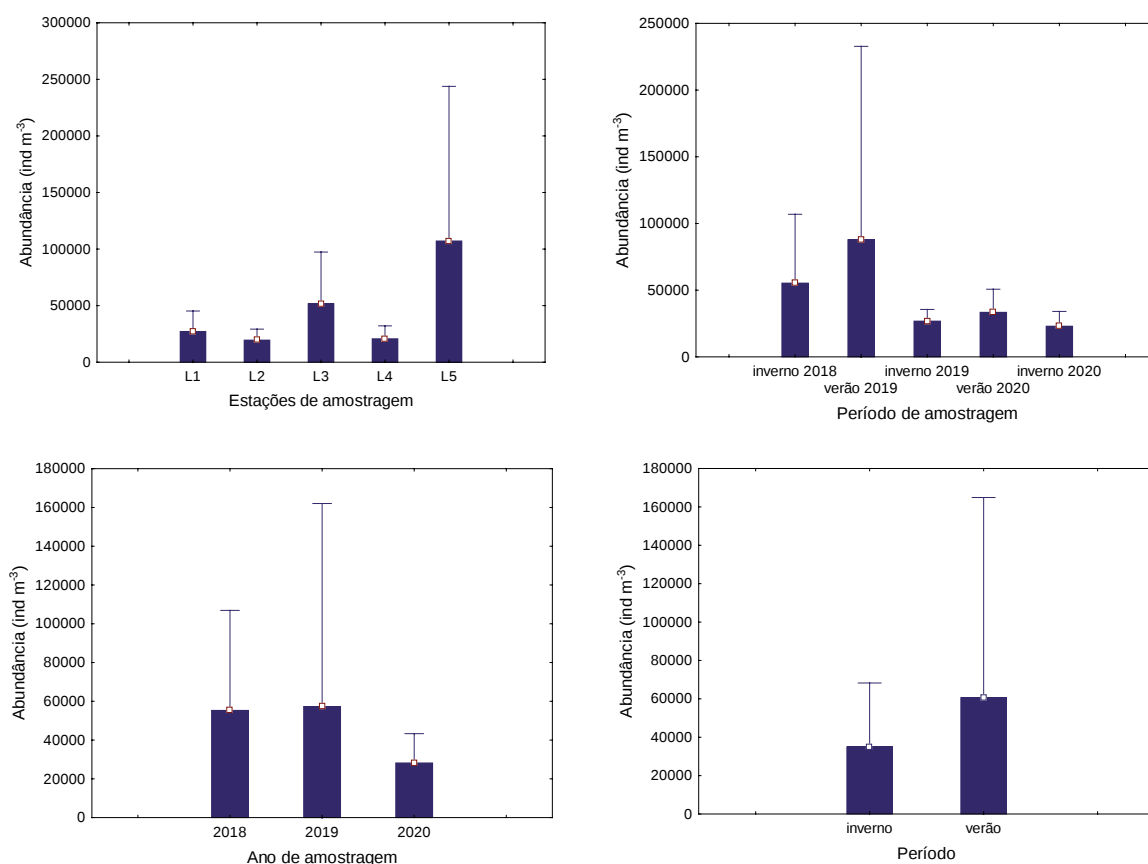
Fonte: LACTEC.

Entre os períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020), maiores valores de riqueza de espécies foram contatados no verão de 2020 (Figura 229). Todavia, quando observado apenas os anos de amostragem, destaca-se o ano de 2020, e não foram registradas diferenças entre os períodos verão e inverno (Figura 229). O expressivo número de espécies do verão de 2020 (média de 13 espécies - Figura 229, e total de 35 espécies, Apêndice GG) foi descrito por um reduzido número de espécies esporádica nas lagoas (Apêndice GG), indicando a permanência das espécies nos ambientes. Diferenças significativas no número de espécies ($P < 0,05$) foram registradas entre os períodos de amostragem ($F(2,45) = 8,471$), principalmente inverno de 2018 e verão e inverno de 2020 ($P < 0,05$), e o verão de 2019 e verão de 2020 ($P < 0,05$). Além disso, diferenças significativas desse atributo da comunidade ($P < 0,05$) foram verificadas entre os anos ($F(2,47) = 8,471$), e especial entre 2018 e 2019 ($P < 0,05$), e 2018 e 2020 ($P < 0,05$).

Considerando todas as lagoas e períodos de amostragem, (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020), foi observado um grande número de espécies com frequência de ocorrência esporádica, exceto no verão e inverno de 2020 (Apêndice EE ao Apêndice JJ).

A maior abundância da comunidade, de acordo com os dados primários complementares, foi observada na lagoa do Areal (estação L5) (muito abundante, classificação adaptada de CETESB, 2012), seguida da lagoa Juparanã (estação L3), e menores na lagoa Nova (estação L2) (moderada, classificação adaptada de CETESB, 2012) (Figura 230), e essa diferença foi significativa entre as lagoas ($F(4,45) = 5,941$, $P < 0,05$), principalmente entre a lagoa Areal (estação L5) e as lagoas (i) Limão (estação L1) ($P < 0,05$), (ii) Nova (estação L2) ($P < 0,05$), (iii) Areão (estação L4) ($P < 0,05$). Esse resultado foi distinto ao observado no diagnóstico de danos elaborado pelo Lactec (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), visto que o maior número de indivíduos foi reportado na lagoa Japuranã e o menor na lagoa do Limão.

Figura 230 – Abundância dos indivíduos (ind m^{-3}) registrada nas lagoas Limão (estação L1), Nova (estação L2), Juparanã (estação L3), Areão (estação L4) e Areal (estação L5), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelos LACTEC (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).

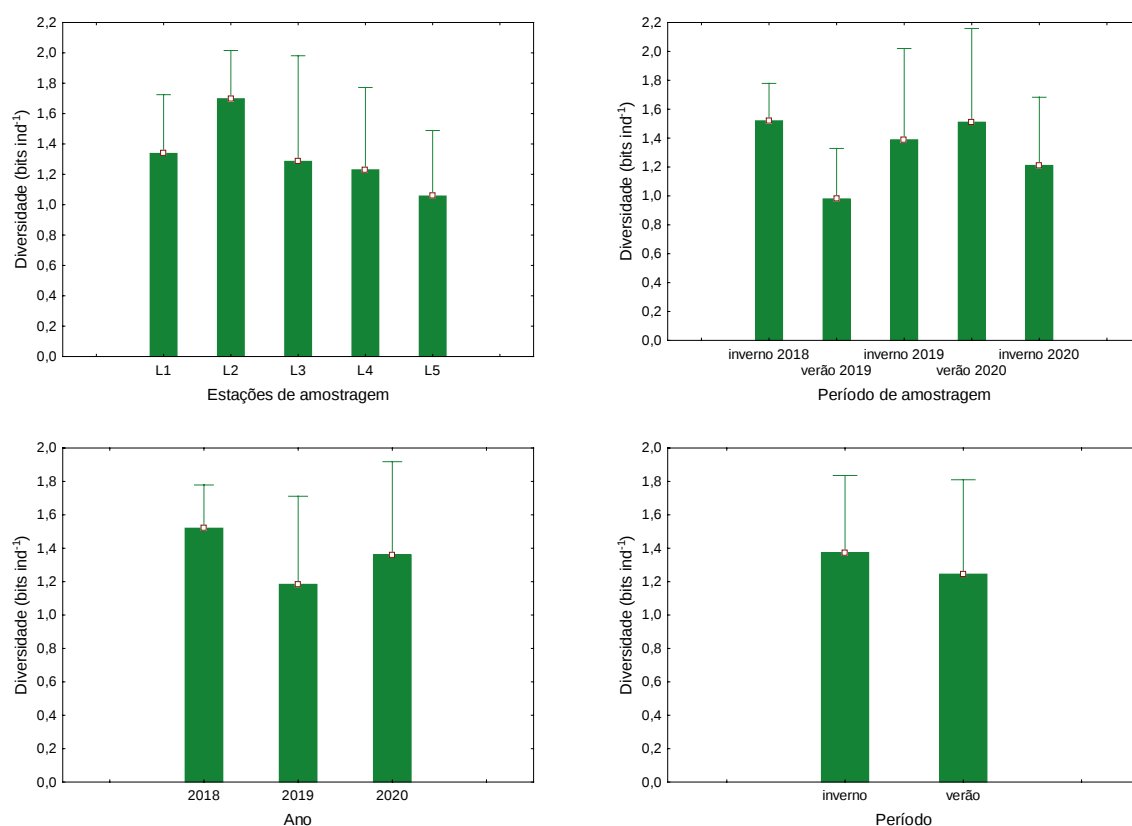


Em relação aos períodos de amostragem, o maior número de indivíduos foi registrado no verão de 2019, e menor no inverno de 2020. Temporalmente, ainda, uma maior abundância foi constatada em 2019 e no verão (Figura 230). Esses dados não apresentaram diferenças significativas ($P > 0,05$) do número de indivíduos nas escalas descritas anteriormente.

A maioria das espécies apresentou ocorrência rara em todas as lagoas e períodos de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020) (Apêndice EE ao Apêndice JJ), com exceção de um número muito reduzido de espécies e o rotífero *Brachionus dolabratus* que foi abundante e muito frequente no verão de 2019 (Apêndice II), e o cladócero *Ceriodaphnia cornuta* que foi abundante no inverno de 2020, quando também foi muito frequente (Apêndice JJ).

A diversidade de espécies foi baixa (entre 1 e 2 bits ind⁻¹) (SHANNON; WIENER, 1949) em todas as lagoas, sendo os maiores valores observados na lagoa Nova (estação L2) e menores na lagoa Areal (estação L5) (Figura 231), ao contrário da abundância dos indivíduos (Figura 230). Esses resultados são distintos ao descrito no diagnóstico de danos por BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c), que apontou maiores valores de diversidade de espécies na lagoa Limão (estação L1), e a menor na lagoa Juparanã (estação L3).

Figura 231 – Diversidade de espécies média (bits ind⁻¹) registrada nas lagoas Limão (estação L1), Nova (estação L2), Juparanã (estação L3), Areão (estação L4) e Areal (estação L5), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelos LACTEC (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).

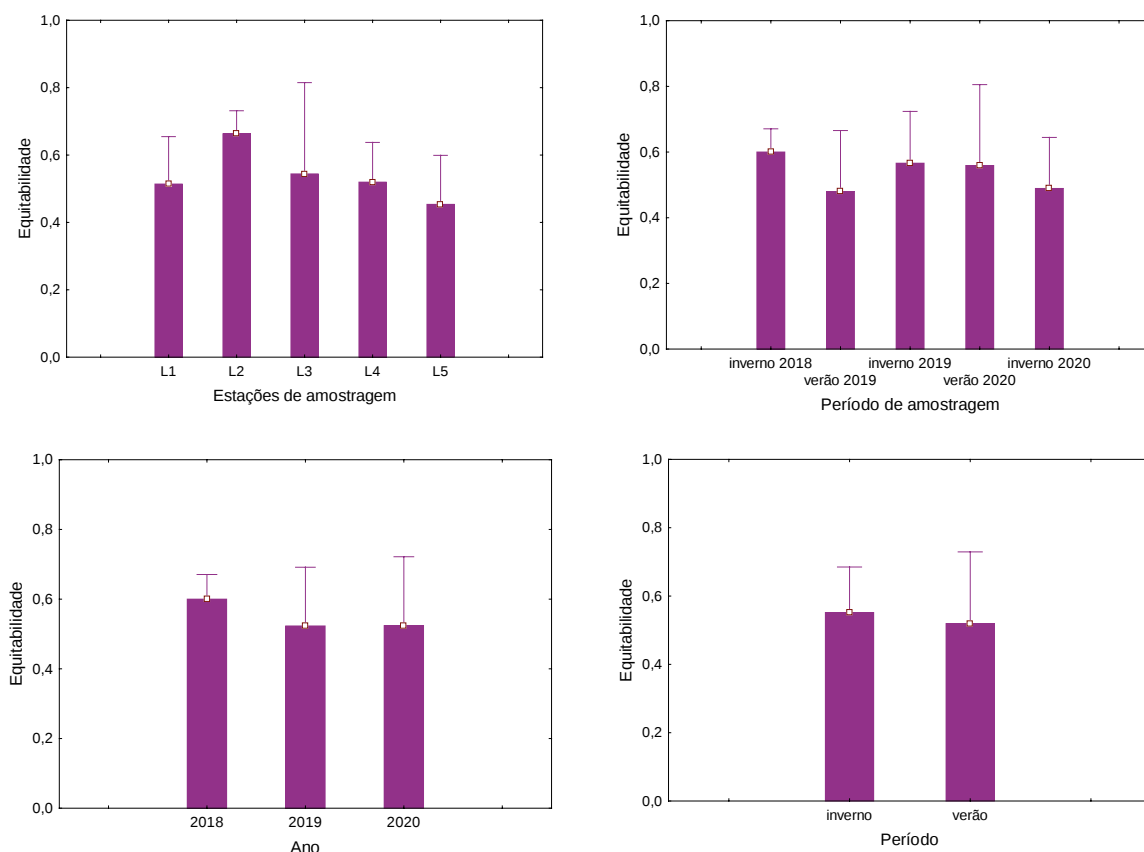


Considerando a escala temporal de amostragem (inverno de 2018, verão e inverno de 2019, e verão e inverno de 2020), os maiores valores médios de diversidade de espécies foram registrados no inverno de 2018 e verão de 2020, e menores no verão de 2019. Em relação apenas aos anos, a diversidade foi maior em 2018, e os períodos, no inverno (Figura 231).

A equitabilidade, assim como a diversidade de espécies, foi maior na lagoa Nova (estação L2), e menor na lagoa Areal (estação L5) (Figura 232). Esses resultados sugerem uma menor dominância de espécies na primeira lagoa e maior na segunda, independente do período de amostragem. Nessa escala temporal, maiores valores foram constatados no inverno de 2018, e menores, no inverno de

2019, e em 2018 e no inverno, analisando as escalas separadamente (Figura 232). No diagnóstico de danos elaborado pelo Lactec foram registrados menores valores de equitabilidade na lagoa do Limão, e maiores na lagoa Areal (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

Figura 232 – Equitabilidade da comunidade registrada nas lagoas Limão (estação L1), Nova (estação L2), Juparanã (estação L3), Areão (estação L4) e Areal (estação L5), no inverno de 2018, verão e inverno de 2019 e verão e inverno de 2020, por meio do monitoramento realizado pelo Lactec (colunas e símbolo representam as médias entre as réplicas em cada estação de amostragem e a barra o desvio padrão).



4.2.4 CONCLUSÃO

Com base nas amostragens realizadas no pós-desastre, constatou-se que as comunidades fitoplanctônicas das lagoas capixabas apresentaram pouca variação entre os períodos analisados com relação à riqueza, diversidade e densidade do fitoplâncton, sendo esta possivelmente decorrente das flutuações naturais de crescimento das populações. Os dados obtidos para as lagoas Nova e Juparanã foram condizentes com os estudos pretéritos realizados nestes locais.

Para o zooplâncton, ressalta-se que os dados primários descritos nesse estudo são complementares ao diagnóstico de danos elaborado pelo Lactec (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), incluindo a amostragem realizada nas lagoas no inverno de 2020. Resultados distintos reforçam a importância da continuidade do monitoramento nesses ambientes, possibilitando identificar um padrão de variação espacial e temporal mais robusto da comunidade zooplanctônica.

Esses ambientes, na bacia hidrográfica, funcionam como berçários de diversas espécies de peixes, principalmente de grandes migradores, que são economicamente importantes, e funcionam como local de amortização dos impactos antrópicos na calha do rio, pois propiciam a renovação da água através de canais permanentes de ligação com o rio ou durante os períodos de chuvas. As lagoas também podem significar fonte de propágulo de espécies para a calha do rio, via dispersão passiva (curso de água) ou ativa (por intermédio de animais).

4.3 QUALIDADE DOS SEDIMENTOS E COMUNIDADES BENTÔNICAS

Neste capítulo são apresentados os resultados das análises físico-química dos sedimentos e os danos aos macroinvertebrados bentônicos nas lagoas do Espírito Santo, especificamente sobre as alterações físico-químicas, associadas ao eventual aumento de elementos tóxicos (EPTs) e às alterações referentes à comunidade macroinvertebrados bentônicos.

O ambiente lacustre analisado nesse capítulo possui cinco pontos de coleta somente no estado do Espírito Santo, nomeados como L1 – Lagoa do Limão, L2 – Lagoa Nova, L3 – Lagoa Juparanã, L4 – Lagoa do Areão (Pandolfi) e L5 – Lagoa Areal (Figura 207).

4.3.1 METODOLOGIA

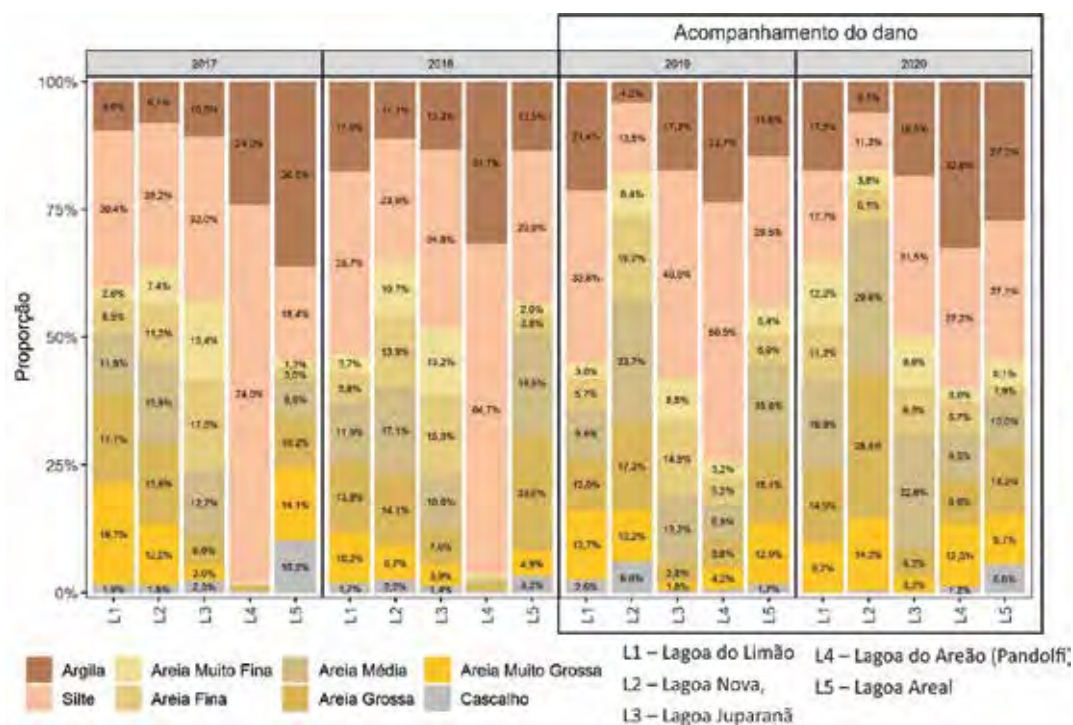
A metodologia de amostragem tanto dos sedimentos, quanto dos macroinvertebrados bentônicos foi realizada de forma similar para a coleta dessas matrizes no ambiente fluvial.

No presente relatório de acompanhamento de dano foram incluídas três campanhas de amostragem (agosto de 2019, fevereiro de 2020 e agosto de 2020), totalizando cinco campanhas analisadas, três em período seco (entre junho e julho de 2018, em agosto de 2019 e em agosto de 2020) e duas em período chuvoso (em janeiro de 2019 e em fevereiro de 2020). A metodologia de amostragem e análise detalhadas estão descritas em Brasil (MPF)/LACTEC (2020c).

4.3.2 ALTERAÇÃO DA GRANULOMETRIA NOS SEDIMENTOS DAS LAGOAS DO ESPÍRITO SANTO

No que se refere às lagoas do estado do Espírito Santo, a campanha amostral seguiu o mesmo período que das coletas dos sedimentos fluviais.

O acompanhamento realizado para a alteração da granulometria das lagoas, não identificou o aporte de silte e argila observados no ambiente fluvial e reservatórios. Os resultados obtidos com os dados do Lactec e também do programa de monitoramento PMQQS, nos anos de 2019 e 2020, mostraram que não houve alteração granulométrica e os valores são apresentados na Figura 233.

Figura 233 – Distribuição das frações granulométricas das lagoas nas campanhas 1 e 2.

4.3.3 ALTERAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NOS SEDIMENTOS DAS LAGOAS DO ESPÍRITO SANTO

Os resultados das análises dos sedimentos das coletas realizadas pelo Lactec nas lagoas do Espírito Santo, são apresentados por gráficos da distribuição das concentrações por EPTs ao longo do período de análise.

Para a determinação dessas alterações, utilizou-se como base os resultados do período pós-desastre oriundos das coletas do Lactec e do PMQQS e os dados analisados referem-se entre a estação seca de 2019 e estação seca de 2020.

De forma geral, para esse período analisado, em comparação com os anos anteriores foi de que na Lagoa do Limão (L1) ocorrem concentrações mais elevadas de bário, quando comparado aos dados do período anterior (período chuvoso de 2017 ao período chuvoso de 2019), no qual as concentrações eram de até 100 mg/kg e passaram a aproximadamente 140 mg/kg. Ainda nessa lagoa, o chumbo, no período seco de 2019, o manganês e o zinco, também indicaram concentrações superiores ao período anterior analisado. Ainda nessa comparação, as concentrações dos demais elementos ficaram nas médias registradas, ou abaixo dessas, conforme mostram os gráficos da Figura 234.

Na Lagoa Nova (L2) o elemento chumbo, medido no período seco de 2019 apresentou concentrações superiores aos anos anteriores e ainda ficou no limite da concentração do Nível 1 (35 mg/kg) do CONAMA, como mostra o gráfico da Figura 234.

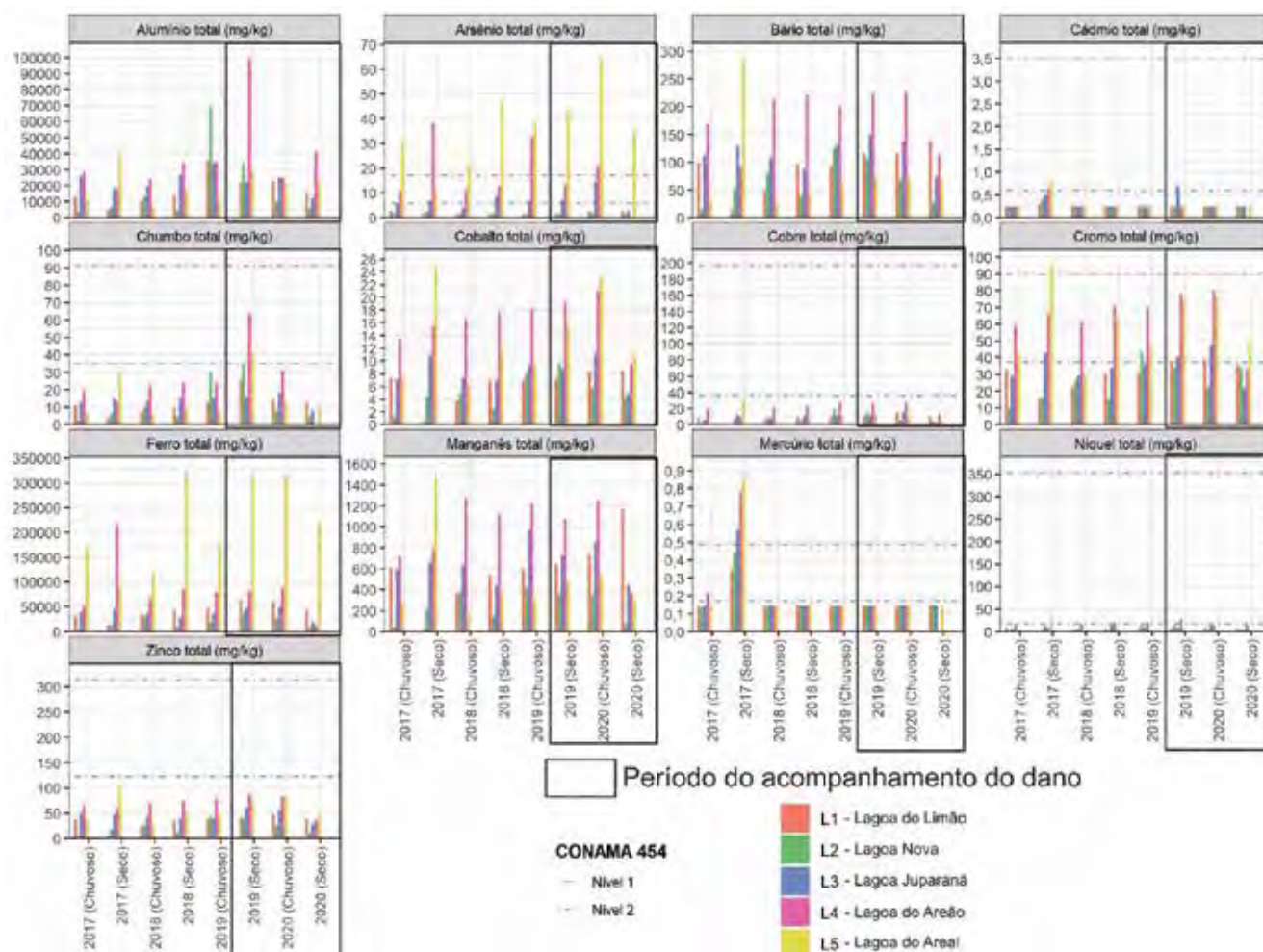
A Lagoa Juparanã (L3), na comparação aos anos anteriores, que refere-se ao período chuvoso de 2017 ao período chuvoso de 2019, apresentou elevações nas concentrações de bário, cádmio que ficou acima também do Nível 1 do CONAMA que é de 0,6 MG/KG, chumbo e o cromo que também

apresentou concentrações acima do Nível 1 do CONAMA (37,3 mg/kg) no período chuvoso de 2020, como indicados no gráfico da Figura 234.

A Lagoa do Areão, conhecida também como Pandolfi (L4), no período do acompanhamento do dano e comparado aos anos anteriores, indicou significativa elevação nas concentrações de alumínio (aproximadamente 100.000 mg/kg), chumbo (aproximadamente 60 mg/kg) e aumento nas concentrações de cobalto, cromo e manganês e zinco na estação seca de 2019 e de alumínio na estação seca de 2020. O chumbo além de ter a concentração elevada, no período seco de 2019, as concentrações ficaram acima do Nível 1 (35mg/kg) do CONAMA, assim como o cromo, que no período seco de 2019 e chuvoso de 2020 que ficou acima do Nível 1 (37,3 mg/kg) do CONAMA. Essas concentrações são apresentadas nos gráficos da Figura 234).

Para a Lagoa Areal (L5), as análises comparativas aos anos anteriores, indicaram concentrações elevadas no período seco de 2019 para os elementos arsênio, chumbo, cobalto, cromo e ferro. Para os sedimentos coletados no período chuvoso de 2020, as elevações foram identificadas nos elementos arsênio, cobalto, cromo e ferro. O chumbo na estação seca de 2019, ultrapassou também as com concentrações do Nível 1 (35 mg/kg) do CONAMA e o cromo no período seco de 2019 e chuvoso de 2020 que ficou acima do Nível 1 (37,3 mg/kg) do CONAMA (Figura 234).

Figura 234 – Concentrações dos elementos analisados nos sedimentos das lagoas do Espírito Santo.



4.3.4 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS PRESENTE NO SEDIMENTO

Os resultados das análises dos sedimentos das coletas realizadas pelo Lactec nas lagoas do Espírito Santo, são apresentados por gráficos da distribuição das concentrações por EPTs ao longo do período de análise.

Para a determinação dessas alterações, utilizou-se como base os resultados do período pós-desastre oriundos das coletas do Lactec e do PMQQS e os dados analisados referem-se entre a estação seca de 2019 e estação seca de 2020.

De forma geral, para esse período analisado, em comparação com os anos anteriores foi de que na Lagoa do Limão (L1) ocorrem concentrações mais elevadas de bário, quando comparado aos dados do período anterior (período chuvoso de 2017 ao período chuvoso de 2019), no qual as concentrações eram de até 100 mg/kg e passaram a aproximadamente 140 mg/kg. Ainda nessa lagoa, o chumbo, no período seco de 2019, o manganês e o zinco, também indicaram concentrações superiores ao período anterior analisado. Ainda nessa comparação, as concentrações dos demais elementos ficaram nas médias registradas, ou abaixo dessas, conforme mostram os gráficos da Figura 234.

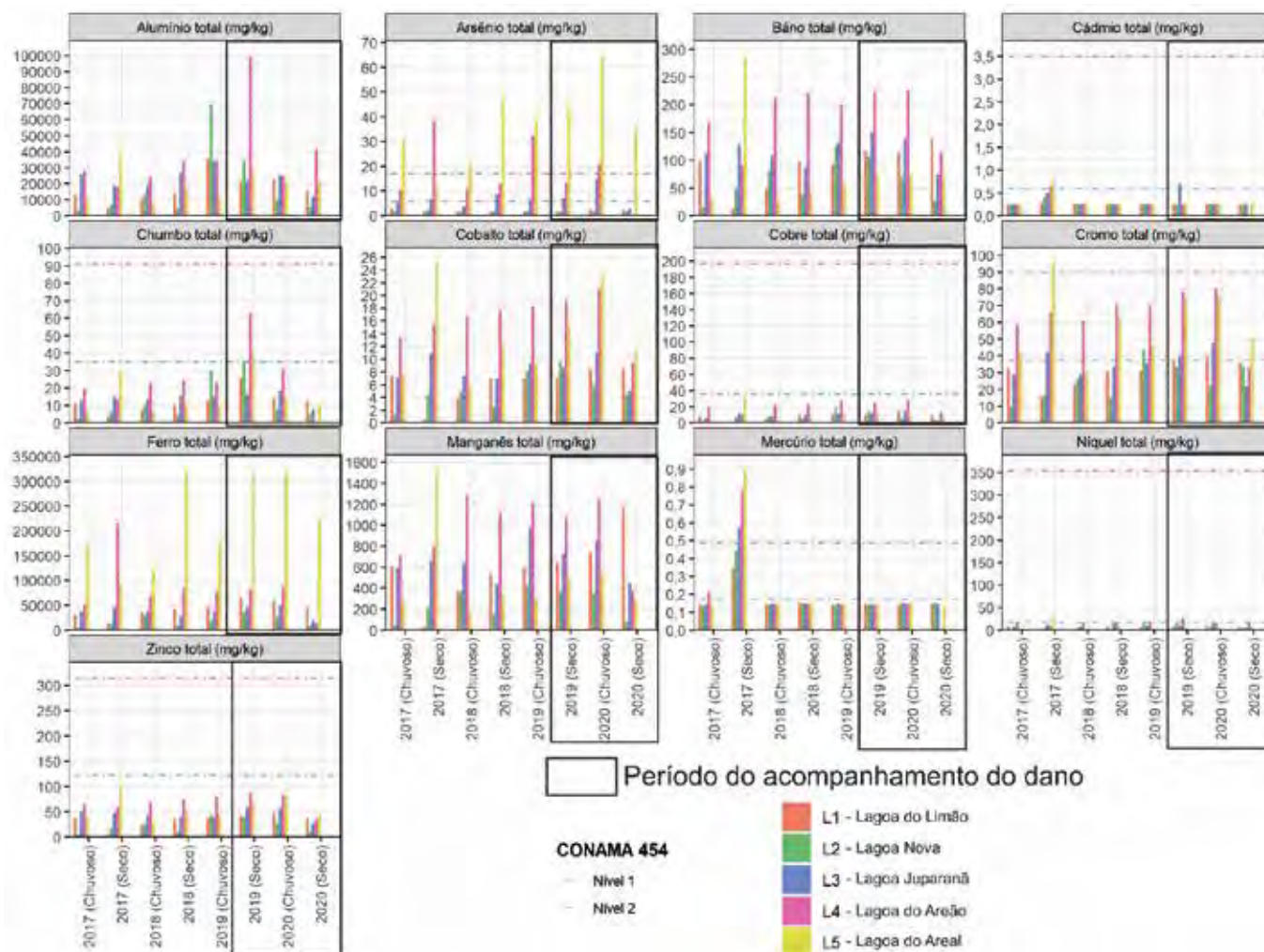
Na Lagoa Nova (L2) o elemento chumbo, medido no período seco de 2019 apresentou concentrações superiores aos anos anteriores e ainda ficou no limite da concentração do Nível 1 (35 mg/kg) do CONAMA, como mostra o gráfico da Figura 234.

A Lagoa Juparanã (L3), na comparação aos anos anteriores, que refere-se ao período chuvoso de 2017 ao período chuvoso de 2019, apresentou elevações nas concentrações de bário, cádmio que ficou acima também do Nível 1 do CONAMA que é de 0,6 MG/KG, chumbo e o cromo que também apresentou concentrações acima do Nível 1 do CONAMA (37,3 mg/kg) no período chuvoso de 2020, como indicados no gráfico da Figura 234.

A Lagoa do Areão, conhecida também como Pandolfi (L4), no período do acompanhamento do dano e comparado aos anos anteriores, indicou significativa elevação nas concentrações de alumínio (aproximadamente 100.000 mg/kg), chumbo (aproximadamente 60 mg/kg) e aumento nas concentrações de cobalto, cromo e manganês e zinco na estação seca de 2019 e de alumínio na estação seca de 2020. O chumbo além de ter a concentração elevada, no período seco de 2019, as concentrações ficaram acima do Nível 1 (35mg/kg) do CONAMA, assim como o cromo, que no período seco de 2019 e chuvoso de 2020 que ficou acima do Nível 1 (37,3 mg/kg) do CONAMA. Essas concentrações são apresentadas nos gráficos da Figura 234).

Para a Lagoa Areal (L5), as análises comparativas aos anos anteriores, indicaram concentrações elevadas no período seco de 2019 para os elementos arsênio, chumbo, cobalto, cromo e ferro. Para os sedimentos coletados no período chuvoso de 2020, as elevações foram identificadas nos elementos arsênio, cobalto, cromo e ferro. O chumbo na estação seca de 2019, ultrapassou também as concentrações do Nível 1 (35 mg/kg) do CONAMA e o cromo no período seco de 2019 e chuvoso de 2020 que ficou acima do Nível 1 (37,3 mg/kg) do CONAMA (Figura 234).

Figura 235 – Concentrações dos elementos analisados nos sedimentos das lagoas do Espírito Santo.



4.3.5 CONCLUSÕES

Quanto aos sedimentos das lagoas analisadas, para o período entre agosto de 2019 e agosto de 2020, as análises granulométricas não evidenciaram alterações no período analisado.

As análises químicas realizadas para esses sedimentos, indicaram que o período seco de 2019 apresentou concentrações elevadas de chumbo na Lagoa do Limão; de chumbo na Lagoa Nova; de chumbo e mercúrio na Lagoa Juparanã; de alumínio, chumbo, cobalto, cromo, manganês e zinco na Lagoa do Areão e de arsênio, chumbo, cobalto, cromo e ferro na Lagoa do Areal.

No período chuvoso de 2020 foram observadas concentrações elevadas de mercúrio na Lagoa do Limão; arsênio e mercúrio na Lagoa Juparanã e arsênio, cobalto, cromo, ferro e zinco na Lagoa Areal. O último período analisado, que foi na estação seca de 2020, as concentrações elevadas foram do elemento alumínio na Lagoa do Areão.

A síntese desses resultados encontra-se na Tabela 90, e indica que no período seco de 2019, 10 elementos apresentaram concentrações elevadas. Dentre esses elementos, o chumbo ocorreu em todas as lagoas analisadas e ainda outros 9 elementos foram medidos. Para o período após as chuvas

de 2020, 6 elementos ficaram com as concentrações superiores aos demais anos e na última campanha, apenas o alumínio apresentou essa elevação.

Tabela 90 – Síntese dos EPTs que ficaram acima das concentrações nos períodos anteriores para os sedimentos das lagoas, no período analisado no acompanhamento do dano.

LAGOA	Seco 2019	Chuvoso de 2020	Seco 2020
Lagoa do Limão	Pb	Hg	-
Lagoa Nova	Pb	-	-
Lagoa Juparanã	Pb e Hg	As e Hg	-
Lagoa do Areão	Al, Pb, Co, Cr, Mn e Zn	-	Al
Lagoa Areal	As, Pb, Co, Cr e Fe	As, Co, Cr, Fe e Zn	-

A ausência de linha-base para a comunidade de macroinvertebrados nas lagoas do Espírito Santo impossibilita a mensuração de danos à comunidade em decorrência do desastre. Entretanto, estima-se que a entrada da lama, e consequentes alterações das qualidades químicas e físicas da água e dos sedimentos nesse ambiente causem alterações expressivas na comunidade. Posteriores entradas da lama em decorrência de altas precipitações de chuva também têm potencial para apresentar o mesmo efeito. Os dados das análises realizadas pelo Lactec, com cinco coletas realizadas após o desastre, três em período seco e duas em período chuvoso não possibilitam mensuração do dano e nem a análises mais aprofundadas da comunidade de macroinvertebrados bentônicos presentes nas lagoas analisadas.

5 OUTROS TEMAS ESTUDADOS

5.1 ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

O meio aquático continental tem na água subterrânea um componente básico. A maior parte da água que flui pelos rios ou está presente em lagoas, passou pela fase subterrânea, onde adquiriu grande parte de suas características químicas naturais. A estas características naturais, o fluxo de material proveniente do rompimento da barragem de Fundão, em dezembro de 2015, veio impor modificações em maior ou menor escala.

A presente avaliação visou sobretudo identificar a interferência do rompimento da referida barragem na água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce (BHRD), porém tendo por objetivo final o bem-estar da população da região afetada, nos estados de Minas Gerais e do Espírito Santo.

Dado início às campanhas de monitoramento do Lactec, em 2017, foi constatada uma carência de dados secundários referentes à água subterrânea, sobretudo em termos de sua qualidade química. Os dados disponíveis se restringiam a uns poucos parâmetros registrados em alguns poços de bancos de dados como é o caso do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS), mantido pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM), além de dados disponibilizados pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) e de informações pontuais constantes de trabalhos acadêmicos. Ademais destes dados, foram fornecidos pela Fundação Renova, informações de dois poços tubulares profundos operantes nas jazidas de Alegria Norte e Alegria Sul pela Vale e pela Samarco, ambos a montante da barragem de Fundão. As informações esparsas e incompletas foram absolutamente insuficientes para o estabelecimento de uma linha-base que pudesse ser referencial para a avaliação de alterações eventualmente sofridas pelos diversos segmentos de aquíferos presentes na bacia do rio Doce, utilizados para abastecimento da população, como consequência do rompimento da barragem de rejeitos da Samarco, em Mariana/MG.

Este quadro geral levou a que o Lactec concentrasse esforços no diagnóstico das características da água subterrânea que abastece a demanda das comunidades e população em geral ao longo da bacia, desde Mariana em Minas Gerais até Linhares no Espírito Santo.

5.1.1 ASPECTOS GERAIS

O presente relatório se concentra na apresentação e discussão dos dados obtidos em todas as seis campanhas realizadas pelo Lactec até outubro de 2020.

Alguns elementos do relatório já constam de documentos anteriores, porém foram repetidos para facilitar a compreensão do leitor, dando uma visão conjunta dos trabalhos realizados.

O Anexo IV registra os resultados analíticos químicos das amostras, sendo que para as análises elementares foram utilizados apenas os resultados obtidos por ICP-MS, mais precisos do que os anteriormente obtidos por ICP-OES e utilizados em relatórios anteriores. Como decorrência disso, alguns pontos dos gráficos apresentados estão com algum deslocamento em relação a figuras semelhantes de relatórios anteriores.

O Anexo V apresenta diagramas de barras de todas as concentrações de elementos, com os pontos dispostos ordenadamente desde a foz do rio Doce até sua nascente em Mariana - MG.

5.1.2 CAMPANHAS

Foram realizadas sete campanhas, onde a primeira e a segunda compuseram uma primeira etapa da amostragem em dezembro de 2017 com sequência em janeiro de 2018, a terceira em junho de 2018, a quarta em dezembro de 2018, a quinta em julho de 2019, a sexta em dezembro de 2019-2020 e a sétima foi realizada em outubro de 2020 (Tabela 91). As datas de realização das campanhas constam da referida tabela. Os dados mais completos obtidos em campo e por meio de análises laboratoriais para cada ponto constam da Tabela apresentada no Anexo IV.

Tabela 91 – Campanhas de análises e coletas de amostras na bacia do rio Doce e os municípios correspondentes aos pontos de amostragem.

Campanhas		Estações amostradas	Municípios
nº	Datas		
1	12/ 2017	A, B, D, E, N, K, L e M	Mariana -MG, Ouro Preto - MG, Santa Cruz do Escalvado - MG, Periquito - MG e Ipaba - MG.
2	01/2018	Y, LA, V, X, W, U, Q, S, T, O, LB e G	Linhares- ES, Colatina ES, Tumiritinga - MG, Resplendor - MG, Itueta - MG, Periquito - MG e Dionísio - MG.
3	06/2018	C, D, E, O, P, M, L, J, I, LB, G, H, Q, V, Y e Z	Santa Cruz do Escalvado - MG, Periquito – MG, Ipaba - MG, Dionísio - MG, Tumiritinga - MG, Colatina - ES e Linhares - ES.
4	12/2018	Z, AC, AA, AB, Y, V, S, R, Q, P, N, I, J, L, M, G, F, E, D e C	Linhares - ES, Colatina - ES, Resplendor - ES, Tumiritinga - MG, Periquito - MG, Ipaba - MG, Dionísio - MG, Santa Cruz do Escalvado - MG e Mariana - MG.
5	07/2019	RA, C, NA, NB, C1, C2, C, E, D, F1, F2, F3, I, L, M, J, N, P, Q e R	Mariana - Mg, Barra Longa – MG, Santa Cruz do Escalvado - MG, São José do Goiabal – MG, Ipaba - MG, Periquito - MG e Tumiritinga - MG.
6	12/2019	C, C1, C2, E, D, E1, E2, F1, F2, F3, I, J, N, P, P3, P2, P1, Q, R e RB	Mariana-Mg, Barra Longa – MG, Santa Cruz do Escalvado – MG, São José do Goiabal – MG, Ipaba – MG, Governador Valadares - MG e Tumiritinga - MG.
7	10/2020	C, C1, NC, C2, E, D, E2, E1, F1, F2, F3, G, LB, L, M, Q, R, S e T	Mariana-Mg, Barra Longa – MG, Santa Cruz do Escalvado – MG, São José do Goiabal – MG, Dionísio – MG, Ipaba – MG, Periquito – MG, Tumiritinga – MG, Resplendor – MG e Itueta – MG.

Os resultados analíticos e sua interpretação continuada, até o fechamento das respectivas fases de trabalhos, foram apresentados em relatórios já apresentados pelo Lactec ao MPF, tais como o Relatório de Linha-Base (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019b) e o TOMO II (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

Anteriormente haviam sido considerados apenas os dados obtidos até a quinta campanha, ocorrida em junho de 2019, uma vez que os resultados analíticos da sexta campanha, levada a termo em dezembro de 2019, foram todos retornados dos laboratórios após o TOMO II (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) estar em fase avançada de elaboração.

A última campanha semestral estava programada para ocorrer na primeira semana de junho de 2020, porém as condições excepcionais ocasionadas pelo surto pandêmico do Covid-19, levaram a que a campanha fosse realizada no final de outubro e início de novembro de 2020.

5.1.3 PONTOS AMOSTRAIS

A Figura 2361 apresenta os pontos amostrais do Lactec no contexto da bacia hidrográfica do rio Doce, com indicação dos locais amostrados, cujos dados locais estão apresentados na Tabela 92. Observe-se que constam três pontos em Governador Valadares-MG, município anteriormente não contemplado. Isso se deve ao fato que, nas campanhas anteriores, a ênfase foi para trabalhos em poços tubulares profundos para abastecimento público, os quais não foram identificados no município.

Tabela 92 – Localização dos pontos amostrais.

Estações amostrais- Localização		Coordenadas		Aquífero principal
A	Mina Alegria N/Mariana	-20,164411	-43,502784	Dom. fissural – Aquífero Cauê, Grupo Caraça
B	Mina Alegria S/Ouro Preto	-20,191070	-43,509161	Dom. fissural – Aquífero Cauê, Grupo Caraça
RA	R. Gualaxo/ Mariana-N.Par.	-20,303553	-43,249618	Variado
C	Sítio Ivaldil/Mariana-N. Par.	-20,295828	-43,232330	Dom. fissural/poroso – Alteritos do Cx. Santa Bárbara
C1	Gesteira /Barra Longa	-20,257239	-43,119335	Dom. fissural – cx. Acaiaca/cx. Mantiqueira
C2	Sítio Adão/S.C.Escalvado	-20,258876	-42,906969	Dom. fissural – cx. Piedade/Gr. Dom Silvério
NA	Nasc./Mariana -Pedras	-20,284604	-43,186098	Dom. fissural – regolito, cx. Santa Bárbara
NB	Nasc./B.Longa - Campinas	-20,261250	-43,179590	Dom. fissural – regolito, Gr. Maquiné/cx. S. Bárbara
NC	Nasc./S.C.Esc. – Sítio Adão	-20,262202	-42,910647	Dom. fissural – regolito, Gr. D. Silvério/cx. Piedade
D	Nova Soberbo, S.C. do Esc.	-20,250619	-42,878236	Dom. fissural – Complexo Santa Bárbara
E	Nova Soberbo 2, S.C. do Esc.	-20,252894	-42,881229	Dom. fissural – Complexo Santa Bárbara
E1	Copasa C-03/S.C. Escalvado	-20,236382	-42,816978	Dom. Fissural – Complexo Piedade
E2	Copasa C-01/S.C. Escalvado	-20,237689	-42,821131	Dom. Fissural – Complexo Piedade
F	Gongo, S.C. do Esc.	-20,269799	-42,860330	Dom. fissural/poroso – Alteritos do Cx. Piedade
F1	S.J.Goiabal - Copasa p. C-07	-19,922006	-42,714304	Dom. fissural - Complexo Piedade
F2	S.J.Goiabal - Copasa p. C-011	-19,925403	-42,710632	Dom. fissural - Complexo Piedade
F3	S.J.Goiabal - Copasa p. C-05	-19,930432	-42,705061	Dom. fissural - Complexo Piedade
G	Dionísio - Posto Ponte Alta	-19,835333	-42,647294	Dom. fissural/poroso – Alteritos do Cx. Santa Bárbara
H	Dionísio - Poço Ponte Alta 2	-19,835090	-42,647230	Dom. fissural/poroso – Alteritos do Cx. Santa Bárbara
LB	Lagoa Baianinho - MG	-19,850322	-42,644266	Dom. fissural - Complexo Piedade
I	Ipaba - COPASA p. C-04	-19,412826	-42,411928	Dom. fissural – Complexo Piedade
J	Ipaba – COPASA p. C-02	-19,407690	-42,412676	Dom. fissural – Complexo Piedade
K	Ipaba – COPASA p. C-05	-19,402211	-42,416683	Dom. fissural – Complexo Piedade
L	Ipaba – COPASA p. C-06	-19,400462	-42,415588	Dom. fissural – Complexo Piedade
M	Ipaba– COPASA p. C-07	-19,397195	-42,413803	Dom. fissural – Complexo Piedade
N	Periquito – COPASA p.C-01	-19,150842	-42,244871	Dom. fissural – Complexo Piedade
O	Periquito/Pedra Corrida	-19,091922	-42,154557	Dom. fissural – Complexo Piedade

Estações amostrais- Localização		Coordenadas		Aquífero principal
P	Periquito/P. Corrida - COPASA	-19,090300	-42,155156	Dom. fissural – Complexo Piedade
P1	Gov. Valadares, área urbana	-18,910225	-41,992018	Poço raso Dom. poroso local – Fm. superficial
P2	Gov. Valadares, área urbana	-18,900150	-41,980817	Poço raso Dom. poroso local – Fm. superficial
P3	Gov. Valadares, área urbana	-18,893096	-41,974251	Poço raso Dom. poroso local – Fm. superficial
Q	Tumiritinga, área urbana	-18,977984	-41,641810	Dom. fissural – Formação Tumiritinga
R	Tumiritinga/S. Tomé de T.	-19,011345	-41,546959	Dom fissural/poroso - Alteritos da Fm. Tumiritinga
RB	Rio Doce - Tumiritinga/ Galiléia	-19,010864	-41,544568	Variado
S	Resplendor – COPASA	-19,316598	-41,255141	Dom. fissural – Suíte Galiléia
T	Itueta – COPASA p. C-01	-19,394190	-41,168446	Dom. fissural – Suíte Galiléia
U	Colatina – p. ETA 04	-19,529060	-40,705326	Dom. fissural – Complexo Paraíba do Sul
V	Colatina – p. ETA 01	-19,538941	-40,644750	Dom. fissural – Complexo Paraíba do Sul
W	Colatina – p. ETA	-19,529903	-40,644487	Dom. fissural – Complexo Paraíba do Sul
X	Colatina - ETA 02	-19,529336	-40,642683	Dom. fissural – Complexo Paraíba do Sul
Y	Areal	-19,479868	-40,071756	Dom. poroso - Formação Barreiras
Z	Linhares/Povoação - cacimba	-19,580263	-39,794557	Dom. poroso - Formação Barreiras
AA	Linhares/Degredo – Sr. Carbin	-19,353568	-39,724875	Poço raso - Dom. poroso – Cordões litorâneos
AB	Linhares/Degredo – Sra. Ivanete	-19,353925	-39,726015	Poço raso - Dom. poroso – Cordões litorâneos
AC	Linhares/Degredo - Bar do Mel	-19,318777	-39,721395	Poço raso - Dom. poroso – Cordões litorâneos
LA	Linhares/Lagoa Nova	-19,415894	-40,158545	Dom. poroso - Formação Barreiras

5.1.4 CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS GERAIS DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA BHRD

A abordagem das características dos pontos de amostragem foi feita, em termos gerais, segundo os três grandes compartimentos do curso do rio Doce, definidos em Brasil(MPF)/Lactec (2020b). Como as águas subterrâneas são influenciadas por características geológicas mais locais, alguns pontos ou agrupamento de pontos situados no limite dos compartimentos, foram abordados todos no compartimento onde a grande maioria das amostragens foram realizadas. É o caso dos pontos amostrais NC e C2, situados no Compartimento 1, porém tratados com os outros pontos de Santa Cruz do Escalvado/MG, estes situados no Compartimento 2. De modo a sistematizar melhor a análise das características das águas subterrâneas na região, foram estabelecidos sequencialmente alguns grupos de pontos amostrais concentrados conforme os município onde se situam, ou seja: a) Ouro Preto/MG, Mariana/MG e Barra Longa/MG; b) Santa Cruz do Escalvado/MG; c) Goiabal/MG e Dionísio/MG; d) Ipaba/MG e Periquito/MG; e) Governador Valadares/MG, Tumiritinga/MG, Resplendor/MG e Itueta/MG; f) Colatina/ES e Linhares/ES.

Nos pontos que apresentavam condições mais adequadas para amostragens foi realizado um número maior de análises, possibilitando uma maior representatividade das características de qualidade de água identificadas. Na seleção dos pontos de amostragem foi considerado o acesso, localização, apoio na amostragem, manutenção regular e se o poço estava operando. Mariana/MG contou com oito análises em cinco pontos amostrados, incluindo um ponto no rio Gualaxo do Norte. Barra Longa/MG teve quatro amostras coletadas em duas campanhas. Santa Cruz do Escalvado/MG contou com vinte e duas amostras tomadas em 6 poços e duas nascentes. Foram, ao todo, analisadas nove amostras em três poço da Copasa em São José do Goiabal/MG. Em Dionísio/MG foram amostrados três pontos, dois poços e uma lagoa perfazendo um total de oito análises. Ipaba/MG teve dezenove análises realizadas com amostras tomadas em cinco pontos amostrais. Periquito/MG sediou dez amostragens em três poços. Governador Valadares/MG teve três poços amostrados, e três amostras coletadas. Tumiritinga/MG teve coletas de um total onze amostras de água, tomadas em três pontos, sendo uma delas coletada no rio Doce. Resplendor/MG e Itueta/MG cada município com um poço amostrado, sediaram cinco amostragens, sendo três em Resplendor/MG e duas em Itueta/MG. Colatina/ES sediou seis amostragens em quatro poços. Em Linhares/ES foram tomadas nove amostras, cinco em poços, tendo uma lagoa amostrada.

5.1.4.1 Caráter hidroquímico do conjunto das águas

A caracterização hidroquímica fundamental das águas naturais se dá por meio das relações entre principais componentes em solução, que são os cátions majoritários Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ , bem como os ânions $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$, SO_4^{2-} e $\text{Cl}^- + \text{NO}_3^-$. Os cátions registram as proporções entre elementos originários principalmente nas rochas, enquanto o conjunto dos ânions são influenciados naturalmente tanto pelas rochas como por outros fatores incluindo o clima. Estas variáveis podem ser representadas em conjunto por meio de diagramas triangulares simples e compostos, como o diagrama de Piper (1944).

A composição química do conjunto das amostras analisadas entre dezembro de 2017 e outubro de 2020 é apresentada no diagrama de Piper da Figura 238. A grande dispersão de pontos, em grande parte marca a diversidade litológica da bacia hidrográfica do rio Doce.

A ausência de águas magnesianas é notável, indicando pouca influência nos pontos amostrados, de uma litologia básica onde há uma quantidade maior de silicatos magnesianos, tais como anfibólios e piroxênios, bem como a presença subordinada de rochas com composição dolomítica. O predomínio de rochas ácidas e intermediárias é em grande parte marcado pela caracterização hidroquímica geral das águas da BHRD. Em termos de ânions, observa-se que a maioria das amostras é bicarbonatada ($\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} > 50\%$), e a minoria sulfatada. Este aspecto reflete pouca presença de enxofre na maioria dos aquíferos acessados.

É notável no conjunto das análises a relação $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ inferior a um, e também a relação $\text{SO}_4^{2-}/\text{HCO}_3^-$ inferior a um, o que é refletido na Figura 238.

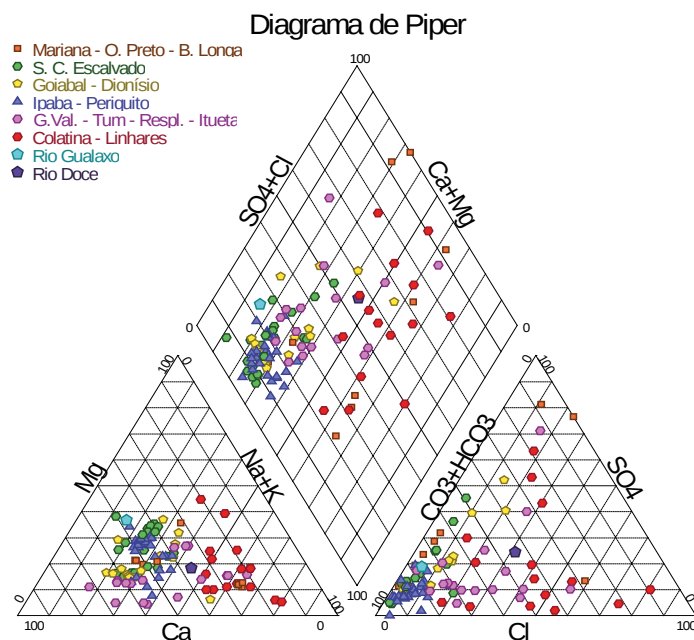
Maiores considerações sobre o quimismo das águas são feitas neste relatório, quando da abordagem individual dos grupos de pontos amostrais.

Para tomar como referência é apresentada a Figura 239, correspondente a agrupamentos de pontos de análises de águas superficiais analisadas pelo Lactec e constantes de relatórios do IGAM, já utilizada no Relatório de Atualização da Linha-Base dos Ambientes Aquáticos Continentais (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019b).

A comparação entre o caráter hidroquímico do conjunto das águas subterrâneas com as águas do rio Doce e afluentes de montante, indica que as águas dos rios estão em faixas restritas de relações $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ e $\text{SO}_4^{2-}/(\text{Cl}^- + \text{NO}_3^-)$. Os processos de mistura e a incidência de águas mais diluídas e estabilizadas em equilíbrio com o ambiente superficial de aquíferos freáticos e de escoamento superficial leva a esta maior homogeneidade comparada com o conjunto das águas subterrâneas. Estas últimas, principalmente aquelas de aquíferos mais profundos, por sua vez têm sua composição mais estável em cada ponto de controle.

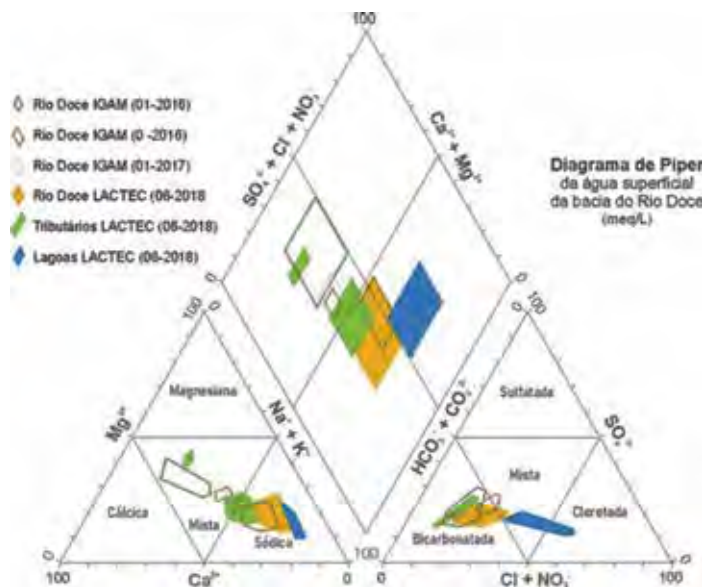
As águas subterrâneas dos pontos de controle apresentam uma incidência maior de águas cálcicas, o que não ocorre com as águas superficiais consideradas que, pelos cátions, são todas ou sódicas ou mistas.

Figura 238 – Diagrama de trilinear composto, representando a composição de pontos de água subterrânea da bacia hidrográfica do rio Doce em termos de macroconstituintes iônicos- Diagrama de Piper.



Para uma visão mais clara das características hidroquímicas dos aquíferos representados pelos pontos amostrais considerados, eles serão abordados por município onde as amostragens foram efetuadas.

Figura 239 – Diagrama de Piper correspondentes a conjuntos de amostras de águas superficiais de rios da BHRD. (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2019b).

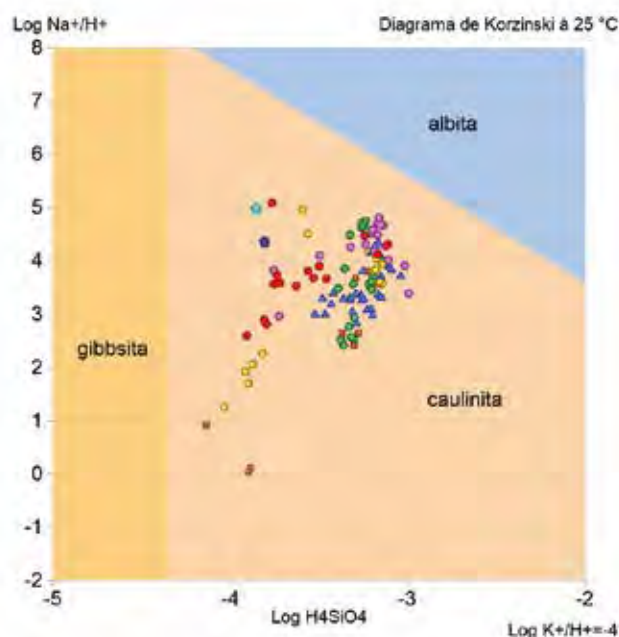


O quimismo das águas subterrâneas é estabelecido primordialmente pela carga solúvel liberada durante o contato da água com o arcabouço mineral das rochas. No processo intempérico, os minerais das rochas estão em contato com a água principalmente nas superfícies das fraturas, de aquíferos do domínio fraturado ou do conjunto dos minerais nos aquíferos porosos. Durante este contato, os minerais e substâncias minerais se solubilizam, são cristalizados secundariamente ou sofrem processos de sorção e dessorção, onde elementos são intercambiados entre a solução e a matéria sólida. Trata-se de um equilíbrio termodinâmico. Neste processo, os aluminossilicatos, principalmente os argilominerais, tem papel importante e em grande parte são controlados pela quantidade de sílica em solução.

Uma maneira de visualização expedita do estado de equilíbrio da mineralogia com a água é possível pelo uso dos diagramas de estabilidade de aluminossilicatos do tipo Khorzinski. Este tipo de diagrama assume que a quantidade de alumínio solubilizado é mínima, o que é fato, e estabelece por meio de equações de equilíbrios termodinâmicos entre pares de minerais e a solução aquosa, o campo de estabilidade de silicatos (HELGESON, 1969; GAC, 1979; DREVER, 1988). No sistema $\text{SiO}_2 - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{H}_2\text{O} - \text{Ca}^{2+}$ apresentado na Figura 240, observa-se que todas as águas analisadas se encontram no campo da caulinita, o que é controlado por concentrações de sílica no campo do equilíbrio do quartzo ($\log [\text{H}_4\text{SiO}_4]$ entre -4 e -2,6). Os diagramas apresentados foram compostos com o auxílio do programa computacional Diagramme (SIMMLER, 2007).

A presença da caulinita como o mineral silicático em equilíbrio indica que o ambiente hídrico possui característica solubilizante para os minerais comuns predominantes nas rochas magmáticas e metamórficas da região. Isto leva a que a composição química das águas subterrâneas seja estabelecida principalmente pela composição química mineralógica das rochas. As águas subterrâneas sugerem que a monossilicitação é o processo intempérico predominante na bacia. Na monossilicitação (TARDY, 1968), os macroconstituintes elementares metálicos que predominam nas rochas (Ca, Mg, Na e K) são eliminados em solução pelas águas, juntamente com parte da sílica (H_4SiO_4). A sílica retida, forma com o alumínio a caulinita, sendo este o mineral de argila predominante nos solos da região. Na faixa de pH inferior a oito, o quartzo, que é comum nas rochas primárias da bacia e também nas formações superficiais é pouco intemperizado.

Figura 240 – Amostras de água da BHRD locadas em um diagrama de equilíbrio de minerais em água, a 25° Celsius. Diagrama de Khorzinski.



Considerando o potencial de uso das águas subterrâneas para irrigação, com poucas exceções, elas podem ser consideradas como excelentes ou boas por suas características químicas. Este aspecto é perceptível no diagrama de Wilcox (WILCOX, 1955), elaborado com o programa computacional DIAGRAMME (SIMMLER, 2007) apresentado na Figura 241. O diagrama classifica a água conforme a sua condutividade e concentração de sódio, sendo esta expressa como %Na, onde $\%Na = 100 \times (Na^{+} + K^{+}) / (Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+} + K^{+})$ com valores expressos em meq/L. Não são consideradas excelentes apenas nove amostras. É sabido que outras variáveis químicas além daquelas utilizadas no diagrama de Wilcox também podem influenciar a adequabilidade de uma água para a irrigação, como é o caso da concentração de ferro e de manganês. No caso destes elementos, serão feitas observações para situações específicas no decorrer deste relatório.

Figura 241 – Classificação das águas da BHRD conforme sua aptidão para a irrigação. Diagrama de Wilcox (1955), modificado no programa DIAGRAMME.

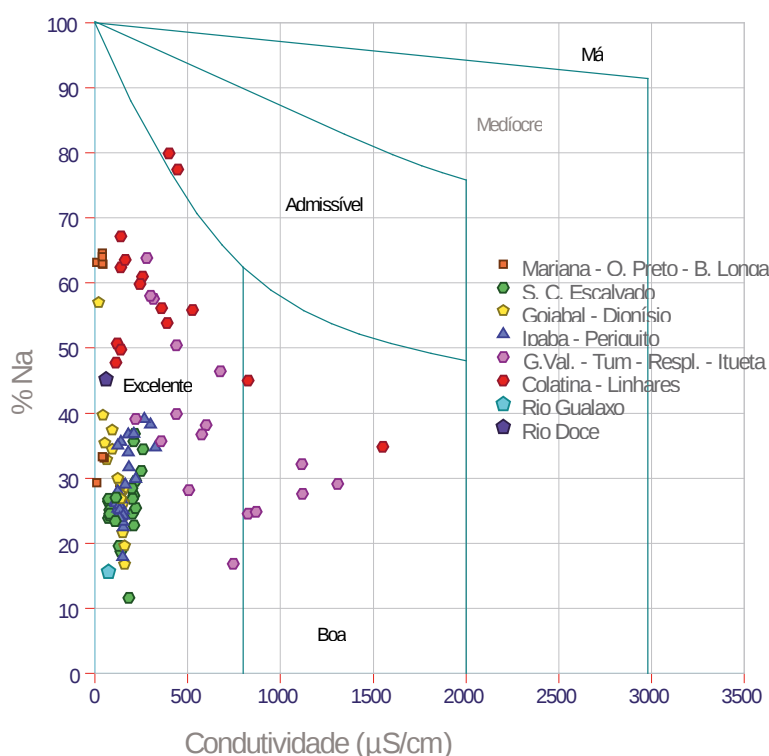


Tabela 93 – Número de elementos identificados por ICP-MS, pelo Lactec em pontos amostrais de água subterrânea da BHRD.

Estação - Município	Riqueza	Estação - Município	Riqueza	Estação - Município	Riqueza
B - Ouro Preto	12	F2 - São J. do Goiabal	20	Q - Tumiritinga	24
A - Mariana	14	F3 - São J. do Goiabal	27	R - Tumiritinga	20
RA - Mariana	15	G - Dionísio	28	RB - Tumiritinga	29
C - Mariana	15	H - Dionísio	17	S - Resplendor	31
NA - Mariana	14	LB - Dionísio	18	T - Itueta	19
NB - Barra Longa	27	K - Ipaba	16	U - Colatina	20
C1 - Barra Longa	17	L - Ipaba	16	V - Colatina	19
NC - S ^{ta} . C. do Escalvado	21	M - Ipaba	16	W - Colatina	21
C2 - S ^{ta} . C. do Escalvado	27	J - Ipaba	18	X - Colatina	19
E - S ^{ta} . C. do Escalvado	19	I - Ipaba	17	LA - Linhares	21
D - S ^{ta} . C. do Escalvado	15	N - Periquito	18	Y - Linhares	40
F - S ^{ta} . C. do Escalvado	17	P - Periquito	17	Z - Linhares	35
E2 - S ^{ta} . C. do Escalvado	18	O - Periquito	20	AB - Linhares	24
E1 - S ^{ta} . C. do Escalvado	20	P1 – Gov. Valadares	25	AA - Linhares	27
F1 - São J. do Goiabal	21	P2 – Gov. Valadares	23	AC - Linhares	24

Riqueza: número de parâmetros identificados (<LD) dentre os 70 testados por ICP-MS em cada ponto amostral

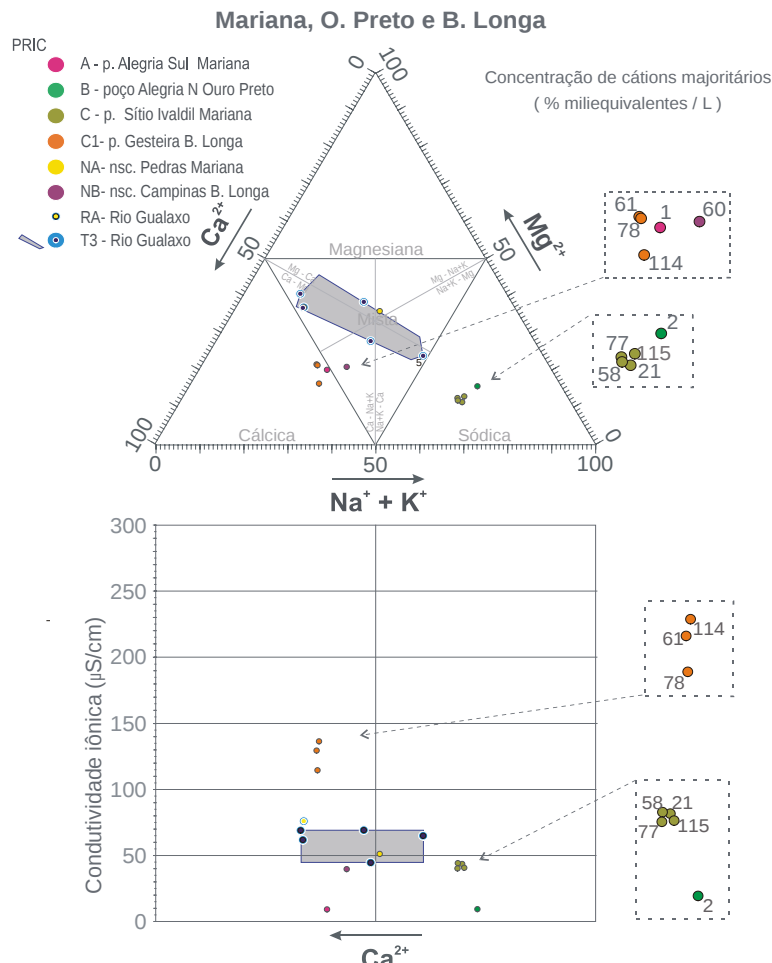
5.1.4.2 Compartimento 1

Deste compartimento fazem parte os pontos amostrais de Mariana/MG, Ouro Preto/MG e Barra Longa/MG. As rochas influentes nas águas estão relacionadas ao Aquífero Cauê do Quadrilátero Ferrífero, aos complexos Santa Bárbara, Acaíaca e Mantiqueira, como ilustrado na Figura 267. Os pontos “NC” e “C2”, estão no Compartimento 1, porém serão abordados em conjunto com os pontos de Santa Cruz do Escalvado/MG, majoritariamente situados no Compartimento 2.

Os poços de Mariana e Ouro Preto, perfurados nas jazidas da Samarco e da Vale, pontos amostrais A e B (Figura 236), são abastecidos pelo aquífero Cauê, cujo arcabouço é o itabirito do Quadrilátero Ferrífero, onde se encontra o minério explorado, o que já foi abordado em relatórios anteriores. Como indicado pelo o perfil geológico esquemático apresentado na Figura 237, o ponto “C”, na área rural de Paracatu de Baixo está em um poço perfurado em área do Complexo metamórfico Santa Bárbara. Os pontos “NA” e “NB” estão em nascentes sobre rochas de composição granítica deste mesmo complexo sob influência direta do intemperismo e pedogênese daquelas rochas. Como referência da composição da drenagem por onde passou o fluxo contendo os rejeitos, foi coletada uma amostra no rio Gualaxo de Baixo, o ponto “RA”.

No município de Barra Longa/MG, foram coletadas amostras em um poço perfurado por interferência da Renova para abastecer a comunidade de Gesteira. Trata-se de água bicarbonatada cálcica, com condutividade de 114 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 137 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabela 94). O embasamento litológico é associado ao Complexo Mantiqueira. O limite de detecção do sulfato é relativamente elevado, o que influencia no triângulo dos ânions do diagrama de Piper, podendo indicar um falso distanciamento de alguns pontos, como é o caso ilustrado pela Figura 242.

Figura 242 – Composição das águas dos pontos amostrais de Mariana, Ouro Preto e Barra Longa expressos em um diagrama triangular Ca^{2+} - Mg^{2+} - ($\text{Na}^{+}+\text{K}^{+}$).



Ao diagrama triangular da Figura 242 está associado um retângulo inferior com a representação da condutividade e a projeção vertical dos pontos do triângulo superior. A discussão dos pontos é feita quando são comentadas as características correspondentes a cada município ou grupo de pontos.

A caracterização hidroquímica dos pontos de água amostrados neste compartimento está expressa em um diagrama equivalente ao triângulo dos cátions do diagrama de Piper Figura 238. Na referida figura, estão igualmente locadas, como referência, quatro análises realizadas pelo Lactec no ponto T3 (código utilizado pelo Lactec no monitoramento regular das águas superficiais) situado no rio Gualaxo do Norte, bem como o PRIC, polígono de relações intercatiônicas, formado pelos valores máximos e mínimos das relações $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$, $\text{Mg}^{2+}/(\text{Na}^{+}+\text{K}^{+})$ e $(\text{Na}^{+}+\text{K}^{+})/\text{Ca}^{2+}$ no grupo de amostras considerado. A identificação de cada ponto amostral pode ser feita nos destaques laterais de cada grupo de amostras, onde o número corresponde à numeração sequencial das amostras analisadas em todo o programa de águas subterrâneas. O ponto “RA”, onde foi realizada uma amostragem seguindo todo o protocolo utilizado para as águas subterrâneas, coincide com o ponto T3 das águas superficiais. Cabe lembrar que neste tipo de diagrama triangular, não é diretamente representada a concentração dos elementos, porém a relação entre eles, o que elimina efeitos da diluição. As relações entre os polos do triângulo estão apresentadas na Tabela 94.

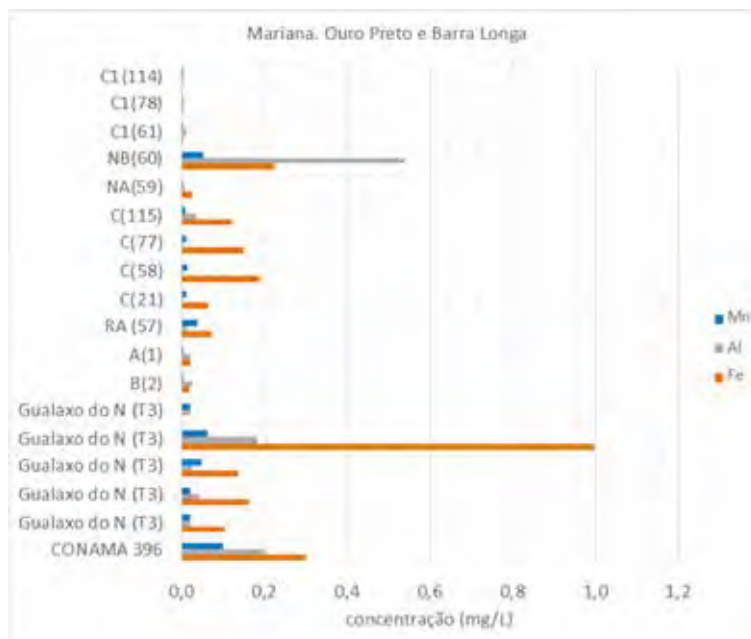
Tabela 94 – Valores da condutividade e das relações entre os íons majoritários medidos nas amostras nos pontos amostrais na mina Alegria Norte (A), na mina Alegria Sul (B) no ponto amostral na Fazenda Paracatu (C) em Mariana/MG, no rio Gualaxo do Norte (RA) em Paracatu de Baixo/MG, em Gesteira, Barra Longa/MG (C1), na nascente em Pedras (NA) Mariana/MG e na nascente em Campinas (NB), Barra Longa/MG.

Ponto (Amostra)	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	$\text{Ca}^{2+} / (\text{Na}^{+} + \text{K}^{+})$ ($\mu\text{S/cm}$)	$(\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}) / \text{Mg}^{2+}$ ($\mu\text{S/cm}$)	$\text{Mg}^{2+} / \text{Ca}^{2+}$ ($\mu\text{S/cm}$)
A(1)	8,0	1,75	5,93	0,39
B(2)	8,6	0,29	16,88	0,82
C(21)	42,4	0,38	23,37	0,45
C(58)	44,6	0,40	21,43	0,46
C(77)	39,8	0,40	21,01	0,48
C(115)	42,1	0,36	20,19	0,54
C1(61)	129,4	2,02	4,90	0,40
C1(78)	114,1	2,00	4,96	0,40
C1(114)	137,3	1,87	7,24	0,30
NA(59)	51,2	0,94	3,70	1,15
NB(60)	39,1	1,38	6,39	0,45
RA(57)	76,5	3,06	1,70	0,77

Como se observa no diagrama de Piper da Figura 238, onde estão, além dos cátions, registradas informações quanto aos ânions e também na Figura 242 onde os cátions estão representados com maior detalhe, configuram-se diferentes grupamentos de pontos. O ponto “C”, amostrado em quatro ocasiões, forma um conjunto com característica bicarbonatada sódica, enquanto o ponto “RA” veicula água mista do tipo Ca - Mg. A nascente de Campinas, ponto “NA” é misto do tipo Mg – (Na K). A nascente “NB” se destaca pelo pH 5,39, superior apenas ao pH anotado na Mina Alegria Sul e Norte. A nascente “NB” de Pedras em Barra Longa/MG, assim como “NA”, são mistas quanto aos cátions, no entanto, a primeira é ácida o suficiente para que o bicarbonato esteja em valores não detectados. Característica notória e já mencionada em relatórios anteriores é a condutividade inferior a 10 $\mu\text{S/cm}$ nos poços do aquífero Cauê e também baixa, inferior a 100 $\mu\text{S/cm}$ nos outros pontos de água deste grupo.

No tocante aos analitos que ocorrem com maior frequência em concentrações superiores ao recomendado se destacam o Fe e o Mn. A concentração de ambos no Compartimento 1 está ilustrada na Figura 243, que contempla também o $\text{Al}_{\text{dissolvido}}$. Observa-se que, apenas em uma situação no rio Gualaxo do Norte (T3) ocorre para o $\text{Fe}_{\text{dissolvido}}$ concentrações acima dos limites da Resolução CONAMA nº 396/2008 (BRASIL, 2008). Já no caso do $\text{Al}_{\text{dissolvido}}$ é notável um valor bastante elevado na nascente NB em Barra Longa, com um pH 5,4.

Figura 243 – Concentrações de Fe, Mn e Al nos pontos de água amostrados em Mariana, Ouro Preto e Barra Longa.



O diagrama de equilíbrio de minerais sílico-aluminosos do sistema Al-Si-H₂O-Ca (Figura 240) situa os diferentes tipos de água, caracterizando sua pertinência ao campo da caulinita.

Todas as amostras analisadas indicam águas excelentes para a irrigação, tomando-se por base o Diagrama de Wilcox, apresentado na Figura 241. A Figura foi elaborada com o programa computacional Diagramme (SIMLER, 2007) e que utiliza o chamado poder alcalinizante ou percentagem de sódio e a condutividade como parâmetros.

Os pontos de água amostrados em sua totalidade apresentaram boa qualidade para consumo, à exceção da nascente NB, em Barra Longa, e o ponto A na Mina Alegria Sul, que apresentam pH inferior ao recomendado que é entre 6 e 9. A nascente NB apresenta uma concentração de nitrato inferior ao limite preconizado pela Resolução CONAMA nº 396/2008 (BRASIL, 2008) que é 10 mg/L (expressa em N), no entanto a presença deste íon é forte indicação de contaminação orgânica. Por ocasião da coleta de água, foi informado que esta nascente não era utilizada para abastecimento humano.

Todos os pontos do Compartimento 1 apresentaram, em termos gerais, uma água de boa qualidade, pelos padrões nacionais estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 396/2008 (BRASIL, 2008). Os pontos “A”, “B” e a nascente “NB” são exceções pois o pH é inferior ao recomendado (pH entre 6 e 9), por seu caráter mais ácido, “A” com 5,09 e “B” com 4,94.

Quanto aos outros analitos avaliados, os poços perfurados no aquífero Cauê apresentam como excepcionalidade as baixas concentrações de elementos em solução. Nos conjuntos dos pontos do compartimento 1, o **nitrato** varia de 0,11g mg/L a 1,89 mg/L, o **lítio**, de < 0,0001mg/L a 0,00410 m/L, o **boro**, de < 0,005/L a 0,023 mg/L, o **fósforo**, de <0,010 m/L a 0,071 mg/L, o **escândio**, de <0,001 mg/L a 0,002 mg/L encontrado no ponto “C” em apenas uma medição, o **vanádio** variou entre <0,0002 mg/L e 0,005 mg/L, o **cromo**, entre <0,0005 mg/L e 0,0023 mg/L, o **manganês**, entre 0,00078 mg/L e 0,05146 mg/L, o **ferro** entre <0,001 mg/L e 0,224 mg/L, o **cobalto**, entre <0,0002 µg/L e 0,00024 mg/L, o **níquel**, entre <0,0002 mg/L e 0,0006 mg/L, o **cobre**, entre 0,0005 mg/L e 0,0039 mg/L,

o **zinco**, entre 0,0033 mg/L e 0,3950 mg/L, o **germânio** entre <0,00005 mg/L e 0,00008 mg/L, o **bromo**, entre <0,05 mg/L e 0,0130 mg/L, o **rubídio**, entre 0,00011 mg/L e 0,00335 mg/L, o **estrôncio**, de 0,00034 mg/L a 0,07812 mg/L, o **ítrio**, de < 0,00001 mg/L a 0,00050 mg/L, o **molibdênio**, de <0,0001 mg/L a 0,00040 mg/L, o **estanho**, de <0,00005 mg/L a 0,00026 mg/L, o **antimônio**, de <0,00005 mg/L a 0,00611 mg/L, o **césio**, de <0,00001 mg/L a 0,00040 mg/L, o **bário**, de 0,00045 mg/L a 0,0710 mg/L, o **lantânio**, de <0,00001 mg/L a 0,00138 mg/L, o **cério**, de 0,00001 mg/L a 0,00174 mg/L, o **praseodímio**, de <0,00001 mg/L a 0,00017 mg/L, o **neodímio**, de <0,00001 mg/L a 0,00054 mg/L, o **samário**, de <0,00002 mg/L a 0,00007 mg/L, o **europio**, de <0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L, o **gadolínio**, de <0,00001 mg/L a 0,0008 mg/L, o **disprósio**, de < 0,00001 mg/L a 0,00005 mg/L, o **hólmio**, de <0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L, o **érbio**, de <0,00001 mg/L a 0,00003 mg/L e o **itérbio**, de < 0,00001 mg/L a 0,00002 mg/L. A amostra coletada na nascente “NB” em Barra Longa foi a mais rica em **ETRs**. Foram também caracterizados o **tungstênio**, de <0,00002 mg/L a 0,00050 mg/L, o **tálio**, de <0,00001 mg/L a 0,00003 mg/L, o **chumbo**, de <0,0002 mg/L a 0,00170 mg/L e o **urânio**, de <0,00002 mg/L a 0,00263 mg/L.

Um aspecto interessante do posto “C1” em Barra Longa são concentrações baixas, porém quantificadas, dos elementos minoritários urânio, vanádio, cromo, cobre e tungstênio. O chumbo, por sua vez, teve neste ponto seu valor mais elevado dentre todos os pontos, ou seja 0,0012 mg/L e 0,0017 mg/L, porém o limite para potabilidade é 10 µg/L. A água se apresentou com boa qualidade para consumo, quanto aos parâmetros analisados.

5.1.4.3 Compartimento 2

5.1.4.3.1 Santa Cruz do Escalvado

O embasamento litológico de Santa Cruz do Escalvado/MG é principalmente formado por rochas granito-gnáissicas do complexo Piedade que transicionam na região, com rochas metassedimentares do Grupo Dom Silvério (Figura 237), que comporta, além de xistos diversos, mármore, calciossilicáticas e quartzitos com plagiocásios (EVANGELISTA, 1992). Neste grupo é conhecida a presença de rochas mangano-silicáticas, como gonditos e também de cromo, principalmente sob a forma de fuchsite em quartzitos.

Em Santa Cruz do Escalvado foram estabelecidos dois pontos de amostragem na área rural próximo ao curso do rio Doce, sendo um poço tubular profundo “C2” onde foram realizadas amostragens em três campanhas e um em uma nascente próxima “NC”, a montante, amostrada em duas ocasiões. Na localidade de Nova Soberbo, em área urbana, foram utilizados dois pontos de amostragem, “E” e “D”, ambos amostrados em seis campanhas. Na sede municipal foram amostrados dois poços da Copasa, utilizados para abastecimento urbano, os poços “E1” e “E2”.

O aquífero fissural é o tipo que abastece os poços do município, sendo que a água captada por poços diversos percorreu diferentes caminhos pelas fraturas, podendo estar em contato com rochas de composição variada, que libera para a água proporções desiguais de elementos. Além do mais, algumas fraturas podem ter sido fraturas antigas consolidadas, porém reativadas por tensões mais recentes e conter depósitos de minerais de material diferenciado da rocha fraturada.

Conforme a compartimentação química das águas por seus componentes iônicos majoritários, por meio do diagrama de Piper mostrado na Figura 238 e na Figura 244, ficam evidenciados diferentes grupos amostrais, segundo suas relações interiônicas Tabela 95.

Figura 244 – Composição das águas dos pontos amostrais de Santa Cruz do Escalvado expressos em um diagrama triangular Ca^{2+} - Mg^{2+} - ($\text{Na}^{+}+\text{K}^{+}$), e um ponto de referência no Rio Doce (RB).

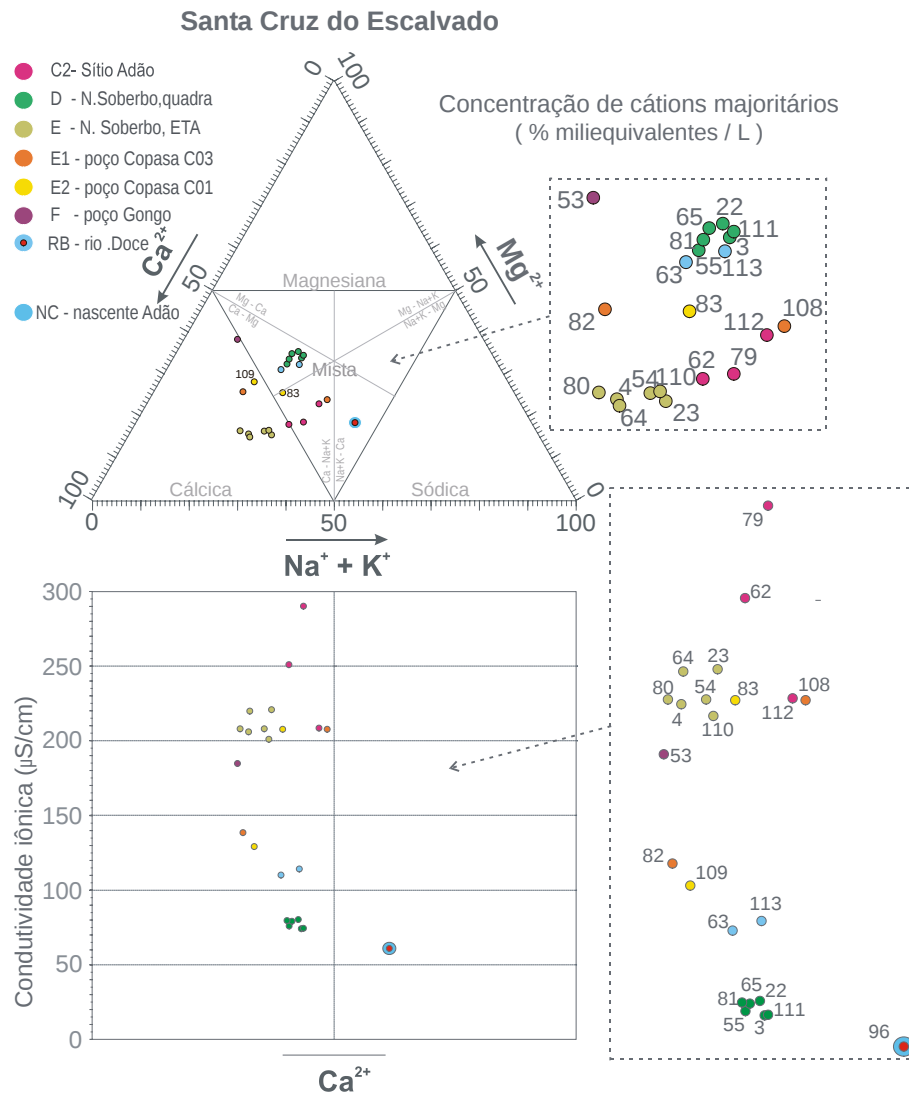


Tabela 95 – Valores da condutividade e das relações entre os íons majoritários medidos nas amostras 21 e 56 obtidas nos pontos “D”, “E” e “F” em Santa Cruz do Escalvado/MG.

Ponto (Amostra)	Condutividade (µS/cm)	$\text{Ca}^{2+} / (\text{Na}^{+}+\text{K}^{+})$ (eq/L)	$(\text{Na}^{+}+\text{K}^{+}) / \text{Mg}^{2+}$ (eq/L)	$\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ (eq/L)
C2(62)	251,0	1,61	6,63	0,38
C2(79)	259,0	1,36	7,48	0,39
C2(112)	208,0	1,16	6,30	0,55
D(3)	73,5	1,50	3,12	0,85
D(22)	80,6	1,58	2,86	0,89
D(55)	76,8	1,79	2,84	0,79
D(65)	79,3	1,70	2,81	0,84

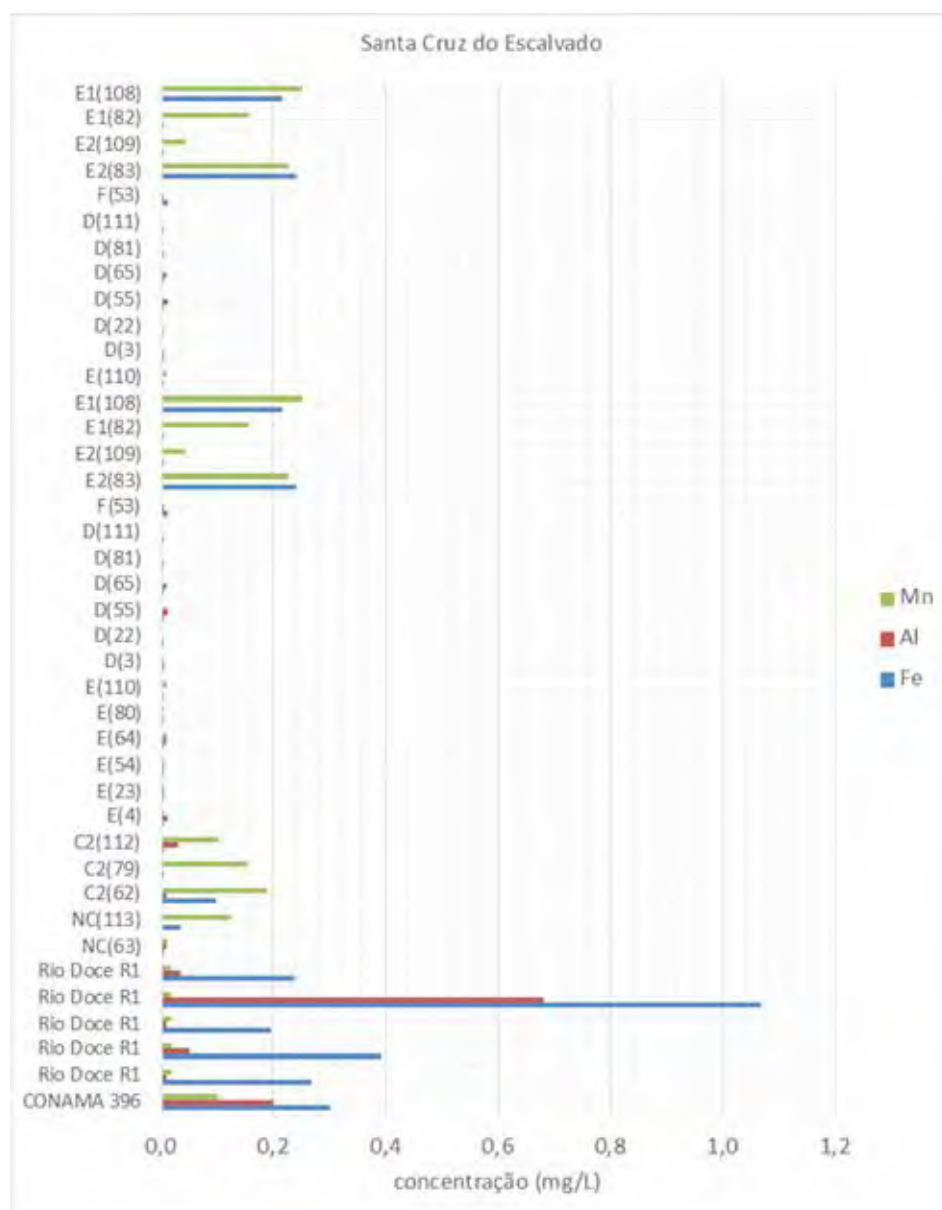
Ponto (Amostra)	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	$\text{Ca}^{2+} / (\text{Na}^{+} + \text{K}^{+})$ (eq/L)	$(\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}) / \text{Mg}^{2+}$ (eq/L)	$\text{Mg}^{2+} / \text{Ca}^{2+}$ (eq/L)
D(81)	79,3	1,76	3,07	0,74
D(111)	74,0	1,46	3,14	0,88
E(4)	206,0	2,42	6,28	0,26
E(23)	222,0	1,86	7,63	0,28
E(54)	208,0	2,06	6,67	0,29
E(64)	220,0	2,36	6,81	0,25
E(80)	208,0	2,69	5,58	0,27
E(110)	201,0	1,94	6,88	0,30
E1(82)	138,9	2,98	2,95	0,46
E1(108)	217,0	1,07	6,14	0,61
E2(83)	207,0	1,78	4,26	0,53
E2(109)	129,4	2,67	2,80	0,54
F(53)	184,0	4,35	1,20	0,76
NC(63)	110,4	1,95	3,00	0,68
NC(113)	114,4	1,52	3,37	0,78

O ponto “D” e o ponto “E” estão muito próximos, cerca de cem metros um do outro, porém o ponto “D” corresponde a um poço de vazão muito baixa e menos profundo do que o ponto “E”. O poço “D” capta água com condutividade média de 77,3 $\mu\text{S/cm}$, compatível com água que circulou menos tempo pelo aquífero fissural do que a água do ponto E, 210,8 $\mu\text{S/cm}$. A água de “E” é a mais bicarbonatada cálcica de todos os pontos amostrados no município, como possível consequência da dissolução intempérica de rochas ricas em plagioclásios, ou mesmo rochas de enclaves carbonáticos ou crostas carbonáticas secundárias presentes em fraturas. Estes aspectos ainda devem ser mais estudados.

O ferro, cujas concentrações estão representadas na Figura 245, não superou o limite normativo de 0,3 mg/L em nenhuma das amostras, porém o Mn foi detectado em concentrações superiores ao recomendado pela Resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008), que é de 0,1 mg/L no ponto “C2”. Quanto ao alumínio, foi constatado que as concentrações na água subterrânea foram baixas e bastante inferiores aos limites legais e também a valores detectados na estação R1 no rio Doce.

A condutividade iônica comparada com a distribuição dos cátions também é ilustrada pela Figura 244. Notar que as faixas de concentração das águas correspondentes a determinado ponto em campanhas diferentes se mantêm, não apresentando diferenças marcantes entre as campanhas de inverno e de verão. Há uma gradação entre os pontos amostrais, sendo o ponto “D” aquele com água de menor condutividade e o ponto “C2”, o de condutividade mais elevada. Interessante também notar que a nascente correspondente ao ponto “NC” possui água com condutividade superior à do poço “D”. Considere-se que as concentrações das nascentes estão sujeitas a um controle químico por processos físico-químicos que ocorrem em uma área bem mais restrita do que o que ocorre nos poços e onde a interação com a atmosfera é maior. A ação biológica também tende a ser maior nas nascentes, enquanto o tempo de residência da água com os solos e rochas é mais rápido, o que leva a uma distância maior do equilíbrio água-sólidos.

Figura 245 – Concentrações de ferro e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em Santa Cruz do Escalvado/MG. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação R1 de monitoramento de água superficial do rio Doce.



No que se refere aos elementos minoritários, cabe destaque ao cromo, que foi detectado no ponto “F” em Gongo, em sua maior concentração dentre o conjunto de amostras de água analisadas neste trabalho (Amostra T53 – 0,0027 mg/L). O cromo também foi detectado em outros pontos, com o valor máximo de 0,0029 mg/L. O vanádio, por sua vez, foi também detectado em vários pontos amostrais no município, com uma concentração máxima de 0,0044 mg/L. Saliente-se também que o ferro e o cobalto não estão presentes em quantidade significativa nas águas e mesmo o manganês ocorre nas concentrações de 0,226 mg/L e 0,158 mg/L apenas nos poços “E2” e “E1” respectivamente, lembrando que o máximo legal para consumo humano é de 0,100 mg/L.

O germânio foi um elemento identificado no ponto “E” em Nova Soberbo em diferentes campanhas, com um máximo de 0,00046 mg/L. Foi anotada também a presença dos elementos minoritários como o vanádio no ponto “F”, em Gongo, molibdênio no ponto “E1” na sede municipal, níquel e

elementos terras raras (ETR) no ponto “C2”, situado no sítio do Sr. Adão, a poucas dezenas de metros do curso do rio Doce. Rubídio e lítio foram também detectados no ponto “C2”.

Em um detalhamento maior quanto a todos os constituintes minoritários analisados nos pontos de água do município, o **lítio** apresentou concentrações entre 0,001 mg/L e 0,0133 mg/L, o **boro**, entre <0,005 mg/L e 0,011 mg/L, o **alumínio**, entre <0,001 mg/L e 0,013 mg/L, o **fósforo**, entre <0,001 mg/L e 0,076 mg/L, o **escândio**, entre <0,001 mg/L e 0,002 mg/L, o **vanádio**, <0,0002 mg/L e 0,0044 mg/L, o **cromo**, entre <0,0005 mg/L e 0,0027 mg/L, o **manganês**, entre 0,00027 mg/L e 0,22607 mg/L, o **ferro**, entre <0,010 mg/L e 0,241 mg/L, o **cobalto**, entre <0,00002 mg/L e 0,00066 mg/L, o **níquel**, entre <0,0002 mg/L e 0,0013 mg/L, o **cobre**, entre 0,00020 mg/L e 0,0010 mg/L, o **zinco**, entre 0,0086 mg/L e 0,3355 mg/L, o **germânio**, entre <0,00005 mg/L e 0,00046 mg/L, o **arsênio**, com 0,0009 mg/L no E1 e <0,0005 mg/L nos outros pontos, o **bromo**, entre 0,0100 mg/L e 0,033 mg/L, o **rubídio**, entre 0,00021 mg/L e 0,01494 mg/L, o **estrôncio**, entre 0,03053 mg/L e 0,10068 mg/L, o **ítrio**, entre <0,00001 mg/L e 0,00034 mg/L, o **molibdênio**, entre 0,0001 mg/L e 0,00540 mg/L, o **cádmio** foi detectado com 0,00006 mg/L no ponto F em Gongo, estando com concentrações inferiores a 0,00005 mg/L nos outros pontos. O **estanho**, foi detectado com 0,00368 mg/L no ponto E em uma análise e nos outros pontos sempre com concentrações inferiores ao limite de detecção de 0,00005 mg/L. O **antimônio** foi detectado com concentrações entre <0,00005 mg/L e 0,0066 mg/L, o **césio**, entre <0,00001 mg/L e 0,00265 mg/L, o **bário**, entre 0,01495 mg/L e 0,09537 mg/L, o **lantânio**, entre <0,00001 mg/L e 0,00027 mg/L, o **cério**, entre <0,00001 mg/L e 0,00035 mg/L, o **praseodímio** foi detectado em uma ocasião, no ponto E, com 0,00001 mg/L, o **neodímio** foi identificado com concentrações entre <0,00001 mg/L e 0,00013 mg/L, o **gadolínio** teve registro da concentração de 0,00001 mg/L no ponto E em uma análise. O **tungstênio** foi identificado com concentrações entre <0,00002 mg/L e 0,00297 mg/L e o **urânio** apresentou concentrações entre <0,0002 mg/L e 0,0040 mg/L.

Em síntese, à exceção do manganês nos pontos “E1”, “E2” e “C2”, as águas consideradas se enquadram como adequadas ao consumo segundo a Resolução nº396 do CONAMA com respeito às variáveis analisadas.

5.1.4.3.2 São José do Goiabal e Dionísio

Os pontos “F1”, “F2” e “F3”, amostrados em São José do Goiabal/MG, correspondem a três poços da Copasa (Companhia de Saneamento de Minas Gerais), perfurados no Complexo Piedade, como também é o caso dos poços da sede municipal de Santa Cruz do Escalvado. Os pontos de água de Dionísio/MG, no entanto, estão mais distantes do contato mapeado com rochas do complexo São Silvério e se relacionam mais com alteritos do Complexo Piedade.

O caráter hidroquímico das águas dos dois municípios constam do diagrama trilinear da Figura 246. Todas as amostras, locadas no diagrama de Piper da Figura 246, apontam para águas bicarbonatadas cálcicas bem caracterizadas. Os pontos de São José do Goiabal estão todos agrupados, indicando homogeneidade nas características químicas.

Em Dionísio, a água foi amostrada três vezes no ponto “LB” na lagoa Bahianinho amostragens para referência para composição catiônica de contribuições do freático, quatro no ponto “G” e uma no ponto “H”, sendo as últimas em poços tubulares com menos de 20 m. Eles captam água do freático do

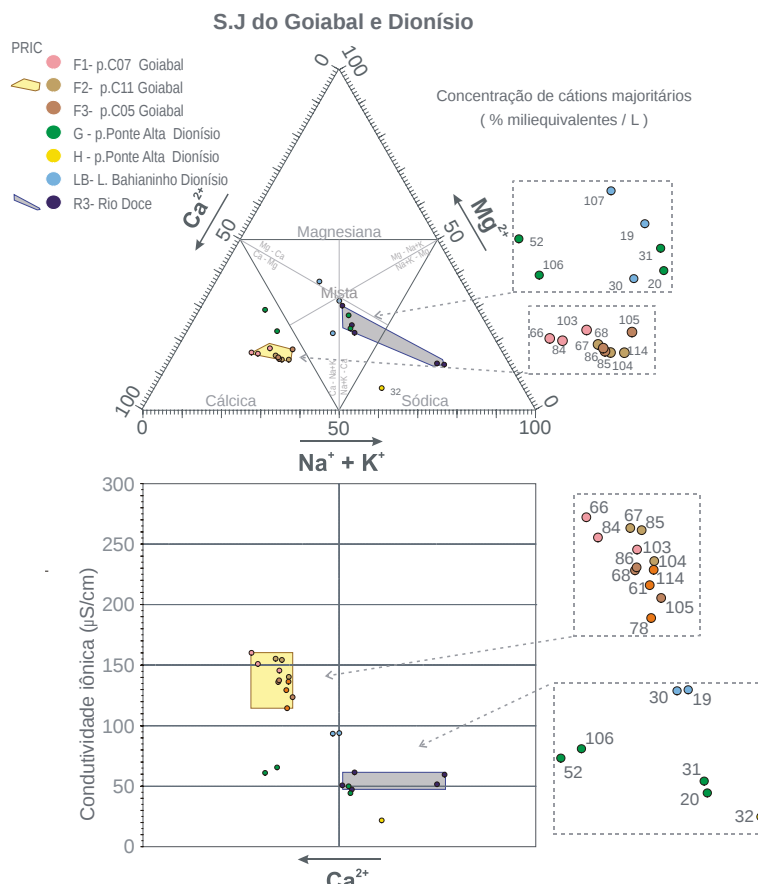
manto de intemperismo, que também é a água que alimenta as lagoas da região. Um dos poços, possui água bicarbonatada cálcica a bicarbonatada mista com grande similaridade à água da lagoa. O outro poço, foi amostrado apenas uma vez, pois foi construído para substituir o anterior no abastecimento de um posto de combustíveis. Este poço apresenta composição menos bicarbonatada e tem caráter sódico e como a coleta não foi feita na boca do poço, pode ter sofrido alterações entre o aquífero e o ponto de coleta.

As águas de Dionísio são bastante diluídas, a lagoa apresentou em duas oportunidades a condutividade de 93 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabela 96), e uma um pouco mais concentrada, de 138 $\mu\text{S}/\text{cm}$. No ponto G foram anotadas condutividades de 162 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 44 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 54 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 66 $\mu\text{S}/\text{cm}$. No ponto H a condutividade foi de 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Os pontos amostrados não se destacaram por concentrações excepcionais de elementos minoritários.

Tabela 96- Valores da condutividade e das relações entre os íons majoritários medidos nas amostras 21 e 56 obtidas nos pontos “F1”, “F2” e “F3” em São José do Goiabal/MG e “G”, “H” e “LB”/MG.

Ponto (Amostra)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	$\text{Ca}^{2+} / (\text{Na}^{+} + \text{K}^{+})$ (eq/L)	$(\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}) / \text{Mg}^{2+}$ (eq/L)	$\text{Mg}^{2+} / \text{Ca}^{2+}$ (eq/L)
F1(66)	160,3	3,25	4,76	0,26
F1(84)	151,8	2,89	5,33	0,26
F1(103)	145,9	2,50	5,24	0,31
F2(67)	155,6	2,21	6,69	0,27
F2(85)	153,8	2,02	7,78	0,25
F2(104)	141,5	1,94	7,91	0,26
F3(68)	136,2	2,13	7,12	0,26
F3(86)	136,8	2,09	7,52	0,25
F3(05)	123,6	1,76	6,96	0,33
G(20)	44,2	0,85	5,95	0,79
G(31)	54,3	1,05	5,15	0,74
G(52)	62,2	3,23	2,30	0,54
G(06)	65,7	1,34	5,72	0,52
H(32)	20,2	0,65	37,23	0,17
LB(19)	93,8	0,99	4,32	0,94
LB(30)	93,7	1,07	6,73	0,55
LB(107)	137,8	1,34	2,91	1,03

Figura 246 – Composição das águas dos pontos amostrais de São José do Goiabal e de Dionísio, expressos em um diagrama triangular Ca^{2+} - Mg^{2+} - ($\text{Na}^{+}+\text{K}^{+}$), e um ponto de referência no Rio Doce (R3).

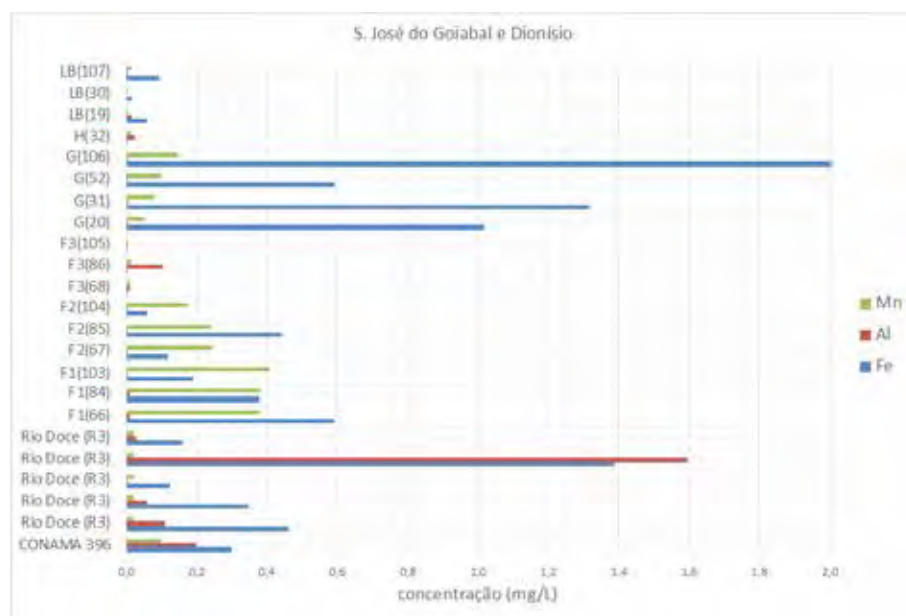


A comparação com a água da estação “R3”, no rio Doce, mostra o rio variando de uma composição francamente sódica, até uma composição mista ($\text{Na}^{+}+\text{K}^{+}$)- Ca^{2+} , a mesma composição das amostras 20 e 31 do ponto “G”, mesmo sem a possibilidade de interferência do rio na água do freático captada pelo poço. Águas composicionalmente semelhantes à do poço alimentam o rio em uma grande parte da região. Há também convergência na condutividade das águas de “R3” e “G”, em questão, ambas se situando na faixa entre 20 $\mu\text{S/cm}$ e 44 $\mu\text{S/cm}$. A água superficial da lagoa Baianinho apresenta concentração mais elevada, refletida em condutividades entre 94 $\mu\text{S/cm}$ e 138 $\mu\text{S/cm}$. O pH na Lagoa Baianinho, medido em três ocasiões foi de 7,8 e 8,6, francamente alcalino. No ponto “G”, o pH variou entre 5,6 e 6,0.

As concentrações de ferro, alumínio e manganês são apresentadas graficamente na Figura 247. Na referida figura, destaca-se o ponto “G”, em Ponte Alta, onde a concentração de ferro excede o limite do CONAMA em todas as amostras. Também nos pontos amostrais “F1” e “F2” em São José do Goiabal ocorrem concentrações de ferro acima de 0,1 mg/L. Também se destaca as concentrações de manganês nos pontos “F1” e “F2”, acima de todos os outros pontos amostrais. Se “F1” e “F2” possuem composição semelhante em termos de ferro e manganês, o mesmo não ocorre com “F3”, onde os valores destes elementos são baixos. Quanto ao alumínio, ele foi determinado em concentrações mais significativas apenas em uma amostra coletada no ponto “F3” e no rio Doce (R3). Cabe ressaltar da conhecida baixa solubilidade dos minerais aluminosos em pH próximo à neutralidade, o que leva a que

se considere a possibilidade de fração importante do alumínio das águas estar em fase particulada extremamente fina, a ponto de passar em filtros com porosidade de 0,4 µm.

Figura 247 – Concentrações de ferro, alumínio e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em São José do Goiabal/MG e Dionísio/MG. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação R3 de monitoramento de água superficial do rio Doce.



Quanto aos elementos minoritários identificados em solução, em São José do Goiabal, o **lítio** foi quantificado com concentrações de 0,01 mg/L a 0,02 mg/L, o **flúor** de 0,21 mg/L a 0,67 mg/L, o **berílio**, de <0,00005 mg/L a 0,00008 mg/L, o **boro**, de <0,005 mg/L a 0,006 mg/L, o **alumínio**, de <0,001 mg/L a 0,107 mg/L, o **fósforo**, de <0,01 mg/L a <0,869 mg/L, o **escândio**, de <0,001 mg/L a 0,001mg/L em uma ocasião, o **vanádio**, de <0,0002 mg/L a 0,0006 mg/L, o **cromo**, de <0,0005 mg/L a 0,0006 mg/L, **manganês** de 0,0029 mg/L a 0,4076 mg/L, o **ferro** de menos de 0,001 mg/L a 0,590 mg/L, o **cobalto** de <0,00002 mg/L a 0,00026 mg/L, o **níquel**, de <0,0002 mg/L a 0,0005 mg/L, o **cobre** de 0,0002 mg/L a 0,0039 mg/L, o **zinco** de 0,0019 mg/L a 0,1345 mg/L, o **germânio** de <0,00005 mg/L a 0,00011 mg/L, o **arsênio** de 0,0007 mg/L a 0,003 mg/L, o **bromo** de 0,007 mg/L a 0,018 mg/L, o **rubídio** de 0,00194 mg/L a 0,00909 mg/L, o **estrôncio** de 0,04107 mg/L a 0,05753 mg/L, o **ítrio** de 0,00003 mg/L a 0,00019 mg/L, o **zircônio**, foi detectado uma vez com 0,00003 mg/L, o **nióbio**, uma vez com 0,00001 mg/L o **molibdênio** de 0,0012 mg/L a 0,0035 mg/L, o **estanho**, de <0,00005 mg/L a 0,00021 mg/L o **césio** de 0,00076 mg/L a 0,00261 mg/L, o **bário** de 0,02599 mg/L a 0,07375 mg/L, o **lantânio** de <0,00001 mg/L a 0,00008 mg/L, o **cério** de 0,00001 mg/L a 0,00015 mg/L, o **neodímio** de <0,00001 mg/L a 0,00004 mg/L, o **tungstênio** de 0,00039 mg/L a 0,00183 mg/L, o **tálio** de <0,00001 mg/L a 0,00004 mg/L, o **chumbo**, de <0,002 mg/L a 0,0009 mg/L e o **urânio** com concentrações desde 0,00006 mg/L a 0,00488 mg/L.

Em Dionísio, a concentração dos elementos mais marcantes nos poços foi para o **lítio** de <0,0001 mg/L a 0,0005 mg/L, para o **boro**, de <0,005 mg/L a 0,015 mg/L, para o **alumínio**, de <0,001 mg/L a 0,0240 mg/L, para o **fósforo**, de <0,01 mg/L a 0,013 mg/L, para o **vanádio**, de <0,0002 mg/L a 0,0009 mg/L, para o **cromo**, de <0,0005 mg/L a 0,0008 mg/L, para o **manganês**, de

0,0015 mg/L a 0,150 mg/L, para o **ferro**, de <0,010 mg/L a 4,460 mg/L, para o **cobalto**, de 0,00004 mg/L a 0,00208 mg/L, para o **níquel**, de <0,0002 mg/L a 0,0002 mg/L em uma ocasião, para o **cobre**, de 0,0003 mg/L a 0,0072 mg/L, para o **zinco**, de 0,0043 mg/L a 0,0293 mg/L, para o **bromo** de 0,0150 mg/L a 0,0440 mg/L, para o **rubídio**, de 0,00192 mg/L a 0,0187 mg/L, para o **estrôncio** de 0,00301 mg/L a 0,05927 mg/L, para o **ítrio**, de 0,00003 mg/L a 0,00121 mg/L, para o **molibdênio**, de <0,0001 mg/L a 0,01940 mg/L, para o **cádmio**, foi detectado em uma ocasião a concentração de 0,00009 mg/L, para o **césio**, de 0,00006 mg/L a 0,00029 µg/L, para o **bário**, de 0,00602 mg/L a 0,04934 mg/L, para o **lantânio**, de 0,00005 mg/L a 0,00132 mg/L, para o **cério**, de 0,00009 mg/L a 0,00259 mg/L, para o **praseodímio**, de <0,00001 mg/L a 0,00024 mg/L, para o **neodímio**, de 0,0004 mg/L a 0,0009 mg/L, para o **samário**, de <0,00002 mg/L a 0,00018 mg/L, para o **europio**, de <0,00001 mg/L a 0,00002 mg/L, para o **gadolínio**, de <0,00001 mg/L a 0,00016 mg/L, para o **disprósio**, de <0,00001 mg/L a 0,00016 mg/L, para o **hólmio**, de <0,00001 mg/L a 0,00003 mg/L, para o **érbio**, de <0,00001 mg/L a 0,00010 mg/L, para o **túlio**, de <0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L, para o **itérbio**, de <0,00001 mg/L a 0,00009 mg/L, para o **tungstênio**, de <0,00002 mg/L a 0,00002 mg/L, para o **tálio**, de <0,00001 mg/L a 0,00005 mg/L, para o **chumbo**, de <0,0002 mg/L a 0,0004 e para o **urânio**, de <0,00002 mg/L a 0,00010 mg/L.

A grande variedade de elementos identificados e quantificados neste e em outros pontos de amostragem, refletem simplesmente a sensibilidade da metodologia, não se restringindo às variáveis tomadas como críticas e que estão contempladas pelas normas legais brasileiras. A identificação positiva da presença de um elemento mesmo que em níveis inferiores aos máximos aceitáveis para determinados usos, pode ser útil para a avaliação das fontes possíveis de contribuições para o quimismo das águas em questão. Cada episódio de amostragem é único e insubstituível, podendo auxiliar em avaliações futuras envolvendo as características dos aquíferos considerados, das rochas associadas e também de eventuais outras contribuições de origem antrópica.

As águas dos pontos “F1” e “F2” em São José do Goiabal têm nas concentrações de manganês acima dos limites preconizados pelo CONAMA (BRASIL, 2008) a principal limitação ao consumo, por suas características organolépticas, no entanto, o ponto de água “F3” apresentou boas condições de potabilidade em todas as ocasiões amostradas.

Em Dionísio, no ponto amostral “G” no poço de abastecimento particular de Ponte Alta, a concentração de manganês esteve adequada para potabilidade em três das quatro amostras tomadas, no entanto o ferro ultrapassou o limite de 0,3 mg/L em todas as quatro ocasiões.

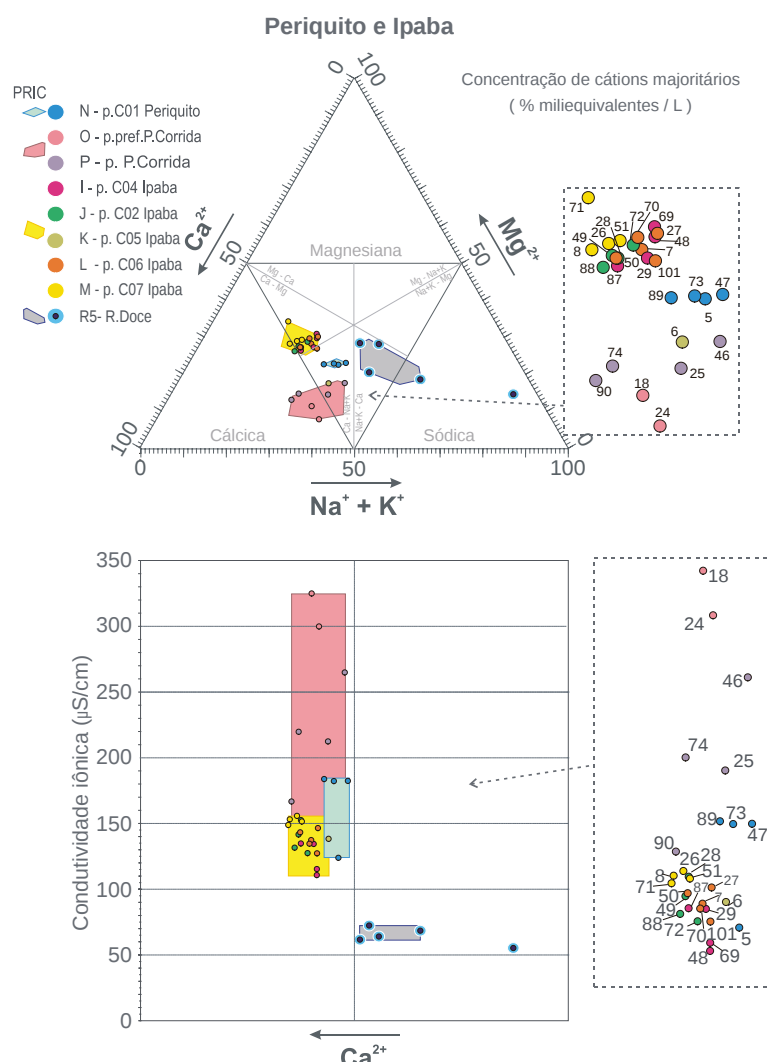
5.1.4.3.3 Ipaba e Periquito

Os poços amostrados nestes dois municípios estão todos construídos em terrenos sobre o Complexo Piedade. Em Ipaba, os poços correspondentes aos pontos “K”, “L” e “M”, estão na planície de inundação do rio Doce. Os poços garantem o abastecimento da cidade, que conta também com captações de água superficial. As águas neste município foram amostradas 17 vezes em cinco pontos, correspondentes a poços com cerca de 150 m de profundidade. O ponto “I” está dentro da malha urbana do município, o ponto J se situa em área de preservação permanente de um curso de água e os pontos “K”, “L” e “M” estão na planície de inundação do rio Doce, distando algumas centenas de metros um do outro. Os citados poços ultrapassam um pacote de sedimentos fluviais de pequena espessura antes de acessarem o aquífero fissural do Complexo Piedade.

As condutividades em Ipaba variaram entre 111 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no ponto “I” e 155 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no ponto “M” (Tabela 97). As composições químicas em termos de componentes iônicos majoritários indicaram águas bicarbonatadas mistas e com grande homogeneidade de conjuntos de amostras de cada ponto.

Os poços se diferenciam um pouco um do outro já nos constituintes iônicos majoritários, como se evidencia na Figura 238 e na Figura 248. Os regimes de operação são manejados conforme as necessidades do sistema de abastecimento da cidade, o que pode influenciar nos resultados das análises das amostras.

Figura 248 – Diagrama trilinear, associado a representação da condutividade elétrica, apresentando as proporções entre os componentes iônicos majoritários na água de três pontos em Periquito, cinco pontos amostrais em Ipaba e um ponto de referência no rio Doce (R5).



O município de Periquito conta com pontos de amostragem em dois lugares: a sede municipal, com o ponto “N” e o ponto “O” e o distrito de Pedra Corrida, com o ponto “P”, estabelecido em um poço tubular profundo da Copasa. Todos estes poços se encontram em terrenos sobre o Complexo de rochas de composição predominantemente granítica.

A água dos diferentes pontos se diferencia pela composição em elementos iônicos majoritários, como pode ser observado na Figura 238 e na Figura 248. O ponto “N”, estabelecido em um poço da Copasa na sede municipal, tem tipologia hidroquímica bicarbonatada mista e profundidade de cerca

de 150 m. O ponto “P”, também da Copasa e estabelecido no distrito de Pedra Corrida, tem caráter hidroquímico bicarbonatado de cálcico a misto, possuindo também a profundidade mais comuns dos poços da Copasa, que é de 150 m. Suas águas são menos magnesianas do que aquelas do ponto “N”. A condutividade das amostras do ponto N é na maioria dos casos, inferior à medida nos pontos “O” e “P”, conforme mostrados na Tabela 97. O ponto “O” foi estabelecido em um poço construído emergencialmente na época da passagem da onda de lama provocada pelo desastre de Fundão e é mais raso, restringindo-se ao material inconsolidado sobre o embasamento. Este poço, de construção precária, que já foi desativado, apresentou valores mais elevados de material dissolvido, o que é mostrado pela condutividade (Figura 248 e Tabela 97).

Tabela 97 – Valores das relações entre os íons majoritários medidos nas amostras obtidas em poços de Ipaba/MG (I, J, K, L e M), nos poços de Periquito/MG Sede (N) e Periquito em Pedra Corrida/MG (O e P).

Ponto (Amostra)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	$\text{Ca}^{2+} / (\text{Na}^{+} + \text{K}^{+})$ (eq/L)	$(\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}) / \text{Mg}^{2+}$ (eq/L)	$\text{Mg}^{2+} / \text{Ca}^{2+}$ (eq/L)
I(29)	134,8	1,69	4,01	0,59
I(48)	111,3	1,66	3,57	0,68
I(69)	115,7	1,65	3,39	0,71
I(87)	134,7	2,01	3,73	0,53
J(28)	153,0	1,91	3,64	0,57
J(49)	141,5	2,08	3,46	0,56
J(72)	127,4	1,83	3,59	0,61
J(88)	131,5	2,20	3,53	0,52
K(6)	138,4	1,32	8,21	0,37
L(7)	137,2	1,78	3,66	0,61
L(27)	146,5	1,62	3,57	0,69
L(50)	143,1	2,02	3,57	0,55
L(70)	134,5	1,81	3,41	0,65
L(101)	127,2	1,60	4,17	0,60
M(8)	153,3	2,10	3,90	0,49
M(26)	155,9	2,18	3,10	0,59
M(51)	151,6	2,04	3,19	0,61
M(71)	148,8	2,70	2,08	0,71
M(102)	135,3	1,96	3,23	0,63
N(5)	124,1	1,21	6,18	0,54
N(47)	178,3	1,10	6,39	0,57
N(73)	182,2	1,28	5,99	0,52
N(89)	184,8	1,44	5,62	0,49
O(18)	325,0	1,56	12,55	0,20
O(24)	299,0	1,42	20,39	0,14
P(25)	212,0	1,33	10,27	0,29
P(46)	265,0	1,11	8,90	0,41
P(74)	220,0	1,86	8,19	0,26
P(90)	166,8	2,01	8,98	0,22

As águas dos pontos de Ipaba são bicarbonatadas mistas do tipo Ca^{2+} - Mg^{2+} (Figura 248). A referida Figura mostra que os pontos de Ipaba possuem todos uma relação $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)/\text{Ca}^{2+}$ inferior à unidade, o que pode ser também observado na Tabela 97.

Os pontos em Pedra Corrida, “O” e “P”, formam um polígono de relações intercatiônicas (PRIC) que se destaca nitidamente do PRIC que envolve as amostras da sede municipal de Periquito, “N” com características mais magnesianas. Os pontos de Ipaba apresentam todos a relação $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)/\text{Mg}^{2+}$ inferior aos pontos de Periquito. Na sede municipal de Periquito, as águas são todas mistas do tipo Ca^{2+} - $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$, enquanto no núcleo de Pedra Corrida, as águas se distribuem entre os campos das cálcicas e das mistas Ca^{2+} - $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$.

No retângulo inferior associado ao diagrama trilinear da Figura 248, fica visível o campo ocupado pelas amostras do rio Doce no ponto R5, inferior ao campo das amostras de águas subterrâneas.

No referente aos elementos minoritários, as concentrações analisadas constatarem nos pontos de Ipaba, o **flúor**, com concentração entre <0,01 mg/L e 0,31 mg/L, o **alumínio**, com concentrações entre <0,001 mg/L e 0,008 mg/L, o **fósforo**, entre <0,01 mg/L e 0,021 mg/L, o **escândio**, de <0,001 mg/L e 0,002 mg/L, o **cromo**, de <0,0005 mg/L a 0,0020 mg/L, o **manganês**, de 0,20437 mg/L a 0,78278 mg/L, o **ferro**, de <0,010 mg/L a 4,774 mg/L, o **cobalto**, de 0,0023 mg/L a 0,0232 mg/L, o **níquel**, de <0,0002 mg/L a 0,0150 mg/L, o **cobre**, de 0,0001 mg/L a 0,00140 mg/L, o **zinco**, de 0,00280 mg/L a 0,1535 mg/L, o **germânio** foi identificado entre <0,00005 mg/L 0,00006 mg/L, o **arsênio** possuiu resultados analíticos de concentrações entre <0,0005 mg/L e 0,00740 mg/L, o **bromo**, entre 0,0090 mg/L e 0,0220 mg/L, o **rubídio**, de 0,00359 mg/L a 0,00800 mg/L, o **estrôncio**, de 0,05731 mg/L a 0,10144 mg/L, o **ítrio**, de <0,00001 mg/L a 0,00003 mg/L, o **molibdênio**, 0,00010 mg/L a 0,0039 mg/L, o **estanho**, de <0,00005 mg/L a 0,00168 mg/L, o **antimônio**, de <0,00005 mg/L a 0,00685 mg/L, o **césio**, de 0,00006 mg/L a 0,00054 mg/L, o **bário**, de 0,04578 mg/L a 0,14387 mg/L, o **lantânio**, de <0,00001 mg/L a 0,00003 mg/L, o **cério**, de <0,00001 mg/L a 0,00006 mg/L, o **neodímio**, de <0,00001 mg/L a 0,00002 mg/L, o **tungstênio**, de <0,000 02 mg/L a 0,00011 mg/L, o **tálio**, de <0,00001 mg/L a 0,00017 mg/L e o **urânio**, de <0,00002 mg/L a 0,00014 µg/L.

Em Ipaba, cabe destaque para o Mn, que em todas as amostras analisadas esteve sempre com concentrações superiores a 0,2 mg/L. Foi medida uma concentração de antimônio superior ao limite de 0,005 mg/L no ponto “K”, avaliado uma única vez.

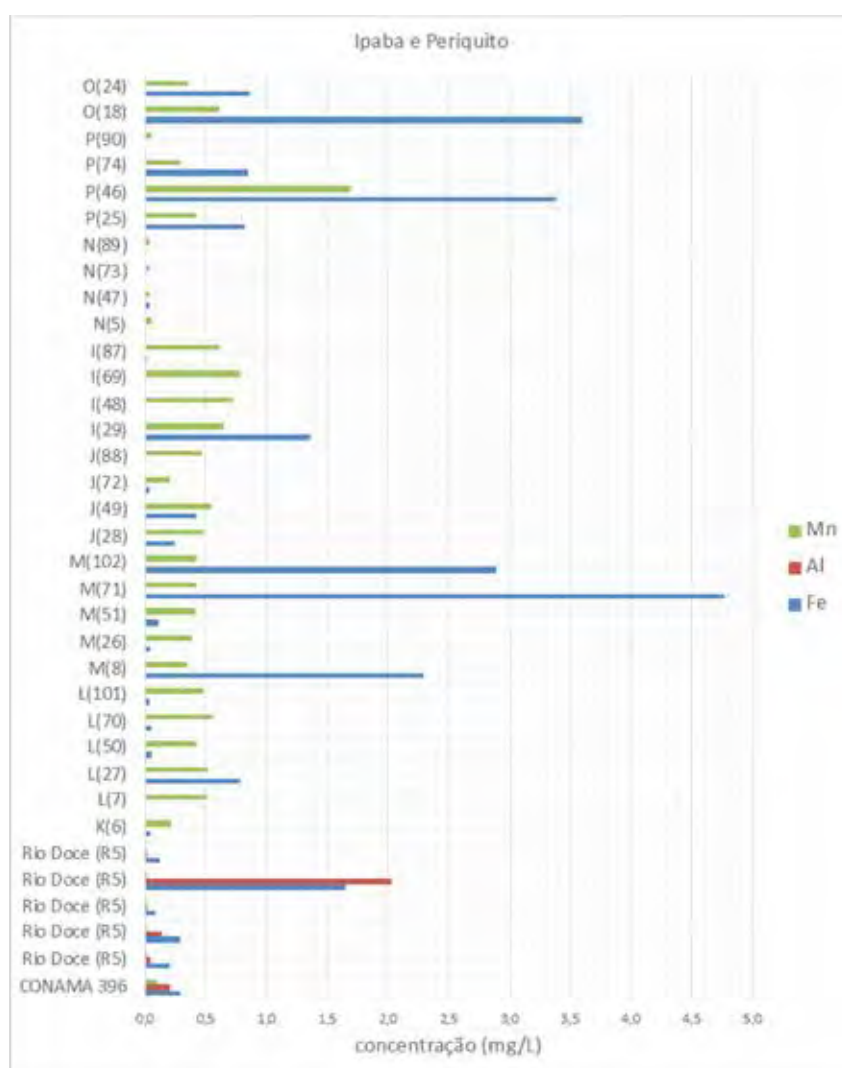
Quanto aos componentes minoritários, analisados por ICP-MS em Periquito, o **flúor** foi avaliado com concentrações entre <0,1 mg/L e 0,91 mg/L, o **lítio** apresentou concentrações entre 0,0043 mg/L e 0,0100 mg/L, o **boro**, entre 0,005 mg/L e 0,024 mg/L, o **alumínio**, entre <0,001 mg/L e 0,009 mg/L, o **fósforo**, entre 0,013 mg/L e 0,081 mg/L, o **escândio**, entre <0,0010 mg/L e 0,0030 mg/L, o **vanádio**, entre <0,0002 mg/L e 0,0020 mg/L, o **manganês**, entre 0,03382 mg/L e 1,68971 mg/L, sendo esta última concentração, anotada no ponto P, acima do limite de 0,1 mg/L estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2008) para água de consumo humano. O **ferro** apresentou concentrações entre <0,010 mg/L e 3,604 mg/L, o **cobalto**, entre 0,00007 mg/L e 0,0068 mg/L, o **níquel**, de 0,0002 mg/L a 0,00210 mg/L, o **cobre**, de 0,00020 mg/L a 0,00120 mg/L, o **zinco**, de 0,0024 mg/L a 0,1496 mg/L, o **germânio**, <0,00005 mg/L a 0,00064 mg/L, o **arsênio**, de <0,0005 mg/L a 0,0008 mg/L, o **bromo**, de 0,0080 mg/L a 0,0400 mg/L, o **rubídio**, de 0,00185 mg/L a 0,00723 mg/L, o **estrôncio**, de 0,05769 mg/L a 0,30781 mg/L, o **ítrio**, de

<0,00001 mg/L a 0,00006 mg/L, o **molibdênio**, de 0,0005 mg/L a 0,01460 mg/L, o **paládio** apresentou acima do limite de detecção de 0,00001 mg/L, apenas o valor de 0,00001 mg/L no ponto “P” em uma ocasião. Para o **cádmio** foi apresentada uma única concentração de 0,00005 mg/L no ponto “P”, para o **estanho** foi detectado o valor de 0,007 mg/L em uma amostra do ponto “N”, enquanto o **antimônio**, na mesma ocasião e mesmo ponto apresentou 0,00636 mg/L. Para o **césio** foram detectadas concentrações entre 0,00001 mg/L e 0,00017 mg/L, para o **bário**, entre 0,04199 mg/L e 0,24111 mg/L, para o **lantânio**, entre <0,00001 mg/L e 0,00001 mg/L, para o **cério**, entre <0,00001 mg/L e 0,00004 mg/L, para o **neodímio**, entre <0,00001 mg/L e 0,00002 mg/L, para o **tungstênio**, de 0,00019 mg/L a 0,00494 mg/L, para o **tálio**, de <0,00001 mg/L a 0,00002 mg/L e para o **urânio**, de 0,00005 mg/L a 0,00023 mg/L.

Em Periquito, o manganês e o ferro estiveram com concentrações acima dos limites (BRASIL, 2008) nas amostras avaliadas nos pontos “P” e “O”. No ponto “N” todas as amostras apresentaram concentrações abaixo do limite máximo.

As concentrações em ferro, alumínio e manganês dissolvidos são apresentadas na Figura 249. Em qualquer dos pontos de águas subterrâneas, o alumínio ocorreu com concentrações significativas, todavia no rio Doce este elemento excedeu o limite normativo de 0,1 mg/L em apenas uma amostragem, porém foi detectado em todas. O ferro excedeu ao limite de 0,3 mg/L em dez amostras distribuídas em diversos pontos. O manganês excedeu ao limite de 0,1 mg/L na maioria dos pontos de águas subterrâneas, o que não ocorreu nas águas do ponto R15 do rio Doce. É notável a ocorrência de baixas concentrações de manganês no rio Doce neste ponto, comparado com as águas subterrâneas amostradas. Trata-se provavelmente de mecanismos de barreira geoquímica oxidativa que faz com que o manganês seja retido antes da água aflorar e ser liberada para alimentar os rios. Barreira semelhante pode estar agindo com relação ao ferro.

Figura 249 – Concentrações de ferro, alumínio e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em Ipaba e Periquito. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação R5 de monitoramento de água superficial do rio Doce.



Todas as águas dos aquíferos acessados, tanto em Ipaba como em Periquito, apresentaram-se excelentes para a irrigação no que se refere à salinidade e concentração de sódio, conforme a Figura 241. Relativamente à concentração máxima de manganês preconizada pelo CONAMA para irrigação (0,2 mg/L) (BRASIL, 2008), todavia, à exceção das águas do ponto “N”, são todas as outras consideradas como inadequadas para a tal uso.

5.1.4.3.4 Governador Valadares, Tumiritinga, Resplendor e Itueta

Nestes municípios foram amostrados três pontos de água subterrânea em Governador Valadares, dois em Tumiritinga, um em Resplendor e um em Itueta. Foi também feita como referência, uma amostragem do rio Doce em Tumiritinga.

Em Governador Valadares as amostras foram tomadas em poços tubulares rasos, com menos de 20 m de profundidade. O acesso aos poços, situados dentro da malha urbana da cidade, foi viabilizado pelos proprietários da empresa de perfuração que os construiu. Foi informado à equipe de campo do Lactec que aquela área onde estavam os poços chegou a ser atingida pela elevação do nível do rio Doce

quando da passagem da onda de rejeitos. Com o abastecimento pela rede pública prejudicado, após a passagem da onda, os poços foram construídos visando atender emergencialmente às demandas pontuais. Um dos referidos poços portava uma mangueira para que a população em geral pudesse se abastecer de água, em princípio para usos compatíveis com água potável.

Na ocasião da coleta, os poços contavam com dispositivos para cloração da água diretamente acoplados ao sistema de captação. Como os dispositivos estavam inativos, foi possível realizar as medições *in situ* e coleta de amostras. Foi recomendado pela equipe que fossem feitas regularmente, no mínimo análises bacteriológicas da água daqueles poços. Isto pelo fato deles estarem se abastecendo de um aquífero livre em plena área urbana, situação típica de um manancial extremamente vulnerável a contaminações por efluentes domésticos.

Os pontos amostrados em Governador Valadares-MG representam a água subterrânea de baixa profundidade da região da cidade. Poços rasos dentro de malhas urbanas de cidades onde os sistemas de saneamento não são perfeitos, possuem comumente concentrações mais elevadas de nitrato, o que, de fato ocorreu com as amostras de água coletadas em todos os três poços. A amostra do ponto “P3” apresentou 75,3 mg/L e o ponto “P1” 69,9 mg/L de NO_3^- , valores superiores ao limite proposto pela Resolução CONAMA nº 396/2008 (BRASIL, 2008), que é de 10 mg/L de nitrato expresso como “N”, o que corresponde a 44,3 mg/L de NO_3^- . A amostra “P2” apresentou 29,57 mg/L de NO_3^- , valor ainda dentro dos limites, mas que não recomenda o uso indiscriminado desta água.

O caráter hidroquímico geral das águas dos pontos “P1”, “P2” e “P3” foi de sulfatado sódico em “P2”, para cloretado misto em “P1” e P3, como visualizado na Figura 238. Na Figura 250, os pontos “P1”, “P2” e “P3” se distribuem desde o tipo sódico até misto do tipo Ca^{2+} - (Na^+ + K^+).

Os pontos amostrais situados no município de Tumiritinga, seja na sede municipal ou na localidade de São Tomé de Tumiritinga, situam-se em área da Formação de mesmo nome, conforme ilustrado na Figura 237. Trata-se de uma formação que comporta rochas metassedimentares e vulcanoclásticas, submetidas a ambiente tectônico complexo. Vieira (2007), considera na área a Formação Tumiritinga em certos pontos tendo sotoposta a Formação São Tomé, também metassedimentar. Estas características petrogenéticas provavelmente justificam o fato do poço de Tumiritinga aduzir uma água com composição diferenciada dos outros pontos de água amostrados neste trabalho, principalmente no tocante a elementos minoritários.

As amostras obtidas no município foram coletadas em um poço tubular situado na área urbana da sede municipal (“Q”) e outro na localidade de São Tomé do Rio Doce (“R”), situada em um ponto que tem a cidade de Galiléia na outra margem do rio Doce (“RB”). O poço de São Tomé foi implantado pela Renova para atender a uma pequena comunidade. Na boca do referido poço foi instalado um sistema de tratamento da água, pois a água *in natura* possui gosto com características julgadas inadequadas pela população.

O poço da área urbana da sede municipal de Tumiritinga está em uma propriedade particular e é empregado para atender demandas de água não potável, uma vez que o local é servido pela rede pública da Copasa. Existem dois outros poços perfurados próximos ao curso do rio Doce na cidade, porém foram abandonados por verterem água com altas concentrações de ferro, conforme informação de funcionários da Copasa. Todavia não se teve acesso a análises químicas da água daqueles poços.

Os pontos amostrais S, em Resplendor, e T, em Itueta, estabelecidos em poços da Copasa, estão perfurados na Suite Galiléia, com composição predominantemente granítica (NALINI JR.; MACHADO; BILAL, 2005). Ambos os poços estão implantados a poucos metros da margem do rio Doce.

As relações entre os cátions majoritários e também da condutividade de cada amostra, constam da Tabela 98.

Tabela 98 – Valores da condutividade e das relações entre os íons majoritários medidos nas amostras obtidas em poços de Gov. Valadares/MG (P1, P2 e P3), nos poços de Tumiritinga/ MG (Q, R e RB), de Resplendor (S) e de Itueta/MG (T).

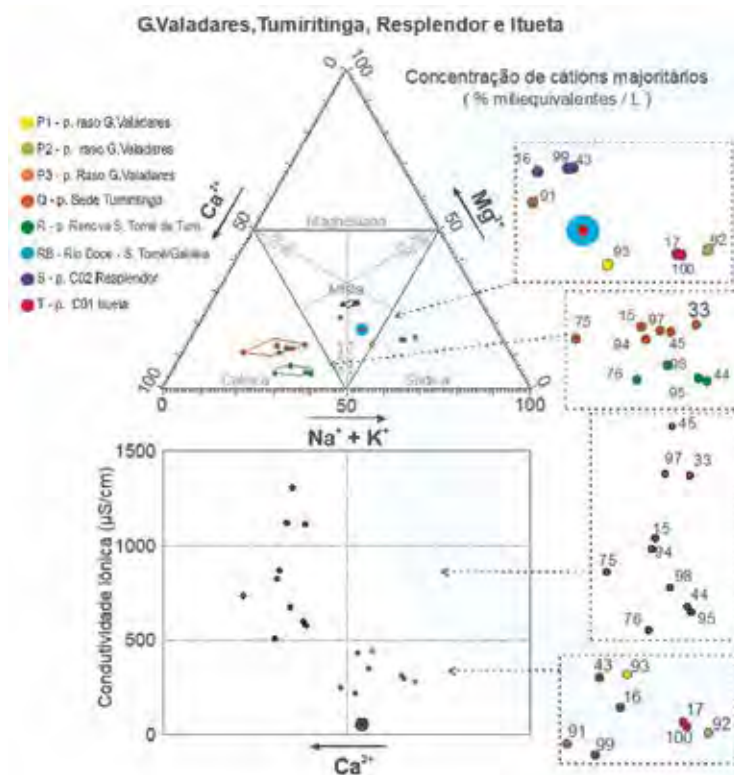
Ponto (amostra)	Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	$\text{Ca}^{2+} / (\text{Na}^{+} + \text{K}^{+})$ (eq/L)	$(\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}) / \text{Mg}^{2+}$ (eq/L)	$\text{Mg}^{2+} / \text{Ca}^{2+}$ (eq/L)
P1(93)	441,0	0,71	14,43	0,39
P2(92)	281,0	0,32	16,08	0,78
P3(91)	250,0	1,07	6,73	0,55
Q(15)	825,0	2,52	7,35	0,22
Q(33)	1115,0	1,69	9,41	0,25
Q(45)	1312,0	2,01	9,43	0,21
Q(75)	747,0	4,29	6,06	0,15
Q(94)	868,0	2,52	7,80	0,20
Q(97)	1121,0	2,17	8,73	0,21
R(44)	600,0	1,50	34,36	0,08
R(76)	505,0	2,39	23,48	0,07
R(95)	576,0	1,59	30,03	0,08
R(98)	677,0	1,00	26,32	0,15
RB(96)	62	0,81	9,85	0,50
S(16)	353,0	1,06	5,40	0,70
S(43)	438,0	0,84	5,94	0,80
S(99)	222,0	0,87	5,84	0,78
T(17)	314,0	0,47	15,03	0,57
T(100)	299,0	0,46	15,14	0,57

Tanto o diagrama de Piper constante da Figura 238, como o diagrama da Figura 250 indicam, para Tumiritinga, dois grupamentos distintos de pontos, correspondendo cada um a um dos poços citados. O ponto Q tem composição menos magnésiana e uma condutividade mais elevada, de 747 $\mu\text{S/cm}$ a 1312 $\mu\text{S/cm}$, enquanto no poço do ponto “R” a condutividade, medida em três ocasiões, foi de 505 $\mu\text{S/cm}$ a 677 $\mu\text{S/cm}$, como ilustrado na Figura 250 e apresentado na Tabela 98. A condutividade medida em uma amostra coletada no rio Doce na secção entre São Tomé e Galiléia, ponto “RB”, apresentou a condutividade de 62 $\mu\text{S/cm}$, portanto, muito inferior à medida nos poços. A condutividade medida no ponto “Q”, entre as amostras analisadas neste trabalho, só foi inferior àquela medida no ponto “W”, em Colatina/ES.

A água do ponto em Resplendor é bicarbonatada mista, enquanto em Itueta é mista quanto aos ânions e sódica. A condutividade em Resplendor, determinada em três campanhas de amostragem, foi de 222 $\mu\text{S/cm}$ a 438 $\mu\text{S/cm}$, enquanto em Itueta foram obtidos os valores de 314 $\mu\text{S/cm}$ e 299 $\mu\text{S/cm}$. O pH em Itueta foi de 6,18 e 6,66 enquanto em Resplendor foi de 7,20; 7,06 e 7,19 (Tabela 98).

As águas dos pontos de amostragem “Q” e “R” se destacam pela característica francamente cálcica de todas as amostras, refletindo características petroquímicas do aquífero.

Figura 250 – Representação, em um diagrama trilinear, da composição de três amostras de água coletadas nos municípios de Governador Valadares/MG, Tumiritinga/MG, Resplendor/MG e Itueta/MG.



Quanto aos pontos de Governador Valadares, a composição em termos de elementos minoritários não foi possível se determinar no “P3”, devido à perda acidental da amostra durante o transporte aéreo para o laboratório. Em “P1” e “P2” a concentração de **lítio** foi respectivamente de 0,0013 mg/L e de 0,0005 mg/L, de **boro** 0,009 mg/L e 0,012 mg/L, de **alumínio** de 0,006 mg/L e 0,004 mg/L, de **manganês** de 0,02195 mg/L e 0,2734 mg/L, lembrando que o limite para este elemento em solução é de 0,1 mg/L. A concentração em “P1” e “P2” para **cobalto** foi respectivamente 0,00009 mg/L e 0,00034 mg/L, para o **níquel** foi de <0,0002 mg/L e 0,0019 mg/L, para o **cobre** 0,0007 mg/L e 0,0012 mg/L, para o **zinco** 0,0093 mg/L e 0,0405 mg/L, para o **selênio** de 0,0009 mg/L e 0,0012 mg/L, para o **bromo**, de 0,0550 mg/L e 0,0420 mg/L, para o **rubídio**, de 0,00841 mg/L e 0,00303 mg/L, para o **estrôncio**, de 0,21158 mg/L e 0,07949 mg/L, para o **ítrio**, de 0,00176 mg/L e 0,00042 mg/L, para o **bário**, de 0,22148 mg/L e 0,10588 mg/L, para o **césio**, de 0,00001 mg/L e 0,00002 mg/L, para o **lantânio**, de 0,00301 mg/L e 0,00059 mg/L para o **cério**, de 0,00022 mg/L e 0,00014 mg/L, para o **praseodímio**, de 0,00043 mg/L e 0,00006 mg/L, para o **neodímio**, de 0,00163 mg/L e 0,00023 mg/L, para o **samário**, de 0,00024 mg/L e 0,00003 mg/L, para o **europio**, de 0,00004 mg/L e <0,00001 mg/L, para o **gadolínio**, de 0,00029 mg/L e 0,00004 mg/L, para o **disprósio**, de 0,00023 mg/L e 0,00003 mg/L, para o **hólmio**, de 0,00004 mg/L e <0,00001 mg/L, para o **érbio**, de 0,00013 mg/L e 0,00002 mg/L, para o **túlio**, de 0,00001 mg/L e <0,00001 mg/L, para o **itérbio**, de 0,00011 mg/L e 0,00001 mg/L, para o **tálio**, de 0,00001 mg/L e 0,00002 mg/L e para o **chumbo**, de <0,0002 mg/L e 0,00040 mg/L.

Em Tumiritinga, no ponto “Q”, o **lítio** variou de 0,0067 mg/L a 0,01740 mg/L, e no ponto “R” entre 0,042 mg/L a 0,052 mg/L. O **boro**, de 0,00800 mg/L a 0,0150 mg/L no ponto “Q” e no ponto “R” entre 0,094 mg/L e 0,136 mg/L. O **alumínio** variou no ponto “Q” entre 0,003 mg/L e 0,015 mg/L e no ponto “R” entre < 0,001 mg/L e 0,006 mg/L. O **escândio**, entre < 0,001 mg/L e 0,003 mg/L em “Q” e entre < 0,001 mg/L e 0,001 mg/L em “R”. O **vanádio**, de 0,0003 mg/L a 0,00110 mg/L em “Q” e entre < 0,0002 mg/L e 0,0006 mg/L em “R”. O **cromo**, de < 0,0005 mg/L a 0,00230 mg/L em “Q” e entre < 0,0005 mg/L e 0,0019 mg/L em “R”. O **manganês**, 1,24997 mg/L a 1,855879 mg/L em “Q” e entre 0,101 mg/L e 0,195 mg/L em “R”. O **ferro**, de 0,35900 mg/L a 8,30300 mg/L em “Q” e entre < 0,001 mg/L e 0,126 mg/L em “R” (conforme observado na Figura 250) para as concentrações de Al, Fe e Mn), o **cobalto** entre < 0,00002 mg/L e 0,00036 mg/L em “Q” e entre < 0,00002 mg/L e 0,00022 mg/L em “R”, o **cobre**, entre 0,0006 mg/L e 0,0011 mg/L em “Q” e entre 0,0003 mg/L e 0,0012 mg/L em “R”. O **zinco**, entre 0,00220 mg/L e 0,0255 mg/L em “Q” e entre 0,0009 mg/L e 0,0081 mg/L em “R”. O **gálio**, de < 0,00005 mg/L a 0,00006 mg/L em “R” e sempre < 0,00005 mg/L. O **germânio**, entre 0,00006 mg/L e 0,00014 mg/L em “Q” e entre 0,00078 mg/L e 0,00110 mg/L em “R”. O **arsênio**, entre 0,00390 mg/L e 0,0265 mg/L em “Q” e entre 0,0013 mg/L e 0,0017 mg/L em “R”. O **selênio**, entre 0,00060 mg/L e 0,00190 mg/L em “Q” e entre < 0,0005 mg/L e 0,0008 mg/L em “R”, O **bromo**, entre 0,218 mg/L e 0,349 mg/L em “Q” e 0,117 mg/L e 0,141 mg/L em “R”. O **rubídio**, entre 0,00483 mg/L e 0,01018 mg/L em “Q” e entre 0,0036 mg/L e 0,0040 mg/L em “R”. O **estrôncio**, entre 0,66459 mg/L e 1,17356 mg/L em “Q” e entre 0,0249 mg/L e 0,0527 mg/L em “R”. Quanto ao **estrôncio**, há uma diferença notável entre os valores do ponto “Q” e do ponto “R”, pois no ponto “R” os valores variam entre 0,02466 mg/L e 0,0527 mg/L, o que levou a que se imaginasse que a água coletada na saída do poço já tivesse sofrido algum tratamento. Continuando, o **ítrio** no ponto “Q” variou entre < 0,00001 mg/L e 0,00023 mg/L e no ponto “R” entre 0,00003 mg/L e 0,00009 mg/L. O **molibdênio**, entre 0,0002 mg/L e 0,001 mg/L em “Q” e entre 0,0004 mg/L e 0,00080 mg/L em “R”. O **ródio**, entre < 0,00001 mg/L e 0,00004 mg/L em “Q” e sempre < 0,00001 mg/L em “R”. O **paládio**, entre < 0,00001 mg/L e 0,00004 mg/L em “Q” e entre 0,00002 mg/L e 0,00003 mg/L em “R”. O **césio**, entre 0,00032 mg/L e 0,0009 mg/L em “Q” e entre 0,00148 mg/L e 0,00178 mg/L em “R”. O **bário**, entre 0,09778 mg/L e 0,23239 mg/L em “Q” e entre 0,00670 mg/L e 0,02717 mg/L em “R”. O **lantânio**, entre < 0,00001 mg/L e 0,00036 mg/L em “Q” e entre < 0,00001 mg/L e 0,00009 mg/L. O **cério**, entre < 0,00001 mg/L e 0,00029 mg/L em “Q” e entre < 0,00001 mg/L e 0,00003 mg/L em “R”. O **praseodímio**, de < 0,00001 mg/L a 0,00003 mg/L em “Q” e sempre inferior a 0,00001 mg/L em “R”. O **neodímio**, entre < 0,00001 mg/L e 0,00016 mg/L em “Q” e entre < 0,00001 mg/L e 0,00004 mg/L em “R”. O **gadolínio**, de < 0,00001 mg/L a 0,00002 mg/L em “Q” e sempre inferior a 0,00001 mg/L em “R”. O **disprósio**, de < 0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L em “Q” sempre inferior a 0,00001 mg/L em “R”. O **érbio**, de < 0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L em “Q” e < 0,00001 mg/L em todas as amostras do ponto “R”. O **tungstênio**, entre 0,00025 mg/L e 0,00080 mg/L em “Q” e entre 0,00257 mg/L e 0,00237 mg/L em “R” e o **urânio**, entre 0,00172 mg/L e 0,01411 mg/L em “Q” e entre < 0,00002 mg/L e 0,00012 mg/L em “R”.

Em Tumiritinga, foram detectadas no ponto “Q” as concentrações mais elevadas dentre todos os pontos avaliados neste estudo, quanto às variáveis: condutividade, alcalinidade, sódio, enxofre, cálcio, escândio, arsênio, estrôncio, ródio e urânio. No ponto “R” foram detectadas concentrações mais elevadas em lítio e boro.

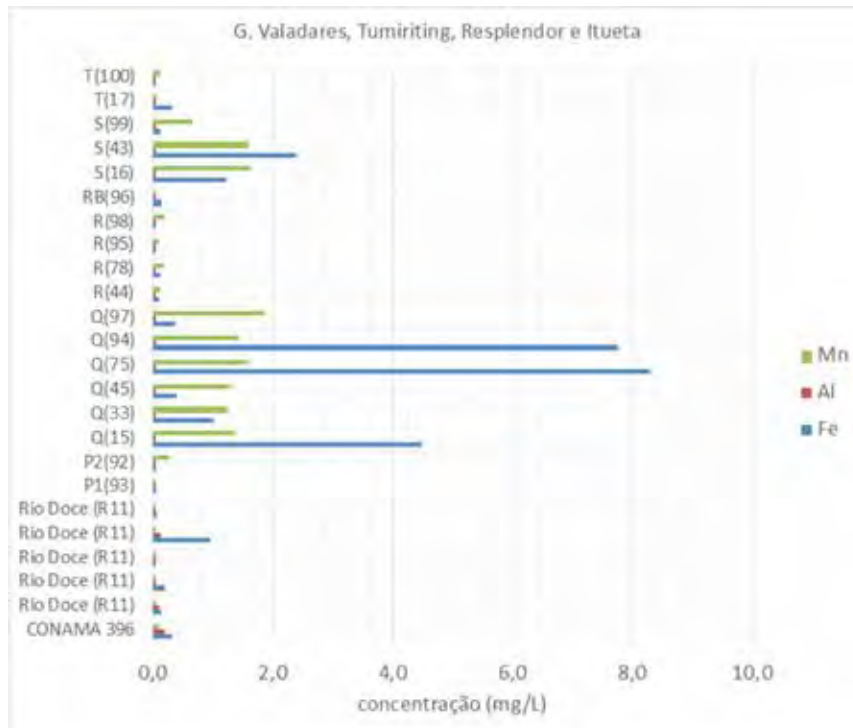
Em Resplendor, o **lítio** foi detectado com concentrações entre 0,000560 mg/L e 0,0188 mg/L, o **boro**, entre 0,0060 mg/L e 0,0110 mg/L, com 7 µg/L e 11 µg/L, o **alumínio** entre 0,0050 mg/L e 0,0120 mg/L, o **vanádio**, entre <0,0002 mg/L e 0,00030 mg/L, o **cromo**, entre <0,0005 mg/L e 0,0007 mg/L, o **manganês**, entre 0,64903 mg/L e 1,62424 mg/L, o **ferro**, entre 0,12700 mg/L e 2,38300 mg/L, o **cobalto**, entre 0,00005 mg/L e 0,00010 mg/L, o **cobre**, entre 0,0004 mg/L e 0,0006 mg/L, o **zinco**, entre 0,00940 mg/L e 0,12790 mg/L, o **germânio**, entre 0,00017 mg/L e 0,00019 mg/L, o **arsênio**, entre 0,00110 mg/L e 0,00170 mg/L, o **selênio**, entre <0,0005 mg/L e 0,0005 mg/L, o **bromo**, entre 0,03800 mg/L e 0,10800 mg/L, o **rubídio**, entre 0,00658 mg/L e 0,01193 mg/L, o **estrôncio**, entre 0,11283 mg/L e 0,26991 mg/L, o **ítrio**, entre <0,00001 mg/L e 0,00006 mg/L, o **molibdênio**, entre 0,00070 mg/L e 0,00110 mg/L, o **ródio**, entre <0,00001 mg/L e 0,00001 mg/L, o **paládio**, entre <0,00001 mg/L e 0,00002 mg/L, o **césio**, entre 0,00056 mg/L e 0,00089 mg/L, o **bário**, 0,12590 e 0,36607 mg/L, o **lantânio**, de <0,00001 mg/L a 0,00007 mg/L, o **cério**, de <0,00001 mg/L a 0,00007 mg/L, o **praseodímio**, de <0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L, o **neodímio**, de <0,00001 mg/L a 0,00003 mg/L, o **gadolínio**, de <0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L, o **tungstênio**, 0,00075 a 0,00099 mg/L, o **tálio**, de <0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L e o **urânio**, de 0,00003 mg/L a 0,00016 mg/L. Apenas concentrações de ferro e manganês foram detectadas em níveis superiores aos limites de potabilidade no ponto “S”.

Em Itueta, dos componentes minoritários detectados na amostra filtrada em 0,45 µ foram o **lítio**, com concentrações de 0,03130 mg/L e 0,03520 mg/L, o **berílio**, de <0,00005 mg/L e 0,00006 mg/L, o **boro**, de 0,01500 mg/L e 0,01700 mg/L, o **alumínio**, de <0,0010 mg/L e 0,00500 mg/L, o **vanádio**, de 0,00003 mg/L nas duas amostras, o **cromo**, de <0,0005 mg/L e 0,0007 mg/L, o **manganês**, de 0,07142 mg/L e 0,12490 mg/L, o **ferro**, de <0,0010 mg/L e 0,3100 mg/L, o **cobalto**, 0,00010 mg/L e 0,00100 mg/L, o **níquel**, de 0,00080 mg/L e 0,00590 mg/L, o **cobre**, de 0,00100 mg/L e 0,00120 mg/L, o **zinco**, de 0,12750 mg/L e 0,14040 mg/L, o **germânio**, de 0,00010 mg/L e 0,00014 mg/L, o **arsênio**, de <0,0005 mg/L e <0,0005 mg/L, o **selênio**, entre 0,0011 mg/L e 0,0011 mg/L, o **bromo**, entre 0,150 mg/L e 0,083 mg/L, o **rubídio**, entre 0,00218 mg/L e 0,00246 mg/L, o **estrôncio**, entre 0,10759 mg/L e 0,10894 mg/L, o **ítrio**, entre 0,00002 mg/L e 0,00002 mg/L, o **molibdênio**, entre 0,0004 mg/L e 0,0005 mg/L, o **ródio**, entre <0,00001 mg/L e <0,00001 mg/L, o **paládio**, entre <0,00001 mg/L e 0,00002 mg/L, o **césio**, entre 0,00004 mg/L e 0,00014 mg/L, o **bário**, 0,0072 e 0,00944 mg/L, o **lantânio**, de <0,00001 mg/L a 0,00002 mg/L, o **cério**, de 0,00003 mg/L a 0,00002 mg/L, o **praseodímio**, de <0,00001 mg/L a <0,00001 mg/L, o **neodímio**, de <0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L, o **gadolínio**, de <0,00001 mg/L a <0,00001 mg/L, o **chumbo**, de <0,00002 mg/L e <0,00002 mg/L e o **urânio**, de 0,00041 mg/L a 0,00731 mg/L.

Em Itueta, como em Resplendor, foram detectados valores de concentrações superiores aos limites de potabilidade quanto ao manganês e ao ferro.

A Figura 251 destaca as composições em ferro, alumínio e manganês nos pontos de água deste grupo. Fica evidenciado que o ferro ultrapassou o limite do CONAMA em todas as amostragens no ponto “Q”, em algumas nos pontos “S” e “T” e nenhuma vez no ponto “R”. O manganês foi detectado acima do limite de 0,1 mg/L em todas as amostras dos pontos “Q”, “R”, “S” e “P1”, sendo detectado acima do limite em uma das amostras do ponto “T”. Não houve ponto em que o manganês deixasse de ser detectado ao menos em uma das amostras.

Figura 251 – Concentrações de ferro, alumínio e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em Governador Valadares, Tumiritinga, Resplendor e Itueta. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação R11 de monitoramento de água superficial do rio Doce.



No que se refere à adequabilidade à irrigação pelo conceito inserido no Diagrama de Wilcox da Figura 241 a água dos pontos “R” e “RB” amostrados no município de Tumiritinga são classificadas como excelentes, enquanto o ponto “Q” apresenta águas tidas como boas, devido à condutividade mais elevada. A se considerar os valores máximos permitidos para irrigação para o manganês (0,2 mg/L) (BRASIL, 2008), tanto “Q” quanto “S” produzem água inadequada. Considerando o ferro, de seis amostragens realizadas, duas apresentaram ferro superando o limite de 5 mg/L.

5.1.4.4 Compartimento 3

Os agrupamentos de pontos amostrais de qualidade de água deste compartimento se situam no estado do Espírito Santo, nos municípios de Colatina e Linhares. O contexto litológico da região das duas cidades onde estão as fontes de água é bastante diferente. Em Colatina os aquíferos acessados são fissurais em rochas cristalinas e em Linhares predominam os aquíferos do domínio Poroso.

5.1.4.4.1 Colatina

O embasamento litológico de Colatina é formado pelo Complexo Paraíba do Sul, como registrado na Figura 237 e atualmente, para a área dos poços, amostrados é considerado o Complexo Nova Venécia (NOCE et al., 2004, apud UHLEIN et al., 2014). As rochas do Complexo Nova Venécia são consideradas paragneisses peraluminosos com intercalações de rocha calcissilicática. Ocorrem na área corpos granitoides do denominado Granitóide de Colatina (LOPES, 2016).

Os poços amostrados se situam a algumas dezenas de metros do curso do rio Doce, perfurando de início rochas alteradas, zona esta, em princípio isoladas pelo revestimento dos poços. A influência

As amostras coletadas no ponto “V” apresentaram muita semelhança com as águas do rio, como pode ser visualizado na Figura 252, o que não elimina a suspeita de interferências do rio no poço.

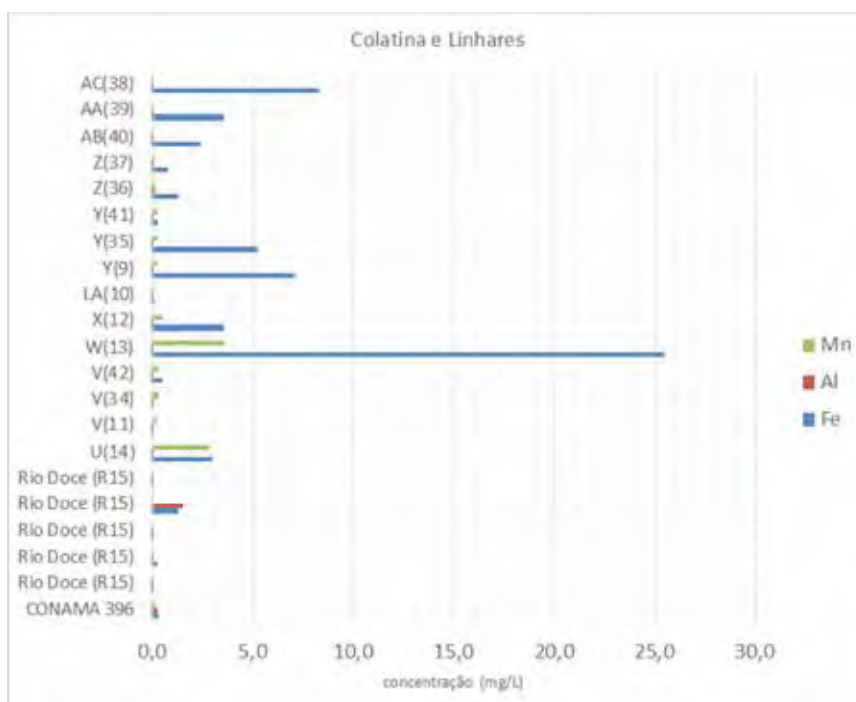
No que se refere ao ferro e ao manganês (Figura 253), os pontos “W” e “U” apresentaram concentrações que extrapolaram os limites propostos pela Resolução CONAMA nº 396/2008 (BRASIL, 2008). O ponto “V” difere dos outros pontos citados, apresentando valores muito inferiores aos mesmos, porém mais elevados do que os obtidos no ponto R11 do rio Doce.

Uma simples avaliação da adequabilidade à irrigação pelas águas amostradas nos pontos desta localidade é apenas indicativa pois todos os pontos estão em área urbana. De qualquer modo, a água dos pontos “V” e “X” são as melhores, principalmente devido às condutividades mais baixas conforme observado na Tabela 99.

Tabela 99 – Valores dos íons majoritários medidos em amostras obtidas em Colatina e Linhares. Como referência foi considerada a estação R15, no rio Doce.

Amostra	Ponto (Amostra)	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	$\text{Ca}^{2+} / (\text{Na}^{+} + \text{K}^{+})$ (eq/L)	$(\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}) / \text{Mg}^{2+}$ (eq/L)	$\text{Mg}^{2+} / \text{Ca}^{2+}$ (eq/L)
T14	U(14)	823,0	0,35	4,57	2,51
T11	V(11)	256,0	0,35	13,65	0,84
T34	V(34)	165,3	0,29	13,96	1,00
T42	V(42)	114,0	0,58	7,72	0,89
T13	W(13)	1551,0	0,59	3,13	2,18
T12	X(12)	527,0	0,34	8,92	1,31
T9	Y(9)	444,0	0,22	52,29	0,36
T35	Y(35)	401,0	0,19	61,89	0,34
T41	Y(41)	245,0	0,49	21,86	0,38
T36	Z(36)	360,0	0,61	22,77	0,29
T37	Z(37)	392,0	0,67	21,91	0,27
T10	LA(10)	138,4	0,57	9,11	0,77
T39	AA(39)	138,9	0,33	24,17	0,51
T40	AB(40)	142,5	0,41	20,49	0,48
T38	AC(38)	122,2	0,66	12,72	0,48

Figura 253 – Concentrações de ferro, alumínio e manganês em solução medidas pelo Lactec em estações de controle amostral de água subterrânea em Colatina/ES e Linhares/ES. Concentrações anotadas pelo Lactec na estação R15 de monitoramento de água superficial do rio Doce.



No referente aos componentes minoritários, analisados por ICP-MS, em Colatina o **lítio** variou de 0,0002mg/L a 0,0041 mg/L, o **boro**, de <0,005 mg/L a 0,029 mg/L, o **alumínio**, de 0,0020 mg/L a 0,034 mg/L, o **fósforo**, de <0,010 mg/L a 0,025 mg/L, o **vanádio**, de <0,002 mg/L a 0,0044 mg/L, o **cromo** foi detectado apenas no ponto X de 0,0007 mg/L, o **manganês** variou de 0,18099 mg/L a 3,56715 mg/L, o **ferro** variou de 0,031mg/L a 25,461 mg/L, o **cobalto**, de 0,00048 mg/L a 0,01194 mg/L, o **níquel**, de 0,00060 mg/L a 0,00240 mg/L, o **cobre**, 0,0004 mg/L a 0,0039 mg/L, o **zinco**, de 0,0212 mg/L a 0,529 mg/L, o **gálio** foi identificado com 0,00005 mg/L no ponto W, o **germânio** com 0,00006 mg/L no ponto X e de 0,0008 mg/L no ponto U, o **arsênio**, de <0,0005 mg/L a 0,00570 mg/L, o **selênio**, de <0,0005 mg/L a 0,00240 mg/L, o **bromo**, de 0,034 mg/L a 0,864 mg/L, o **rubídio**, de 0,00086 mg/L a 0,01262 mg/L, o **estrôncio**, de 0,03461 mg/L a 0,50817 mg/L, o **ítrio**, de <0,00001 mg/L a 0,00008 mg/L, o **molibdênio**, de 0,0002 mg/L a 0,0008 mg/L, o **ródio** com um registro de 0,00001 mg/L no ponto W, o **paládio**, <0,00001 g/L a 0,00006 mg/L, o **estanho**, com 0,00136 mg/L no ponto V em uma ocasião, o **césio**, de <0,00001 mg/L a 0,00008 mg/L, o **bário**, de 0,05063 mg/L a 0,50065 mg/L, o **lantânio**, de <0,00001 mg/L a 0,00003 µg/L, o **cério**, de <0,00001 mg/L a 0,0029 mg/L, o **neodímio**, de <0,00001 mg/L a 0,00003 mg/L, o **gadolínio**, de <0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L, o **disprósio**, de <0,00001 mg/L a 0,00001 mg/L, o **tungstênio**, com 0,00004 mg/L no ponto X, o **tálio**, entre <0,00001 mg/L e 0,00011 mg/L, o **chumbo**, de <0,0002 mg/L a 0,0005 mg/L e o **urânio** de <0,00002 mg/L a 0,00003 mg/L.

Todos os pontos que tiveram suas águas analisadas estão em áreas urbanas ou a jusante delas, de modo que contribuições de poluições podem ter influenciado suas composições. Destaque-se as concentrações de zinco, selênio, bromo, bário e manganês que tiveram suas máximas concentrações dentre todos os pontos monitorados no projeto, em Colatina. O manganês esteve presente em concentrações superiores ao limite de 0,1 mg/L em todas as amostras.

5.1.4.4.2 *Linhares*

O substrato geológico da área dos pontos de amostragem é o Grupo Barreiras, que inclui, no caso a Formação Linhares. Tratam-se de sedimentos arenosos, principalmente cordões litorâneos, como nos pontos em Degredo e de Povoação. O ponto “Z” em Colatina - ES já está mais interiorizado, podendo ter outras influências além daqueles decorrentes da sedimentação em ambiente peri-praial (Figura 237).

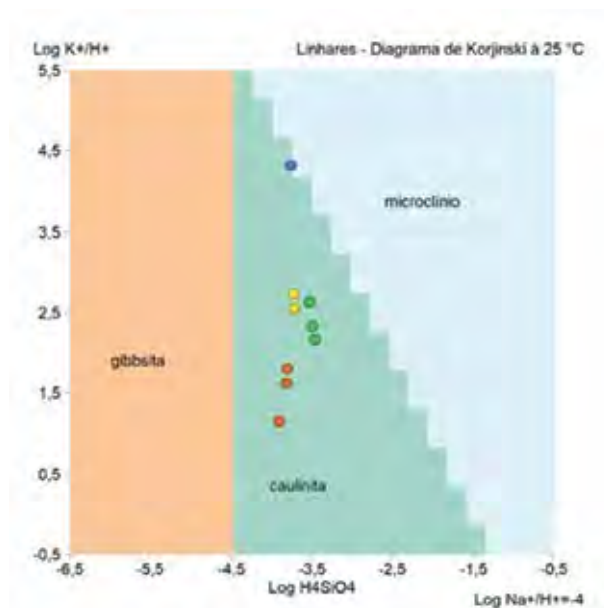
As avaliações da composição das águas subterrâneas do município de Linhares - ES, foram feitas em quatro pontos amostrais, dentre eles o ponto “Y”, correspondente a um poço de abastecimento público em Areal, que foi amostrado em três ocasiões. Foram também feitas amostragens em três poços tubulares rasos na região do Núcleo Remanescente Quilombola de Degredo e uma na Lagoa Nova.

Como acontece com unidades aquíferas sedimentares litorâneas, as águas tendem a ser predominantemente sódicas. No que se refere aos ânions se destacam na Figura 238 as amostras relativamente ricas em sulfato, obtidas em Areal no ponto “Y”. Este ponto, dentre todos os avaliados na bacia do rio Doce (Tabela 93), foi o que apresentou o maior número de elementos em níveis detectáveis por ICP-MS (40 elementos). Esta diversidade se deve provavelmente à litologia, porém há que se considerar a possível contaminação por insumos agrícolas, visto que o fosfato aparece em grande concentração neste ponto. Esta riqueza também é destaque no ponto “Z”, em Povoação, que abriga análises detectando a presença de 35 elementos.

O diagrama de equilíbrio de espécies minerais no sistema $\text{SiO}_2 - \text{H}_2\text{O} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{K}$, apresentado na Figura 254, reflete três níveis de concentração de potássio e pH, em ordem crescente desde Areal até a Lagoa Nova.

Ressalta-se o ponto “LA” correspondente à Lagoa Nova, que está próximo ao campo de equilíbrio do microclínio, o feldspato mais estável em ambiente superficial. Em princípio a precipitação supergênica do feldspato poderia estar exercendo algum controle em sua concentração na água, juntamente com aluminossilicatos hidratados de cadeia dupla, como a illita.

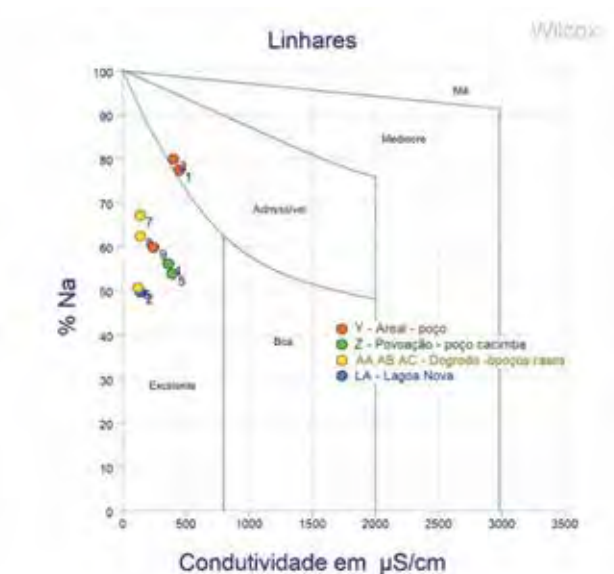
Figura 254 – Diagrama de Khorzinski apresentando o equilíbrio de minerais em água, a 25° Celsius. Amostras de águas coletadas em Linhares.



Um diagrama semelhante onde constam todos os pontos amostrados no presente trabalho, representado na Figura 240, elaborado para minerais sódicos, ou seja, para o sistema $\text{SiO}_2 - \text{H}_2\text{O} - \text{Al}_2\text{O}_3 - \text{Na}$.

O diagrama de Wilcox está apresentado na Figura 255. A concentração elevada em sódio em duas amostras em Linhares, levaram a que este ponto apresentasse águas um pouco prejudicadas para irrigação, em relação aos outros pontos, que são consideradas excelentes, como indicado na Figura 255. As concentrações de manganês acima do limite de 0,2 mg/L, todavia, prejudicam as águas do ponto “Y” para a irrigação.

Figura 255 – Diagrama de Wilcox apresentando a situação de amostras de água do município de Linhares.



Os elementos minoritários no conjunto das análises de águas de Linhares mostrou o **lítio** com concentrações de 0,0004 mg/L a 0,0017 mg/L, de **berílio**, de <0,00005 mg/L a 0,0040 mg/L, de **boro**, desde 0,009 mg/L a 0,061 g/L, de **alumínio**, desde 0,006 mg/L a 0,104 mg/L, de **fósforo**, desde 0,013 mg/L a 85,208 mg/L, de **escândio**, desde <0,001 mg/L a 0,001 mg/L, de **titânio**, de <0,010 mg/L a 0,244 mg/L, de **vanádio**, desde 0,0007 µg/L a 0,0072 mg/L, de **cromo**, desde <0,0005 mg/L a 0,0023 mg/L, de **manganês**, desde 0,01149 mg/L a 0,25285 mg/L, de **ferro**, de 0,110 mg/L a 8,252 mg/L, de **cobalto**, de 0,00019 mg/L a 0,03712 mg/L, de níquel, desde <0,0002 mg/L até 0,0227 mg/L, de **cobre**, desde 0,0002 mg/L a 0,00210 mg/L, para o **zinco**, desde 0,0073 mg/L a 0,0446 mg/L, para o **gálio**, de <0,00005 mg/L a 0,00024 mg/L, para o **germânio**, de <0,00005 mg/L a 0,00006 mg/L, para o **arsênio**, de 0,0005 mg/L até 0,00610 mg/L, para o **selênio**, desde <0,0005 mg/L até 0,001 mg/L, para o **bromo**, de 0,014 mg/L a 0,095 mg/L, para o **rubídio**, de 0,00147 mg/L a 0,01695 mg/L, para o **estrôncio**, de 0,03202 mg/L a 0,13414 mg/L, para o ítrio, desde 0,00006 mg/L até 0,00647 mg/L, para o **zircônio**, de <0,00002 mg/L até 0,00232 mg/L, para o **nióbio** foi anotado um valor de 0,00147 mg/L em “Y” em uma análise, para o **molibdênio**, de <0,0001 mg/L a 0,0011 mg/L, para o **paládio**, de <0,00001 mg/L a 0,00003 mg/L, para o **cádmio**, de <0,00005 mg/L a 0,00027 mg/L, para o **estanho** foi anotado o valor de 0,00006 mg/L em apenas uma análise, para o **antimônio**, as análises resultaram desde valores <0,00005 mg/L até 0,00035 mg/L, para o **césio**, desde <0,00001 mg/L até 0,00014 mg/L, para o **bário**, desde 0,02316 mg/L até 0,08231 mg/L, para o **lantânio**, desde 0,00008 mg/L até 0,00214 mg/L, para o cério, desde 0,00027 mg/L até 0,01324 mg/L, para o **praseodímio**, desde 0,00001 mg/L até 0,00055 mg/L, para o **neodímio**, desde 0,00005 mg/L até 0,00247 mg/L, para o **samário**, desde <0,00002 na Lagoa Nova, até 0,00057 mg/L em Areal, para o **europio**, desde <0,00001 mg/L até 0,00014 mg/L, nos mesmos lugares, para o **gadolínio**, desde <0,00001 mg/L até 0,00073 mg/L, para o **disprósio**, desde 0,0001 mg/L até 0,00068 mg/L, para o **hólmio**, desde <0,00001 mg/L até 0,00016 mg/L, para o érbio, desde <0,00001 mg/L até 0,00053 mg/L, para o **túlio**, desde <0,00001 mg/L até 0,00007 mg/L, para o **itérbio**, desde <0,00001 mg/L até 0,00046 mg/L, para o **lutécio**, desde <0,00001 mg/L até 0,00008 mg/L, para o **háfio** foi obtido apenas no ponto Y, a concentração de 0,00004 mg/L, para o **tântalo**, também no ponto Y foi obtida a concentração de 0,00005 mg/L, para o **tungstênio**, foi anotado o valor máximo de 0,00016 mg/L e o mínimo foram registros de valores inferiores ao limite de detecção de 0,00002 mg/L. Para o **tálio** os registros foram desde <0,00001 mg/L até 0,00085 mg/L, para o **chumbo**, foram feitos registros desde <0,00002 mg/L até 0,0006 mg/L, para o **tório** foram anotados registros desde <0,00005 mg/L até 0,00025 mg/L e para o **urânio** as anotações foram de um mínimo 0,00003 mg/L a um máximo de 0,00007 mg/L.

No ponto de Areal cabe destaque à concentração de vários elementos que, apesar de não ultrapassarem normas legais de potabilidade (BRASIL, 2008), foram detectados com as mais altas concentrações dentre os todos os pontos analisados neste programa. Destacamos os seguintes elementos: fósforo, titânio, urânio, níquel, nióbio, gálio, cádmio, ETRs, tântalo e tálio. Sendo o solo desta região sobretudo utilizado para práticas agrícolas a origem destes elementos além de fontes naturais nas rochas e sedimentos, pode ter contribuição de insumos para a agricultura.

5.1.5 O FERRO E O MANGANÊS NAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DA BHRD

Como foi constatado no monitoramento, tanto das águas superficiais como das águas subterrâneas, o ferro dissolvido e o manganês se destacam como variáveis químicas que apresentaram concentrações acima dos limites recomendados pela legislação brasileira.

Um panorama das concentrações de ferro e manganês na água subterrânea na BHRD pode ser observada nos mapas já apresentados no relatório do Lactec correspondente aos Impactos e Danos às Águas Subterrâneas pelo rompimento da Barragem de Fundão (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). A Figura 256 apresenta concentrações de ferro obtidas a partir do banco de dados do SIAGAS acessado em 2020. A Figura 257 se refere a dados equivalentes, correspondentes ao manganês. Observam-se concentrações elevadas distribuídas em diversos pontos afastados de influências possíveis do rio Doce. Os mapas foram elaborados sobre uma base constando as densidades de fraturas na porção da BHRD a montante do compartimento correspondente à Formação ou Grupo Barreiras (Figura 237). Os mapas indicam concentrações partindo de zero, no entanto, sabe-se que o zero corresponde a valores inferiores aos limites de detecção do elemento, pela metodologia utilizada.

Figura 256 – Concentração do Fe total em água subterrânea da BHRD. Fonte: SIAGAS (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).

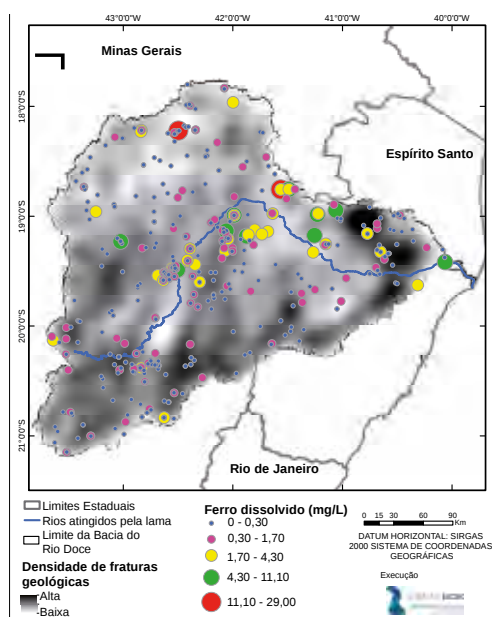
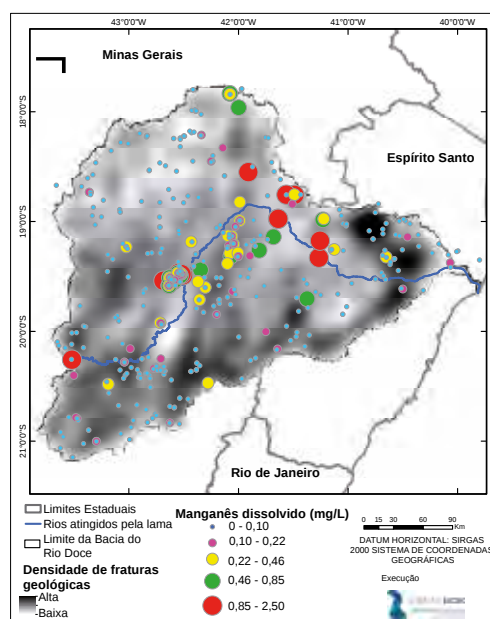


Figura 257 – Concentração do Mn total em água subterrânea da BHRD. Fonte: SIAGAS (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c).



A Figura 258 apresenta dados obtidos exclusivamente nos pontos de amostragem do Lactec para o ferro e a Figura 259 se refere às concentrações de manganês. Ambas as figuras correspondem a valores de amostras de água filtradas in situ, com membrana de poros com 0,45 μm . Sabe-se que é possível que tenha passado certa quantidade de ferro e manganês em partículas coloidais inferiores aos limites de filtragem, porém a fração particulada foi majoritariamente retida.

Figura 258 – Concentração de Fe(diss) (<0,45µm) na água subterrânea em poços monitorados pelo Lactec até 07/2019.
Fonte: BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c.

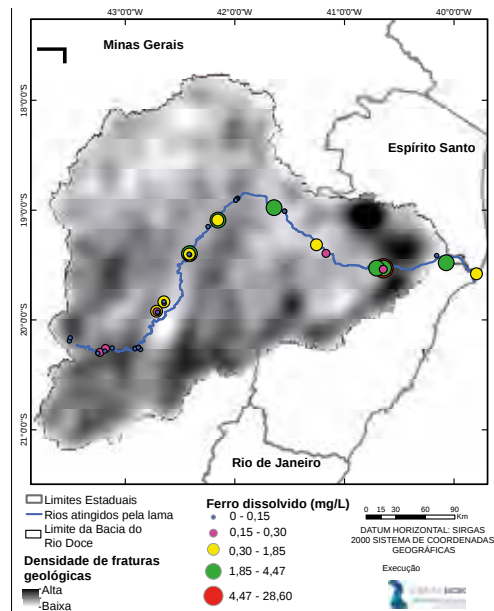
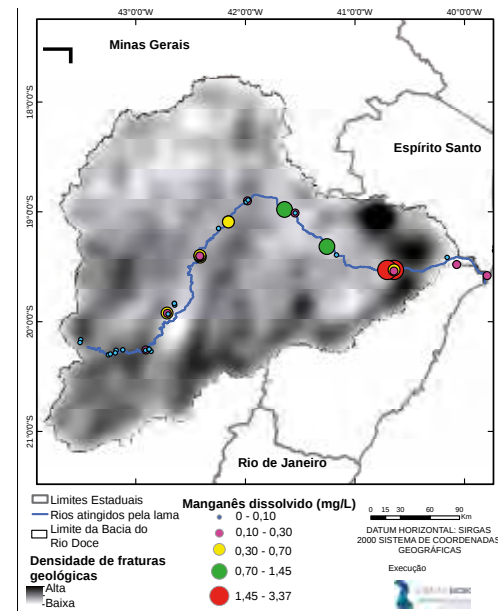


Figura 259 – Concentração de Mn(diss) (<0,45µm) na água subterrânea em poços monitorados pelo Lactec até 07/2019.
Fonte: BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c.



Admitindo que o ferro e o manganês estejam presentes em solução em idênticas concentrações, como Fe^{2+} e Mn^{2+} , havendo elevação no pH e ou no Eh, tais metais podem sair da solução aquosa e formar fases sólidas, ou minerais, diferencialmente. Este aspecto está ilustrado na Figura 260 onde se vê um campo onde o Mn^{2+} tende a permanecer dissolvido enquanto o Fe^{2+} tende a se oxidar e formar minerais, saindo, portanto da fase dissolvida. Independentemente da origem primária dos elementos em questão, este comportamento explica em parte o porquê da existência de jazidas de manganês com teores muito baixos de Fe, como é o caso da jazida do Moro da Mina em Conselheiro Lafayette e jazidas de ferro com teores diminutos de manganês, sendo este o caso das minas Alegria em Mariana. Independentemente da presença ou não de concentrações geoquimicamente anômalas de elementos, em praticamente toda a bacia ocorrem rochas magmáticas e metamórficas onde minerais ferro-magnesianos estão entre os essenciais de tais minerais, e quando intemperizados, tendem a liberar simultaneamente o ferro e o manganês de suas estruturas.

Figura 260 – Condições teóricas de separação Fe- Mn em solução conforme o pH e Eh. Ambos os elementos estão na concentração de 10^{-6} M, como na Figura 56 e na Figura 57.

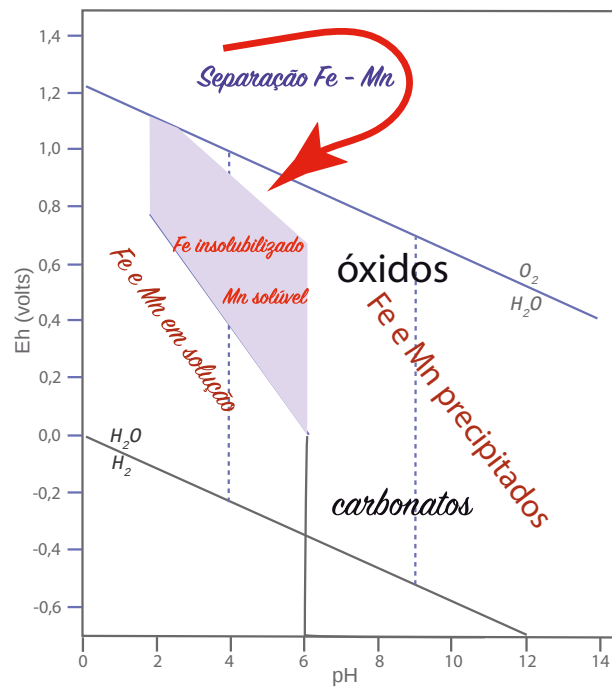


Figura 261 – Diagrama de estabilidade Eh-pH de espécies comuns de ferro em solução aquosa. Atividade do carbonato dissolvido 1M. Atividade de enxofre dissolvido, 10⁻⁶M. Fonte: Garrels e Christ (1965) apud Krauskopf (1967), modificada.

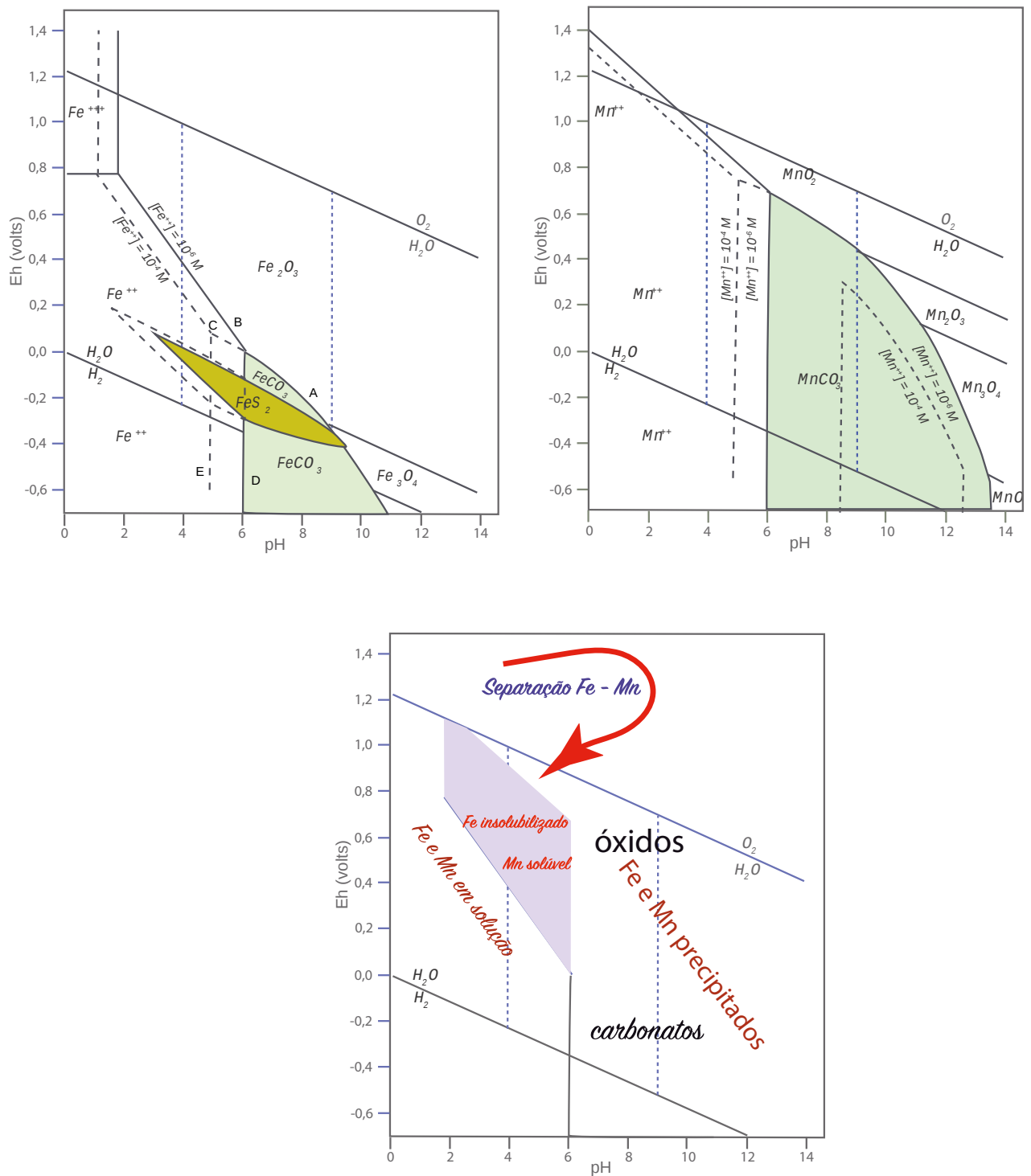
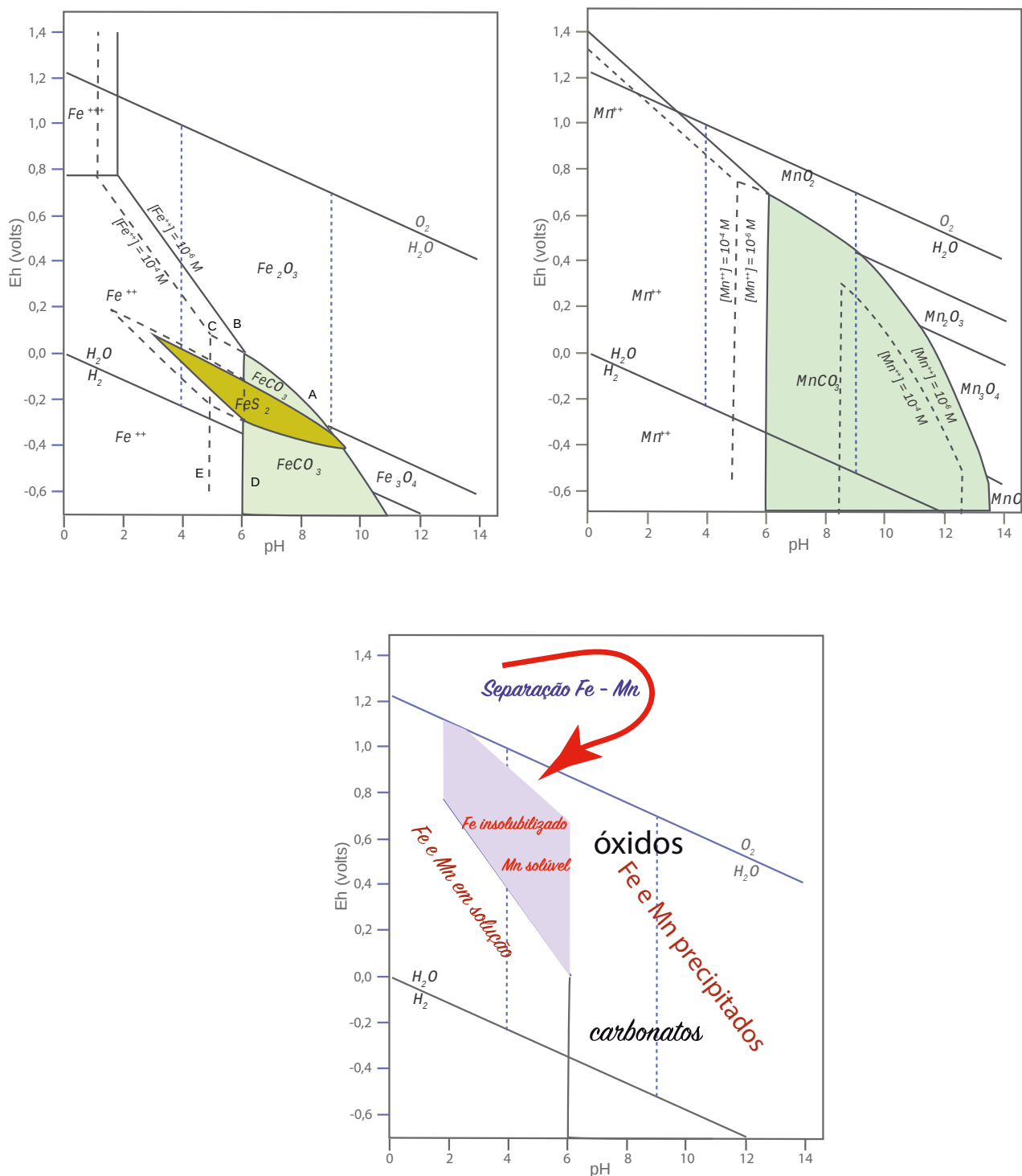
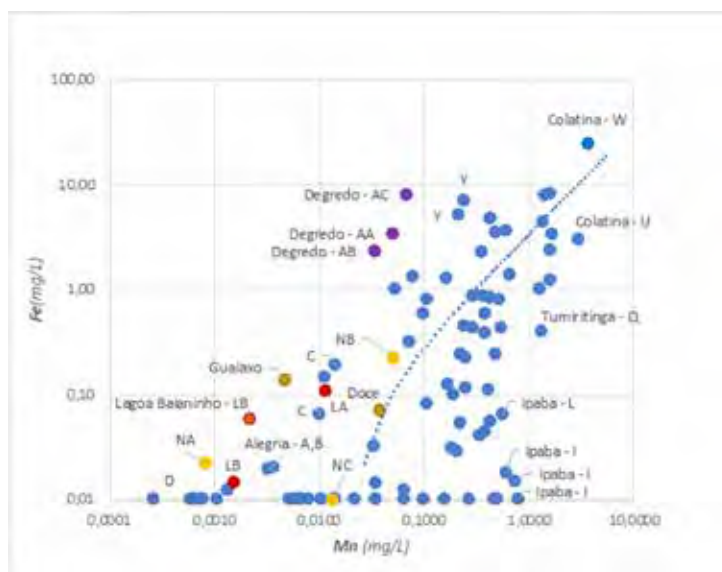


Figura 262 – Diagrama de estabilidade Eh-pH de espécies comuns de manganês em solução aquosa. Atividade do carbonato dissolvido 1M. Atividade de enxofre dissolvido, 10-6M. Fonte: Garrels e Christ (1965) apud Krauskopf (1967), modificada.



As concentrações de ferro e manganês nas águas dos pontos amostrais estão apresentadas na Figura 263. É observada visualmente uma tendência de correlação positiva entre os dois elementos, todavia a dispersão é muito grande, principalmente nas baixas concentrações de ferro. Os pontos correspondentes aos poços da CRQ Degredo, onde o aquífero raso está estabelecido nas formações arenosas da planície litorânea, destacam-se no gráfico da Figura 263, sugerindo condições diferentes dos outros pontos amostrais. É notável a posição dos pontos de água superficial, como o rio Gualaxo, a lagoa Baianinho “LB”, as nascentes “NA” e “NC”, situados no quarto inferior esquerdo da Figura 263.

Figura 263 – As concentrações de Fe e Mn na água dos pontos amostrais de água subterrânea e em outros pontos de controle da BHRD Fonte: BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c.



O comportamento diferente do ferro e do manganês no ambiente superficial pode também ser em parte refletido na proporção entre os dois elementos nas rochas e nas águas, como ilustrado na Figura 264, elaborada com as proporções molares, tanto nas águas como nas rochas. Apesar da variação da litologia da BHRD, tomou-se como referência as rochas do Grupo Dom Silvério analisadas por Evangelista (1992), e rochas do Complexo Nova Venécia analisadas por Gradim, (2013). A Tabela 100 apresenta a razão Mn/Fe nas rochas, calculada com base nas análises da referida pesquisadora, onde consta a razão dos teores dos dois elementos em oito rochas comuns na região estudada. Observa-se que os valores, entre 0,015 e 0,62, são, em sua maioria superiores aos que foram obtidos nos pontos de controle das águas subterrâneas do Lactec neste projeto (Figura 264).

Figura 264 – Razão molar Mn/Fe nas águas e em rochas referenciais da BHRD.
 Fonte: Águas – Lactec; Rochas- Evangelista (1992) e Gradim (2013).

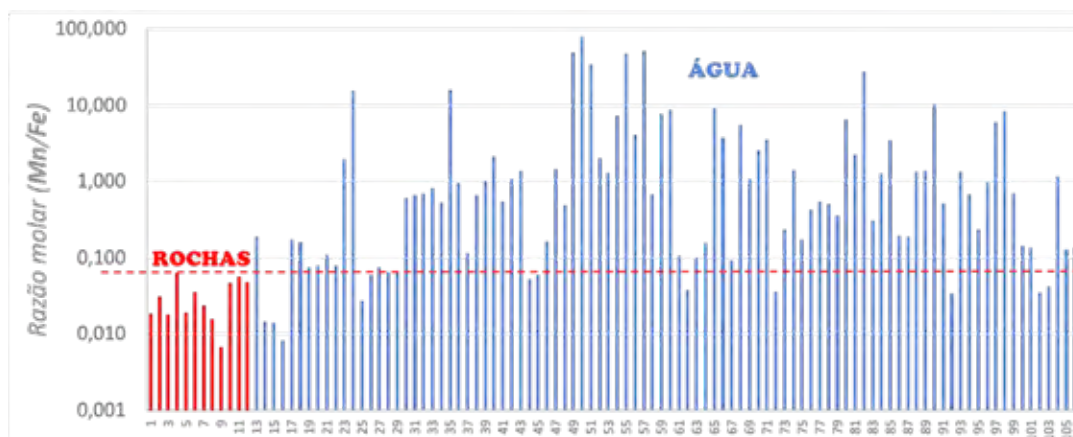


Tabela 100 – Razão Mn/Fe em rochas bacia hidrográfica do Rio Doce. Fonte: Evangelista (1992); Gradim (2013).

Rochas	Mn/Fe	Rochas	Mn/Fe
micaxistos ¹	0,018	gnaisse graníticos ¹	0,019
quartzitos ¹	0,030	gnaisse granodioríticos ¹	0,035
talco tremolita xistos ¹	0,018	bandas anfibolíticas ¹	0,023
rochas calcio silicáticas ¹	0,062	meta diabásios ¹	0,015
Granito Carlos Chagas ²	0,007	Paragnaisse ²	0,055
Granito Ataléia ²	0,046	Cordierita granulito ²	0,047

Os valores para Mn/Fe obtidos nas amostras constam da Tabela 101 e variaram entre 0,01 e 78,28, com uma média de 4,92 e mediana de 0,65. As razões menores foram obtidas nos poços tubulares de baixa profundidade da Comunidade Remanescente Quilombola (CRQ) Degredo, perfurados em sedimentos predominantemente arenosos de cordões litorâneos. As razões maiores foram anotadas em poços de Ipaba, onde inclusive houve grande variação nas concentrações de ferro, variação esta não acompanhada pelas concentrações de manganês, como pode ser observado na Figura 264.

Tabela 101 – Razões entre as concentrações de Mn e de Fe em amostras de água subterrânea e de pontos de referência em rios e em nascentes na BHRD, nas campanhas do Lactec entre 11/2017 e 12/2019. As amostras foram submetidas a filtragem no local com membrana de 0,45µm.

Ponto	Amostra	Mn/Fe	Ponto	Amostra	Mn/Fe	Ponto	Amostra	Mn/Fe
A	T1	0,18	G	T20	0,05	P	T90	6,45
AA	T39	0,01	G	T31	0,06	P1	T93	2,20
AB	T40	0,01	G	T52	0,16	P2	T92	27,34
AC	T38	0,01	H	T32	1,43	Q	T15	0,30
B	T2	0,17	I	T29	0,48	Q	T33	1,25
C	T21	0,16	I	T48	48,42	Q	T45	3,37
C	T56		I	T69	78,28	Q	T75	0,19
C	T58	0,07	I	T87	33,99	Q	T94	0,18
C	T77	0,08	J	T28	1,99	R	T44	1,31

Ponto	Amostra	Mn/Fe	Ponto	Amostra	Mn/Fe	Ponto	Amostra	Mn/Fe
C1	T61	0,11	J	T49	1,27	R	T76	1,36
C1	T78	0,08	J	T72	7,05	R	T95	10,06
C2	T62	1,91	J	T88	46,80	S	T16	1,33
C2	T79	15,46	K	T6	4,06	S	T43	0,67
D	T3	0,03	L	T7	50,32	T	T17	0,23
D	T22	0,06	L	T27	0,67	U	T14	0,97
D	T55	0,07	L	T50	7,55	V	T11	5,84
D	T65	0,06	L	T70	8,70	V	T34	8,19
D	T81	0,07	LA	T10	0,10	V	T42	0,68
E	T4	0,59	LB	T19	0,04	W	T13	0,14
E	T23	0,65	LB	T30	0,10	Y	T9	0,03
E	T54	0,68	M	T8	0,15	Y	T35	0,04
E	T64	0,81	M	T26	9,04	Y	T41	1,15
E	T80	0,53	M	T51	3,70	Z	T36	0,13
E1	T82	15,80	M	T71	0,09	Z	T37	0,13
E2	T83	0,94	N	T5	5,46			
F	T53	0,11	N	T47	1,06		nascentes	
F1	T66	0,65	N	T73	2,51	NA	T59	0,04
F1	T84	1,00	N	T89	3,48	NB	T60	0,23
F2	T67	2,12	O	T18	0,17	NC	T63	1,37
F2	T85	0,54	O	T24	0,42			
F3	T68	1,06	P	T25	0,53		rios	
F3	T86	1,34	P	T46	0,50	RA – Gualaxo	T57	0,51
F3	T68	1,06	P	T74	0,34	RB - Doce	T96	0,03

Concentrações de ferro e de manganês em águas subterrâneas, com reflexos decorrentes nas águas superficiais não são uma particularidade da BHRD, onde algumas drenam regiões reconhecidas como portadoras de jazidas dos dois elementos. Muitas pesquisas desenvolvidas em diversas partes do mundo têm se ocupado do assunto, como já foi mencionado anteriormente. No caso de aquíferos fissurais, como é o caso da maioria dos corpos de água subterrânea da bacia, é ilustrativo o trabalho de Reginato e Strieder (2007), que estudaram a ocorrência de ferro em altas concentrações em água subterrânea da Formação Serra Geral (atualmente Grupo Serra Geral). Os autores atribuíram a presença do elemento a características da morfologia do terreno que favoreceria a formação de solos orgânicos. Em tais condições a água infiltrada adquiriria características redutoras mobilizando o ferro liberado pelo intemperismo dos minerais ferro-magnesianos das rochas básicas. No caso mencionado a rocha fissurada é basalto, rocha rica em ferro-magnesianos, enquanto na BHRD as rochas predominantes são félsicas, rochas que também tem silicatos contendo ferro e manganês dentre outros elementos, porém o processo geral atuante em situações da BHRD pode ser muito semelhante.

Um perfil das concentrações de ferro e manganês nos pontos amostrais do Lactec ao longo da BHRD está apresentado na Figura 265. Os diagramas de barras foram elaborados com valores sob a forma logarítmica, devido a variações na ordem de grandeza da concentração.

Figura 265 – Representação gráfica das concentrações de Fe e de Mn nos pontos amostrais do programa de águas subterrâneas do Lactec na BHRD, entre 11/2017 e 12/2019.



Ocorrem sensíveis diferenças no comportamento entre ferro e manganês nos pontos amostrais (Figura 265). Um aspecto que se evidencia é uma menor variação entre as concentrações do manganês do que do ferro em alguns pontos amostrais. Nos pontos “I”, em Ipaba, enquanto o manganês varia relativamente pouco, entre 0,612 mg/L e 0,783 mg/L, o Fe varia entre <0,010 mg/L e 1,357 mg/L Também em Ipaba, no ponto “M”, o manganês varia entre 0,353 mg/L e 0,433 mg/L, enquanto o ferro tem um mínimo de 0,043 mg/L e um máximo de 4,774 mg/L. No ponto amostral “Y” em Areal, Linhares o ferro teve um mínimo, dentre três amostras, de 0,220 mg/L e um máximo de 7,023 mg/L, para o manganês o mínimo foi de 0,215 mg/L e o máximo de 0,252 mg/L.

Este comportamento diferente entre os dois elementos em evidência se deve, sobretudo, ao maior campo em solução do manganês em relação ao ferro no ambiente superficial. Enquanto o ferro se insolubiliza rapidamente, ao passar de Fe^{2+} para Fe^{3+} , o Mn^{2+} permanece em solução por mais tempo, antes de se oxidar e hidratar. Os diagramas pH- Eh (Figura 261 e Figura 262) em parte mostram a maior

estabilidade do Mn^{2+} . Deste modo, a concentração do manganês em água subterrânea é mais controlada pela sua concentração nas rochas do que o ferro. O ferro precipita mais prontamente, sendo sua oxidação e precipitação aceleradas pela ação de ferrobactérias.

No referente às nascentes “NA” em Pedras, Mariana, “NB” em Campinas, Barra Longa e a nascente “NC” em Santa Cruz do Escalvado, as razões foram respectivamente de 0,04; 0,23 e 1,37.

Aspectos da deposição de compostos de ferro em fluxos de água originários em nascentes de Barra Longa, podem ser observados na Figura 266 e na Figura 267. A água de algumas nascentes, formadas por fluxos infiltrados em solos ricos em matéria orgânica, sem sucesso na infiltração por fraturas do corpo granítico, correm superficialmente sobre as rochas, se aerando e tendo suas fases reduzidas oxidadas e precipitadas como no caso do ferro. Nas proximidades destes pontos, por ocasião das coletas, sob condições superficiais semelhantes, estava visível deposição recente de compostos ferríferos oxidados, sob a provável catálise de ferro bactérias. A deposição de hidróxidos como a ferrihidrita ($Fe(OH)_3$ ou $FeOOH \cdot H_2O$) pode levar a águas com muito pouco ferro. A ferrihidrita é tida como precursora de outros minerais melhor cristalizados como goethita, lepidocrocita e hematita. A ferrihidrita é relevante na incorporação de metais, tais como As^{5+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , and U^{6+} , posteriormente presentes na estrutura das outras espécies minerais ferruginosas derivadas, conforme diversos autores citados por Singh et al., (2010).

Figura 266 – Hidróxidos de ferro precipitados em surgências de água sobre rochas graníticas em Barra Longa, MG.

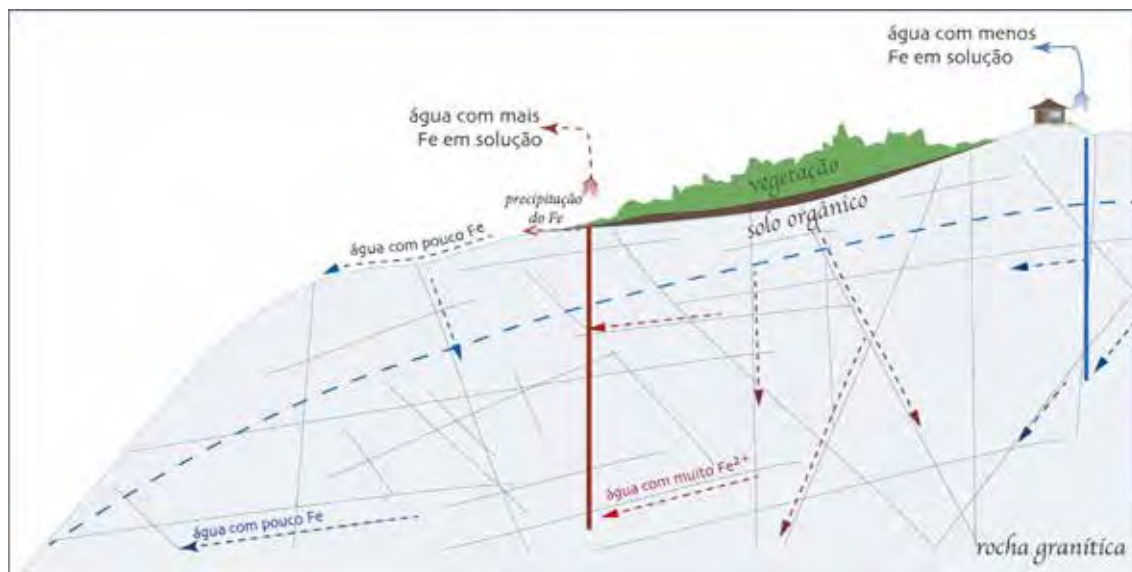


Figura 267 – Deposição de ferro em uma nascente em Barra Longa, MG.



Certamente não todas, porém em algumas situações que ocorrem na BHRD, a presença de ferro em solução na água subterrânea de aquífero fissural, pode estar ligada a um esquema como o apresentado na Figura 268. Neste esquema o ferro reduzido como Fe^{2+} presente em água captada por poços pode ser gerado próximo à superfície em solos ricos em matéria orgânica, sendo conduzido por fraturas até níveis mais profundos de onde pode ser captado. A geração de soluções ricas em ferro é evidenciada, em situações observadas na BHRD, como ilustrado pela Figura 266 e pela Figura 267. O ferro em solução, como é bem conhecido, pode ser gerado pela oxidação de pirita, porém, neste caso, o ferro viria acompanhado também por sulfato. A falta de correlação deste ânion com o ferro não favorece esta hipótese, todavia este fator pode incidir em algumas situações, como é o caso de água circulante em jazidas contendo minerais sulfetados, sendo exemplo a Mina da Passagem, em Mariana - MG e algumas outras em Ouro Preto - MG.

Figura 268 – Ilustração do comportamento geral do Fe em água em locais com solos orgânicos sobre rochas graníticas.



Com base nas considerações gerais apresentadas sobre o comportamento do ferro e do manganês em ambientes naturais e nos dados obtidos das análises das águas dos poços da BHRD, acredita-se que tais elementos têm sua origem mais provável no intemperismo de minerais ferro-magnesianos do arcabouço litológico dos aquíferos.

A hipótese do ferro presente nas altas concentrações apresentadas em alguns poços ter sido gerado em solos orgânicos ainda há que ser confirmada, mediante um estudo mais avançado, levando em consideração a distribuição dos solos nas prováveis áreas de recarga dos aquíferos.

Os dados gerados no trabalho do Lactec na área até o momento tiveram um objetivo muito específico, que é avaliar a influência do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão nas águas subterrâneas, porém deveriam ser complementados para alguns outros tipos possíveis de avaliação. Um ajuste poderia ser feito quanto ao processo de filtragem, cuidadosamente feito *in situ*, com membranas de 0,45 µm. Esta filtragem permitiu agilidade nos trabalhos de campo e resultados confiáveis para identificar características químicas da fase em solução, que é a fração mais significativa da água presente nos aquíferos. Todavia, a adoção de uma filtragem com uma membrana com poros de 0,2 µm poderia fornecer mais informações sobre a fração de elementos minoritários transportados em partículas coloidais mais finas. Um outro procedimento que poderá ser feito em pontos de coleta específicos é a determinação do Eh, implementando a avaliação de detalhes do comportamento do ferro e do manganês na água. Em poços operantes, esta medida de um modo sistemático foi inviável, pois as coletas foram feitas no fluxo coletado na boca dos poços, com as condições originais de oxigenação já alteradas.

Especificamente quanto ao ferro e manganês, trabalhos específicos desenvolvidos em nascentes selecionadas fornecerão subsídios importantes sobre o comportamento dos referidos elementos na área, viabilizando a captação de fontes tidas como inadequadas como fontes de abastecimento.

5.1.6 CONCLUSÕES

O prosseguimento no monitoramento da água subterrânea nos municípios cortados pela calha fluvial percorrida pelo fluxo dos rejeitos do rompimento da barragem de Fundão tem permitido um avanço importante no conhecimento da qualidade da água dos aquíferos envolvidos. Este conhecimento pode colaborar no planejamento presente e futuro do uso sustentável dos mananciais subterrâneos da região.

Este documento é apenas um relato de alguns aspectos já identificados com o banco de dados formado até o momento. Neste sentido, com base em observações de campo e análise preliminar dos dados analíticos de qualidade de água, cabem de pronto algumas recomendações.

As regiões de Tumiritinga e Colatina, que apresentaram uma maior abundância de elementos químicos detectados, demandam de uma avaliação minuciosa da geologia e litogeoquímica. A hidrogeoquímica dos pontos de controle analisados identificou anomalias que podem se reproduzir em outras captações de água subterrânea da área. Cite-se como exemplo as concentrações de arsênio no ponto “Q” em Tumiritinga.

O trabalho que tem sido levado a termo pelo Lactec, concernente à água subterrânea sempre teve por objetivo direto levantar os impactos do rompimento da Barragem de Fundão no ambiente, porém para tal obteve subsídios que podem servir para melhorar a qualidade de vida dos usuários atuais e potenciais da água subterrânea da região, de um modo geral.

Um próximo passo importante seria o prosseguimento da obtenção de dados visando a determinação da origem da composição da água, com ênfase nos contaminantes potencialmente deletérios à saúde da população que foi afetada direta ou indiretamente pelo fluxo condutor dos rejeitos. Tal medida poderia ser viabilizada com o apoio de um inventário detalhado de possíveis fontes de EPTs nos diversos pontos ou locais estabelecidos como prioritários. Os níveis de prioridade seriam determinados em função da população dependente do manancial em questão. A avaliação das fontes de contaminantes necessariamente envolveria um reconhecimento litogeoquímico dos aquíferos da área avaliada. Tal reconhecimento poderia ser desenvolvido com base em um programa de levantamento das características geoquímicas das unidades litológicas e pedológicas locais.

Na região de Linhares, onde foram constatadas concentrações relativamente mais elevadas de elementos como o tálio e vários ETRs não contemplados pela resolução nº 396 do CONAMA (BRASIL, 2008), seria recomendável o conhecimento detalhado do quimismo dos fertilizantes mais utilizados.

Recomenda-se alertar a quem de direito, sobre a precariedade do controle da qualidade de água nos poços particulares construídos em áreas urbanas em face de contaminação do aquífero freático superficial. Especifique-se, o caso de Governador Valadares, onde foram detectadas concentrações elevadas de nitrato em poços tubulares rasos. A contaminação do aquífero freático é tanto mais preocupante quanto mais precário é o sistema de saneamento básico local. Em sendo detectados valores de nitrato, é importante que se proceda análises bacteriológicas com regularidade. Estes fatos são sobejamente conhecidos por qualquer pessoa que trata de saneamento, mas é importante que seja lembrado.

5.2 QUELÔNIOS

Conforme apresentado no Relatório de Diagnóstico dos Danos – TOMO II (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c), o desastre afetou os quelônios continentais de maneiras diversas, seja por danos físicos associados à passagem da lama pelos ambientes dulcícolas, quanto pela contaminação dos habitats e recursos disponíveis ao longo da APDL. Para esse grupo da fauna não foi possível identificar ou quantificar danos às populações ou assembleias durante o primeiro ano de amostragens, tendo-se realizado o acompanhamento das mesmas métricas utilizadas no ano anterior. Ao todo, o tempo dedicado às amostragens e avaliações aqui discutidas incluiu sete campanhas de campo, apresentando-se novas avaliações dos dados e métricas à luz dos resultados cumulativos. Uma peculiaridade deste grupo da fauna e do desenho amostral adotado, com relação aos ambientes contemplados pela análise, é que o ambiente estuarino é tratado neste relatório, considerando que as espécies envolvidas no diagnóstico ocupam também estes ambientes.

5.2.1 INTRODUÇÃO

Os quelônios contemplam 346 espécies viventes em todo o mundo (IVERSON, 1992; RUEDA-ALMONACID et al., 2007), das quais 36 ocorrem no Brasil, caracterizando o país como o detentor da maior riqueza do grupo (SOUZA e MOLINA, 2007). Tais espécies subdividem-se em duas terrestres, cinco marinhas e 29 associadas a ambientes de água doce, sendo que, entre estas, ocorrem espécies com associações exclusivas a ambientes lóticos e outras a ambientes lênticos (IVERSON, 1992; SOUZA, 2005; RUEDA-ALMONACID et al., 2007).

O rompimento da barragem de Fundão, localizada no município de Mariana/MG, gerou um aporte de lama para o rio Doce, para parte de seus afluentes e para uma porção do litoral do Estado do Espírito Santo. Tal condição ocasionou uma modificação rápida e intensa das condições hidrológicas e da paisagem ao longo da calha do rio e dos ecossistemas marinhos. Tais ambientes consistem no habitat de diversas espécies de quelônios. Segundo dados da literatura (e.g., IVERSON, 1992; ALMEIDA et al., 2007; RUEDA-ALMONACID et al., 2007; COSTA et al., 2015), pelo menos quatro espécies ocorrem nos sistemas fluviais do rio Doce e/ou em áreas alagadiças e várzeas marginais aos mesmos, a saber, *Phrynops geoffroanus*, *Acanthochelys radiolata*, *Rhynoclemmys* sp. (*R. aff. punctularia*) e *Hydromedusa maximiliani* (Figura 269).

Figura 269 – Espécies de quelônios de água doce registrados na bacia hidrográfica do rio Doce. Da esquerda para a direita e de cima para baixo, *Phrynops geoffroanus*, *Acanthochelys radiolata*, *Hydromedusa maximiliani* e *Rhinoclemmys punctularia* (padrão amazônico, apresentado como ilustração).



Dentre tais espécies, *H. maximiliani* ocorre associada a rios de menor porte e com corredeiras (COSTA et al., 2015), sendo considerada como espécie ameaçada de extinção, na categoria Vulnerável, tanto nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo quanto em nível mundial (TORTOISE e FRESHWATER TURTLE SPECIALIST GROUP, 1996). *A. radiolata*, por sua vez, é uma espécie típica de sistemas de várzeas e lagoas (MOCELIN, 2001; ALMEIDA et al., 2007), sendo considerada quase ameaçada também pela IUCN (TORTOISE e FRESHWATER TURTLE SPECIALIST GROUP, 1996). Já as duas demais espécies são formas associadas a rios de maiores dimensões ou a grandes lagos, apresentando, ambas, status taxonômico ainda indefinido. *Rhinoclemmys* sp., por exemplo, é uma espécie ainda não descrita e cuja presença na região da Floresta Atlântica do Espírito Santo e sul da Bahia indica antigas ligações entre este bioma com a Amazônia (uma vez que a espécie mais próxima conhecida, *R. punctularia*, é endêmica desta última região), ao passo que as populações de *Phrynops geoffroanus* da bacia do rio Doce apresentam um estoque genético único, podendo consistir também em uma nova espécie para a ciência (FRIOL, 2014). Desta forma, ressalta-se a relevância da conservação de todas as espécies de quelônios de água doce da bacia em questão.

O presente relatório consiste no acompanhamento das alterações verificadas sobre os quelônios da bacia hidrográfica do rio Doce, visando avaliar o estado atual de conservação das espécies integrantes do grupo frente aos danos do rompimento da barragem de Fundão. Tal estudo se justificou em função da alta sensibilidade natural das espécies aquáticas dos quelônios aquáticos frente a alterações de seus habitats, bem como pelo status de ameaça de extinção atualmente incidente sobre algumas espécies. Além disso, muitos quelônios destacam-se por ocuparem posição ápice ou no mínimo intermediária em cadeias alimentares. Nessa posição, tais espécies podem ser utilizadas como bioindicadoras do estado de saúde dos ecossistemas em que habitam, dado o fato de que influências sentidas pelos organismos que constituem a base de sua dieta poderão gerar danos à estrutura das populações das espécies em questão. O monitoramento de quelônios, portanto, consiste em uma ferramenta capaz de subsidiar discussões referentes aos estudos sobre demais grupos biológicos (RUEDA-ALMONACID et al., 2007; RHODIN; VAN DIJK e PARHAM, 2008).

5.2.2 METODOLOGIA

O estudo de quelônios na bacia do rio Doce consistiu em parte integrante do monitoramento da fauna afetada pela lama de rejeitos proveniente da barragem de Fundão. O estudo foi desenvolvido por meio de sete campanhas amostrais de caráter trimestral, realizadas entre junho de 2018 e fevereiro de 2020 (Tabela 102). Uma oitava campanha era prevista para realização durante os meses de maio e junho de 2020. Entretanto, em face às restrições impostas pela pandemia do Covid-19, tal campanha não pôde ser realizada. Por sua vez, considerando que as sete campanhas desenvolvidas abrangeram ao menos dois ciclos reprodutivos dos quelônios na região de estudo, os resultados ora apresentados foram utilizados para avaliar a ocorrência de danos do rompimento da barragem de Fundão sobre o grupo.

Tabela 102 – Períodos de desenvolvimento das sete campanhas de monitoramento de quelônios na bacia do rio Doce.

Campanha	Início	Fim
1	18/06/2018	08/07/2018
2	29/09/2018	19/10/2018
3	11/02/2019	28/02/2019
4	23/04/2019	10/05/2019
5	27/07/2019	14/08/2019
6	31/10/2019	19/11/2019
7	21/01/2020	09/02/2020

5.2.2.1 Área de Estudo

Para a mensuração dos possíveis danos do rompimento da barragem sobre as espécies do grupo, o presente estudo foi conduzido mediante avaliações de campo ao longo do ambiente fluvial do rio Doce, desde seu estuário até as proximidades da barragem do Fundão em Minas Gerais, incluindo os tributários pelos quais a lama escoou ao rio, e também na região estuarina da foz do rio. Nesses locais foram estabelecidas áreas amostrais para avaliação do grupo, selecionadas considerando-se a área de abrangência da pluma de rejeitos.

Em campo, o estudo foi, até a quinta campanha, realizado em 26 áreas amostrais, sendo duas em ambiente estuarino, 20 em ambiente fluvial, uma em reservatório de usina hidrelétrica e três em ambiente lacustre. Na sexta e na sétima campanhas, foram excluídos quatro dos pontos originais por inserirem-se em uma Unidade de Conservação (Parque Estadual do Rio Doce – pontos RD3 e RD4 - e seus pontos amostrais controle correspondentes - LG1 e LG2), para os quais havia necessidade de obtenção de uma Autorização Especial de Pesquisa. Em compensação, os trabalhos de campo foram intensificados no Compartimento 1 do estudo, que compreende o segmento entre a barragem de Fundão e a barragem da UHE Risoleta Neves, o qual foi considerado o compartimento mais afetado pela lama. A justificativa de rearranjo dos pontos de amostragem nesta região reside no fato de que o mesmo abrangeria a área natural de ocorrência da espécie ameaçada *Hydromedusa maximiliani*, sendo esta a espécie de quelônio de água doce possivelmente mais afetada pelo rompimento da barragem.

Os pontos amostrais foram originalmente selecionados considerando-se a área de abrangência da pluma de rejeitos, os diferentes ambientes afetados e as condições de acesso a essas áreas. Além

disso, alguns pontos localizados fora da APDL foram selecionados como controle. Ressalta-se ainda que, por ocasião da segunda campanha de campo, alguns pontos amostrais continentais tiveram que ser realocados em relação à primeira campanha, haja vista questões de segurança (os locais amostrados durante a primeira campanha se mostraram como de alto risco de navegação ou com dificuldade de acesso) ou em função da maior probabilidade de encontro de cágados, nesse caso considerando-se os resultados da primeira campanha.

A Tabela 103 apresenta a relação e a distribuição dos pontos continentais na área de estudo, relacionando aqueles que foram realocados e/ou renomeados. A Figura 270 mostra a distribuição dos pontos continentais, conforme a nomenclatura antiga, enquanto a Figura 271 apresenta a distribuição adotada para os pontos a partir da sexta campanha.

Tabela 103 – Pontos amostrais do monitoramento de quelônios segundo cada uma das sete campanhas de campo realizadas nos diferentes ambientes abordados e suas respectivas coordenadas em Universal Transversa de Mercator. Siglas: AM=Ambiente marinho; ES=Estuário; RD=Rio Doce, LG=Lagoa, TA=Tributário afetado; TC=Tributário controle. Pontos realocados em relação à primeira campanha são assinalados com * e pontos renomeados com **. Já os pontos renomeados apresentam a nomenclatura antiga entre parênteses.

Sigla	Ambiente	Fuso	Coordenadas (UTM)
ES 1	Estuarino	24 K	0414021 / 7835662
ES 2	Estuarino	24 K	0410979 / 7836607
LG4 (antigo LG1)	Lacustre (Rebio Comboios)	24 K	0406294 / 7825246
RD13 (antigo RD1)	Fluvial (Linhares)	24 K	0375897 / 7848702
LG3 (antigo LG2)	Lacustre (Linhares-Lagoa Nova)	24 K	0378476 / 7852463
RD12 (antigo RD2)	Fluvial (Colatina)	24 K	0318534 / 7841023
TC8 (antigo TC1)	Fluvial (Pancas)	24 K	0330625 / 7844964
RD11 (antigo RD3)	Fluvial (Aimorés)	24 K	0280338 / 7846312
TC7 (antigo TC2)	Fluvial (Manhuaçu)	24 K	0277783 / 7842799
RD10 (antigo RD4)	Fluvial (Resplendor I)	24 K	0261005 / 7866169
RD9 (antigo RD5)	Fluvial (Resplendor II)	24 K	0255601 / 7871548
TC6 (antigo TC3)	Fluvial (rio Itatiaia- Cons. Pena)	24 K	2442222 / 7875598
RD8 (antigo RD6)	Fluvial (Conselheiro)	24 K	0238750 / 7883480
RD 7	Fluvial (Conselheiro)	24 K	0233755 / 7893319
RD6 (antigo RD8)	Fluvial (Valadares)	24 K	0202014 / 7912140
TC5 (antigo TC4)	Fluvial (Rio Suaçuí)	24 K	0206436 / 7912774

Sigla	Ambiente	Fuso	Coordenadas (UTM)
RD5 (antigo RD9)	Reservatório (Baguari)	23 K	0802158 / 7894001
TC4 (antigo TC5)	Fluvial (Corrente)	23 K	0797244 / 7894235
RD4 (antigo RD10)	Fluvial (Ponte Perdida)	23 K	0760060 / 7836043
LG2 (antigo LG3)	Lacustre (Lagoa Cristal)	23 K	0765324 / 7829421
RD3 (antigo RD11)	Fluvial (Ponte Queimada)	23 K	0764328 / 7814445
LG1 (antigo LG4)	Lacustre (Pingo D'água)	23 K	0767682 / 7814513
RD2 (antigo RD12)	Fluvial (S.J. Goiabal)	23 K	0736005 / 7785430
RD1 (antigo RD13)	Fluvial (Rio Doce)	23 K	0719815 / 7758488
TC3 (antigo TC6)	Fluvial (Piranga-Rio Doce)	23 K	0719117 / 7755120
TC2 (antigo TC7)	Fluvial (do Carmo-Acaiaca)	23 K	0696883 / 7748836
TA3 (antigo TA2)	Fluvial (do Carmo-Barra Longa)	23 K	0702660 / 7755498
TA2 (antigo TA1)	Fluvial (Gualaxo do Norte-Gesteira)	23 K	0695966 / 7758792
TA1 (antigo TA novo)	Fluvial (Gualaxo do Norte-Monsenhot Horta)	23 K	0675991 / 7757457
TC1 (antigo TC novo)	Fluvial (riacho em mata)	23 K	0675793 / 7756062

Figura 270 – Pontos amostrais de quelônios de água doce avaliados entre a segunda e a quinta campanha conforme antiga nomenclatura. Legenda dos pontos amostrais: RD= Rio Doce; LG= Lagoa; TA= Tributário afetado; TC= Tributário Controle.

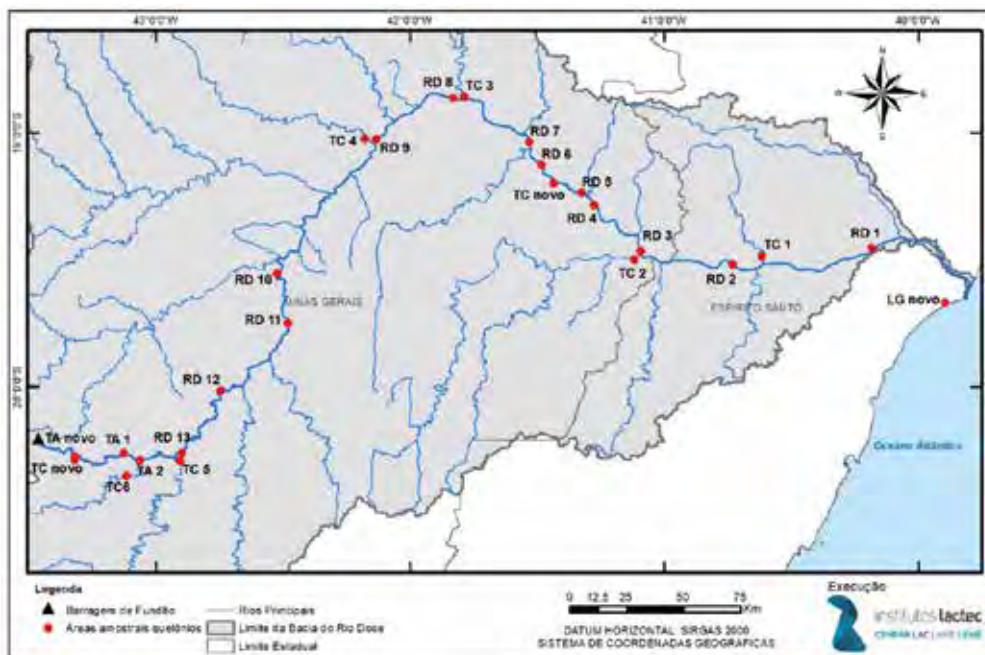
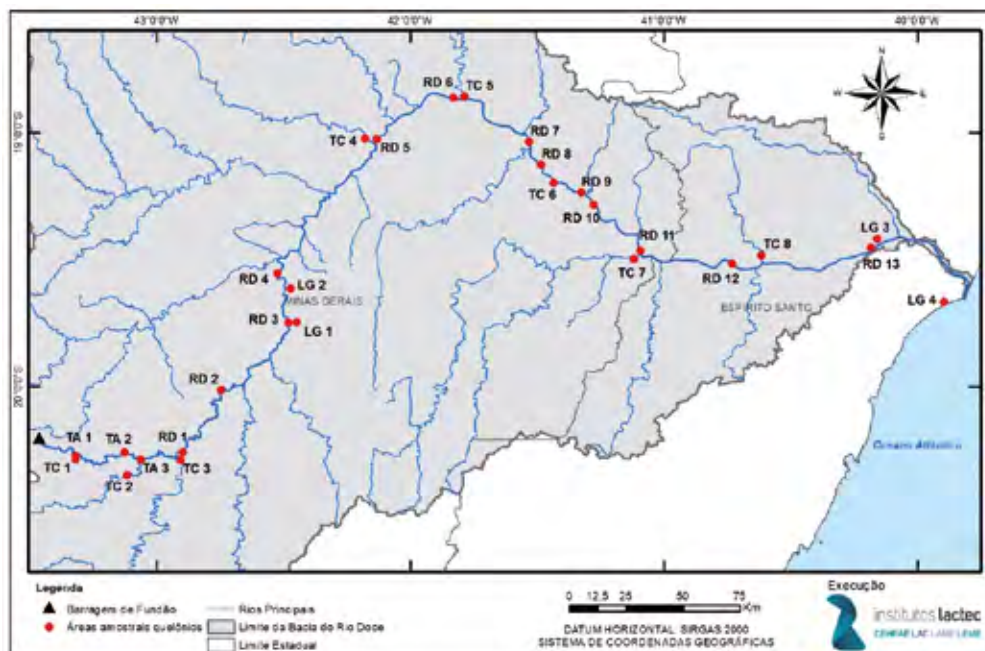


Figura 271 – Pontos amostrais de quelônios de água doce distribuídos conforme nomenclatura atualizada a partir da sexta campanha. Legenda dos pontos amostrais: RD= Rio Doce; LG= Lagoa; TC= Tributário Controle.



5.2.2.2 Procedimentos Amostrais

Em todas as campanhas, os estudos de campo foram conduzidos inicialmente na região do estuário do rio Doce e, posteriormente, pela avaliação dos ambientes dulcícolas, com inspeções do rio Doce em si, de lagoas e de seus tributários.

A amostragem dos quelônios continentais do rio Doce, tributários e lagoas interiores teve modificações ao longo do estudo, haja vista dificuldades operacionais em determinados locais. Conforme salientado, as áreas presentes no Parque Estadual do Rio Doce foram substituídas por outras localizadas a montante, nas proximidades da barragem de Fundão (vide Tabela 103). Entretanto, como regra geral, o estudo foi desenvolvido ao todo em 24 áreas amostrais, das quais 20 foram estudadas desde o primeiro ano de estudos.

Além das áreas acima, os pontos do estuário também foram investigados quanto à possibilidade de ocorrência de espécies dulcícolas de quelônios, haja vista a condição de transição entre os sistemas de água doce e o marinho daquele local.

Em relação aos métodos de registro de espécies, os mesmos foram desenvolvidos mediante a procura visual por quelônios (realizadas mediante deslocamentos por barco e caminhamentos às margens do rio Doce, tributários e lagoas em busca de carcaças e indivíduos realizando termorregulação, tanto em períodos diurno, quanto noturno (BATISTELLA, 2008) (Figura 272 e Figura 273) e mediante capturas, estas realizadas mediante utilização de redes de espera (Figura 274 e Figura 275), armadilhas tipo “covo ou jequi”, instalados amarrados à margem do corpo hídrico com uma porção emersa para garantir a capacidade de respiração para indivíduos de quelônios eventualmente capturados (Figura 276 e Figura 277) e utilização de puçás e tarrafas durante os deslocamentos embarcados. Além disso, entrevistas foram conduzidas com moradores da região em duas das campanhas, nesse caso com vistas a captar a percepção dos mesmos quanto aos impactos decorrentes do rompimento da barragem sobre os quelônios. Tais entrevistas foram realizadas inicialmente de maneira livre, sendo posteriormente seguidas de um roteiro (questionário) para padronização de informações. Para a realização das entrevistas, buscou-se por moradores que residissem há mais de 10 anos na região.

Ao longo das campanhas, foi necessário adotar algumas modificações nos procedimentos de captura dos animais. A utilização de redes de espera, por exemplo, foi utilizada até a quinta campanha, porém não realizada posteriormente em função da ineficácia desse método para a captura de quelônios até então e, também, pela significativa captura de peixes que ocorria, além de gerarem riscos a outros animais, como capivaras e lontras. Em substituição às redes de espera, a partir da sexta campanha foi ampliado o esforço de armadilhas do tipo “covo” ou “jequi”, as quais passaram de quatro para oito armadilhas por área amostral, perfazendo 160 horas de amostragem por área.

Figura 272 – Busca ativa por exemplares de quelônios dulcícolas no rio Pancas por meio de observação durante deslocamento de barco na área amostral controle TC 8, em Colatina, Espírito Santo.



Foto: Lactec, 2020.

Figura 273 – Observação do rio Doce durante o caminhamento na área amostral de ambiente fluvial RD 5, em Resplendor-MG.



Foto: Lactec, 2018

Figura 274 – Instalação de redes de espera na área amostral RD 8, no rio Doce, município de Conselheiro Pena-MG.



Foto: Lactec, 2018

Figura 275 – Rede de espera instalada próximo à confluência do rio Gualaxo do Norte com o rio do Carmo, área amostral TA 2, em Barra Longa-MG.



Foto: Lactec, 2018

Figura 276 – Armadilha do tipo covo instalada na no rio Doce (ponto RD 14) no município homônimo, em Minas Gerais.



Foto: Lactec, 2019

Figura 277 – Indivíduo de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) capturado em armadilha do tipo “covo” ou “jequi”, na área amostral controle TC3, durante a sexta etapa do monitoramento.



Foto: Lactec, 2019.

Especificamente em relação à campanha de amostragem conduzida em janeiro e fevereiro de 2020, outro aspecto que exigiu algumas adaptações metodológicas foram as condições hidrológicas bastante intensas que o rio Doce apresentou no período. Houve rápida elevação das águas durante determinados dias, bem como rápido ensecamento do leito em outros, possivelmente decorrente da dinâmica das chuvas na região alta da bacia. É também possível que a elevação rápida das águas em determinados dias e períodos possa ter sido decorrente da operação da UHE Mascarenhas, localizada a montante. Em função dessas condições, em determinados pontos pré-selecionados não foi possível a instalação de covos, haja vista os mesmos poderem ficar totalmente submersos durante a enchente (ocasionando assim a morte de animais eventualmente capturados) ou, por outro lado, ficarem em seco durante a vazante. Desta forma, buscaram-se pontos próximos para a instalação das armadilhas, em geral a distâncias não superiores a 300 metros, aonde as condições do rio se mostrassem menos sujeitas aos pulsos hídricos.

5.2.2.2.1 Procedimentos Gerais

Durante os trabalhos de campo (tanto com quelônios marinhos quanto continentais), todos os registros obtidos foram demarcados mediante aparelho GPS, bem como descritos os aspectos gerais evidenciados quanto aos habitats, número de indivíduos avistados, aspectos biológicos evidenciados (tais como sexo, idade, reprodução, alimentação, dentre outros) e o estado aparente de saúde dos indivíduos (RUEDA-ALMONACID et al., 2007; OLIVEIRA et al., 2018).

Quando capturados, os quelônios foram acondicionados em caixas plásticas para os devidos procedimentos, que consistem em tomadas de medidas de tamanho, peso, marcação e coleta de tecido para análises laboratoriais (Figura 278, Figura 279, Figura 280 e Figura 281) (RUEDA-ALMONACID et al., 2007). As carcaças, quando encontradas, foram recolhidas para análise de presença de elementos traço nos tecidos e para avaliação das possíveis *causas mortis*.

Figura 278 – Biometria de jovem de cágado-de-barbicha (*Prhynops geoffroanus*) capturado em covo na calha do rio Pancas na área amostral controle TC 8, em Colatina, Espírito Santo.



Foto: Lactec, 2019

Figura 279 – Tomada de medida de plastrão em cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*), capturado em área amostral controle TC 8, em Colatina, Espírito Santo.



Foto: Lactec, 2019.

Figura 280 – Coleta de sangue em cágado-de-barbicha (*P. geoffroanus*).



Foto: Lactec, 2019.

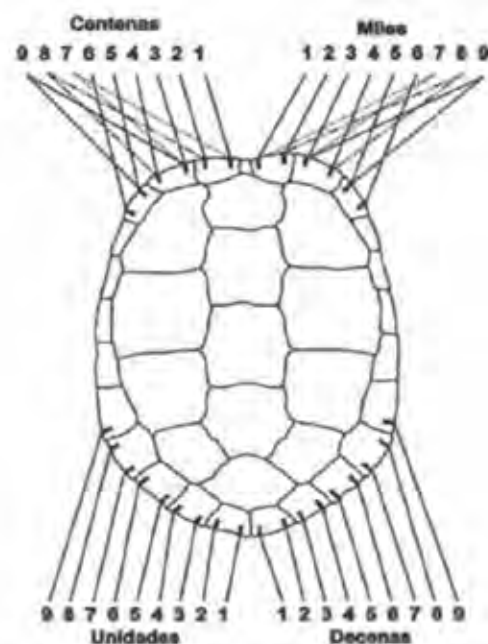
Figura 281 – Soltura de cágado-de-barbicha (*P. geoffroanus*) após procedimentos.



Foto: Lactec, 2019.

A retirada de tecido para análise em laboratório ocorreu a partir de incisões, preferencialmente nas membranas interdigitais, quando o porte do animal permite a aquisição de material biológico suficiente para análise ecotoxicológica sem interferir na capacidade motora do mesmo (aproximadamente dois gramas). Quanto à marcação dos espécimes capturados, a mesma se deu por meio de corte nos escudos marginais da carapaça, seguindo uma ordem pré-estabelecida de identificação (Figura 282 e Figura 283) (RHODIN; VAN DIJK; PARHAM, 2008).

Figura 282 – Desenho esquemático de marcação em carapaça de quelônios dulcícolas. No caso do presente estudo, a ordem é determinada para cada espécie.



Fonte: RUEDA-ALMONACID et al., 2007.

Figura 283 – Marcação em carapaça de cágado-de-barbicha (*P. geoffroanus*), indicando a marcação de captura nº 8 para esta espécie, segundo padrão de marcação adotado.



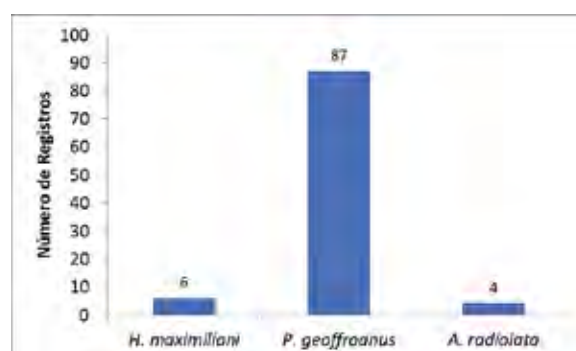
Foto: Lactec, 2019.

Além das observações diretas, também se contou com auxílio dos profissionais das demais equipes de pesquisadores no registro de espécimes de quelônios, em especial a equipe de Ictiologia, a qual atuou nas mesmas regiões da presente pesquisa. Parte dos trabalhos de campo foram realizados concomitante com essa equipe. Os profissionais de Ictiologia e das demais equipes foram instruídos a efetuarem, sempre que possível quando do avistamento de quelônios, notas sobre aspectos gerais das espécies (coloração, forma do corpo, forma de retração da cabeça, desenhos da carapaça, tamanho, dentre outros), registro do local mediante GPS e fotografias.

5.2.3 RESULTADOS

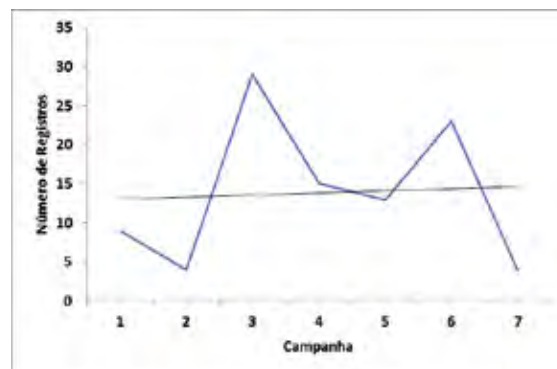
Ao longo das sete campanhas de monitoramento realizadas na bacia do rio Doce, foi possível obter o registro de 97 indivíduos de três das quatro espécies acima, a saber, *P. geoffroanus*, *H. maximiliani* e *A. radiolata*. Entre estas, a primeira respondeu por 87 registros (89,7% do total), enquanto *H. maximiliani* contemplou seis indivíduos (6,2%) e *A. radiolata* quatro (4,1%) (Figura 284).

Figura 284 – Número de registros por espécie de quelônios de água doce obtidos ao longo de sete campanhas de monitoramento realizadas na bacia do rio Doce.



O número de registros ao longo das fases de campo foi variável, com picos nas campanhas 3 (fevereiro/2019) e 6 (outubro/2019), com 29 e 23 registros, respectivamente. Esta é uma condição típica em estudos com quelônios aquáticos continentais, que têm seus modos de vida fortemente marcados pela sazonalidade decorrentes de pulsos hidrológicos (e.g., BATISTELLA, 2008; OLIVEIRA et al., 2018). Além disso, ao longo dessas duas campanhas verificou-se registros de indivíduos juvenis (todos referentes a *Phrynops geoffroanus*), indicando recrutamento recente na região. Por sua vez, não obstante as diferenças observadas entre as campanhas, a linha de tendência no número de registros se manteve estável ao longo das mesmas, sugerindo pouca variação nas densidades populacionais ao longo do tempo (Figura 285).

Figura 285 – Variação no número de registros por espécie de quelônios de água doce obtidos ao longo de sete campanhas de monitoramento realizadas na bacia do rio Doce.



Os ambientes de registro das espécies em questão correspondem ao informado na literatura. Todos os registros de *H. maximiliani* ocorreram no ponto TC1, no Compartimento 1, que abrange um pequeno rio de serra com fundos rochosos ou arenosos, ao passo em que três dos quatro registros de *A. radiolata* ocorreram em lagos localizados na REBIO Comboios (ES). Apenas um registro dessa espécie ocorreu em ambiente lótico no ponto TC4 (afluente do rio Corrente, área controle localizada em Governador Valadares, MG). Este registro denota importância, uma vez que é bem distante da faixa litorânea, região de distribuição normal da espécie (IVERSON, 1992). Não se descarta a possibilidade de o registro em questão ser da espécie *Acanthochelys spixii*, cuja distribuição é associada às regiões plânalticas desde o Brasil Central até a foz do rio da Prata, no Uruguai (ERNST e BARBOUR, 1989; IVERSON, 1992). A confirmação da identificação específica demanda a coleta de exemplares para confirmação. Entretanto, uma vez que o rio Corrente é parte da bacia do litoral (da qual o rio Doce faz parte), optou-se nesse estudo por assinalar a espécie como *Acanthochelys cf. radiolata*.

Em relação a *Phrynops geoffroanus*, todos os registros obtidos ocorreram em pontos associados ao rio Doce em si ou à foz de seus tributários, em geral em ambientes lóticos ou, no máximo, a remansos ou poças marginais a estes. Desta forma, exclui-se a possibilidade de encontro dessa espécie em ambientes de lagoas ou pequenos riachos serranos a montante.

A Tabela 104 apresenta os números de registros por espécie e os pontos de coleta e campanhas respectivos.

Tabela 104 – Quelônios registrados nos pontos amostrais do monitoramento durante as sete campanhas de campo e seus respectivos números de registro e observações. OP: Registro oportunístico por terceiros em área distinta dos pontos de monitoramento.

Espécie / Campanha	Ponto de Registro													Total
	LG 4	RD 10	RD 2	RD 4	RD 6	RD 8	TA 3	TC 1	TC 2	TC 3	TC 4	TC 7	TC 8	
Phrynops geoffroanus														
Campanha 1			8			1								10
Campanha 2												1		1
Campanha 3		1	26					2						29
Campanha 4		1	10	2										13
Campanha 5		1	1			5	1					1	2	11
Campanha 6			13			1	1		5	1				21
Campanha 7					2								1	3
Hydromedusa maximiliani														
Campanha 2								3						3
Campanha 4								1						1
Campanha 6								2						2
Acanthochelys radiolata														
Campanha 4	1													1
Campanha 5	2													2
Acanthochelys cf. radiolata														
Campanha 7											1			1

Avaliando-se a Tabela 104 acima, verifica-se que alguns pontos apresentaram altas concentrações de indivíduos de *P. geoffroanus*. Este é o caso em particular do ponto RD2, localizado em área afetada pelo derramamento de lama, no município de São José do Goiabal. Salvo nas campanhas 2 e 7 (quando o rio Doce apresentou elevação do nível das águas em função de chuvas torrenciais no período), em todas as campanhas a espécie foi representada nesse ponto, inclusive com diversos indivíduos juvenis, indicando intenso recrutamento da mesma neste local. No total, este ponto contemplou 58 registros da espécie, valor equivalente a 66,7% dos registros da mesma ao longo de todo o estudo. Desta forma, este ponto deve ser considerado como essencial para a conservação das populações da espécie na bacia.

Considerando de maneira comparativa o número de registros de quelônios (independente da espécie) entre áreas afetadas pelo rompimento da barragem e áreas-controle, verifica-se que o maior número de encontros de quelônios é proveniente das áreas afetadas, contemplando nesse caso 74 registros (76,3%) (Figura 286). Entretanto, ao se retirar o ponto RD2 desta análise (haja vista que o mesmo contemplou contagens de filhotes, os quais viesaram os valores obtidos), tem-se que o número de registros de quelônios em áreas afetadas cai para 16 registros, portanto em valor inferior ao registrado nas áreas-controle. Além disso, o número de pontos de áreas afetadas com registros de quelônios também se mostrou inferior em relação aos pontos-controle (Figura 287).

Figura 286 – Número de registros por espécie de quelônios de água doce obtidos em pontos afetados e pontos-controle ao longo de sete campanhas de monitoramento realizadas na bacia do rio Doce.

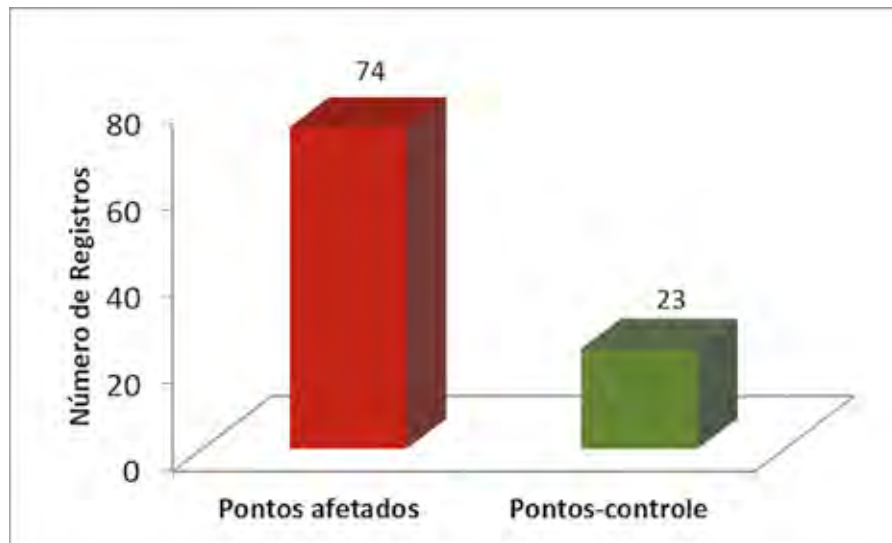
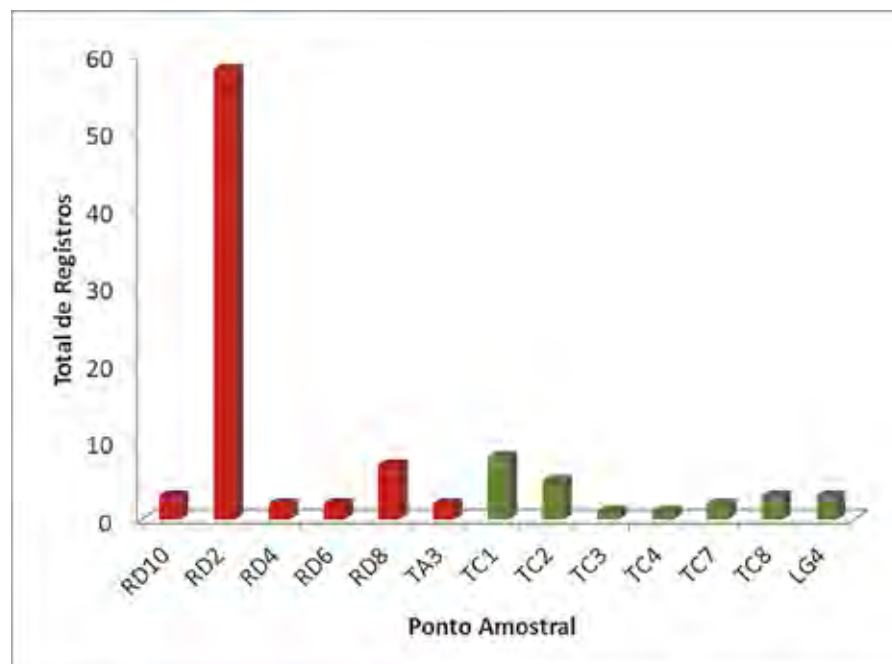


Figura 287 – Número de registros por espécie de quelônios de água doce por ponto amostral obtidos ao longo de sete campanhas de monitoramento realizadas na bacia do rio Doce, considerando pontos afetados (demarcados em vermelho) e pontos-controle (demarcados em verde).



Um aspecto a ser salientado diz respeito ao fato de que todos os indivíduos registrados em áreas afetadas, referem-se a *Phrynops geoffroanus*. Esta espécie é sabidamente tolerante a ambientes alterados (SOUZA e ABE, 2000; SOUZA et al., 2008), em especial em função da presença de elementos poluentes. Entretanto, no caso do rompimento da barragem, os impactos decorrentes consistem principalmente na deposição de lama às margens dos rios (Figura 288), condição que, além da contaminação em si, impõe a perda direta de habitats para esta espécie, inclusive com inviabilização de ovos depositados em ninhos nas margens do rio e nascimento de filhotes (Figura 289). Ademais, esta deposição de lama também ocasionaria a mortalidade em larga escala de invertebrados aquáticos

(principais componentes da dieta de *P. geoffroanus* - SOUZA e ABE, 2000). Desta forma, seria esperado que a região não contemplasse mais registros de quelônios no trecho do rio Doce afetado. Entretanto, em face aos registros obtidos, é possível se inferir que a permanência desta espécie no rio possivelmente se deva à conformação sinuosa do rio em determinados locais, condição que deve ter implicado em uma distribuição irregular da lama ao longo do curso do rio e garantido, assim, que ao menos parte dos indivíduos dessa espécie tenham se perpetuado na região, bem como de espécies utilizadas pela mesma em sua dieta.

Figura 288 – Deposição, pela enchente do início de 2020, de espessa camada de sedimento nas margens do rio Doce, na Ilha dos Araújo, município de Governador Valadares, Minas Gerais, observada durante a sétima campanha de campo.



Foto: Lactec, 2020.

Figura 289 – Filhotes de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) nascidos anteriormente ao evento de enchentes de janeiro e fevereiro de 2020 e consequente deposição de lama nas margens do rio, em Governador Valadares, área amostral RD6.



Foto: Lactec, 2020.

De maneira oposta, a região das cabeceiras e dos pequenos afluentes do rio Doce imediatamente a jusante da barragem do Fundão apresenta cursos d'água estreitos e encachoeirados, sendo este o ambiente típico de *Hydromedusa maximiliani*. Nesta região, não foram encontrados registros desta ou de demais espécies de quelônios nas áreas afetadas, sugerindo que o rompimento da barragem possa ter comprometido as populações dessa espécie nesses cursos d'água, haja vista uma maior intensidade

da deposição de lama nesses locais. De fato, na área amostral afetada mais a montante estabelecida (TA 1, rio Gualaxo do Norte), moradores entrevistados relataram que cágados ocorriam na área antes do desastre, mas que depois da passagem da lama, nunca mais foram vistos.

Embora em número reduzido, todos os registros de *H. maximiliani* ao longo do estudo foram obtidos no ponto TC1 (área-controle do estudo, no Compartimento 1). Desta forma, mesmo em face a resultados ainda inconclusivos, recomenda-se que estratégias de conservação da espécie sejam adotadas naquele ponto. Ressalta-se que esta espécie é considerada como ameaçada de extinção, na categoria Vulnerável, tanto nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo quanto em nível mundial (IUCN, 2018).

Em relação a *Acanthochelys radiolata*, os locais de encontro dessa espécie (lagos e várzeas) na bacia do rio Doce parecem não terem sido afetados pelo rompimento da barragem.

- Análise de Carcaças

Não houve encontro de novas carcaças na continuidade do estudo, tendo-se apenas localizado um indivíduo, mencionado no TOMO II (BRASIL(MPF)/LACTEC (2020c)). No ponto RD8, no Compartimento 2, foram observados dois indivíduos adultos e três juvenis (Figura 290 e Figura 291). A presença desses últimos sugere que o processo de recrutamento tenha ocorrido posteriormente no local, indicando a possibilidade de obtenção de eficiência energética para a reprodução por parte dos animais adultos (decorrente da disponibilidade de alimentos).

Figura 290 – Indivíduo adulto de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) termorregulando sobre rocha na área amostral RD8, em Conselheiro Pena-MG.



Foto: Lactec, 2019.

Figura 291 – Aglomeração de indivíduos juvenis de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*), indicando recrutamento de novas gerações na área amostral RD8.



Foto: Lactec, 2019.

- Avaliações Clínicas

Os espécimes de quelônios continentais capturados ao longo das sete fases de monitoramento efetivamente realizadas, foram submetidos a avaliações, por parte dos médicos veterinários membros da equipe, de suas condições de saúde. De maneira geral, os indivíduos se encontravam saudáveis, à exceção de um filhote de cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) capturado na área amostral RD8 – Compartimento 2 – durante a sexta fase de campo, o qual apresentou uma lesão ocular (Figura 292). No entanto, por se tratar de um caso isolado, não foi possível estabelecer uma relação direta com a presença de rejeitos provenientes da barragem de Fundão no rio Doce, mas pode ser um indicativo de patologia a ser monitorada para avaliação da qualidade da água ou de contaminação de espécies componentes de sua dieta.

Figura 292 – Espécime filhote de cága-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*) com lesão ocular no olho direito, capturado na área amostral RD8, em Conselheiro Pena, estado de Minas Gerais, durante a sexta campanha.



Foto: Lactec, 2019.

Em relação à ocorrência ou à permanência das espécies na área afetada, o único quelônio dulcícola registrado nos trechos afetados dos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce e outros tributários de grande porte foi o cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffroanus*). Nesse sentido, ausência de informações de linha-base não permitiu confirmar presença anteriormente ao desastre de algumas espécies nos trechos afetados dos rios afetados, como o cágado-de-serra (*Hydromedusa maximiliani*) e o cágado-amarelo (*Acanthochelys radiolata*). Desta forma, com base nos dados disponíveis até o momento, não se pode inferir sobre a perda de indivíduos dessas duas espécies de quelônios nesses ambientes. Entretanto, ao se considerar as regiões mais elevadas da bacia (i.e., rios mais estreitos e encachoeirados, em especial localizados imediatamente abaixo da barragem do Fundão), é possível deduzir que ao menos *H. maximiliani* tenha sido afetada pelo rompimento da barragem. Esta condição

é corroborada pelos registros dessa espécie em áreas-controle com condições similares e nas proximidades da área diretamente afetada.

Por sua vez, ao longo dos trechos dos rios Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce que foram alcançados pela pluma de rejeitos observou-se, em diversos pontos, que uma larga faixa das suas margens sofreu significativa deposição desse material. De montante para jusante, a onda de lama extrapolou a calha original destes corpos hídricos, principalmente no Compartimento 1 e, em menor escala, no Compartimento 2. No Compartimento 3, esta deposição foi menos evidenciada. Nos dois primeiros compartimentos, além da supressão da vegetação ripária, a sedimentação do rejeito solidificado resultou em compactação do substrato e consequente perda de adequabilidade do habitat para os quelônios continentais, especialmente em relação à reprodução, uma vez que as espécies necessitam escavar o solo para construir ninhos e depositar os seus ovos, o sexo dos espécimes desse grupo é definido pela temperatura de incubação dos ovos, o que é influenciado pela profundidade dos ninhos e, ao eclodirem os ovos, os filhotes necessitam escavar o solo até alcançarem a superfície. Essa alteração incidiu, a princípio então, sobre o cágado-de-barbicha (*Phrynops geoffronus*), podendo ter levado o mesmo a reduções das densidades populacionais ao longo da bacia. De fato, dadas as características dos rios, era esperada a ocorrência dessa espécie na maior parte dos pontos de amostragem, o que não foi verificado.

Além disso, ao longo do estudo ocorreram diversos registros de filhotes e ninhadas dessa espécie no rio Doce. Em alguns locais, as margens localizadas dentro da calha original parecem ser periodicamente lavadas pela própria correnteza quando na elevação do nível do rio em parâmetros normais, possibilitando a nidificação nessas áreas. Todavia, o evento de extraordinária chuva ocorrida em janeiro de 2020, durante a sétima amostragem, causou novo aporte de rejeitos para os rios e nova deposição de lama, inclusive em áreas mais elevadas do que em 2015, quando do rompimento da barragem, devido à maior amplitude de nível das águas. Esse aumento na abrangência de rejeitos pode ter acarretado, consequentemente, na ampliação da área sob perda de adequabilidade. A realização de novos estudos sobre a espécie é requerida no futuro para a avaliação da permanência das populações até então evidenciadas.

5.2.4 CONCLUSÃO

Apesar das dificuldades defrontadas durante a pesquisa, como a ausência de dados de linha-base, o início tardio dos estudos em relação ao desastre e a interrupção prematura dos trabalhos, os resultados obtidos ao longo das sete campanhas de campo sugerem que, ao menos para *Hydromedusa maximiliani*, o rompimento da barragem de Fundão possa ter trazido impactos relevantes, uma vez que comprometeram a totalidade dos cursos d'água localizados imediatamente abaixo da barragem. Obviamente, mais dados seriam necessários para corroborar essa informação, especialmente considerando a raridade natural da espécie e sua condição de ameaça na categoria Vulnerável (IUCN, 2020). Entretanto, os aspectos da paisagem desses locais (região montanhosa coberta por florestas e rios lóticos pedregosos) e o registro de alguns espécimes em áreas controle da região indicam que este impacto tenha ocorrido no rio Gualaxo do Norte.

O possível desaparecimento de *H. maximiliani* das áreas a jusante da barragem do Fundão não implicam necessariamente na extinção local da espécie. Conforme constatado nos trabalhos de campo, os tributários regionais comportam indivíduos da mesma, sendo possível se inferir que à medida que houver uma recuperação ambiental da área afetada, haverá possibilidade de a espécie recolonizar essas áreas, com populações viáveis. Entretanto, recomenda-se que projetos de monitoramento da recuperação ambiental das áreas a jusante incluam futuramente a análise da ocorrência e da densidade de *H. maximiliani* em tais áreas.

Em relação a *Phrynops geoffroanus*, a distribuição atual da espécie na bacia do rio Doce tem indicado que a mesma subsiste em apenas alguns locais, os quais, supostamente, foram menos impactados pelo rompimento da barragem, possivelmente em função das características do rio Doce, cujos meandros podem ter implicado em uma dispersão irregular da pluma de rejeitos, mantendo alguns locais com menores densidades da mesma. Nesses locais, por sua vez, é possível que indivíduos da espécie tenham se mantido e/ou obtido os recursos necessários para sua subsistência e, inclusive, manutenção de processos reprodutivos (evidenciados pela presença de filhotes em diversos locais e momentos). Todos os indivíduos registrados em áreas afetadas referem-se a *Phrynops geoffroanus*. Esta espécie é sabidamente tolerante a ambientes alterados (SOUZA e ABE, 2000; SOUZA et al., 2008), em especial em função da presença de elementos poluentes. Em suma, houve mais registros desta espécie em áreas afetadas pelo desastre que em áreas controle. Entretanto, mesmo com esta possibilidade, a ausência de indivíduos da espécie em vários segmentos do rio Doce sugere que tenha havido uma fragmentação das populações, com implicações na manutenção do fluxo gênico livre entre os indivíduos. Recomenda-se que estudos futuros com a espécie possam se utilizar de avaliações com base em radiotelemetria, de forma a se verificar os padrões de dispersão da mesma ao longo da bacia.

Por fim, em relação à *Acanthochelys radiolata*, infere-se que o rompimento da barragem não tenha chegado a afetar as populações dessa espécie, haja vista o fato de que a mesma ocorre principalmente em áreas de lagoas e banhados marginais ao rio Doce e seus afluentes, onde a lama não chegou a se depositar ou o foi de maneira pouco intensa.

Em síntese, pode-se inferir que o rompimento da barragem de Fundão causou danos ou interferências nas populações de quelônios da bacia do rio Doce. Estas interferências se deram de maneira diferenciada segundo as áreas de ocorrência de cada espécie e seus modos de vida. Com o rompimento da barragem, houve deposição de lama nas margens dos rios, condição que, além da contaminação em si, impõe a perda direta de habitats para esta espécie, inclusive com inviabilização de ovos depositados em ninhos nas margens do rio e nascimento de filhotes. Além disso, essa deposição também teria comprometido a dieta alimentar de algumas espécies de quelônios.

Em estudos futuros, recomenda-se que sejam efetuadas avaliações individualizadas para cada espécie, conforme os aspectos aqui salientados. Esta é, certamente, uma condição essencial para garantir a perpetuação das mesmas nos ecossistemas da bacia do rio Doce.

6 AÇÕES DE RECUPERAÇÃO

A realização do Diagnóstico Socioambiental dos Danos Decorrentes do Rompimento da Barragem de Fundão na Bacia do Rio Doce e Região Costeira Adjacente permitiu ao Lactec ter conhecimento efetivo sobre os danos que impactaram o ambiente aquático continental. Com base nisto, neste capítulo estão elencadas ações que foram consideradas como relevantes para a tomada de decisões e que visam auxiliar nos processos para recuperação, minimização e compensação dos danos avaliados, tendo em vista que a melhoria da qualidade do ambiente causaria consequente impacto positivo para as comunidades biológicas bem como para a sociedade, de modo a alcançar a provisão dos serviços ecossistêmicos.

Importante destacar que as ações aqui apresentadas precisam ser detalhadas e complementadas, incluindo, sempre que necessário, as recomendações dos diversos atores envolvidos em sua implementação, mas principalmente considerando os anseios das comunidades locais.

6.1 AÇÕES VISANDO O CONTROLE DO APORTE DE SÓLIDOS AOS CORPOS HÍDRICOS

Em períodos chuvosos, ocorre a lavagem dos solos pelo escoamento superficial da água, propiciando então o carreamento de sólidos para os cursos d'água e o aumento da turbidez. Em solos sem cobertura vegetal essa situação é agravada.

Águas com maior turbidez implicam na diminuição da transparência e da luminosidade na coluna da água afetando a biota aquática, com a redução da produção primária e diminuição da fonte de alimentação dos peixes, por exemplo. O aumento da turbidez da água também interfere nos usos recreacionais e na estética da água. Sólidos em suspensão, ainda, podem servir de substrato para microrganismos patogênicos e estar associado a compostos tóxicos.

Nesse contexto, devem ser priorizadas ações que visem o controle do aporte de sólidos aos corpos hídricos. Entre essas ações, a restauração florestal no Compartimento 1 dada a supressão da vegetação nativa ciliar causada pelo derramamento da lama de rejeitos (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020d), a partir da efetivação de plantios ativos e da condução da regeneração natural é uma ação fundamental. Os detalhamentos dessa ação podem ser conferidos no item “Ações de restauração ecológica dos ambientes danificados pelo desastre”, no capítulo 4 do referido TOMO III, relativo ao acompanhamento dos danos no Ambiente Terrestre e Atmosfera. Além disso, levanta-se também a importância da preservação das áreas do entorno e das matas ciliares dos corpos hídricos da bacia do rio Doce, que beneficiariam os aspectos qualitativos da água e dos sedimentos bem como da biota associada. É importante mencionar que ações de compensação nos tributários e nas zonas de recarga de aquíferos podem acelerar o processo de mitigação ou de retorno da qualidade da água aos indicadores verificados anteriormente ao desastre. As ações comentadas estão atreladas aos programas da Fundação Renova nº 25 – Revegetação, enrocamentos e outros métodos, nº 26 – Recuperação de áreas de preservação permanente (APPs) e recargas hídricas e nº 27 – Recuperação de nascentes.

Outra questão está relacionada à presença de rejeitos nas margens, que em períodos chuvosos, também podem ser aportados aos corpos hídricos. Conforme detalhado no Relatório de

Acompanhamento de Danos do Ambiente Terrestre e Atmosfera (TOMO III), uma ação indicada seria a manutenção constante de vegetação sobre o rejeito, o que permitiria que essa matriz se tornasse menos suscetível à erosão, diminuindo o aporte de sólidos para os rios. As proposições dessa ação também podem ser verificadas de modo mais detalhado no item de “Ações de restauração ecológica dos ambientes danificados pelo desastre”, no capítulo 4 do referido tomo. Em relação aos Programas da Fundação Renova, essa ação estaria vinculada aos programas nº 23 – Manejo de Rejeitos e nº 24 – Implantação de sistemas de contenção dos rejeitos e de tratamento nos locais de impacto nos rios.

É importante mencionar que o monitoramento das ações supracitadas deve ser contínuo para garantir sua efetivação.

Recomenda-se também que ações de *flushing* (descarga de fundo) nos barramentos hidrelétricos das UHEs Baguari, Aimorés e Mascarenhas sejam monitoradas, visto que liberam o material que está barrado para a região de jusante, podendo alterar a qualidade da água.

6.2 AÇÕES VOLTADAS AO SANEAMENTO

Saneamento básico é definido como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais que possuem o objetivo de atingir níveis adequados de salubridade ambiental e possibilitem a promoção e melhoria das condições de vida dos seres vivos. De forma geral, os sistemas de abastecimento público de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo de águas pluviais urbanas são vistos como os componentes principais de uma infraestrutura de saneamento (BRASIL, 2007).

Em relação à bacia do rio Doce, os municípios enfrentam diversos entraves que dificultam o desenvolvimento do saneamento básico como, por exemplo, problemas de gestão, rápido crescimento das cidades e insuficiência em disponibilidade de recursos financeiros, o que, em muitas vezes, acarreta em um maior investimento na construção de sistemas de abastecimento de água e coloca em segundo plano os serviços de esgotamento sanitário, resíduos sólidos e manejo de águas pluviais. De acordo com o Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Doce, os serviços de abastecimento de água possuem elevados índices de atendimento com cobertura de 94,06% nas unidades da bacia no estado de Minas Gerais e 89,6% nas unidades pertencentes ao estado do Espírito Santo (PLANO INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE, 2010). Entretanto, o mesmo nível de cobertura não é encontrado para o esgotamento sanitário. Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2016), entre os 36 municípios presentes nas margens dos rios afetados, apenas três possuem um índice de atendimento com coleta e sistema de tratamento acima de 90% da vazão de esgoto que é gerada pelo município.

Com o rompimento da barragem de Fundão ocorrida em 2015, evidenciou-se os diversos problemas que os municípios já enfrentavam na área de saneamento básico, além de criar mais dificuldades para a solução dessas adversidades. Portanto, dentro do escopo desse trabalho, apresentaremos a seguir ações de recuperação para a área de saneamento básico que julgamos indispensáveis para a reparação ambiental dos ambientes afetados.

6.2.1 SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

Em relação ao monitoramento da água tratada para garantia de sua potabilidade, recomenda-se a manutenção do Plano de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano (PMQACH), com análises, no mínimo, mensais, para o período seco, e semanais para o período chuvoso, em todos os municípios abrangidos na Cláusula nº 171 do TTAC.

Além disso, indica-se que ocorram ações de limpeza das tubulações de distribuição de água e/ou renovações daquelas que consideradas em situações precárias pelas companhias de saneamento. Em conjunto, é fundamental promover ações na comunidade para garantir as boas práticas de manutenção das tubulações de água domiciliar, a limpeza periódica de caixas de água e o tamponamento de poços superficiais irregulares usados como complemento a água distribuída na rede.

Em conjunto, conforme já citado, sugere-se também a criação de um fundo para o abastecimento público de água dos municípios impactados pela passagem da lama no rio Doce. Atualmente a Fundação Renova tem arcado com custos extras relativos a análises de amostras de água dentro do âmbito do PMQACH (Programa de Monitoramento da Qualidade da Água para Consumo Humano) da Câmara Técnica de Saúde. Contudo, com o encerramento do referido Programa, esses custos seriam repassados às operadoras, o que a priori estaria fora dos seus escopos de orçamento. Assim, esse subsídio seria utilizado pelas operadoras para que pudessem aumentar a frequência das análises dos padrões organolépticos (EPTs e turbidez) da água, visto que na legislação de potabilidade, exige-se que algumas dessas análises sejam realizadas apenas a cada seis meses. Além disso, esse fundo também poderia ser acessado pelas ETAs que comprovarem aumento nos gastos operacionais e demais despesas extraordinárias em virtude da elevada turbidez dos mananciais de captação nas localidades abrangidas dentro da cláusula 171 do TTAC (CT-SHQA, 2018).

Em relação à água para consumo humano proveniente de mananciais subterrâneos, em especial ao que tange os poços superficiais, evidenciou-se a precariedade do controle da qualidade de água nos poços particulares construídos em áreas urbanas em face de contaminação do aquífero freático superficial, conforme detalhado no item 5.1 do presente Tomo do Relatório de Acompanhamento de Danos do Ambiente Aquático Continental. Especifique-se, o caso do município de Governador Valadares, onde foram detectadas concentrações elevadas de nitrato em poços tubulares rasos. A contaminação do aquífero freático é tanto mais preocupante quanto mais precário é o sistema de saneamento básico local. Em sendo detectados valores de nitrato, sugerimos que se proceda análises bacteriológicas com regularidade. Além disso, sabe-se que a fonte principal do nitrato encontrado nesses poços é proveniente da contaminação do aquífero freático pelo lançamento de esgoto irregular. Entretanto, é fundamental ressaltar que uma problemática relacionada às águas subterrâneas também reside na perfuração descontrolada de poços rasos para garantir a segurança hídrica das populações em virtude da inviabilidade de tratamento da água do rio Doce.

6.2.2 SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO E MANEJO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

Para o esgotamento sanitário, é fundamental e urgente a realização de obras de infraestrutura para implementação de rede coletora e sistemas de tratamento. Para tal, sugere-se uma matriz de prioridades para investimentos considerando os seguintes parâmetros: tamanho da população, índice

de carga orgânica lançada sem tratamento, maturidade da infraestrutura já implementada e obstáculos de implantação (ex.: ausência de corpo hídrico receptor, localidade situada em áreas acidentadas e etc.). Além disso, em conjunto, sugere-se uma reavaliação nas ETEs impactadas em função da sua respectiva capacidade de depuração de carga orgânica no ponto de lançamento, pois, em virtude da alteração na dinâmica da qualidade da água dos rios atingidos, é fundamental definir essa nova capacidade de autodepuração.

Em relação à gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU), indica-se, como ponto de partida, a finalização e atualização dos Planos Municipais de Saneamento, pois esse documento retrata o panorama e a situação atual de cada município e facilita na definição de políticas públicas e de investimento no que tange aos RSUs. Ao mesmo tempo, devem ser avaliados, primeiramente, a implantação de consórcios para gestão compartilhada dos RSUs, pois a bacia do rio Doce é formada principalmente por pequenos e médios municípios que, devido ao seu tamanho populacional, não possuem condições financeiras de promover a gestão completa de seus resíduos. Portanto, a implantação de consórcios e parcerias na região é fundamental para a execução da destinação correta desses resíduos.

No que se refere sobre o assunto corrente, há de se mencionar o Programa nº 31 da Fundação Renova – Coleta e Tratamento de Esgoto e Destinação de Resíduos Sólidos, que trata da disponibilização de recursos financeiros para custeio na elaboração de planos básicos de saneamento básico, elaboração de projetos de sistema de esgotamento sanitário, implementação de obras de coleta e tratamento de esgotos, erradicação de lixões e implantação de aterros sanitários regionais.

Destaca-se também que a implementação dessas ações, além de trazer benefícios para a sociedade, são importantes para a promoção da melhoria da qualidade ambiental da bacia como um todo.

6.3 AÇÕES PARA A RECUPERAÇÃO DA ICTIOFAUNA

Para a minimização dos efeitos dos danos provenientes do desastre são necessárias medidas mais generalistas como a recuperação ambiental dos habitats dos peixes, como o aumento da cobertura vegetal, recuperação de nascentes e a preservação das margens no entorno dos cursos d'água.

Além disso, são necessárias ações mais específicas e direcionadas para a ictiofauna, como a gestão pesqueira (regulamentação, fiscalização e identificação dos atores envolvidos) para que não haja impactos sinérgicos às comunidades de peixes. Além disso, é importante promover ações de educação ambiental voltadas à preservação das espécies, à redução de dispersão e introdução de espécies exóticas, e em alguns casos, quando viável e necessário, ações de estocagem ou peixamento com espécies nativas.

Quanto aos programas da Fundação Renova, não existe um programa específico para a conservação de espécies da ictiofauna do rio Doce. Contudo, a Fundação Renova firmou um termo de cooperação técnica com a Fundação Biodiversitas para coordenar essa avaliação, de modo a contribuir com a implementação das medidas de recuperação e conservação da fauna aquática na área impactada pelo rompimento da barragem de Fundão em toda a sua extensão.

Para o aspecto relacionado com a contaminação da ictiofauna, não há medidas que possam eliminar a contaminação existente. Nesse sentido, sugere-se o monitoramento permanente da ictiofauna

local tanto no que tange aos processos de bioacumulação e biomagnificação quanto em relação às respostas ecotoxicológicas manifestadas pelos peixes, assim como analisado no diagnóstico. Sugere-se, ainda, análises dos impactos da qualidade da água e do sedimento das regiões afetadas sobre aspectos reprodutivos das espécies ou, minimamente, análise das respostas de ovos e larvas expostas a estas matrizes.

6.4 AÇÕES DE MONITORAMENTO DO MEIO FÍSICO E BIÓTICO

É imprescindível que se dê continuidade ao monitoramento quali-quantitativo das águas e dos sedimentos, visto que se almeja acompanhar a recuperação dos ambientes atingidos pela lama de rejeitos. Nesse contexto, devem ser avaliadas variáveis físicas e químicas da água e dos sedimentos, bem como as comunidades bióticas associadas aos mesmos, como por exemplo o fitoplâncton, o zooplâncton, os macroinvertebrados bentônicos e a ictiofauna. Convém mencionar que as comunidades bióticas podem responder de forma mais lenta às perturbações ambientais, por isso um período de monitoramento mais longo se faz necessário.

Para a água, o monitoramento deve ocorrer idealmente com frequência mensal, sendo razoável considerar a intensificação de amostragens de água em períodos chuvosos. Ressalta-se que a possibilidade de ocorrência de uma grande cheia pode acarretar em novas alterações nos ambientes, implicando na degradação da qualidade da água e em prejuízos aos seus usuários. Sugere-se também que os sistemas de alerta do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Qualidade de Água e Sedimentos – PMQQS (Programa nº 38) sejam revistos periodicamente visando manter suas funcionalidades, visto que o aumento significativo da turbidez nos períodos chuvosos, por exemplo, pode prejudicar o tratamento das águas do rio Doce para o abastecimento público.

Para os sedimentos, sugere-se que o monitoramento ocorra com frequência trimestral, contemplando-se os períodos secos e chuvosos. Assim como para a água, períodos de chuvas intensas e elevação da vazão dos rios podem ocasionar alterações na qualidade dos sedimentos, como a mudança na granulometria e o aumento na concentração de EPTs, visto que propiciam a ressuspensão do sedimento do fundo para a coluna d'água e a erosão das margens, facilitando o aporte de rejeito para a água. Desse modo, sugere-se a continuidade do Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Qualidade de Água e Sedimentos – PMQQS (Programa nº 38), com disponibilização dos dados consolidados.

É importante mencionar que o compromisso atual da Fundação Renova é que o PMQQS seja mantido até 2027, contudo, com o passar do tempo deve-se analisar se esse período será realmente suficiente.

6.5 INCENTIVO ÀS AÇÕES DE FISCALIZAÇÃO

Como este já é um ambiente fragilizado em decorrência do desastre, é importante que as medidas de fiscalização pelos órgãos ambientais competentes sejam intensificadas, uma vez que, ações antrópicas ilegais podem agravar os danos já existentes.

Atividades compensatórias como apoiar as atividades de fiscalização do poder público na bacia do rio Doce a fim de minimizar despejos não legalizados de efluentes domésticos e industriais, ações de desmatamento, atividades mineradoras ilegais, uso excessivo e indiscriminado de agrotóxicos nas produções agrícolas, por exemplo.

Para que o programa de fiscalização tenha efetividade e apoio da população impactada o mesmo deve assumir caráter preventivo e educativo e ter interface com o programa de educação ambiental.

No âmbito desta proposta de ação se entende que esta estaria vinculada ao eixo temático: pessoas e comunidades e ao programa 33: Educação Ambiental elaborados pela Fundação Renova.

6.6 AÇÕES DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Elaboração de ações de Educação Ambiental com o intuito de informar a população para a valorização e conservação da biodiversidade dos ecossistemas do rio Doce é de fundamental importância uma vez que investimento em conscientização e educação ambiental das populações diretamente e indiretamente afetadas pelo desastre, além de projetos que busquem inserir o cidadão como um agente de preservação dentro dos ecossistemas, são ações que produzem resultados duradouros e efetivos no meio ambiente, em toda a população afetada e nas gerações futuras.

A Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999, instituiu a Política Nacional de Educação Ambiental, e definiu a educação ambiental como “os processos por meio dos quais o indivíduo e a coletividade constroem valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências voltadas para a conservação do meio ambiente, bem de uso comum do povo, essencial à sadia qualidade de vida e sua sustentabilidade.” (Artigo 1º).

Esta ação é de fundamental importância pois se aproxima das diretrizes da Política Nacional de Educação Ambiental. Além disso, dada a extensão do desastre, é fundamental que políticas de educação ambiental sejam fomentadas na região, e sejam engajadas com processos já em curso, muitos deles, promovidos localmente.

Estas ações devem estar vinculadas aos programas desenvolvidos pela Fundação Renova inseridos na discussão dos eixos temáticos de pessoas e comunidades, dentro do Programa 33: Educação Ambiental.

7 ANÁLISE INTEGRADA

No Tomo II do Relatório de Diagnósticos dos Danos Ambientais (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), foram evidenciadas e mensuradas as alterações sofridas pelo ambiente aquático continental da bacia do rio Doce em decorrência do rompimento da barragem de Fundão, em 05 de novembro de 2015, que resultou na liberação de 44 milhões de m³ de rejeitos de mineração de ferro.

Foram avaliados tanto componentes físicos como bióticos do referido ambiente, tendo sido identificados 26 danos, sendo que 65% deles foram considerados gravíssimos, indicando uma alteração profunda no ambiente afetado. Também foi constatado que a minoria dos danos levantados foi cessada. Mesmo que o dano tenha “cessado” não significa, no entanto, que o ambiente tenha se recuperado, apenas a ação associada ao dano é que não ocorre mais. Ou seja, a maioria dos danos identificados em Brasil(MPF)/Lactec (2020c) continua a ocorrer até hoje no ambiente aquático continental.

É importante mencionar, contudo, que a maior parte dos danos apresentaram tendência de redução, isto é, ao longo do tempo tendem a cessar em algum momento. Quanto à possibilidade de retorno às condições de linha-base, mais de 50% dos danos foram considerados parcialmente reversíveis, indicando que o ambiente pode se recuperar até certo ponto, mas não irá retornar plenamente à condição em que se encontrava antes do desastre. Em menores percentuais, foram verificados ainda danos irreversíveis (25%), ou seja, que provocaram uma transformação tão severa no ambiente ou recurso afetado que não é nem mesmo possível retornar à condição pré-rompimento.

Nesse contexto, o presente Relatório de Acompanhamento de Danos buscou apresentar, a partir da análise de dados mais recentes, os desdobramentos dos danos diagnosticados em Brasil (MPF)/Lactec (2020c) visando avaliar a manutenção dos resultados apresentados no diagnóstico.

Todos os danos identificados foram acompanhados, exceto aqueles que já se mostraram cessados como os danos à morfologia dos cursos d’água, a redução das concentrações do oxigênio dissolvido na água, o assoreamento do canal dos rios e a mortandade de peixes nos corpos hídricos afetados. Os danos à flora aquática identificados em Brasil (MPF)/Lactec (2020c) foram cessados, todavia, no presente acompanhamento foi diagnosticado um novo dano à flora aquática relacionado à contaminação da vegetação aquática por elementos potencialmente tóxicos.

Sendo assim, foi dada continuidade à avaliação dos aspectos físico-químicos englobando a qualidade das águas e dos sedimentos, além de parâmetros associados ao transporte de sedimentos, e aspectos bióticos: plâncton (fito e zooplâncton); macroinvertebrados bentônicos (organismos que vivem no leito dos corpos hídricos); ictiofauna (peixes) e flora aquática. Dadas as alterações sofridas pelos mananciais de captação, também foram avaliados aspectos relacionados ao abastecimento público.

Com o rompimento da barragem de Fundão, a qualidade da água dos corpos hídricos atingidos pela lama de rejeitos foi severamente impactada. A turbidez da água atingiu valores elevadíssimos, diminuindo significativamente a transparência da água. No rio Doce, na altura do município de Marliéria/MG, por exemplo, a turbidez da água atingiu o valor de 600.000 UNT, ultrapassando o limite legislado pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para rios de classe 2 em 6.000 vezes (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Foram constatadas ainda baixíssimas concentrações de oxigênio dissolvido (OD), especialmente nos dois primeiros compartimentos, tendo sido registradas condições inclusive anóxicas. Para

os elementos potencialmente tóxicos (EPTs) também se registraram concentrações exorbitantes na água. A título de exemplificação, as concentrações de ferro dissolvido na água chegaram a ser 100 vezes superior ao limite legislado (rio Doce, em Belo Oriente/MG), as de manganês total mais de 9.000 vezes superior (rio Doce, em Marliéria/MG) e de alumínio dissolvido mais de 300 vezes superior (rio Doce, em Belo Oriente/MG) (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c).

O dano relativo à diminuição das concentrações de OD na água foi considerado cessado, visto que de um modo geral no mês de dezembro/2015 as concentrações medidas já indicavam a recuperação do sistema. Os danos relacionados ao aumento da concentração de sólidos e de EPTs foram considerados gravíssimos, com tendência à redução (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020c). Nesse contexto, a partir da adição de dados de qualidade de água mais atuais, relativos ao ano de 2019, foi possível verificar na análise corrente que os danos relativos ao aumento da concentração de sólidos e EPTs na água dos rios em virtude do rompimento ainda estão presentes no ambiente, não sendo possível afirmar que tenham cessado. Entretanto, foi observada uma maior ocorrência de valores que estiveram de acordo com a variação pré-rompimento e que atenderam aos limites legislados, confirmando a tendência de redução dos danos. Esses resultados foram favorecidos, não exclusivamente, mas também pela ocorrência de precipitações próximas ou abaixo das médias mensais históricas pré-rompimento durante o ano de 2019. Visto que em períodos mais secos, a água apresenta melhor qualidade de um modo geral, enquanto em períodos mais chuvosos, encontra-se mais degradada. É importante mencionar que valores mais elevados que chegam a ultrapassar os máximos históricos pré-desastre bem como os limites legislados ainda foram observados, o que foi verificado principalmente no período chuvoso (outubro a março de 2019). Esses valores servem de alerta à permanência dos efeitos do desastre. Os efeitos da cheia do início do ano de 2020, a qual se apresentou como o maior episódio de vazão na calha do rio Doce no período pós-rompimento, sobre a qualidade da água exemplificaram bem essa questão em um relatório emitido pelo Lactec, tendo sido obtidos os piores resultados desde que o Lactec iniciou seu monitoramento na região (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020i). Em relação a desconformidades, em 2019, os maiores percentuais foram registrados para o alumínio dissolvido, o ferro dissolvido, o manganês total e a turbidez. De modo mais particular, registraram-se desacordos para o cádmio total, chumbo total, cobre dissolvido, zinco total e sólidos suspensos totais. Assim, a tendência é que os danos relativos ao aumento da concentração de sólidos e de EPTs na água diminuam ao longo do tempo, todavia, períodos chuvosos mais intensos podem contribuir para uma significativa piora da qualidade da água, com o aumento da turbidez da água e da concentração de EPTs. É importante esclarecer que esses valores embora elevados dificilmente chegarão aos patamares registrados logo após o rompimento. Nessas situações de maior comprometimento da qualidade da água, os usos da água pela população e pela biota poderão ser comprometidos.

Em virtude das alterações observadas na qualidade da água dos rios, os sistemas de abastecimento de água para consumo humano que dependiam destes mananciais como fonte principal de água bruta foram paralisados, pois as tecnologias presentes nas estações de tratamento não eram capazes de tratar a água proveniente dos corpos hídricos contaminados (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Entre os 39 municípios localizados ao longo dos rios afetados, 18 localidades tiveram seus sistemas de abastecimento diretamente inviabilizados temporariamente, sendo que mesmo após o período emergencial, muitos ainda eram abastecidos por caminhões-pipa. Nos sistemas de abastecimento que

retornaram à operação, foram reportadas dificuldades no tratamento da água captada nos períodos chuvosos, devido à elevação de turbidez. Além disso, foram verificadas inconformidades em relação ao Valor Máximo Permitido (VMP) na água tratada para algumas substâncias, como, por exemplo, ferro, alumínio e manganês. De acordo com o diagnóstico (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), o dano ao abastecimento público foi considerado gravíssimo, com tendência à redução. No acompanhamento dos desdobramentos desse dano, verificou-se que muitas providências fundamentais para a melhoria em certas localidades ainda carecem de definições técnicas e o estabelecimento de um canal de comunicação mais diligente entre os Operados do Sistema e a Fundação Renova. No quesito da avaliação da qualidade da água potável, ainda há a presença de diversos parâmetros acima do legislado, o que evidencia que em muitos momentos a água fornecida para as localidades é inadequada para consumo humano. Desse modo, não se pode afirmar que o dano está cessado quando se avaliam os diversos atrasos nas aplicações das melhorias nas Estações de Tratamento de Água e nas desconformidades encontradas nessa água para consumo humano distribuídas para as localidades atingidas.

A qualidade da água também pode ser avaliada através das comunidades planctônicas, fitoplâncton e zooplâncton, que são consideradas bioindicadores da qualidade do ecossistema aquático, além de constituírem a base da cadeia alimentar do referido meio. O desastre afetou consideravelmente as duas comunidades, o que resultou e/ou potencializou consequentes alterações aos níveis superiores da cadeia trófica.

Os organismos fitoplanctônicos foram prejudicados pelos altos níveis de turbidez que se instalaram nos corpos hídricos a partir da passagem da onda de lama de rejeitos, visto que com isso houve significativa diminuição da transparência da água. Esses organismos necessitam de luz para realização da fotossíntese, processo através do qual o fitoplâncton converte material inorgânico em orgânico e oxigena a água. O dano à comunidade fitoplanctônica foi considerado gravíssimo para os rios e reservatórios avaliados, pois ocorreram alterações significativas na composição e na estrutura da comunidade de microalgas (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). A partir do acompanhamento da avaliação dos danos associados à comunidade fitoplanctônica dos ambientes fluviais, alterou-se a tendência do dano de “estabilizado” (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c) para “cessado” para todas as estações da APDL, uma vez que as mudanças observadas na composição, distribuição e abundância das espécies em relação ao que era antes do rompimento vêm permanecendo inalteradas. Ou seja, a ocorrência do dano em si cessou, mas não houve necessariamente a recuperação da comunidade. Após o evento do rompimento, uma nova comunidade se originou e se estabeleceu. A área impactada pelo rejeito de minério foi recolonizada por diferentes grupos de organismos tolerantes a perturbação ambiental. Em ambientes impactados, a comunidade se reconstrói lentamente, com a substituição sucessiva das espécies à medida que a comunidade tende atingir a sua estrutura e composição originais. No entanto, a sucessão de espécies não segue um caminho definido, visto que os organismos são influenciados por fatores abióticos, interações entre as espécies, nível do distúrbio e eventos aleatórios. Inclusive, se a perturbação tiver sido muito intensa, a comunidade local pode não retornar as suas condições prévias. Eventos hidrológicos extremos como a cheia do início de 2020, que ocasionam a elevação da turbidez e a diminuição da transparência da água, podem resultar na redução na riqueza, diversidade de espécies e densidade fitoplanctônica.

No tocante à comunidade zooplanctônica, que é o segundo elo da cadeia alimentar, alimentando-se do fitoplâncton e servindo de alimento para os peixes, foi possível verificar que a riqueza e abundância do zooplâncton reduziram drasticamente em algumas regiões no momento logo após o desastre, chegando a haver a ausência de organismos. Ao longo dos compartimentos 1 e 2 o dano foi classificado de grave a gravíssimo. No compartimento 3, as alterações mostraram-se mais brandas, contudo, não foi possível classificar o dano em termos de gravidade haja vista a pouca disponibilidade de dados na região. Quanto à tendência do dano, com a adição de dados mais atuais nas análises, o acompanhamento indicou que o dano tende à redução nos compartimentos 1 e 2, confirmando os resultados da etapa de diagnóstico, à exceção do Compartimento 1, no qual a classificação era de dano estabilizado. A classificação foi alterada visto que foi verificado um maior número de indivíduos em relação ao período anterior de amostragens. De modo geral, foi possível verificar que, em algumas regiões da APDL, a comunidade zooplanctônica está se reestabelecendo e desenvolvendo suas populações. Entretanto, dificilmente as condições anteriores ao rompimento serão reestabelecidas, sendo que o que ocorrerá é um rearranjo das populações em um cenário futuro, principalmente se propágulos, agora estabelecidos, conseguirem permanecer no ambiente.

A passagem da lama de rejeitos minerários também resultou na morte de minimamente 20 mil indivíduos de diferentes espécies de peixes (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c). Esse foi o primeiro dano imediato do rompimento da barragem de Fundão sobre a ictiofauna, o qual foi considerado gravíssimo. O mesmo foi considerado cessado, visto que a mortandade, que por definição é a morte de uma grande quantidade de indivíduos, se deu logo após o rompimento. Além da mortandade de peixes, foram verificados outros danos à ictiofauna, sendo que estes não foram considerados cessados.

O desastre da Samarco causou a destruição e desestruturação dos habitats, tendo como consequência o aumento da taxa de mortalidade de organismos, bem como o afugentamento (redução) de espécies de peixes bentônicos, de modo que se estabeleceu uma assembleia simplificada, dominada por poucas espécies de hábito generalista, típica de ambientes impactados. Desse modo, constatou-se o dano relacionado às alterações da composição e estrutura da comunidade de peixes, que também foi classificado como gravíssimo. No acompanhamento do referido dano, ainda não foram verificados sinais evidentes de retorno às condições pretéritas ao rompimento, ou seja, não foi cessado. Embora exista a possibilidade de reversibilidade dos índices às condições iniciais, com a tendência à redução do dano, a composição de espécies possivelmente será diferente daquela registrada na linha-base.

Outro efeito do rompimento foi a redução da complexidade estrutural do sedimento e a consequente homogeneização do habitat provocada pelo aporte de lama e soterramento, com efeitos negativos sobre a diversidade de organismos bentônicos, o que ocasionou alterações na dieta da ictiofauna, especialmente para os peixes invertívoros bentônicos. Com isso, foi constatado o dano referente à simplificação da estrutura trófica da ictiofauna, que foi considerado grave. Nas avaliações do acompanhamento desse dano, o resultado foi que a riqueza de espécies invertívoras bentônicas e zooplanctívoras no ambiente aquático continental ainda é menor que aquela obtida pelos dados de referência, de modo que o dano ainda não foi cessado, mas tende a reduzir.

Também foi verificado o dano relacionado ao aumento da riqueza e abundância de espécies introduzidas (exóticas) (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), que foi considerado grave. A ocorrência dessas

espécies nos ambientes aquáticos está relacionada com a introdução acidental (escape de aquicultura) ou intencional (“peixamento” de represas e lagos). Considerando-se todas as amostragens realizadas pelo Lactec foram registradas 20 espécies de peixes introduzidas ou exóticas. As consequências da introdução de espécies a médio e a longo prazo, podem incluir a inviabilidade econômica pesqueira, extinções locais de espécies nativas devido à predação e mudanças nas cadeias tróficas com consequente alterações funcionais nos ecossistemas. De acordo com o acompanhamento, o dano ainda ocorre no ambiente, todavia, ao longo do tempo tende a reduzir.

Populações afetadas por eventos catastróficos, como o desastre da Samarco, apresentam redução em seu tamanho populacional total. Durante eventos de gargalo populacionais, apenas uma fração da diversidade genética de uma população é transmitida para a próxima geração, resultando em redução do tamanho efetivo populacional e da diversidade genética dessa população. Espécies que apresentam redução no seu tamanho populacional e em sua diversidade genética são mais susceptíveis a eventos de extinção local e reduzida probabilidade de manutenção a longo prazo. Em Brasil(MPF)/Lactec (2020c), foi constatado o dano da redução da diversidade genética da ictiofauna através de avaliações acerca da espécie *Astyanax bimaculatus*. No presente estudo de acompanhamento, a partir da avaliação de novas amostras, os resultados dos testes de hipóteses desenvolvidos confirmaram que as populações de *Astyanax bimaculatus* da APDL dos compartimentos 1 e 2 da bacia do rio Doce tiveram redução da sua diversidade genética, compatível com aquele esperado como resultado do desastre da Samarco. *Astyanax bimaculatus* é uma espécie de pequeno porte com migração de pequenas distâncias, de forma que o fluxo gênico ou mesmo a recolonização da APDL após o desastre deve ser mais demorado do que espécies vágéis e migradoras.

Foi também constatado o dano relacionado ao aumento de estresse e alterações nas condições corporais e/ou de saúde na ictiofauna. A partir das análises, foi evidenciado o comprometimento de diversos sistemas biológicos por meio da observação da ocorrência de alterações nos biomarcadores avaliados, de modo que o dano foi considerado gravíssimo ao longo dos três compartimentos. No C1 e no C3, constatou-se que o dano é irreversível, sendo que no C1 há tendência de aumento do dano, uma vez que alterações nos biomarcadores avaliados podem desencadear prejuízos à reprodução, promover a morte dos indivíduos e, consequentemente, declínio populacional e, até mesmo, perda da biodiversidade. No C2, por ser uma região já impactada mesmo antes do rompimento, sugere-se o monitoramento por maior período de tempo deste compartimento para que se possa obter uma melhor avaliação quanto à reversibilidade e tendência de evolução do dano.

Por fim, na ictiofauna, foi ainda verificado o dano relacionado ao aumento na bioacumulação de biomagnificação. O dano foi considerado gravíssimo no C1 e grave no C2 e no C3. O mecanismo de bioacumulação de EPTs se dá, de maneira resumida, pelo desbalanço entre o processo de absorção e a capacidade de excreção/eliminação que cada organismo apresenta. Desse modo, uma vez que esses EPTs são provenientes tanto do ambiente em que o peixe está imerso quanto do recurso alimentar que ele utiliza, que o processo de bioacumulação ocorre ao longo do tempo e que grande parte desses elementos permanecem disponíveis no ambiente, o dano foi considerado **irreversível** e com **tendência de aumento**.

Diversos grupos e espécies de flora têm seu habitat nos ambientes aquáticos e inundáveis. A passagem da onda de lama afetou a vegetação destes ambientes, soterrando áreas de várzea e carregando a vegetação aquática presente no seu caminho. Em Brasil(MPF)/Lactec (2020c), foram constatados danos à flora aquática no tocante à supressão da vegetação nativa, perda da biodiversidade de flora e perda de recursos florestais não madeireiros, tendo sido os mesmos cessados. Na fase de acompanhamento dos danos, contudo, foi levantado um novo dano à flora aquática no que se refere à contaminação da vegetação aquática por elementos potencialmente tóxicos. O referido dano foi considerado gravíssimo e com tendência à redução à medida em que ações de recuperação possam evoluir e reduzir o carregamento de rejeitos para a calha do rio e próximo às suas margens, local onde a vegetação de várzeas se estabelece. Entretanto, o dano foi avaliado como irreversível, haja vista que esta recuperação pode demorar um período longo, que excede os limites de tempo de reversibilidade considerados neste estudo.

O desastre da Samarco também teve consequências sobre os sedimentos que ficam depositados no leito dos cursos d'água. Para o acompanhamento do dano, referente a julho de 2019 a julho de 2020, o aumento do volume e da vazão, provenientes das precipitações elevadas nas cabeceiras da bacia hidrográfica do rio Doce, além da remobilização dos sedimentos já depositados ao longo da calha do rio e o aumento rápido da vazão e volume dos rios, promoveu a erosão das margens e o carregamento dessas partículas para o interior do corpo d' água e alteraram a granulometria, que em anos anteriores era dominada por areias, com o aumento da fração silte, seguida da fração argila. Quanto às análises químicas, os elementos alumínio, arsênio, bário, cádmio, cobalto, ferro, manganês e mercúrio tiveram concentrações superiores aos dados preexistentes, distribuídos ao longo dos compartimentos analisados, como mostra a Figura 128. As análises mineralógicas no período após as chuvas mostraram um destaque para a presença dos minerais de goethita e hematita, que corrobora também com os mecanismos de ressuspensão e mistura da lama de rejeito com os sedimentos de fundo.

A análise do fator de contaminação indicou para o Compartimento 1 contaminação elevada para o elemento manganês; no Compartimento 2A contaminação elevada do cádmio; no Compartimento 2 B contaminação elevada de arsênio e no Compartimento 3 contaminação elevada para o alumínio, bário, cobalto, ferro e manganês.

Para os sedimentos, a inclusão de dados adicionais no Compartimento 3, tanto para o período pré-desastre, quanto pós-desastre, permitiu a classificação do dano à qualidade dos sedimentos desse compartimento como gravíssimo. Com base em dados da modelagem que indicaram que a remoção total do rejeito em meio aos sedimentos, seria entre 113 e 163 anos, o atributo reversibilidade foi alterada para irreversível.

A análise dos dados no acompanhamento do dano indica que para alguns elementos a concentração está abaixo do máximo histórico e que de 2019 para 2020 os elementos arsênio e cádmio não foram considerados alterados (abaixo do máximo histórico).

Para os macroinvertebrados bentônicos, organismos invertebrados maiores de 0,20 mm que habitam os substratos de fundo de ambientes aquáticos, nas avaliações de acompanhamento foi confirmada a tendência de redução do dano, relacionada à recuperação da comunidade com o distanciamento temporal do desastre. O compartimento 1, incluindo-se o reservatório da UHE Risoleta Neves,

apresentou mais expressiva recuperação da comunidade, sendo que todos os indicadores analisados exibiram valores melhores que no período anterior ao desastre. Na fase de diagnóstico do dano à comunidade (BRASIL(MPF)/LACTEC, 2020c), já havia sinais de recuperação, entretanto, os indicadores não chegavam a níveis do período anterior ao desastre. Desse modo, a classificação da tendência do dano foi alterada, o dano passou a ser considerado cessado no compartimento 1 e no reservatório da UHE Risoleta Neves. Mesmo ocorrendo a recuperação dos indicadores e o reestabelecimento de funções ecológicas, a estrutura da comunidade é diferente daquela anterior ao rompimento, podendo apresentar substituição de espécies, redução ou ausência local de alguns grupos e aumento de grupos oportunistas. No compartimento 2 (incluindo-se o reservatório da UHE Baguari), os indicadores também apresentaram continuidade na recuperação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, todavia, na maioria dos casos os níveis do período anterior ao desastre não foram atingidos, de modo que não houve alteração na classificação do dano, ou seja, o mesmo ainda tende a reduzir. Em especial no compartimento 2B, a recuperação da comunidade não foi muito evidente no diagnóstico do dano, sendo que na fase de acompanhamento do dano, a recuperação foi mais expressiva.

No intuito de auxiliar na compreensão da real dimensão do desastre a partir de uma abordagem ecossistêmica, foram analisadas as perdas de **serviços ecossistêmicos**. Toda a descrição da metodologia adotada e detalhes dos resultados para todos os ambientes afetados podem ser consultados no TOMO I – Contextualização (BRASIL (MPF)/LACTEC, 2020b).

Considerando todos os danos elencados, o ambiente aquático continental apresentou a perda de 22 serviços ecossistêmicos entre provisão, regulação, suporte e cultural, em diferentes níveis de perda. Muitos destes simultaneamente e possivelmente agravados pelos efeitos sinérgicos dos danos ocorridos.

Entre os serviços de provisão foram afetados cinco serviços: provisão de alimentos, provisão de matéria-prima, provisão de recursos, provisão de água e provisão de recursos genéticos e bioquímicos. No tocante aos serviços de regulação, foram seis serviços prejudicados: regulação hidrológica, temporamento de mudanças hidrológicas/meteorológicas rápidas, purificação da água, regulação biológica (pragas, doenças e espécies exóticas), regulação de teias tróficas e manutenção da biodiversidade, bem como polinização. Quanto aos serviços de suporte, com exceção do serviço de formação de solo, todos os demais foram comprometidos: disponibilidade de áreas vitais para espécies da flora e fauna, base espacial para utilização e ocupação, formação de corredores de fluxo gênico, formação de substrato, ciclagem de nutrientes e produção primária. Por fim, foram afetados os serviços culturais que englobam: recreação, lazer e educação; herança e expressão cultural e espiritual, bem como as relações sociais e modo de vida. Verificou-se que entre os danos que mais provocaram a perda de serviços ecossistêmicos estão o aumento da concentração de sólidos e EPTs na água, bem como os danos relativos à flora aquática.

Os resultados das avaliações de acompanhamento indicaram que a maioria dos danos diagnosticados continua a ocorrer no ambiente aquático. De fato, foi bastante marcante para o ambiente a passagem do considerável volume de lama de rejeitos minerários por seus cursos hídricos, todavia, é importante destacar que a maior parte desse volume liberado no rompimento ainda permanece depositado ao longo da calha dos rios ou então assentado às suas margens. Dessa forma, entende-se

que o sistema aquático e a biota relacionada ainda convivem com o passivo deixado pelo desastre da Samarco, condição que perdurará ainda por décadas.

De acordo com os cenários levantados, foi estimado que seria necessário mais de um século para que todo o volume de rejeitos liberados no rompimento de Fundão fosse removido naturalmente pela ação da erosão fluvial. Até o momento, a erosão fluvial tem sido o principal mecanismo de remoção dos rejeitos. Caso se optasse pela dragagem dos rejeitos, o tempo cairia para sete décadas. Vale ressaltar que os valores apresentados não consideraram o aporte natural de sedimentos, o que acarretaria numa dificuldade maior para separação do material (caso fosse possível) e uma quantidade maior a ser dragada. A esta consideração soma-se ainda os desafios de logística de realizar uma dragagem ao longo de centenas de quilômetros na calha do rio Doce, que envolveriam o tráfego constante de veículos pesados, a real eficiência da dragagem dos rejeitos na prática, além da necessidade de definição de um local para disposição e/ou tratamento de todo o material, o que já tem sido um complicador no caso do material acumulado no reservatório da UHE Risoleta Neves. É importante mencionar que o revolvimento do sedimento associado à dragagem proporciona a liberação e/ou a ressuspensão de parte dos materiais que anteriormente estavam confinados ao sedimento, afetando não somente a qualidade de água, mas também a estrutura do habitat aquático e a biota.

Em termos de qualidade de água, mesmo sedimentos não contaminados com poluentes podem elevar a turbidez da água (CASTRO e ALMEIDA; 2012). Alguns estudos demonstram que, de acordo com a quantidade de matéria orgânica associada ao sedimento, a dragagem pode incorrer na redução das concentrações de oxigênio dissolvido na coluna de água. Em situações em que os sedimentos são originalmente anóxicos, deve-se considerar a possibilidade de ocorrência de gases como o sulfeto de hidrogênio ou o metano que, uma vez liberados pela movimentação do fundo, alteram a qualidade de água e afetam a biota. Também processos de eutrofização podem ser promovidos pela dragagem, já que a remineralização de nutrientes associados ao processo de enriquecimento das águas pode ocorrer (WASSERMAN et al., 2016).

No caso de sedimentos contaminados, a disponibilização de substâncias tóxicas associadas ao sedimento na coluna de água é um desafio adicional (LIU et al., 2016; FISHER et al., 2015; CASTRO, ALMEIDA; 2012). A biota também pode ser afetada, não somente pela química do sedimento, mas também pela deposição física de partículas sobre os habitats e alterações das condições hidráulicas e sedimentológicas do escoamento, alterações nos padrões de circulação e da salinidade local (CASTRO, ALMEIDA; 2012; LIU et al., 2016). A ressuspensão, mesmo que de níveis reduzidos, de sedimentos dragados causa danos na cadeia trófica. Por exemplo, formas juvenis de peixes são diretamente afetadas por esta atividade. A dragagem também proporciona a liberação de contaminantes anteriormente limitados à água intersticial no sedimento, para coluna de água (WASSERMAN et al., 2016). Com base nos aspectos citados, deve-se considerar que a efetividade da remediação ambiental, quando associada a dragagem de sedimentos contaminados pode ser reduzida.

Além da dragagem, a ocorrência de precipitações elevadas e de maior frequência também pode propiciar a ressuspensão do material sedimentado no leito dos rios para a coluna d'água, em função do aumento da vazão e da velocidade da água dos rios, acarretando no aumento da turbidez e da concentração de EPTs na água. Quanto à disponibilização dos EPTs, fatores como o pH, temperatura

e oxigênio dissolvido também podem influenciar a mobilidade e consequentemente a potencialidade tóxica desses elementos. Outros fatores como a troca catiônica e complexação com moléculas orgânicas também são importantes mecanismos que regulam a disponibilidade destes elementos metálicos em ambientes aquáticos.

Desse modo, enquanto o rejeito permanecer no leito dos cursos d'água e nas margens dos rios, em qualquer momento podem ocorrer condições físicas e/ou químicas que promovam sua reintrodução no meio aquático, alterando a qualidade da água e comprometendo as comunidades bióticas relacionadas.

Diante dos danos identificados no ambiente aquático continental durante o diagnóstico e acompanhamento de danos, foram sugeridas ações que visam promover os processos para recuperação, minimização e compensação dos danos avaliados, tendo em vista que a melhoria da qualidade do ambiente causaria consequente impacto positivo para as comunidades biológicas bem como para a sociedade, de modo a alcançar a provisão dos serviços ecossistêmicos. É importante mencionar que algumas dessas ações já se encontram em curso via programas da Fundação Renova de um modo geral, conforme detalhado no Capítulo 6.

Para o ambiente aquático continental, foram elencadas seis **ações de recuperação** que englobam: 1) *Controle de aporte de sólidos aos corpos hídricos* – o aporte de sólidos aos cursos d'água acarreta na degradação da qualidade da água afetando as comunidades aquáticas e os usos dos recursos hídricos, as ações sugeridas estão vinculadas principalmente às ações de restauração ecológica dos ambientes danificados pelo desastre descritas no Ambiente Terrestre; 2) *Saneamento* - os municípios da bacia do rio Doce enfrentam diversos entraves que dificultam o desenvolvimento do saneamento básico, desse modo, foram elencadas ações visando o monitoramento da água tratada, a manutenção da rede de distribuição e das instalações domiciliares, a criação de um fundo monetário, além de ações voltadas ao sistema de esgotamento sanitário e o manejo de resíduos sólidos; 3) *Recuperação da ictiofauna* - para a minimização dos efeitos dos danos provenientes do desastre são necessárias medidas mais generalistas como a recuperação ambiental dos habitats dos peixes, mas também ações mais específicas como a gestão pesqueira, por exemplo; 4) *Monitoramento do meio físico e biótico* – tendo em vista que o ambiente aquático continental ainda não se recuperou da maioria dos danos, o monitoramento das condições do meio físico e biótico faz-se fundamental, ainda mais considerando que os efeitos da bioacumulação e biomagnificação nos organismos podem tardar a se manifestar; 5) *Incentivo às ações de fiscalização* – atividades compensatórias como apoiar as atividades de fiscalização do poder público na bacia do rio Doce a fim de minimizar a sobrecarga de degradação da região já impactada pelo desastre da Samarco; 6) *Educação ambiental* – informar, conscientizar e envolver a população (como agentes de preservação) em ações de valorização e conservação da biodiversidade e dos ecossistemas aquáticos continentais é fundamental, pois produzem efeitos efetivos e duradouros. Reitera-se a importância de se considerar os anseios das comunidades locais em todas essas ações.

De acordo com os trabalhos realizados nos últimos anos, que culminaram no Diagnóstico e, agora, no Acompanhamento dos danos socioambientais decorrentes do rompimento da barragem de Fundão sobre os Ambientes Aquáticos Continentais da bacia do rio Doce, é possível afirmar que esses ambientes sofreram alterações profundas em seus meios físico, químico e biótico. No total, foram

constatados 27 danos a esses ambientes (Figura 293), os quais resultaram de ações mecânicas, interações físicas, químicas e/ou biológicas e ações emergenciais decorrentes do desastre, tendo sido a maioria deles considerados gravíssimos. Apesar da gravidade dos danos, foi possível observar que o ambiente está se recuperando, mesmo que não se atinjam as condições preexistentes ao desastre em todos esses casos. É importante lembrar que o passivo da Samarco ainda está presente no meio e que serão necessários muitos anos para que os rejeitos sejam removidos, naturalmente ou não, dos cursos d'água. Além disso, merecem destaque os danos associados à contaminação por EPTs, uma vez que esses elementos foram disponibilizados e permanecem no ambiente, podendo trazer consequências negativas aos usos da água, além de acumular ao longo do tempo na biota, passando para níveis superiores da cadeia alimentar e sendo transmitidos às gerações futuras. Desse modo, para todos os danos identificados e alterações observadas, as ações de recuperação e/ou compensação são fundamentais e podem auxiliar na aceleração da restauração dos ambientes, na mitigação de danos mais persistentes, bem como na melhoria do estado de conservação dos ecossistemas atingidos.

Figura 293 – Fluxograma de danos relativos ao ambiente aquático continental.



8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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.
- ABDUL-MUNEER, P.M. Application of microsatellite markers in conservation genetics and fisheries management: recent advances in population structure analysis and conservation strategies. **Genetics research international** 2014. 2014.
- AGOSTINHO, A. A.; JULIO JÚNIOR, H. F. Peixes de outras águas. **Ciência Hoje**, v. 21, n. 124, p. 36-44. 1996.
- AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L.E.; BINI, L.M. L.M.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S.M.; SUZUKI, H.I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs and prognoses on aging. - In: TUNDISI, J.; STRAŠKRABA, M. (eds.), **Theoretical Reservoir Ecology and its Applications**. International Institute of Ecology, São Carlos. p. 227-265. 1999.
- AGROFLOR. **Regularização Ambiental das Obras de Dragagem e Disposição de Rejeitos na Fazenda Floresta e Recuperação das Margens e Setores da área denominada como Trecho 12 (Área do reservatório da UHE Risoleta Neves). Estudo de Impacto Ambiental**. Viçosa, MG. 2020.
- ALBERTA GOVERNMENT. **Environmental quality guidelines for Alberta surface waters**. Government of Alberta: Alberta. 2018. 58p. Disponível em <https://open.alberta.ca/dataset/5298aadb-f5cc-4160-8620-ad139bb985d8/resource/38ed9bb1-233f-4e28-b344-808670b20dae/download/enviro-nmentalqualitysurfacewaters-mar28-2018.pdf>. Acesso em 14 abr. 2020.
- ALLAN, J. D. Life history patterns in zooplankton. **American Naturalist**. v. 110, n. 971, p. 165-180. 1976.
- ALMEIDA, A.P.; GASPARINI, J.L.; ABE, A.S.; ARGOLLO, A.J.S.; BAPTISTOTTE, C.; FERNANDES, R.; ROCHA, C.F.D.; VAN SLUYS, M. Os répteis ameaçados de extinção no Estado do Espírito Santo. In: Passamani, M.; Mendes, S. L. (Orgs.). **Espécies da fauna ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo**. Vitória: Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica, p. 65-74, 2007.
- ALTSCHUL, S.F.; GISH, W.; MILLER, W.; MYERS, E.W.; LIPMAN, D.J. Basic local alignment search tool. **Journal of Molecular Biology** 215, 403-410. 1990.
- ANA - Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: informe anual**. Brasília: ANA, 2019. 100 p.
- _____. **Portal da qualidade de água – Enquadramento – Bases Legais**. Disponível em <http://portalpnqa.ana.gov.br/enquadramento-bases-conceituais.aspx>. Acesso em 18 mai. 2020.
- ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams. **Environmental Biology of Fishes**, v. 9, p. 117-135, 1983.
- ANZECC - Australian and New Zealand Environment and Conservation Council. **Australian Water Quality Guidelines for Fresh and Marine Waters**. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council: Canberra. 1992. 54p. Disponível em <https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/ANZECC-1992-guidelines.pdf> Acesso em 25 mai. 2020.
- ANZECC - Australian and New Zealand Environment and Conservation Council; ARMCANZ - Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. **Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Volume 1, The guidelines**. Australian Water Association, 2000. 314 p. Disponível em <https://www.waterquality.gov.au/sites/default/files/documents/anzecc-armcanz-2000-guidelines-vol1.pdf>. Acesso e 25 mai 2020.
- AOYAGUI, A. S. M.; BONECKER, C. C. Rotifers in different environments of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): richness, abundance and the relationship with the connectivity. **Hydrobiologia**, v. 522, p. 281-290, 2004.
- 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.

- ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V. de. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, v. 56, p. 125-134, 1999.
- AUSTRALIAN GOVERNMENT INICIATIVE. **Iron in freshwater and marine water**. Disponível em <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values/default/water-quality-toxicants/toxicants/iron-2000>. Acesso em 27 jul. 2020.
- BAILLIE, S.M.; MUIR, A.M.; SCRIBNER, K.S.; BENTZENA, P.; KRUEGER, C.C. Loss of genetic diversity and reduction of genetic distance among lake trout *Salvelinus namaycush* ecomorphs, Lake Superior 1959 to 2013. **Journal of Great Lakes Research** 42, 204-216. 2016.
- BANDELT H.; FORSTER P.; RÖHL A. Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. **Molecular Biology and Evolution** 16(1), 37–48. 1999.
- BANHOS, A.; HRBEK, T.; SANAIOTTI, T.M.; FARIAS, I.P. Reduction of Genetic Diversity of the Harpy Eagle in Brazilian Tropical Forests. **PLoS ONE** 11, e0148902. 2016.
- BARBOLA, I. F.; MORAES, M. F.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M.; SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 101, n. 1-2, p. 15-23, 2011.
- 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.
- BARBOSA, F. A. R.; SOUZA, E. M. M.; VIEIRA, F.; RENAULT, G. P. C. P.; ROCHA, L. A.; MAIA-BARBOSA, P. M.; OBRDÁ, S. M. G.; MINGOTI, S. A. **Impactos Antrópicos e biodiversidade aquática**. In: J.A. Paula, (Ed.) **Biodiversidade, população e economia**. PADCT- CIAMB, UFMG, CEDEPLAR, ECMVS, Belo Horizonte, Brasil. Rona Editora, pp. 455- 468, 1997.
- BARBOSA, F.A.R., ALONSO, L., BRITO, M.C.W., LAUREANO, F.V., MAY, P., SÁNCHEZ, L.E., KAKABADSE, Y. **Painel do Rio Doce - Riscos da supressão de fluxos naturais em um sistema fonte-mar: O caso da Lagoa Juparanã, Espírito Santo, Brasil**. UICN, questões em foco Nº3. Disponível em: < https://www.iucn.org/sites/dev/files/rio-doce-panel-issue-paper-3-pt_0.pdf>. Acesso em: 01/06/2021. (2019).
- BARROS, M. R. F.; DAS CHAGAS, R. A.; DOS SANTOS, W. C. R.; HERRMANN, M. New record of *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) in Eastern Amazon. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 7, 2020.
- BATISTELLA, A.M. **Biologia de *Trachemys adiutrix* (Vanzolini, 1995) (Testudines, Emydidae) no litoral do nordeste – Brasil**. Manaus: INPA, Tese de Doutorado, 55p., 2008.
- BELLOTTO, V.R.; KUROSHIMA, K.N.; CECANHO, F. **Poluentes no ambiente estuarino e efeitos da atividade de dragagem**. In: BOLDRINI, E.B.; SOARES, C.R.; PAULA, E.V. (org.). **Estuário do Rio Itajaí-Açu, Santa Catarina: Caracterização ambiental e alterações antrópicas**. Itajaí: Universidade do Vale do Itajaí, Cap 7, p. 105-126. 2009.
- BERKMAN, H. E.; C. F. RABENI. Effect of siltation on stream fish communities. **Environmental Biology of Fishes**, v. 18, p. 285-294, 1987.
- BETANCUR-RODRIGUEZ, R.; WILEY, E.O.; ARRATIA, GLORIA; ACERO, A.; BAILLY, N.; MIYA, M.; LECOINTRE, G.; ORTÍ, G. Phylogenetic Classification of Bony Fishes. **BMC Evolutionary Biology**, v. 17, n. 162, 2017.
- BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gênero de Algas de águas Continentais do Brasil**. Chave para identificação e descrição. 2ª edição. São Paulo: Ed. Rima. 2006.
- BOJSEN, B.H.; BARRIGA, R. Effects of deforestation on assemblage structure of fish in Ecuadorian Amazon streams. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 2246-2260, 2002.
- BOMFIM, F. F.; MANTOVANO, T.; AMARAL, D.C.; PALHIARINI, W.S.; BONECKER, C.C.; LANSAC-TÔHA, F.A. Adjacent environments contribute to the increase of zooplankton species in a neotropical river. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, e103. 2017.

- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495–523, 2006.
- BOYD, D. R. **The water we drink: an international comparison of drinking water quality standards and guidelines**. Vancouver: David Suzuki Foundation, 2006.
- BOZELLI, R.L. Composition of the zooplankton community of Batata and Mussura Lakes and of the Trombetas River, State of Para, Brazil, **Amazoniana**, v. 12, n. 2, p. 239-261. 1992.
- BOZELLI, R.L. Influences of suspended inorganic matter on carbon ingestion and incorporation rates of two tropical cladocerans, *Diaphanosoma birgei* and *Moina minuta*. **Archive of Hydrobiologie**, v. 142, p. 451-465. 1998.
- BRAGA, C. E.; GUTJAHR, A. L. N. Inventário e análise dos macroinvertebrados aquáticos bioindicadores da qualidade da água no Rio Uraim, Paragominas, Pará, Brasil. **Eciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 28, p. 1068, 2018.
- BRAIGHIN, L. S. M.; FIGUEIREDO, B. R.; MEURER, T.; MICHELAN, T. S.; SIMÕES, N. R.; BONECKER, C. C. Zooplankton diversity in a dammed river basin is maintained by preserved tributaries in a tropical floodplain. **Aquatic Ecology**, v. 49, n. 2, p. 175-187, 2015.
- BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada a engenharia sanitária**. São Paulo: CETESB, 1986.
- BRANDT, S. B. **Acoustic assessment of fish abundance and distribution**. In: MURPHY, R. B.; WILLIS, D. W. (eds.) *Fisheries Techniques*. Bethesda: American Fisheries Society, p. 385-432, 1996.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Disponível em < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>>. Acesso em 09 de abr. de 2020.
- _____. Resolução do CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 mar. 2005.
- _____. Resolução do CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. 7 Abr. 2008.
- _____. Resolução nº 454, de 1 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 8 nov. 2012.
- _____. Resoluções do Conama: Resoluções vigentes publicadas entre setembro de 1984 e janeiro de 2012. **Diário Oficial da União**, Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA, 1126 p. 2012.
- BRASIL. Ministério Público Federal (MPF). LACTEC. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume I – Meio Físico**. Curitiba: Lactec, 2017a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Volume II – Meio Biótico**. Curitiba: Lactec, 2017b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório de Linha-Base: Resumo Executivo**. Curitiba: Lactec, 2017c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Grupo 1: Qualidade de água, Águas subterrâneas, Pesca e Ecotoxicologia**. Curitiba: Lactec, 2018a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Pós-desastre – Meios Físico e Biótico: Geologia, Solos, Hidrologia e Hidrossedimentologia, Qualidade de sedimentos, Unidades de Conservação, Flora e Fauna**. Curitiba: Lactec, 2018b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Consolidado Bens Arqueológicos e Culturais**. Curitiba: Lactec, 2018c.

- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **1º Relatório Parcial de Resultados**. Curitiba: Lactec, 2018d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Metodológico de Valoração Econômica e Identificação de Danos Ambientais – Versão Preliminar**. Curitiba: Lactec, 2018e.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Caracterização Parcial do Rejeito de Mineração do Complexo de Germano**. Curitiba: Lactec, 2018f.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Contextualização**. Curitiba: Lactec, 2019a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Aquáticos Continentais**. Curitiba: Lactec, 2019b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Ambientes Terrestres e Atmosfera**. Curitiba: Lactec, 2019c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Atualização Linha-Base – Zona Costeira e Marinha**. Curitiba: Lactec, 2019d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **2º Relatório Parcial de Resultados**. Curitiba: Lactec, 2019e.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **Relatório Parcial de Valoração Econômica dos Danos Socioambientais**. Curitiba: Lactec, 2020a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO I – Contextualização. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020c.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO III – Ambiente Terrestre e Atmosfera. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020d.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO IV – Zona Costeira e Marinha. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020e.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO V – Patrimônio Cultural. Bens Materiais. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020f.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO V – Patrimônio Cultural. Bens Imateriais. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020g.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **TOMO V – Patrimônio Cultural. Bens Arqueológicos. Diagnóstico de Danos**. Curitiba: Lactec, 2020h.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce. **3º Relatório Parcial de Resultados – Cheia de 2020**. Curitiba: Lactec, 2020i.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Valoração Econômica dos Danos Socioambientais: Valoração Contingente**. Curitiba: Lactec, 2020j.

- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Diagnóstico dos danos ao patrimônio cultural nas Terras Indígenas**. Curitiba: Lactec, 2020k.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Aditivo da pesca -Qualificação e quantificação de Elementos Potencialmente Tóxicos (metais e semimetais) em pescado proveniente da área de proibição da pesca – região entre a Barra do Riacho, em Aracruz, e Degredo/Ipiranguinha, em Linhares, litoral do Espírito Santo**. Curitiba: Lactec, 2020l.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Parecer técnico sobre a área de passagem e deposição dos rejeitos advindos do rompimento da barragem de Fundão ao longo dos rios afetados – APDL 2016**. Curitiba: Lactec, 2020m.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Parecer técnico conjunto Lactec/Ramboll acerca da reparação dos danos ao patrimônio histórico cultural decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, ao longo da bacia**. Curitiba: Lactec, 2020n.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Parecer técnico nº 35 – Cenários de danos ao patrimônio cultural**. Curitiba: Lactec, 2021b.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Parecer técnico nº 33 sobre a Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Doce e da região costeira adjacente realizada pelo Lactec entre os anos de 2018 e 2020**. Curitiba: Lactec, 2021a.
- _____. Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente. **Valoração Econômica dos Danos Socioambientais**. Curitiba: Lactec, 2021b.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166- 67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 25 de maio de 2012.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 fev. 1997.
- BRASIL. MS - MINISTÉRIO DA SAÚDE. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília: Funasa, 112p. 2014.
- _____. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. **Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde**. Diário Oficial da União. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html>. Acesso em: 4 mar. 2019.
- _____. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Série B. Textos Básicos de Saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). Resolução nº 91, de 05 de novembro de 2008. Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 06 fev. 2009.
- BRASIL. MME - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Lei nº 6938 de 31 de agosto de 1981. Disponível em <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=313>>. Acesso em 26 mar. 2020.

- BROSSE, S.; GRENOUILLET, G.; GEVREY, M.; KHAZRAIE, K.; TUDESQUE, L. Small-scale gold mining erodes fish assemblage structure in small neotropical streams. **Biodiversity Conservation**, v. 20, p. 1013–1026, 2011.
- BUCHMAN, M. F. **NOAA Screening Quick Reference Tables**. NOAA OR & R Rep. 2008.
- BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. A. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007.
- BURNHAM, K. P.; OVERTON, W. S. Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. **Biometrika**, v. 65, n. 3, p. 625–633, 1978.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**, v.: 19, p.: 465–474, 2003.
- CADMUS, P.; BRINKMAN, S.F.; MAY, M.K. Chronic Toxicity of Ferric Iron for North American Aquatic Organisms: Derivation of a Chronic Water Quality Criterion Using Single Species and Mesocosm Data. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, v.74, n. 4, p. 605–615. 2018.
- CALLISTO, M.; GOULART, M.; MEDEIROS, A. O.; MORENO, P.; ROSA, C. A. Diversity assessment of benthic macroinvertebrates, yeasts, and microbiological indicators along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, Brasil. **Braz. J. Biol.**, v.64, n.4, p. 743–755, 2004.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71–82, 2001.
- CÂMARA TÉCNICA DE SEGURANÇA HÍDRICA E QUALIDADE DE ÁGUA (CT-SHQA). **Relatório de vistoria aos sistemas de abastecimento de água das localidades indicadas na cláusula 171 do TTAC - Rio Doce**. 123 p. 2018. Disponível em: < https://sei.ibama.gov.br/documento_consulta_externa.php?id_acesso_externo=69340&id_documento=4551464&infra_hash=24666567b6de714a9ceccb173bbcb9e9>. Acesso em: 19 jul 2020.
- CARMO, F. F.; KAMINO, L.H.Y.; JUNIOR, R.T.; CAMPOS, I.C.; CARMO, F. F.; SILVINO, G.; DE CASTRO, K.J.; MAURO, M.L.; RODRIGUES, N.U.A.; MIRANDA, M.P.; PINTO, C.E.F. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, p. 145–151, 2017.
- CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; ROSS, C.; BAER, A. **Migratory fishes of South America. Biology, fisheries and conservation status**. Canadá: World Fisheries Trust. 2003.
- CARVALHO, E.; UIEDA, V. S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 2, p. 287–293, 2004.
- CASATTI, L. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the upper Paraná river basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 4, p. 757–765, 2004.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; CARVALHO, F.R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v. 632, p. 273–283, 2009.
- CASATTI, L.; SILVA, A.M.; LANGEANI, F.; CASTRO, R.M.C. Stream fishes, water and habitat quality in a pasture dominated basin, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, p. 681–696, 2016.
- CASATTI, L.; TERESA, F.B.; GONÇALVES-SOUZA, T.; BESSA, E.; MANZOTTI, A.R.; GONÇALVES, C.S.; ZENI, J.O. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 1, p. 205–214, 2012.
- CASTRO, S. M.; ALMEIDA, J.R. Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão. *Sociedade & Natureza*, 24(3): 519–534. 2012 CASTRO, S. M.; ALMEIDA, J.R. Dragagem e conflitos ambientais em portos clássicos e modernos: uma revisão. **Sociedade & Natureza**, 24(3): 519–534. 2012

- CCREM – CANADIAN COUNCIL OF RESOURCE AND ENVIRONMENT MINISTERS. **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Agricultural Water Uses - Protocols**. 1999. Disponível em <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/131>. Acesso em 01 abr. 2010.
- CCREM – CANADIAN COUNCIL OF RESOURCE AND ENVIRONMENT MINISTERS. **Canadian Water Quality Guidelines** 2014. Disponível em <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/en/index.html#void>. Acesso em 01 abr. 2020.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. Brasília, p. 171-180. 2011.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais**. In: CARVALHO, M. C.; AGUIAR, L. F.; PIRES, D. A.; PICOLI, C. (Org.). São Paulo: CETESB, 2013.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 113 p. 2012.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Zooplâncton de água doce: métodos qualitativo e quantitativo**. 2ª edição. São Paulo, 13p. 2012.
- CETESB-Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Manual de cianobactérias planctônicas: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais**. In: CARVALHO, M. C.; AGUIAR, L. F.; PIRES, D. A.; PICOLI, C. (Org.). São Paulo: CETESB, 2013.
- CHAO, A., GOTELLI, N. J., HSIEH, T. C., SANDER, E. L., MA, K. H., COLWELL, R. K.; ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. **84**, p. 45-67, 2014.
- CHAPUIS, M. P.; ESTOUP, A. **FreeNA**. 2007.
- CHILE. **Decreto 142. Establece normas de calidad primaria para las aguas continentales superficiales aptas para actividades de recreación con contacto directo**. 2008. Disponível em <https://www.leychile.cl/Consulta/listaMasSolicitadasxnum?agr=1020&sub=493&tipCat=1>. Acesso em 08 jul. 2020.
- CHILE. **Decreto 735. Reglamento De Los Servicios De Agua Destinados Al Consumo Humano**. 1969. Disponível em <https://nuevo.leychile.cl/navegar?idNorma=197226>. Acesso em 08 jul. 2020.
- CHILE. **Norma Chilena Oficial No 1.333. 1978**. Disponível em http://www.manantial.cl/dinamicos/biblioteca/nch-1333_1420918611.pdf. Acesso em 08 jul. 2020.
- CLARKE, K. R.; WARWICK, R.M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth, 2001.
- CLARKE, K.R.; GORLEY, R.N. **PRIMER v6 User Manual/Tutorial**. Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research. PRIMER-E, 2006.
- CLETO, C. T. P. **O alumínio na água de consumo humano**. 2008. Tese (Mestrado em Química Industrial) - Universidade da Beira Interior, Covilhã, 2008. Disponível em <https://ubibliorum.ubi.pt/bitstream/10400.6/2842/1/TESE%20FINAL.pdf>. Acesso em 03 de jul. 2020.
- CODIGO ALIMENTARIO ARGENTINO. Lei 18284. **Normas para produccion, elaboracion y circulacion de alimentos para consume humano en todo el pais**. 1969. Disponível em <https://www.argentina.gob.ar/anmat/codigoalimentario>. Acesso em 07 mai 2020.
- COLWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. 2016. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em 16 jun 2019.
- COLWELL, R.K.; CODDINGTON, J.A. **Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation**. Philosophical Transaction of the Royal Society of London, Series B, n. 345, p. 101-118, 1994.
- CONTRO, F.; NAKAJIMA, J. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: Asteraceae – Eupatorieae. **Boletim de Botânica**, v. 35, p. 113-162, 13 set. 2017.

- CORRÊA, C. E.; ALBRECHT, M. P.; HAHN, N. S. Patterns of niche breadth and feeding overlap of the fish fauna in the seasonal Brazilian Pantanal, Cuiabá River basin. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 637-646, 2011.
- COSTA, A.T. **Geoquímica das Águas e dos sedimentos da Bacia do Rio Gualaxo do Norte, leste-Sudeste do Quadrilátero Ferrífero (MG): Estudo de uma área afetada por atividades de Extração mineral**. 2001. 146f. Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2001.
- COSTA, H.C.; REZENDE, D.T.; MOLINA, F.B.; NASCIMENTO, L.B.; LEITE, F.S.F.; FERNANDES, A.P.B. New distribution records and potentially suitable areas for the threatened snake-necked turtle *Hydromedusa maximiliani* (Testudines: Chelidae). **Chelonian Conservation and Biology**, v. 14, n. 1, p. 88-94, 2015.
- CPRM - Serviço Geológico do Brasil. **Resultados Analíticos de Amostras Geoquímicas da Bacia do Rio Doce de 2010 (Projetos Pré – 2012)**. Disponível em < <http://geosgb.cprm.gov.br/geosgb/downloads.html>>. Acesso em 13 de março de 2019.
- CTA – SERVIÇOS EM MEIO AMBIENTE. **Acompanhamento do desembarque pesqueiro da Usina de Aimorés, rio Doce, Minas Gerais**. Relatório Consolidado, 249p. 2017.
- CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C.; LAMPARELLI, M. C.; MENEGON-JÚNIOR, N. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005–2009). **Eng Sanit Ambient.**, v.18, n.2, p. 159-168. 2013.
- CUNHA, F., G. **Contaminação humana e ambiental por chumbo no Vale do Ribeira, nos estados de São Paulo e Paraná**. 2003. Tese (Doutorado em Geociências) - Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2003. Disponível em <http://rigeo.cprm.gov.br/jspui/handle/doc/140>. Acesso em 27 mai. 2020.
- DAS CHAGAS, R. A.; BARROS, M. R. F.; BEZERRA, A. M. Morfometria da concha do gastrópode invasor *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda, Thiaridae). **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 6, n. 1, p. 10-16, 2018.
- DEINER, K.; RENSHAW, M. A.; LI, Y.; OLDS, B. P.; LODGE, D. M.; PFRENDER, M. E. Long-range PCR allows sequencing of mitochondrial genomes from environmental DNA. **Methods in Ecology and Evolution** 8(12), 1888-1898. 2017.
- DEVÁI, G. Ecological background and importance of the change of chironomid fauna in shallow Lake Balaton. **Hidrobiologia**, 191: 189-198. 1990.
- DIAS, J.D.; SIMÕES, N.R.; MEERHOFF, M.; LANSAC-TÔHA, F.A.; VELHO, L.F.M.; BONECKER, C.C. Hydrological dynamics drives zooplankton metacommunity structure in a Neotropical floodplain. **Hydrobiologia**, v. 781, p. 109-125. 2016.
- DITTELT, I. M. **Remoção de espécies de cromo em águas contaminadas utilizando alga marinha como adsorvente**. 2011. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011. Disponível em <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/103357/305253.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em 10 jul. 2020.
- DO, C.; WAPLES, R. S.; PEEL, D.; MACBETH, G. M.; TILLET, B. J.; OVENDEN, J. R. NeEstimator v2: re-implementation of software for the estimation of contemporary effective population size (Ne) from genetic data. **Molecular ecology resources** 14(1), 209-214. 2014.
- DORNELAS, N.M.L. **Mudanças espaço-temporais na estrutura e composição da comunidade zoobentônica em lagos do médio Rio Doce, Minas Gerais, Brasil, afetados pela introdução de *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda, Thiaridae)**. Dissertação de mestrado do programa de pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vidas Silvestres da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 114 p. 2013.
- DREVER, J.I. **The geochemistry of natural waters**. Prentice Hall, 437p., 1988.

- DRUMMOND, A. J.; RAMBAUT, A. **BEAST: Bayesian evolutionary analysis by sampling trees**. BMC evolutionary biology 7(1), 1-8. 2007.
- DUARTE, E.B. **Impacto do resíduo proveniente do rompimento da barragem de Fundão (MG) nos sedimentos do baixo rio Doce**. Dissertação de mestrado no programa de pós-graduação em Agroquímica da Universidade Federal do Espírito Santo. 70 p. 2020.
- DUNN, G.; BAKKER, K.; HARRIS, L. Drinking Water Quality Guidelines across Canadian Provinces and Territories: Jurisdictional Variation in the Context of Decentralized Water Governance. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 11, n. 5, p. 4634–4651, 25 abr. 2014.
- ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A.K.; POTTER, I.C.; BLABER, S.J.M.; CYRUS, D.P.; NORDLIE, F.G.; HARRISON, T.D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, p. 241-268, 2007.
- ELMOOR-LOUREIRO, M. L. A. **Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil**. 156p. 1997.
- ENDRESS, P. K. Diversity and evolutionary biology of tropical flowers. **Cambridge University Press**, p. 358-365, 1994.
- ERNST, C.H.E.; BARBOUR, R.W. **Turtles of the World**. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA, 313p., 1989.
- EVANGELISTA, H. J. **O Grupo Dom Silvério SE de Minas Gerais: Petrografia, metamorfismo, geoquímica e geologia econômica**. Escola de Minas de Ouro Preto, 45: p. 140-142, 1992.
- EXCOFFIER, L.; LISCHER, H.E.L. Arlequin suite Ver. 3.5: A new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. **Molecular Ecology Resources** 10, 564-567. 2010.
- 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.
- FISHER, R.; STARK, C.; RIDD, P.; JONES, R. Spatial Patterns in Water Quality Changes during Dredging in Tropical Environments. **PLoS ONE** 10, (12): 1-22. 2015
- FLORA DO BRASIL. Em construção. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em fev 2021. 2020.
- FONTANETO, D.; RICCI, C. Rotifera: Bdelloidea. Freshwater invertebrates of the Malaysian Region. Academy of Sciences Malaysia, Kuala Lumpur, Malaysia. p. 121-126. 2004.
- FORTES, A. C. C.; BARROCAS, P. R. G.; KLIGERMAN, D. C. A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso. **Saúde em Debate**, v. 43, n. spe3, p. 20–34, dez. 2019.
- FRANCISCO, A.; CHRISTOFOLETTI, C. A.; FONTANETTI, C. S. **Avaliação dos parâmetros permitidos de níquel para corpos de água doce utilizando o teste de Allium cepa**. Semina: Ciências Biológicas e da Saúde, Londrina, v. 35, n. 1, p. 49 -60, 2014. Disponível em: <<http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/seminabio/article/view/15526/15804>>. Acesso em: 16 jun. 2020.
- FREEDMAN, J.A.; CARLINE, R.F.; STAUFFER, J.L. Gravel dredging alters diversity and structure of riverine fish assemblages. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 2, p. 261-271, 2013.
- FREELAND, J.R.; KIRK, H.; PETERSEN, S. **Molecular Ecology** 2a Ed. Inglaterra: Wiley-Blackwell. 2011.
- FRIOL, N.R. **Filogenia e evolução das espécies do gênero Phrynos**. Dissertação de Mestrado. São Paulo: Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, viii + 101p., 2014.
- FUGI, R. **Ecologia alimentar de espécies endêmicas de lambaris do trecho médio da Bacia do Rio Iguaçu**. 1998. Tese (Doutorado) - Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1998.
- FUNASA – FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Manual prático de análise de água**. 2ª ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 146 p. 2006.

- FUNDAÇÃO RENOVA. Avaliação dos resultados de qualidade de água e sedimento do Rio Doce – Atualização de Julho de 2017. **Relatório Técnico**, 2017. Disponível em: <<https://www.fundacaorenova.org/>>. Acesso em 15/05/2020.
- FUNDAÇÃO RENOVA. **Manejo de Rejeito**. Disponível em: <https://www.fundacaorenova.org/grandes-temas/manejo-de-rejeito/>. Acesso em: 20 julho 2020.
- FUNDAÇÃO RENOVA. **Plano de Trabalho – Lagoas de Linhares**. Julho/2018.
- FUNDAÇÃO RENOVA. Relatório de monitoramento das intervenções prioritárias – Resultados do 1º ano de monitoramento. 2018.
- FUNDAÇÃO RENOVA. **Relatório Mensal – Ações de melhoria dos sistemas de abastecimento de água – conforme deliberação CIF Nº 33/2016**. Nov., 2018.
- GAC, J.Y. **Géochimie du bassin du Lac Chad. Bilan de l'altération, de l'érosion et de la sédimentation**. Thèse Sci. Strasbourg, 1979.
- GARCIA, L. C.; RIBEIRO, D.B.; ROQUE, F.O.; OCHOA-QUINTERO, J.M.; LAURANCE, W.F. Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs. **Ecological applications**, v. **27**, n.1, p.5-9, 2017.
- GEMAQUE, T. C.; COSTA, D. P.; PEREIRA, L. V.; MIRANDA FILHO, K. C. Evaluation of Iron Toxicity in the Tropical Fish *Leporinus friderici*. **Biomed. J. Sci. & Tech. Res.**, v.18, n. 2, p. 13436- 13441, 2019. Disponível em <https://biomedres.us/pdfs/BJSTR.MS.ID.003127.pdf>. Acesso em 27 jul. 2020.
- GIL, A. S. B.; BOVE, C. P. *Eleocharis* R.Br. (Cyperaceae) no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Biota Neotropica**. Campinas, v. 7, n. 1, 2007.
- GOCH, Y.G.F. **Efeitos do assoreamento sobre as comunidades de peixes de igarapés da bacia do Rio Urucu, Coari, Amazonas, Brasil**. Manaus, AM. Dissertação de Mestrado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2007. 96 p. 2007.
- GOLDER – GOLDER ASSOCIATES BRASIL CONSULTORIA E PROJETOS LTDA. **Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistema de Água e Sedimentos**. Abril, 2017.
- GOLDING, L.A.; MCKNIGHT, K.; BINET, M.; ADAMS, M.; APTE, S.C. Toxicity of dissolved and precipitated forms of barium to a freshwater alga (*Chlorella* sp. 12) and water flea (*Ceriodaphnia dubia*). **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 37; n. 6; p. 1632-1642, 2018. Disponível em <<https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29480964/>>. Acesso em 28 jul. 2020.
- GONÇALVES, M.A. **Ecofisiologia de algas fitoplanctônicas na lagoa Juparanã (Linhares – ES): variação espacial, temporal e bioindicadores do estado trófico**. Vitória, 120 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.
- GOUDET, J. **FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices**, version 2.9. 3. 2001.
- GRACE, J. B.; HARRISON, J. S. The Biology of Canadian Weeds, 73: *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. and *Typha xglauca* Godr. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 66, n. 2, p. 361-379, 1996.
- GRADIM, C.T. **Complexo Nova Venécia e magmatismo associado, Orógeno Araçuaí, estado do Espírito Santo**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós- Graduação em Geologia da Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2013.
- GUILHERME, L. R. G. et al. Elementos-traço em solos e sistemas aquáticos. In: Tópicos em ciências do solo. Viçosa, MG: **Sociedade Brasileira de Ciência do solo**, 2005.
- HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. **Water Research**, v. 14, n. 8, p. 975-1001, 1980.
- HALL, J.D.; MCCOURT, R.M. Conjugating green algae including desmids. Chapter 9. In: WEHR, J.D.; SHEATH, R.; KOCIOLEK, J.P. (Eds.). **Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification**. San Diego: Academic Press, 2 ed., p. 429-457, 2015.

- HALL, S. J.; GREENSTREET, S. P. R. Taxonomic distinctness and diversity measures: responses in marine fish communities. **Marine Ecology Progress Series**, n. 166, p. 227–229, 1998.
- HARDMAN, M.; LUNDBERG, J.G. Molecular phylogeny and chronology of diversification for “phractocephaline” catfishes (Siluriformes: Pimelodidae) based on mitochondrial DNA and nuclear recombination activating gene 2 sequences. **Molecular Phylogenetics and Evolution** 40, 410–418. 2006.
- HAVEL, J. E.; SHURIN, J.B.; JONES, J.R. Environmental limits to a rapidly spreading exotic cladoceran. **Ecoscience**, v. 12, p. 376–380, 2005.
- HEALTH CANADA. **Guidance for Safe Drinking Water in Canada: From Intake to Tap**. 2001.
- HEIBERGER, R.M. **HH: Statistical Analysis and Data Display: Heiberger and Holland. R package version 3.1-42**, <https://CRAN.R-project.org/package=HH>. 2020.
- HEINO, J., MYKRA, H., HAMALAINEN, H., AROVITA, J. AND MUOTKA, T. Response of taxonomic distinctness and species diversity indices to anthropogenic impacts and natural environmental gradients in stream macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 9, p. 1846–1861, 2007.
- HELGESON, H. C. Thermodynamic of hydrothermal systems at elevated temperatures and pressures. **Am. J. Sci.**, 267, p724–806, 1969.
- HILL, W.G. Estimation of effective population size from data on linkage disequilibrium. **Genetics Research** 38(3), 209–216. 1981.
- HOBBS, D.; BIGOT, M.; SMITH, R. E. W. Rio Doce acoustic surveys of fish biomass and aquatic habitat. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, p. 615–621, 2020.
- HONG, Y. J., LIAO, W., YAN, Z. F., BAI, Y. C., FENG, C. L., XU, Z. X.; XU, D. Y. Progress in the Research of the Toxicity Effect Mechanisms of Heavy Metals on Freshwater Organisms and Their Water Quality Criteria in China. **Journal of Chemistry**, China, v. 2020, p. 1–12, 2020. Disponível em <https://www.hindawi.com/journals/jchem/2020/9010348/>. Acesso em 27 mai. 2020.
- HSIEH, T. C., MA, K. H.; CHAO, A. **iNEXT - Interpolation and Extrapolation for Species Diversity**. 2016. Disponível em: < <https://chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/> >. Acesso em 15/05/2020.
- HUSZAR, V. L. M.; GIANI, A. **Amostragem fitoplanctônica em águas continentais: Reconhecimento de padrões espaciais e temporais**. In: BICUDO, C. E. M.; BICUDO, D. C. (Orgs.). *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: Ed. Rima. p. 133–147, cap. 8. 2004.
- HUSZAR, V.L.M.; WERNECK, A.M.; ESTEVES, F.A. Dinâmica nictemeral (48h) da comunidade fitoplanctônica em relação aos principais fatores abióticos na lagoa Juparanã, Linhares, Espírito Santo, Brasil: fevereiro de 1987. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 54, n. 1, p. 111–134, 1994.
- 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.
- IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Nota Técnica CAIA Nº 049-2016**. Cariacica, ES, 2016.
- IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Nota Técnica GTECAD/GGE-COEI 018-2017**. Cariacica, ES, 2017.
- IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Nota Técnica GTECAD/ÁGUAS INTERIORES nº 06/2018**. 2018.
- IOCCG. Remote Sensing of Inherent Optical Properties: Fundamentals, Tests of Algorithms, and Applications. Lee, Z.-P. (ed.), **Reports of the International Ocean-Colour Coordinating Group, No. 5, IOCCG, Dartmouth, Canada**. 2006.
- IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. 2018. Disponível em: <https://www.icnredlist.org>>. Acesso em 25 de maio de 2019.

- IVERSON, J.B. **A Revised Checklist with Distribution Maps of the Turtles of the World**. Richmond, Indiana. USA (Privately Printed), 363p., 1992.
- JAPÃO. **Environmental quality standards for water pollution**. [S.D.]. Disponível em <http://www.env.go.jp/en/water/wq/wp.pdf>. Acesso em 18 mai. 2020.
- JAPÃO. **Water Pollution Prevention Act. Act 138 of December 25, 1970**. Disponível em <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/jap2490.pdf>. Acesso em 18 mai. 2020.
- JOHNSON, R.K., WIEDERHOLM, T., ROSENBERG, D.M. **Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates**. In: Rosenberg D.M., Resh V. H. (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman Hall, 488p., 1993.
- 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**, vol. 17. p. 489-500. 1996.
- JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C.; DIAS, C. F. S.; FRANÇA, E. S. Biomonitoramento de qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 12:73-87, 2000.
- KENNISH, M.J. 1992. **Ecology of Estuaries: Anthropogenic Effects**. Boca Raton, USA: CRC Press: 494 pp. 1992.
- KHAN ACADEMY. **Estrutura e diversidade da comunidade**. Disponível em: <<https://pt.khanacademy.org/science/biology/ecology/community-structure-and-diversity/a/ecological-succession>>. Acessado em: 29 maio 2019.
- KISSMANN, K. G.; GROTH, D. **Plantas infestantes e nocivas**. São Paulo: Basf Brasileira, p. 590-593, 1991.
- KJELLAND, M.E.; WOODLEY, C.M.; SWANNACK, T.M.; SMITH, D.L. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. **Environment Systems and Decisions**, v. 35, p. 334–350, 2015.
- KOSTE, W. **Rotatoria die Radertiere Mitteleuropas begrundet von Max Voight**. Berlin: Gebrüder Borntraeger, v. I, 673 p. e v. II, 474 p. 1978.
- KOZERA, C. et al. Composição florística de uma formação pioneira com influência fluvial em Balsa Nova, PR, Brasil. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 39, n. 2, p. 309-322, abr./jun. 2009.
- KRAUSKOPF, K.B **Introduction to Geochemistry**. Ed.Mc Graw Hill, 1967
- KUMARI, B.; KUMAR, V.; SINHA, A. K.; AHSAN, J.; GHOSH, A. K.; WANG5, H.; DEBOECK, G. Toxicology of arsenic in fish and aquatic systems. **Environ. Chem. Lett.**, v. 15, p. 43 – 64, 2017.
- LANSAC-TÔHA, F.A.; BONECKER, C.C.; VELHO, L.F.M.; SIMÕES, N.R.; DIAS, J.D.; ALVES, G.M.; TAKAHASI, E.M. Biodiversity of zooplankton communities in the Upper Paraná River floodplain: interannual variation from long-term studies. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 2, p. 539-549, 2009.
- 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.
- LEIGH, J. W.; BRYANT, D. POPART: full-feature software for haplotype network construction. **Methods in Ecology and Evolution** 6(9), 1110-1116. 2015.
- LEONARD, D.R.P.; CLARKE, R.K.; SOMERFIELD, P.J.; WARWICK, R.M. The application of an indicator based on taxonomic distinctness for UK marine biodiversity assessments. **Journal of Environmental Management**, n. 78, p. 52–62, 2006.

- LIGEIRO, R.; MORETTI, M. S.; GONÇALVES Jr, J. F.; CALLISTO, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**, v. 125-136, 2010.
- LIU, C.; FAN, C.; SHEN, Q.; SHAO, S.; ZHANG, L.; ZHOU, Q. Effects of riverine suspended particulate matter on post-dredging metal re-contamination across the sediment–water interface. **Chemosphere**, 144: 2329-2335. 2016.
- LOPES, R. G. **Geologia da região de Colatina (ES): uma abordagem geocronológica, petrográfica e estrutural por ASM**. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências da USP. 2016.
- LOWE-McCONNELL, R.H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge: Cambridge Univ. Press. 382p. 1987.
- LUIKART, G.; ALLENDORF, F. W.; CORNUET, J. M.; SHERWIN, W. B. Distortion of allele frequency distributions provides a test for recent population bottlenecks. **Journal of heredity**. 89(3), 238-247. 1998.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The invert microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia**, v. 11, p. 143-170, 1958.
- 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.
- MAGRIS, RAFAEL A.; MARTA-ALMEIDA, MARTINHO; MONTEIRO, JOSÉ A.F.; BAN, NATALIE C. A modelling approach to assess the impact of land mining on marine biodiversity: Assessment in coastal catchments experiencing catastrophic events (SW Brazil). **Science of the total environment**, v. 659, p. 828-840, 2019.
- MAGURRAN, A.E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora da UFPR, 2011.
- MAIA, F. F. **Elementos traços em sedimentos e qualidade da água de rios afetados pelo rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana, MG**. 44f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Departamento de Solos, Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, 2017.
- MALINOWSKI, R., GROOM, G., SCHWANGHART, W.; HECKRATH, G. Detection and delineation of localized flooding from WorldView-2 multispectral data. **Remote sensing**, 7(11). 2015. pp 14853-14875. 2015.
- MARQUES, B.S.; BELEI, F.; SAMPAIO, W.M.S. Ictiofauna do baixo rio Manhuaçu (bacia do médio rio Doce). **Evolução e Conservação da Biodiversidade**, v. 4, n.1, p. 32-41, 2013.
- 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. Brasil. Biol.**, v. 59, p. 203-210, 1999.
- MARTINS, M. B. G. et al. Caracterização anatômica e fitoquímica de folhas e rizomas de *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae). **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**, UNESP, v. 12, n. 2, p. 179-187, 2010.
- MATSUMURA-TUNDISI, Latitudinal distribution of Calanoida copepods in freshwater aquatic systems of Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 1986. v. 46, p.527-553. 1986.
- MAYRINK, N.; MORETTI, M.; GOULART, M.; MORENO, P.; FERREIRA, W.; CALLISTO, M. **Benthic macroinvertebrate diversity in the middle Doce River: the beginning of the Brazilian Long-Term Ecological Research (LTER)**. Program. Verh. Internat. Verein. Limnol, v. 28 P. 1-4, 2002.
- MEBANE, C.A. **Cadmium risks to freshwater life: Derivation and validation of low-effect criteria values using laboratory and field studies (version 1.2): U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2006-5245**. Virginia: U.S. Geological Survey, 2010. 130 p. Disponível em <<https://pubs.usgs.gov/sir/2006/5245/pdf/sir20065245.pdf>>. Acesso em 29 jul. 2020.
- MEGER, D. G. **Material particulado suspenso e macroconstituintes iônicos em um reservatório de abastecimento: o caso do rio Passaúna, Curitiba, Paraná, Brasil**. Dissertação de Mestrado (Gestão Ambiental). Curitiba, Paraná, Centro Universitário Positivo, 2007.

- MENDIBURU, F. **Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research**. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>>. Acesso em fev 2021. 2017.
- MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro 2011**. Ponte Nova, MG: Julho, 2011.
- MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro de 2012**. Ponte Nova, MG: Julho, 2012.
- MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro de 2013**. Ponte Nova, MG: Julho, 2013.
- MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro de 2014**. Ponte Nova, MG: Julho, 2014.
- MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro de 2016**. Ponte Nova, MG: Julho, 2016.
- MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro de 2017**. Ponte Nova, MG: Julho, 2017.
- MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro de 2018**. Ponte Nova, MG: Outubro, 2018.
- MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da usina hidrelétrica Baguari**. Banco de dados da concessionária Acesso em 09 março 2018.
- MICRA Microbiologia e Controle Ambiental. **Programa de monitoramento limnológico e de qualidade de águas da Usina Hidrelétrica Eliezer Batista. Relatório consolidado – período março a dezembro de 2019**. Ponte Nova, MG: Novembro de 2019.
- MILBORROW, S. **Rpart.plot: Plot Rpart Models: An Enhanced Version of Plot.rpart**. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=rpart.plot>>. Acesso em fev 2021. 2019.
- MILLER, T. G.; SPOOLMAN, S. T. E. How Do Communities and Ecosystems Respond to Changing Environmental Conditions? In: **Essentials of Ecology**, 5 ed., Belmont: Brooks Cole, p. 115-118, 2009.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 05 de maio de 2008. **Diário Oficial do Executivo**, Belo Horizonte, MG, 20 maio 2008.
- MINISTERIO DE SANIDAD, CONSUMO Y BIENESTAR SOCIAL. **Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano**. 2003.
- MIYA M.; NISHIDA M. Organization of the mitochondrial genome of a deep-sea fish, *Gonostoma gracile* (Teleostei: Stomiiformes): first example of transfer RNA gene rearrangements in bony fishes. **Marine Biotechnology**. 1999.
- MOCELIN, M.A.O. **Biologia reprodutiva e desenvolvimento dos filhotes de cágado amarelo *Acanthochelys radiolata* (Mikan, 1820) em cativeiro (Reptilia: Testudines: Chelidae)**. Dissertação de Mestrado. Rio de Janeiro, UFRJ, Museu Nacional, vii + 46 p., 2001.
- MOL, J.H.; OUBOTER, P.E. Downstream Effects of Erosion from Small-Scale Gold Mining on the Instream Habitat and Fish Community of a Small Neotropical Rainforest Stream. **Conservation Biology**, v. 18, n. 1, p. 201-214. 2004.

- MOREIRA, R. C. A.; BOAVENTURA, G. R. **Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos do Lago Paranoá** – DF. Química Nova, v. 26, n. 6, p. 812-820, 2003.
- 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.
- MORGAN II, R.P., RASIN Jr., J.; NOE, L.A. Sediment effects on eggs and larvae of striped bass and white perch. **Transaction of American Fisheries Society**, v. 112, p. 220-224, 1983.
- MOURA, L. C.; ARRUDA, A. J.; SALINO, A. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: Thelypteridaceae. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 67, n. 5, p. 1181-1189, 2016.
- NALINI JR.; MACHADO, R.; BILAL, E. Geoquímica e petrogênese da Suite Galiléia: Exemplo de magmatismo tipo-I metaaluminoso pré-colisional neoproterozóico da região do médio vale do rio Doce (MG). **Revista Brasileira de Geociências**, volume 35, 2005.
- NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL. **Australian drinking water guidelines 6 2011: national water quality management strategy**. Canberra: National Health and Medical Research Council, 2011.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL U.S. **Arsenic in drinking water**. Washington D.C.: National Academies Press. 1999. Disponível em <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK230891/>. Acesso em 27 jul. 2020.
- NEI, M. **Molecular Evolutionary Genetics**. Columbia University Press, New York, NY, USA. 1987.
- NEW ZEALAND MINISTRY OF HEALTH. **Drinking-water Standards for New Zealand 2005 (revised 2018)**. Wellington: Ministry of Health. 2018. 128 p. Disponível em <<https://www.health.govt.nz/publication/drinking-water-standards-new-zealand-2005-revised-2018>>. Acesso em 25 mai. 2020.
- NG, Y.; TAN, Y.; CHUA, A. S. M.; HASHIM, M. A.; GUPTA, B. S.. **Removal of nickel from water using rotating packed bed contactor: Parametric studies ad mode of operations**. Journal of Water Process Engineering, V. 36, 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214714420301653?via%3Dihub>>. Acesso em: 16 jun. 2020.
- NHMRC - NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL. **Guidelines for managing risks in recreational water** National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia: Canberra, 2008. 216p. Disponível em <https://www.nhmrc.gov.au/sites/default/files/images/guidelines-for-managing-risks-in-recreational-water.pdf> . Acesso em 16 jun. 2020.
- NHMRC - NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL; NRMMC - NATURAL RESOURCE MANAGEMENT MINISTERIAL COUNCIL. **Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy**. 2005. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, Canberra. Disponível em <https://www.nhmrc.gov.au/sites/default/files/documents/reports/aust-drinking-water-guidelines.pdf> Acesso em 8 jul. 2020.
- 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. **Marine Ecology Progress Series**, v. 234, p. 23-41, 2002.
- NRMMC - NATIONAL HEALTH AND MEDICAL RESEARCH COUNCIL. **Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 - National Water Quality Management Strategy**. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia: Canberra. 2011. 1172 p. Disponível em <https://www.nhmrc.gov.au/sites/default/files/documents/reports/aust-drinking-water-guidelines.pdf>. Acesso em 14 abr. 2020.
- OLIVEIRA, E.J.; PÁDUA, J.G.; ZUCCHI, M.I.; VENCOSKY, R.; VIEIRA, M.L.C. Origin, evolution and genome distribution of microsatellites. **Genetics and Molecular Biology** 29(2), 294-307. 2006.
- OLIVEIRA, F.S.; FERREIRA, G.N.; BRESSAN, R.F.; RIBEIRO, R.S.; FRANÇA E SOUZA, I.; MORATO, S.A.A. Riqueza, habitats e aspectos ecológicos de quelônios aquáticos nos igarapés da área de influência

- da mineração do Platô Bacaba e Lago Sapucaá, FLONA de Saracá-Taquera, Pará, Brasil. In: S.A.A. Morato, G.N. Ferreira & M.R. Cavilha-Scupino (eds.). **Herpetofauna da Amazônia Central: Estudos na FLONA de Saracá-Taquera**. Curitiba: STCP Engenharia de Projetos Ltda.; Porto Trombetas: MRN - Mineração Rio do Norte S.A., p. 140-185, 2018.
- OLRIK, K. **Phytoplankton ecology: determining factors for the distribution of phytoplankton in freshwater and the sea**. Denmark: Ministry of Environment, 1994.
- OSKARSSON, A. Barium. In: NORDBERG, G. F.; FOWLER, B. A.; NORDBERG, M. **Handbook on the**
- OTTO, S. B.; RALL, B. C.; BROSE, U. Allometric degree distributions facilitate food-web stability. **Nature**, v. **450**, n. 7173, p. 1226-1229, 2007.
- PAULY, D., TRITES, A. W., CAPULI, E.; CHRISTENSEN, V. Diet composition and trophic levels of marine mammals. **ICES journal of Marine Science**, v. **55**, n.3, p. 467-481, 1998.
- PAULY, D.; CHRISTENSEN, V.; DALSGAARD, J.; FROESE, R.; TORRES-JUNIOR, F. Fishing down marine food webs. **Science**, v. **279**, n. 5352, p. 860-863, 1998.
- PAZ-VINAS, I.; BLANCHET, S. Dendritic connectivity shapes spatial patterns of genetic diversity: A simulation-based study. **Journal of Evolutionary Biology** 28(4), 986-994. 2015.
- PEERY, M.Z.; KIRBY, R.; REID, B.N.; STOELTING, R.; DOUCET-BÉER, E.; ROBINSON, S., PALSBOÛLL, P.J. Reliability of genetic bottleneck tests for detecting recent population declines. **Molecular ecology** 21(14), 3403-3418. 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, 1996. 257 p. 1996.
- PIANKA, E.R. On r- and k- selection. **American Naturalist**, v. **102**, p. 592-597. 1970
- PIL, M.W; BAGGIO, R.A.; TSCHÁ, M.K.; MARTELETO, F.M.; ORÉLIS-RIBEIRO, R.; PATELLA, L.; CHAMMAS, M.; OSTRENSKY, A.; BOEGER, W.A. The influence of paleoclimate on the distribution of genetic variability and demography of fishes in a large and highly fragmented neotropical river. **Hydrobiologia** 805, 97–112. 2018.
- PINTO, V. G. **Análise comparativa de legislações relativas à qualidade da água para consumo humano na América do Sul**. 2006. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006. Disponível em <<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/224M.PDF>>. Acesso em 02 jun. 2020.
- PIPER, A.M. A graphic Procedure in the geochemical interpretation of water analyses. Transactions, **American Geophysical Union**, 25. 1944.
- PIRY, S.; LUIKART, G.; CORNUET, J.M. BOTTLENECK: a computer program for detecting recent reductions in the effective population size using allele frequency data. **Journal of Heredity** 90, 502–503. 1999.
- PLANO INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOCE (PIRH Doce). **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce E Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce – Volume 1 – Relatório Final**. 2010. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/pirh-parh-pap/pirh>>. Acesso em: 12 mai 2021.
- PRADO, I. G. **Avaliação do comportamento de peixes à montante da barragem da UHE Três Marias como subsídio para a conservação da ictiofauna**. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, UFLA, 2012.
- PRADO, J. et al. Diversity of ferns and lycophytes in Brazil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 66, n. 4, p. 1073-1083, 2015.
- QUEIROZ, H.M.; NÓBREGA, G.N.; FERREIRA, T.O.; ALMEIDA, L.S.; ROMERO, T.B.; SANTAELLA, S.T.; BERNARDINO, A.F.; OTERO, X.L. The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of Total Environment**, p. 637–638, 2018.

- R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: **R Foundation for Statistical Computing**. 2018. Disponível em <<https://www.R-project.org/>> Acesso em maio de 2018.
- RABENI, C. F.; M. A. SMALE. Effects of siltation on stream fishes and the potential mitigating role of the buffering riparian zone. **Hydrobiologia**, v. 303, p. 211-219, 1995.
- RAMBOLL. **Monitoramento dos Programas 23 e 24 – Manejo de Rejeitos**. Folder. São Paulo. 2019.
- RAMBOLL. **NEBA-Net Environmental Benefit Analysis. Dique S4-Alternativas de Descomissionamento**. São Paulo. 2020
- RANGEL, M.; MARTINS, J.C.; GARCIA, A.N.; CONSERVA, G.A.; COSTA-NEVES, A.; SANT'ANNA, C.L.; DE CARVALHO, L.R. Analysis of the toxicity and histopathology induced by the oral administration of *Pseudanabaena galeata* and *Geitlerinema splendidum* (cyanobacteria) extracts to mice. **Marine Drugs**, v. 12, n. 1, p. 508-524, 2014.
- RAPOSO, A. A.; BARROS, L. F.P; MAGALHÃES JÚNIOR, A. P. O parâmetro de turbidez das águas como indicador de impactos humanos na dinâmica fluvial da bacia do Rio Maracujá – Quadrilátero. In: XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. 13., 2009, Viçosa. **Anais [...]** Minas Gerais: UFV, 2009. p. 1 – 17.
- RAVERA, O. Cadmium in freshwater ecosystems. In: Mislin H., Ravera O. (eds) Cadmium in the Environment. **Experientia Supplementum**, vol 50. Birkhäuser Basel., 1986. Disponível em https://doi.org/10.1007/978-3-0348-7238-6_10. Acesso em 29 jul. 2020.
- REGINATO, P.A.R., STRIEDER, A.J. Condicionantes geológicos da ocorrência de ferro e manganês em aquíferos fraturados da Formação Serra Geral. XV. XV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e I Simpósio de Hidrogeologia do Sul-Sudeste. **ABAS e AIAH**. 2007.
- REID, J. W. Chave de identificação e lista de referências bibliográficas para as espécies continentais sulamericanas de vida livre da ordem Cyclopoida (Crustacea, Copepoda). **Boletim Zoologia**, v.9, p.17-143. 1985.
- RESH, V.H. Which group is best Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. **Environ Monit Assess**, v. 138, p. 131-138, 2008.
- REYNOLDS, C. S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, n. 5, p. 417-428, 2002.
- REYNOLDS, C.S. **The ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press. 2006.
- REYNOLDS, C.S. **Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory**. Oldendorf-Luhe: Ecology Institute, 371 p., 1997.
- RHODES, V. P. **Distribuição do Mercúrio e Arsênio nos Sedimentos de Área Afetada por Garimpo de Ouro – Rio Gulaxo do Norte, Mariana – MG**. Dissertação (Mestrado em Ciências Naturais – Geologia Ambiental e Conservação de Recursos Naturais). Departamento de Geologia. Programa de Pós-Graduação em Evolução Crustal e Recursos Naturais. Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2010.
- RHODIN, A.G.J.; VAN DIJK, P.P.; PARHAM, J.F. **Turtles of the world: Annotated checklist of taxonomy and synonymy**. In: RHODIN, A.G.J.; PRITCHARD P.C.H.; VAN DIJK, P.P.; SAUMURE, R.A.; BUHLMANN, K.A.; IVERSON, J.B. (Eds.), **Conservation biology of freshwater turtles and tortoises: A compilation project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group**. Chelonian Research Monographs, n. 5, p. 1-36, 2008.
- RIBEIRO, L. O.; UIEDA, V. S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 3, p. 613-618, 2005.
- RICKLEFS, R. E. **Economia da Natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 6ª ed., 2010.
- RIVM - National Institute for Public Health and the Environment (The Netherland). **Environmental quality standards for barium in surface water: Proposal for an update according to the methodology of the Water Framework Directive**. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment.

2020. 112p. Disponível em <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2020-0024.pdf>. Acesso em 28 jul. 2020
- 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, 2005. p. 9-12. 2005.
- RODRIGUES, R. R. **Florestas ciliares: Uma discussão nomenclatural das formações ciliares**. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. de F. (Eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: FAPESP, p. 91-99. 2000.
- ROSALINO, M. R. R. **Potenciais efeitos da presença de alumínio na água de consumo humano**. 2011. Tese (Mestrado em Engenharia do Ambiente, Perfil Sanitária) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Lisboa, Lisboa, 2011. Disponível em https://run.unl.pt/bitstream/10362/6323/1/Rosalino_2011.pdf. Acesso em 03 de jul. 2020.
- ROSEN et al. Intraspecific taxonomy and nomenclature of *Eleocharis acutangula* (Cyperaceae). **Journal of the Botanical Research Institute of Texas**, v. 1, n. 2, p. 875-888, dez./2007.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. Chapman and Hall, 448 p. 1993.
- ROSS, J. **Práticas de Ecología**. Barcelona: Ed. Omega, 1979.
- ROSSINI, B.C.; OLIVEIRA, C.A.M.; MELO, F.A.G.; BERTACO, V.A.; ASTARLOA, J.M.D.; ROSSO, J.J. **Highlighting Astyanax Species Diversity through DNA Barcoding**. PLoS ONE 11, e0167203. 2016.
- RUDORFF, N., RUDORFF, C.M., KAMPEL, M., ORTIZ, G. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. **ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.** 145, 349–361. 2018.
- RUEDA-ALMONACID, J.V.; CARR, J.L.; MITTERMEIER, R.A.; RODRÍGUEZ-MAHECHA, J.V.; MAST, R.B.; VOGT, R.C.; RHODIN, A.G.J.; OSSA-VELÁSQUEZ, J.; RUEDA, J.N.; MITTERMEIER, C.G. **Las tortugas y los cocodrilianos de los países andinos del trópico**. Serie de guías tropicales de campo N° 6. Bogotá, Colombia: Conservación Internacional, Editorial Panamericana, 538 p., 2007.
- SAMARCO. **Notícias: Sistema de contenção de rejeitos já revela eficácia**. Disponível em: <https://www.samarco.com/noticia/sistema-de-contencao-de-rejeitos-ja-revela-eficacia/>. Acesso em: 20 julho 2020.
- SAMBROOK, J.; RUSSELL, R.W. **Molecular cloning: A laboratory manual**, 3ª Ed. EUA: Cold Spring Harbor Laboratory Press. 2001.
- SANTOLIN, C. V. A. **Quantificação e Avaliação Ambiental da Contaminação por Metais e Arsênio em Sedimentos da Bacia do Rio Doce – MG**. 2015. 157f. Tese (Doutorado em Ciências – Química), Departamento de Química, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.
- SANTOS, G.B.; L.N.V. BARROS; M.U. MENEZES. **Fecundity of the Astyanax bimaculatus (Reinhardt, 1874) (Teleostei, Characidae) from Upper Rio São Francisco basin, Brazil**. Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia, Belo Horizonte, 48 (Supl. 1): 101-108. 1996
- 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, S. B.; PEDRALI, G.; MEYER, S. T. Aspectos da fenologia e ecologia de *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) na estação ecológica do Tripuí, Ouro Preto - MG. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 23, n. 2, p. 175-180, 2005.
- 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

- SANTOS, V. L. **Concentração de bário e elementos-traço nos córregos Areia e Feio em Araxá-MG**. 2017. Tese (Bacharel em Engenharia Ambiental) - Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2017. Disponível em <http://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/18621/3/ConcentracaoBarioElementos.pdf>. Acesso em 08 jun. 2020.
- SANTOS-SILVA, E. N. **Revisão das espécies do “complexo nordestinus” (Wright, 1935) de Notodiaptomus Kiefer, 1936 (Copepoda: Calanoida: Diaptomidae)**. 196f. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo/Instituto de Biociências, São Paulo. 2000.
- SATO, Y. et al. Biologia reprodutiva e reprodução induzida de duas espécies de Characidae (Osteichthyes, Characiformes) da bacia do São Francisco, Minas Gerais, Brasil. **Rev. Bras. Zool.**, Curitiba, v. 23, n.1, p.267-273, Mar. 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0101-81752006000100021&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 08 Jan. 2021.
- SCHIEMER, F. Fish as indicators for the assessment of the ecological integrity of large rivers. **Hydrobiologia**, n. 422, p. 271-278, 2000.
- SEGBER, H. **Rotifera. Guides to the Identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. The Lecanidae (Monogononta)**. Spb Academics, The Hague, v. 2, 226p. 1995.
- SEGURA, F.R.; NUNES, E.A.; PANIZ, F.P.; PAULELLI, A.C.C.; RODRIGUES, G.B.; BRAGA, G.Ú.L.; dos REIS PEDREIRA FILHO, W.; BARBOSA, F.; CERCHIARO, G., SILVA, F.F.; BATISTA, B.L. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813–825, 2016.
- SERPE, C. T. A. **Análise da composição e abundância da comunidade fitoplanctônica em quatro reservatórios do rio Iguaçu**. 2014. 180 f. Dissertação (Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba. 2014.
- SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. The University of Illinois Press, Urbana, 117pp. 1949.
- SILVA, C. L. **Estudo da qualidade da água na sub-bacia do Ribeirão do Carmo (MG), com ênfase na geoquímica e na comunidade zooplânctônica**. 135 f. Dissertação (Mestrado em Evolução e Recursos Naturais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto. 2013.
- SILVA, D. A.; ALBANO, J. O.; CHELLAPPA, S. **ECOLOGIA REPRODUTIVA DE ASTYANAX BIMACULATUS LINNAEUS 1758 (CHARACIDAE: TETRAGONOPTERINAE) NA LAGOA DO PIATÓ, AÇU, RIO GRANDE DO NORTE**. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de setembro de 2007, Caxambu – MG. 2007.
- SILVA, J.V.; D.R. ANDRADE; W.Y. OKANO. **Desenvolvimento sexual e crescimento de lambaris - tambuí, Astyanax bimaculatus Linnaeus, 1758 submetidos a diferentes tipos de alimentação**. Arquivo de Medicina Veterinária e Zootecnia, Belo Horizonte, 48 (Supl. 1): 47-54. 1996.
- SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios**. Meio Ambiente. Documentos n. 36, Embrapa, 68 p. 2004.
- SIMBERLOFF, D.; T. DAYAN. The guild concept and the structure of ecological communities. **Annual Review Ecology and Systematic**, v. 22, p. 115-143, 1993.
- SIMMLER, R. **Diagrammes. Logiciel d'hydrochimie Multi Langage en Distribution Libre, Laboratoire d'Hydrogéologie d'Avignon, Université d'Avignon, Avignon**, 2007.
- SINGH ,B; GRÄFE, M.; KAUR, N.; LIESE A. Developments in Soil Science 34, 199. 2010.
- SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: Ministério das Cidades, 2016. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/component/content/article?id=140>>. Acesso em: 12 mai 2021.
- SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: The principles and practice of statistics in biological research**. New York; W. H. Freeman and Company,. 880p. 1991.

- SONG, C.B.; NEAR, T.J.; PAGE, L.M. Phylogenetic relations among percid fishes as inferred from mitochondrial cytochrome b DNA sequence data. **Molecular Phylogenetics and Evolution** 10, 343–53. 1998.
- SORENSEN, D. L.; MCCARTHY, M. M.; MIDDLEBROOKS, E. J.; PORCELLA, D. B. **Suspended and dissolved solids effects on freshwater biota: A review**. Corvallis: USEPA 1977. 68p. Disponível em <https://play.google.com/store/books/details?id=DO6n7e_36JMC&rdid=book-DO6n7e_36JMC&rdot=1>. Acesso em 10 jun. 2020.
- SOUZA, F.L. Geographical distribution patterns of South American side-necked turtles (Chelidae), with emphasis on Brazilian species. **Rev. Esp. Herpetologia**, v. 19, p. 33-46, 2005.
- SOUZA, F.L.; ABE, A.S. Feeding ecology, density and biomass of the freshwater turtle, *Phrynops geoffroanus*, inhabiting a polluted urban river in southeastern Brazil. **Journal of Zoology**, v. 252, pp. 437–446, 2000.
- SOUZA, F.L.; MOLINA, F. Estado atual do conhecimento de quelônios no Brasil, com ênfase para as espécies não amazônicas. In: Nascimento, L.B; Oliveira, M.E. (eds.). **Herpetologia no Brasil II**. Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Herpetologia, p. 264-277, 2007.
- SOUZA, F.L.; RAIZER, J.; COSTA, H.T.M.; MARTINS, F.I. Dispersal of *Phrynops geoffroanus* (Chelidae) in an urban river in Central Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 7, pp. 257-261, 2008.
- STATSOFT INC. **Statistica.version 7.1**. Tulsa: Statistica. 3v. 2005.
- TAJIMA, F. Evolutionary relationship of DNA sequences in finite populations. **Genetics** 105, 437-460. 1983.
- TAMURA, K.; STECHER, G.; PETERSON, D.; FILIPSKI, A.; KUMAR, S. MEGA6: molecular evolutionary genetics analysis version 6.0. **Molecular biology and evolution** 30(12), 2725-2729. 2013.
- TARDY, Y. Une méthode de détermination des types d'altération actuels par l'étude des eaux en pays granitiques et gneissiques. **Comptes Rendus de L'Academie des Sciences de Paris**. Series D, v.267, 1968.
- TEDESCO, L. P.; CLERCIN, N. Algal ecology, taste and odor, and microcystin occurrence in Patoka Lake, Southern Indiana. Final Report 2011. **Center for Earth and Environmental Science**, 2011. Disponível em <http://plrws.net/storage/Patoka_Lake_2011_Final_Report.pdf>. Acessado em: 08 de dezembro de 2020.
- 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.
- TERÁN, G. E.; BENITEZ, M. F.; MIRANDE, J. M. Opening the Trojan horse: phylogeny of *Astyanax*, two new genera and resurrection of *Psalidodon* (Teleostei: Characidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, zlaa019, 2020.
- THERNEAU, T.; ATKINSON, B. **Rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees**. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=rpart>>. Acesso em março de 2021. 2019.
- TILMAN, D. Biodiversity: population versus ecosystem stability. **Ecology**, n. 77, p. 350–363, 1996.
- TINOCO, A. P.; AZEVEDO, I. C.; MARQUES, E. A.; MOUNTEER, A. H.; MARTINS, C. P.; NASCENTES, R.; REIS, E. L.; NATALINO, R. Avaliação de contaminação por mercúrio em Descoberto, MG. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 4, p. 305-314, 2010. Disponível em https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1413-41522010000400003&script=sci_arttext. Acesso em 18 jun. 2020.
- TOMAZONI, J. C.; MANTOVANI, L. E.; BITTENCOURT, A. V. L.; ROSA-FILHO, E. F. R. Utilização de medidas de turbidez na quantificação da movimentação de sólidos por veiculação hídrica nas bacias dos rios Anta Gorda, Brinco, Coxilha Rica e Jirau – sudoeste do estado do Paraná. **Boletim Paranaense de Geociências**, n. 57, p. 49-56, 2005.

- TORTOISE e FRESHWATER TURTLE SPECIALIST GROUP. 1996. ***Hydromedusa maximiliani* (errata version published in 2016)**. The IUCN Red List of Threatened Species 1996: e.T10309A97269236. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1996.RLTS.T10309A3191766.en>. Acesso em: 29 de dezembro de 2020.
- TSCHÁ, M.K.; BACHMANN, L.; ABILHOA, V.; BOEGER, W.A. Past connection and isolation of catchments: The sea-level changes affect the distribution and genetic variability of coastal freshwater fishes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** 190, 31-39. 2017.
- TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de Água**. 3. ed. São Paulo: Escola Politécnica da USP, 2006.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2013.
- UE – UNIÃO EUROPÉIA. Directiva 2000/20/CEE do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de outubro de 2000: que estabelece um quadro de ação comunitária no domínio da política da água. **Jornal Oficial da União Europeia**, L. 0060. Disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0060-20141120&from=EN>. Acesso em 18 mai. 2020.
- UE – UNIÃO EUROPÉIA. Directiva 2008/105/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 16 de dezembro de 2008: relativa a normas de qualidade ambiental no domínio da política da água, que altera e subsequentemente revoga as Directivas 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE do Conselho, e que altera a Directiva 2000/60/CE. **Jornal Oficial da União Europeia**, L. 348/84, de 24 de dezembro de 2008. Disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0105&from=EN>. Acesso em 18 mai. 2020.
- UE – UNIÃO EUROPÉIA. Directiva 76/106/CEE do Conselho de 8 de dezembro de 1975: relativa à qualidade de águas balneares. **Jornal Oficial da União Europeia**, L. 31/1, Disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:31976L0160&from=PT>. Acesso em 18 mai. 2020.
- UE – UNIÃO EUROPÉIA. Directiva 98/83/EC do Conselho de 3 de novembro de 1998: relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano. **Jornal Oficial da União Europeia**, 330 de 5.12.1998, p. 32. Disponível em <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:01998L0083-20151027&from=EN>. Acesso em 18 mai. 2020.
- UHLEIN A., JÚNIOR J.R., SILVA, E.M., SILVA, P, Y.M., ALVES, M. Geologia, petrologia e contexto geotectônico dos gnaisses e granitoides da região de Colatina, Espírito Santo. **Geonomos**, 22(1): 66-83, 2014.
- UK LEGISLATION. **The Water Supply (Water Quality) Regulations**. 2018.
- UNIT - INSTITUTO URUGUAYO DE NORMAS TÉCNICAS. Água potabile – Requisitos. UNIT 833:2008. – Reimpresión corregida Julio 2010. Disponível em http://www.ose.com.uy/descargas/Clientes/Reglamentos/unit_833_2008_.pdf. Acesso em 25 mai. 2020.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National Primary Drinking Water Regulations. List of Drinking Water Contaminants & Maximum Contaminant Level**. USEPA, 2009.
- URUGUAY. **Decreto Nº 253/979. Medio Ambiente. Ecología. Recursos Naturales. Recursos Hídricos. Prevencion de Contaminacion de las Aguas. 31/05/1979**. Disponível em <http://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979>. Acesso em 25 mai. 2020.
- USEPA – PROTECTION AGENCY. **Aquatic Life Criteria – Aluminum**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-criteria-aluminum>>. Acesso em: 11 maio 2020.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables**. EPA Office of Water, Office of Science and Technology: Washington, 2018. Disponível em <https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-03/documents/dwtable2018.pdf>. Acesso em 1 abr. 2020.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National Recommended Water Quality Criteria - Human Health Criteria Table**. EPA Office of Water, Office of Science and Technology: Washington, [S.D]. Disponível em <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-human-health-criteria-table>. Acesso em 1 abr. 2020.

- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Quality Criteria for Water.** Washington D.C. 1986.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Water Quality Criteria 1972. EPA-R3-73-033.** EPA Office of Water, Office of Science and Technology: Washington. 1973. Disponível em <https://www.arlis.org/docs/vol1/Susitna/21/APA2170.pdf>. Acesso em 23 jun. 2020.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Water Quality Standards Handbook: Chapter 3: Water Quality Criteria. EPA-823-B-17-001.** EPA Office of Water, Office of Science and Technology: Washington, 2017. Disponível em <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-10/documents/handbook-chapter3.pdf>. Acesso em 1 abr. 2020.
- USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Federal Water Quality Standards Requirements.** EPA Office of Water, Office of Science and Technology: Washington, 2015. Disponível em <https://www.epa.gov/wqs-tech/federal-water-quality-standards-requirements>. Acesso em 13 abr. 2020.
- USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Memorandum. SUBJECT: Office of Water Policy and Technical Guidance on Interpretation and Implementation of Aquatic Life Metals Criteria.** EPA Office of Water, Office of Science and Technology: Washington, 1983. Disponível em <https://www.epa.gov/sites/production/files/2019-03/documents/metals-criteria-interpret-aqlife-memo.pdf>. Acesso em 10 jun. 2020.
- USGS. **Landsat-7.** 2020. Disponível em: <https://www.usgs.gov/core-science-systems/nli/landsat/landsat-7?qt-science_support_page_related_con=0#qt-science_support_page_related_con> . Acesso em: 01/12/2020.
- UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. **Mitteilungen. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie**, v. 9, p. 1-38, 1958.
- VAREJÃO, E. V. V.; BELLATTO, C. R.; FONTES, M. P. F.; MELLO, J. W. V. Arsenic and trace metals in river water and sediments from the southeast portion of the Iron Quadrangle, Brazil. **Revista Environmental Monitoring Assessment** 172:631–642 DOI 10.1007/s10661-010-1361-3, 2011.
- VAZZOLER, A. E. A. M.; AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S. **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos.** Maringá, EDUEM, 1997.
- VEADO, M. A. R. V. et al. Analysis and distribution of metals in the Paraopeba and the Das Velhas Rivers, Brazil. **Wat. SA**, 26:249-254, 2000.
- VEIGA, L. B. E.; MAGRINIB, A. Gestão da Qualidade da Água: O Modelo Brasileiro e o Modelo Americano. In: INTERNATIONAL WORKSHOP - ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION, 2., , São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo: UNIP, 2009. p. 1 a 9. 2009.
- VIEIRA, F. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. **MG. Biota**, v. 2, p. 5-22, 2009/2010.
- VIEIRA, F.; GOMES, J.P.C.; MAIA, B.P.; SILVA, L.G.M. **Peixes do Quadrilátero Ferrífero.** Guia de Identificação. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas. 2015.
- VIEIRA, V.S. **Significado do Grupo Rio Doce no contexto do orógeno Araçuaí.** Tese de Doutorado em Geologia Regional. Universidade Federal de Minas Gerais. 2007.
- VILLÉGER, S.; MIRANDA, J.R.; HERNÁNDEZ, D. F.; MOUILLOT, D. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1512–1522, 2010.
- VISÃO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2013/2014. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG.** Belo Horizonte.
- VISÃO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2014/2015. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG.** Belo Horizonte.
- VISÃO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2015/2016. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG.** Belo Horizonte.

- VISÃO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2016/2017. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG.** Belo Horizonte.
- VISÃO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2017/2018. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG.** Belo Horizonte.
- VISÃO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade Da Água. Campanha – água superficial – 2018/2019. UHE Risoleta Neves. Município Rio Doce e Santa Cruz do Escalvado / MG.** Belo Horizonte.
- VUORI, K. Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. **Annales Zoologici Fennici**. v. 32, n. 3, p. 317 – 329, 1995.
- WAKAYAMA, H. **Revision of drinking water quality standards in Japan**. MHLW – Ministry of Health, Labour and Welfare: Japão. 16 p. 2003. Disponível em <<http://www.nilim.go.jp/lab/bcg/siryou/tnn/tnn0264pdf/ks0264011.pdf>>. Acesso em 18 mai. 2020.
- WALCHER, M.; BORMANN, H. On the Transferability of the Concept of Drinking Water Protection Zones from EU to Latin American Countries. **Water Resources Management**, v. 29, n. 6, p. 1803–1822, abr. 2015.
- WANDERLEY, L. J.; MANSUR, M. S.; MILANEZ, B.; PINTO, R. G. Desastre da Samarco/Vale/BHP no Vale do Rio Doce: aspectos econômicos, políticos e socio ambientais. **Ciência e Cultura**, v.68, n. 3, p. 30-35, 2016.
- WANG, J. **Estimation of effective population sizes from data on genetic markers**. Phil. Trans. R. Soc. B. 360: 1395–1409. 2005.
- WANTZEN, K.M. Physical pollution: effects of gully erosion in a tropical clear-water stream. **Aquatic Conservation**, v. 16, p. 733-749, 2006.
- WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Taxonomic distinctness and environmental assessment. **Journal of Applied Ecology**, n. 35, p. 532–543, 1998.
- WARWICK, R.M.; LIGHT, J. Death assemblages of molluscs on St Martin, Isles of Scilly: a surrogate for regional biodiversity? **Biodiversity and Conservation**, n. 11, p. 99–112, 2002.
- WASSERMAN, J. C.; WASSERMAN, M. A.; BARROCAS, P.R.G.; ALMEIDA, A. M. Predicting pollutant concentrations in the water column during dredging operations: Implications for sediment quality criteria. **Marine Pollution Bulletin**, 108: 24–32. 2016
- WEBER, A. A.; SALES, C. F.; FARIA, F. S.; MELO, R. M. C.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E. Effects of metal contamination on liver in two fish species from a highly impacted neotropical river: A case study of the Fundão dam, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 190, 110165, 2020.
- WETZEL, R. G.; LIKENS, G. E. **Limnological analysis**. 2ed. Berlin: Spriger-Verlag. 1991.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Drinking Water Parameter Cooperation Project**. 2017. Disponível em: <https://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/pdf/WHO_parameter_report.pdf>. Acesso em 16 jun. 2020.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Nickel in Drinking-water**. 2005. Disponível em: <https://www.who.int/water_sanitation_health/gdwqrevision/nickel2005.pdf>. Acesso em 16 jun. 2020.
- WHO-EUROPE – WORLD HEALTH ORGANIZATION (EUROPE). **Drinking Water Parameter Cooperation Project**. Support to the revision of Annex I Council Directive 98/83/EC on the Quality of Water Intended for Human Consumption (Drinking Water Directive). Recommendations. 2017. Bonn: European Union. 210p. Disponível em https://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/pdf/WHO_parameter_report.pdf. Acesso em 12 abr. 2020.
- WICKHAM, H. et al. **Dplyr: A Grammar of Data Manipulation**. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>>. Acesso em março de 2021. 2018.
- WICKHAM, H. **Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag New York. Disponível em: <<http://ggplot2.org>>. Acesso em março de 2021. 2016.

- WICKHAM, H.; BRYAN, J. **Readxl: Read Excel Files**. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=readxl>>. Acesso em março de 2021. 2018.
- WICKHAM, H.; HENRY, L. **Tidyr: Easily Tidy Data with 'Spread()' and 'Gather()' Functions**. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>>. Acesso em março de 2021. 2018.
- WILCOX, L.V. Classification and use of irrigation waters. **U.S. Department of Agriculture Circular 969**. Department of Agriculture, Washington, DC, 19 pp., 1955.
- WILLIS, S.C.; NUNES, M.S.; MONTANA, C.G.; FARIAS, I.P.; LOVEJOY, N.R. Systematics, biogeography, and evolution of the Neotropical peacock basses *Cichla* (Perciformes: Cichlidae). **Molecular phylogenetics and evolution** 44, 291-307. 2007.
- WILLOT, S. J. Species accumulation curves and the measure of sampling effort. **Journal of Applied Ecology**, n. 38, p. 484–486, 2001.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking - water quality**. 2011.
- WORLEY. **Análise da turbidez nos rios Gualaxo do Norte, Carmo e Doce, até a UHE Risoleta Neves**. Fundação Renova: setembro 2019.
- XING, W.; LIU, G. Iron biogeochemistry and its environmental impacts in freshwater lakes. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 20, n. 6, p. 1339-1345, 2011. Disponível em https://www.researchgate.net/publication/236267914_Iron_biogeochemistry_and_its_environmental_impacts_in_freshwater_lakes. Acesso em 27 jul. 2020.
- ZAGANINI, R. L.; HASHIMOTO, D. T.; GARCIA PEREIRA, L. H.; OLIVEIRA, C.; MENDONÇA, F. F.; FORESTI, F.; PORTO-FORESTI, F. Isolation and characterization of microsatellite loci in the Neotropical fish *Astyanax altiparanae* (Teleostei: Characiformes) and cross-species amplification. **Journal of genetics** E24-E27. 2012.
- ZARET, T. M.; PAINET, R. T. Species Introduction in a Tropical Lake. **Science**, v.182-, n. 2, p. 449-455. 1973.

9 GLOSSÁRIO

Abióticos: Elementos e componentes não bióticos de um sistema (p.ex. rochas, atmosfera).

Abundância: Número de indivíduos da população de uma espécie em determinado habitat.

Adequabilidade Climática: Conjunto de condições climáticas que permite a ocupação de um ambiente pela biota.

Altitude Ortométrica (h): é a distância vertical de um ponto, situado sobre a superfície terrestre, em relação a um geoide de referência.

Altitude Elipsoidal (h): é a distância vertical de um ponto a um elipsoide de referência. As altitudes indicadas pelos receptores dos Sistemas de Posicionamento Global (GPS), por exemplo, são do tipo elipsoidal.

Ambiente Bentônico: domínio referente ao substrato de sistemas aquáticos.

Ambiente Pelágico: domínio referente às massas d'água.

Ambiente Recifal: Ambiente associado a recifes de coral.

Ambiente-Matriz: Ambiente ou hábitat dominante de uma paisagem.

Ambientes Fluviais: relacionam-se os rios, que são cursos naturais de água doce, na maioria das vezes com canais definidos e fluxos permanente ou sazonal, que migram em direção a um oceano, lago ou outro rio. Rios são caracterizados por correntes unidirecionais, com velocidades médias de fluxo variando entre 0,1 a 1,0 m/s. Geralmente, ocorre a mistura completa e contínua em rios, devido a correntes e à turbulência.

Ambientes Transicionais: ambiente de transição entre o ambiente continental e o ambiente marinho raso.

Análise de Componentes Principais (PCA): é indicada para conjuntos correlacionadas linearmente, o que permite reduzi-las a poucas variáveis sintéticas, denominadas componentes principais. Os eixos ou autovalores são extraídos de modo que o primeiro explique a maior parte da variância, o segundo explique a maior parte da variância residual, e assim, sucessivamente.

Análise de Coordenadas Principais (PCoA): é uma generalização da análise de componentes principais (PCA), na qual os eixos ou autovalores são extraídos de uma matriz de similaridade ou de distâncias. A principal vantagem é que esta técnica pode ser aplicada quando as relações entre as variáveis não são lineares.

Análise de Permutação Multivariada (PERMANOVA): A análise de variância multivariada por método de permutação (análise estatística não paramétrica) é utilizada para comparar vetores, baseada em qualquer medida de distância ou dissimilaridade.

Análise de Variância (ANOVA): trata-se de um método estatístico paramétrico, que permite realizar comparações simultâneas entre duas ou mais médias, ou seja, permite testar hipóteses sobre **médias** de distintas populações ou comunidades.

Análise de Variância Fatorial (ANOVA factorial): quando a comparação entre as médias (teste de variância) foi verificada pela influência de mais de um fator e pela interação entre eles

Análise de Variância Unifatorial (ANOVA one -way): quando a comparação entre as médias (teste de variância) foi verificada pela influência de um fator

Aninhamento: Padrão ecológico de distribuição de espécies em metacomunidades, representando o subconjunto de espécies de um local como parte do conjunto maior de espécies da região.

Anóxia: Indica a completa ausência de oxigênio em um ambiente.

Antrópico(a): que se originou da ação do homem.

Anuros: Ordem de animais da classe Amphibia; inclui sapos, rãs e pererecas (Anura).

Apendicular: Que reúne os ossos dos membros superiores, inferiores e elementos de apoio.

Arborícolas: Animais cujos hábitos de vida ocorrem principalmente nas árvores.

Arboviroses: Doenças causadas por arbovírus, que incluem o vírus da dengue, zika vírus, febre chikungunya e febre amarela.

Área de Abrangência do Dano: abrangência geoespacial das repercussões ou efeitos do desastre que são causas de modificações nos vários componentes físicos, bióticos e antrópicos que caracterizam seu ambiente de referência.

Área de Estudo: delimitação de local ou região, objeto do levantamento de dados e análise ambiental, podendo variar a cada tema de estudo.

Área de Passagem e Deposição da Lama: área de passagem e/ou deposição do rejeito oriundo do rompimento da barragem de Fundão, desde o local do rompimento, no município de Mariana (MG), até a foz do rio Doce, em Regência (ES), além da região estuarina e marinha adjacente.

Arrasto de Plâncton: metodologia de amostragem, onde as redes de plâncton são arrastadas em trajetos diversos, como vertical, horizontal e oblíquo. A velocidade de arrasto pode ser variável.

Assembleias: Conjunto de diferentes espécies de um mesmo grupo de organismos, p.ex., assembleia de aves (grupamento das diferentes espécies de aves de uma região).

Assimetria Flutuante: Desvios aleatórios da simetria perfeita em estruturas bilateralmente pareadas.

Assintótica: Método de descrever o comportamento de limites matemáticos.

Assoreamento: Acúmulo de sedimentos.

Atingidos: refere-se às pessoas que sofreram algum dano advindo do desastre.

Autodepuração e Diluição: fenômenos através dos quais os cursos d'água se recuperam, por mecanismos naturais, após o lançamento de uma carga poluidora.

Avifauna: Conjunto das aves de uma região ou ambiente.

Bacia Hidrográfica: área principal de drenagem de um rio e seus afluentes.

Baixo Estuário: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

Banhado: Área de baixada em fundo de vales de regiões de morro onde há acúmulo de água de chuvas ou das cheias dos ribeirões e rios.

Beidou: é o sistema de navegação por satélite da China.

Bentônico: organismo associado ao fundo oceânico.

Bentos: (Do grego benthos: fundo do mar) são todas as espécies que vivem com íntima relação com o fundo, seja para fixar-se, escavar, caminhar ou nadar sob o fundo sem alojar-se nele;

Bilateralidade: Propriedade que descreve a divisão em duas partes de forma simétrica.

Bioacumulação: processo pelo qual contaminantes são absorvidos, através da exposição direta ou indireta, e armazenados (ao longo do tempo) por um organismo, em níveis superiores aos encontrados numa matriz ambiental externa. É o acúmulo de substâncias tóxicas nos tecidos dos organismos.

Biodisponibilidade: é a fração de um nutriente ou elemento potencialmente tóxico (como As, Pb, Cd, etc.) que está prontamente disponível para ser absorvido por um organismo alvo. No âmbito desse trabalho, refere-se especificamente à fração de maior labilidade desses elementos tóxicos para as plantas.

Biodiversidade: Conjunto de espécies, organismos e patrimônio genético, assim como ecossistemas, existentes em determinada região, incluindo suas interações e propriedades emergentes desses conjuntos.

Bioindicador: espécies, grupo de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, abundância e condições são indicativos biológicos de uma determinada situação ambiental.

Biomagnificação: é o aumento da concentração (e consequentemente da toxicidade) de uma determinada substância na parte mais alta da cadeia trófica;

Biomarcadores: alterações mensuráveis, em diferentes níveis da organização biológica, que evidenciam a exposição, susceptibilidade e /ou efeitos tóxicos de poluentes (agentes estressores) presentes no ambiente.

Biomonitoramento: Utilização de seres vivos como ferramenta para mensurar a qualidade ambiental.

Biota: Conjunto de seres vivos, que habitam um determinado ambiente.

Bióticos: Elementos e componentes constituídos pelos seres vivos e suas interações.

Bioturbação - Bioturbadores: Retrabalho de solos e sedimentos por organismos vivos.

Box plot: É um tipo de gráfico que representa a mediana e os quartis de um conjunto de dados, onde é possível ter uma noção dos dados discrepantes, da posição, da dispersão e assimetria da distribuição.

Cabruca: Sistema agroflorestal de produção no qual ocorre o plantio no sub-bosque, principalmente de cacau, ao tempo em que se mantém a estrutura arbórea nativa da região.

Cadeia Alimentar ou Cadeia Trófica: relação trófica que ocorre entre os seres vivos que compõem um ecossistema, na qual a energia de um organismo se transfere ao outro, por uma relação de alimentação.

Cágados: grupo de quelônios de água doce dotados de recolher o pescoço e a cabeça lateralmente sob a carapaça.

Calcófilos: Elementos afins ao enxofre.

Caméfitos: São plantas sublenhosas e/ou herbáceas predominantemente de áreas campestres pantanosas com até um metro de altura, providas de gemas situadas acima do solo e protegidas por catáfilos ou por folhas verticiladas.

Cervical: Região da coluna vertebral de maior mobilidade, alocado na região do pescoço.

Cetáceos: Infraordem de animais marinhos, pertencentes à classe dos mamíferos (Cetacea).

Ciclagem: corresponde ao ciclo de renovação da matéria orgânica na natureza, realizada principalmente pelos decompositores, como fungos.

Cladóceros ou Cladocera: grupo de crustáceos aquáticos e microscópicos

Clorofila-a: Pigmento fotossintético presente em plantas e fitoplâncton, parte do processo de respiração celular destes organismos.

Complexo Lacustre do Médio Rio Doce: densa rede de lagoas, originadas pelo barramento natural dos tributários do rio Doce, distribuídas ao longo de toda a região do médio rio Doce, à montante e a jusante da confluência com o rio Piracicaba (IEF-MG, 2008).

Comportamento Nerítico: organismo que habita a região que se estende da linha de maré até a quebra da plataforma continental.

Composição de Espécies: inclui o número de espécies que estão presente em uma comunidade, bem como a abundância da espécies (estrutura da comunidade).

Comunidades Biológicas: Comunidades vegetais ou animais que habitam uma região.

Conectividade Funcional: Interação entre características comportamentais e físicas dos organismos com estruturas da paisagem que definem o deslocamento da fauna nessa paisagem.

Copépodes ou Copepoda: grupo de crustáceos aquáticos e microscópios.

Copepodito: estágios jovens de copépodes.

Corpos d'água: Acumulação significativa de água.

Covo: tipo de armadilha aquática composta por uma armação cilíndrica envolta por rede e com duas entradas em forma de funil em suas extremidades. Também conhecido por Jequi.

Criptófitos: Plantas herbáceas com gemas protegidas abaixo do nível do solo.

Culicídeos: Família de insetos (Culicidae).

Curva de Acumulação de Espécies: Número cumulativo de espécies detectados em determinado ambiente em função do esforço cumulativo em amostras.

Curvas de Rarefação: Técnica estatística para avaliar a tendência de incremento de espécies em função do esforço amostral.

Dados Logaritmizados: quando algum dos requisitos para o emprego da estatística paramétrica (por ex., normalidade da distribuição dos erros, homogeneidade das variâncias) não puder ser preenchido pelos dados da amostra, é possível transformar os dados (por ex. transformação logarítmica, raiz quadrada, percentual), antes de optar pela aplicação da estatística não-paramétrica.

Dados Secundários: Informações advindas de bases de dados já disponíveis, como da literatura ou de acervos técnicos.

Dano Ambiental: alteração da condição do ambiente e/ou de seus componentes, causada pelo desastre, em relação à linha-base.

Datum Horizontal: referência para coordenadas planimétricas (x e y).

Datum Vertical: referência altitude ortométrica (0 metros), Imbituba – SC.

Datum: é um sistema de referência utilizado para o cômputo ou correlação dos resultados de um levantamento.

Demersal: peixes que passam a maior parte do tempo em contato com o fundo do mar.

Desastre: resultado de eventos adversos, naturais ou provocados pelo homem, sobre um ecossistema vulnerável (MIN, 2007).

Didelfídeos: Família à qual pertencem os gambás (Didelphidae).

Dilution of Precision (PDOP): degradação da precisão da posição tridimensional.

Dissimilaridade: Descreve a diferença, ou distinção, entre duas ou mais coisas. No âmbito da ecologia de comunidades, índices de dissimilaridade buscam computar a magnitude da diferença de composição entre assembleias sendo comparadas.

Distribuição Espacial: Distribuição de algo em relação ao ambiente geográfico em que se encontra.

Diversidade Alfa: Número total de espécies em um habitat.

Diversidade Beta: Descreve a complementação de espécies ao longo de um gradiente ambiental ou entre diferentes ambientes de uma região.

Diversidade Biológica: Conjunto de diferentes seres vivos em um ambiente.

Diversidade de Espécies: é o número de diferentes espécies que estão representadas numa dada comunidade. A diversidade de espécies consiste em dois componentes: riqueza específica e equitabilidade.

Diversidade Funcional: Forma de descrever uma assembleia de espécies em função de seus atributos morfológicos e comportamentais.

Dominância de Espécies: refere-se a dominância de uma ou mais espécies em uma determinada comunidade, habitat ou região.

Dossel: É a parte formada pelas copas das árvores que formam o estrato superior da floresta.

Doubletons: Espécies representadas, em uma amostra, por exatamente dois indivíduos.

Dulcícola: organismo ou ambiente associado a águas doces (continentais).

Ecossistema: sistemas naturais ou artificiais, limitados por um espaço físico onde interagem os componentes vivos e não vivos, caracterizando determinadas estruturas e funções.

Ecotoxicologia: é o estudo dos efeitos tóxicos, quali e quantitativos, de modo integrado, de agentes químicos, físicos e biológicos sobre organismos vivos (aquáticos ou terrestres), incluindo suas interações com o ambiente (TRUHAUT, 1975).

Ectoparasitos: Parasitas que se instalam fora do corpo do hospedeiro.

Ectotérmico: Animais cuja temperatura corporal varia de acordo com as condições ambientais de temperatura.

Edáfico: Relativo ao solo.

Elementos Potencialmente Tóxicos (EPTs): normalmente são metais sólidos (e.g., Pb e Cd) ou líquidos (e.g., Hg) à temperatura ambiente, mas podem ser também semi-metais (e.g., As e Sb). A principal característica comum dos EPTs é sua alta toxicidade aos animais e lenta degradabilidade ambiental, com crescente acúmulo na cadeia trófica. Alguns EPTs, em baixas concentrações, são essenciais aos organismos vivos, como Fe, Mn, Cu, Ni e Zn. Já a grande maioria dos EPTs, mesmo em baixas concentrações, causa efeitos deletérios à saúde animal. Ag- prata; Al - alumínio; As - arsênio; Ba - bário; Cd - cádmio; Cr - cromo; Cu - cobre; Hg - mercúrio; Fe - ferro; Mn - manganês; Mo - molibdênio; Ni - níquel; Pb - chumbo; Sb - antimônio; V - vanádio; Zn - zinco.

Elipsóide de Revolução: Sólido geométrico gerado pela rotação da elipse em torno do seu semieixo menor. É a superfície matemática adotada pelos geodestas para todos os cálculos geodésicos.

Endemismo: Propriedade que define a área geográfica na qual determinada espécie naturalmente ocorre, p.ex., endemismos da Mata Atlântica.

Entomofauna: Conjunto de insetos de uma região ou ambiente.

EOMAP: Empresa alemã provedora de informação derivada de sensoriamento remoto aquático.

Epipelágicos: peixes que habitam águas que vão até cerca de 200 metros de profundidade.

Eiplanctônico: plâncton que habita os primeiros 200 metros da coluna de água.

Equitabilidade ou Uniformidade ou Equitatividade: distribuição da abundância das espécies em uma comunidade. Com efeito, reflete o grau de dominância da espécie.

Espécie endêmica: espécie que ocorre somente em uma determinada região geográfica, em lugares específicos.

Espécie Exótica: Espécie originária de meio diverso daquele em que vive. É essência natural de outros países ou regiões do país. Espécies que se encontram fora de sua distribuição natural.

Espécie Exótica Invasora: Espécie exótica cuja introdução ou dispersão ameace ecossistema, habitat ou espécies e cause impactos negativos ambientais, econômicos, sociais ou culturais

Espécie Nativa: Espécie que naturalmente ocorre em determinada região.

Estado Trófico: estado nutricional do ambiente, que reflete a quantidade de matéria orgânica disponível no ambiente aquático.

Estolões: Tipo de caule que cresce paralelamente ao chão, produzindo gemas de espaço em espaço. Essas gemas podem formar raízes e folhas e originar novas plantas.

Etologia: Estudo científico do comportamento social e individual dos animais no seu ambiente natural.

European Space Agency (ESA): Agência espacial europeia.

Eutanásia: Ato intencional de proporcionar a morte indolor a um indivíduo.

Eutrofização: acúmulo de matéria orgânica em corpos d'água, podendo ser de origem natural ou antrópica, que acarreta no aumento da biomassa fitoplanctônica. Este grande aumento da biomassa de organismos fotossintetizantes causa a diminuição do oxigênio disponível e, conseqüentemente, o aumento da biomassa de bactérias anaeróbicas.

Exotróficos: Organismos que obtêm energia a partir de outros organismos.

Exsicata: É uma amostra de planta prensada e em seguida seca numa estufa (herborizada), fixada em uma cartolina de tamanho padrão acompanhadas de uma etiqueta ou rótulo contendo informações sobre o vegetal e o local de coleta, para fins de estudo botânico.

Extinção: Desaparecimento definitivo de um ser vivo.

Fatores Abióticos: característico de algo que não possui vida, como os componentes físicos e químicos.

Fatores Bióticos: o que é característica dos seres vivos ou está vinculado a estes.

Fauna: Termo coletivo para a vida animal de determinada região.

Fertilidade do Solo: envolve as propriedades químicas, físico-químicas e biológicas do solo que influenciam a dinâmica e a disponibilidade de nutrientes, elementos benéficos, tóxicos e outros às plantas.

Filogenética: Relação evolutiva entre grupos de organismos.

Filostomídeos: Família de morcegos encontrada em regiões tropicais e subtropicais (Phyllostomidae).

Flora: Vida vegetal.

Fluvial: Referente aos rios ou cursos d'água.

Fluxômetro: é um aparelho utilizado para quantificar o volume de água que passa através de uma rede de plâncton. Um rotor de três lâminas é acoplado diretamente a um contador de cinco dígitos o qual registra as revoluções do rotor.

Formação Ferrífera Bandada – BIF: Rocha sedimentar ou metassedimentar química ou vulcanoquímica finamente estratificada, apresentando camadas de óxidos, carbonatos ou silicatos de ferro rítmicamente alternadas com camadas diferenciadas destas (quartzosas, anfibólicas, quartzo cloríticas). Podem desenvolver depósitos de ferro economicamente exploráveis como ocorre no Brasil com as jazidas de itabiritos de Minas Gerais, por exemplo. A deposição destas camadas teve um apogeu do Neo-arqueano ao Paleo-proterozóico, provavelmente devido ao enriquecimento em O₂ da atmosfera neste período o que levou a oxidação de ferro em

solução ($\text{Fe}^{+2} \rightarrow \text{Fe}^{+3}$) e precipitação de colóides de hidróxidos ferruginosos em camadas alternadas com sílica coloidal no fundo dos mares daquelas épocas.

Forrageamento: Atividade comportamental que descreve a exploração e obtenção de recursos alimentares.

Fossoriais: Modo de vida que contempla o uso de ambientes do subsolo ou serapilheira, por meio de escavações e uso de galeria subterrâneas.

Frugívoros: Animais cuja dieta alimentar é composta principalmente de frutos.

GALILEO: é o sistema de navegação por satélite da União Europeia.

Generalistas: Espécies que apresentam ampla plasticidade na busca de hábitos alimentares e ocupação de habitat. Contempla espécies que conseguem se adaptar a diversas condições ambientais.

Geoprocessamento: Processamento de dados geográficos.

Glândula Uropigial: Glândulas das aves que sintetizam gordura, a qual é usada com o bico com a finalidade de impermeabilizar as penas.

Global Navigation System (GLONASS): é um sistema de navegação por satélite (GNSS) russo.

Global Positioning System (GPS): é um mecanismo de posicionamento por satélite que fornece a um aparelho receptor móvel a sua posição, assim como o horário, sob quaisquer condições atmosféricas, a qualquer momento e em qualquer lugar na Terra; desde que o receptor se encontre no campo de visão de três satélites GPS (quatro ou mais para precisão maior).

Granívoras: Animais cuja dieta alimentar é composta principalmente de sementes.

Greenstone Belt: Cinturão de rochas verdes representadas por xistos máficos e ultramáficos, intercalados com BIF, chert e rochas vulcanoquímicas diversas, de baixo grau metamórfico, entre estruturas dômicas de granitóides muito comuns em áreas arqueanas, representando em grande parte restos de crosta oceânica constituída por magmatismo, muitas vezes komatiítico.

Guildas alimentares: Conjunto de espécies que compartilham um mesmo hábito alimentar, p.ex., guilda de aves frugívoras.

Habitat: Área ecológica ou ambiental que é habitada por determinados organismos.

Heatmap: mapas de calor, que empregam cores frias e quentes para representar, graficamente, comportamentos generalizados.

Heliotérmicos: Organismos que utilizam o calor proveniente dos raios solares para manter sua temperatura corporal.

Hemicriptófitos: Plantas herbáceas com gemas protegidas no nível do solo pelos céspedes que morrem na estação climática desfavorável, com predominância em áreas campestres.

Herbáceas: São plantas com caule não lenhoso ou semi-lenhoso.

Herpetofauna: Conjunto de anfíbios e répteis de uma região.

Hidromorfia: Referente aos solos inundados, encharcados e definidos pelo excesso de umidade.

Holoplâncton: organismos que permanecem todo o seu ciclo de vida no plâncton.

Ictiofauna: Conjunto de peixes de uma região.

Indicador hidrológico: espécie que reflete as condições hidrológicas do ambiente em que se encontra.

Indicadores Ambientais: parâmetros representativos de processos ambientais ou do estado do meio ambiente que, se monitorados e avaliados continuamente em um mesmo local, apresentam a tendência de evolução do ambiente ou parâmetro analisado (SÁNCHEZ, 2008).

Índice de Linearidade: Métrica de ecologia de paisagem que descreve o quanto um corredor de deslocamento de fauna se aproxima a uma linha reta.

Insetívoros: Animais que se alimentam de insetos e outros artrópodes.

Itabirito: rocha bandada, alternando níveis milimétricos a centimétricos de hematita (+-magnetita) com níveis silicáticos, geralmente de quartzo. É um BIF ou formação ferrífera bandada metamorfsada.

Jusante: é todo ponto em que o referencial é o fluxo normal do curso d'água, para onde se dirige a corrente, em direção à foz do rio. Parte mais baixa de um rio, próximo a desembocadura na região costeira.

Laguna: Refere-se a uma depressão formada por água salobra ou salgada, localizada na borda litorânea, comunicando-se com o mar através de canal.

Larva Véliger: larva planctônica que eclode com estruturas corporais como pé, concha e véu.

Lênticos: São ambientes aquáticos de água parada, como por exemplo, lagoas, lagos, pântano, etc.

Limícolas: São um grupo diverso de aves que ocupam ambientes aquáticos rasos.

Limite de Quantificação (LQ): a menor quantidade do analito em uma amostra que pode ser determinada com precisão e exatidão aceitáveis sob as condições experimentais estabelecidas.

Límnica: sinônimo de dulcícola.

Linha-base: estado do ambiente e/ou de seus vários componentes físicos, bióticos e antrópicos imediatamente anterior ao desastre, ou o estado em o que o ambiente e/ou seus componentes estariam caso não houvesse ocorrido o desastre.

Lipoperoxidação: a oxidação de lipídios, ou lipoperoxidação, consiste em uma cascata de reações resultantes da ação dos radicais livres (oxigênio molecular) sobre os lipídios (gorduras).

Lóticos: São ambientes aquáticos de água corrente, como por exemplo rios, nascentes, ribeiras e riachos. Têm como principal característica o fluxo hídrico, que influencia diretamente as variáveis físico-químicas da água e as comunidades biológicas presentes.

Macrófitas Aquáticas: Plantas aquáticas que vivem em ambientes inundados, flutuantes ou enraizadas.

Macroinvertebrados Bentônicos: invertebrados que habitam os substratos de fundo de ambientes aquáticos em pelo menos parte de seu ciclo de vida e que ficam retidos em redes com abertura de malha entre 200 e 500 µm.

Mananciais: Fontes de água, que podem ser utilizadas para o abastecimento urbano.

MapGeo2015: é um sistema que fornece a ondulação geoidal (N) necessária à conversão de altitudes elipsoidais, obtidas com os Sistemas de Navegação Global por Satélite (GNSS), em altitudes ortométricas.

Mastofauna: Conjunto de mamíferos de uma região.

Matriz de Distância: matriz (array bidimensional) contendo as distâncias, tomadas em pares, de um conjunto de dados.

Máximo ou Mínimo Histórico: para variáveis de qualidade de água, esses termos foram sempre utilizados em referência ao período de linha-base.

Mediana: em termos mais simples, mediana pode ser o valor do meio de um conjunto de dados. A vantagem da mediana em relação à média é que a mediana pode dar uma ideia melhor de um valor típico porque não é tão distorcida por valores extremamente altos ou baixos, como a média.

Mediolitoral: Faixa da zona entremarés coberta e descoberta diariamente pelas marés.

Meio Biótico: Conjunto de flora e fauna e demais organismos.

Meridiano Central: Longitude de origem de cada fuso no sistema de coordenadas da projeção UTM.

Meroplâncton: organismos que permanecem no plâncton apenas na fase inicial do seu ciclo de vida.

Mesopelágicos: peixes que habitam águas que vão até cerca de 1000 metros de profundidade.

Mesopredadores: Predadores de porte médio que se encontram no meio da cadeia trófica, tipicamente predando pequenos animais.

Microcrustáceos: crustáceos microscópicos que vivem no zooplâncton. São representados pelos cladóceros e copépodos e estão distribuídos nas regiões de margem e meio dos ambientes aquáticos.

Microhábitats: Descreve as características microambientais de determinado hábitat, constituída por atributos como sombreamento, temperatura, umidade, estrutura vegetal, entre outros.

Modular Inversion Processing System (MIP): Sistema desenvolvido pela empresa EOMAP para correção atmosférica e cálculo de parâmetros indicadores de qualidade da água.

Montante: é a direção de um ponto mais baixo para um ponto mais alto de um curso d'água, em direção à nascente do rio.

Morfodinâmicos: Conceito associado ao intemperismo atual. São processos mais restritos, tanto no tempo quanto no espaço, sujeitos a oscilações ou ritmos dos principais agentes naturais, como as chuvas, considerando as modificações impostas pelo ser humano no processo de apropriação do relevo.

Morfotipo: características morfológicas que distinguem organismos da mesma espécie.

Nanofanerófitos: Plantas anãs raquíticas, variando entre 0,25 e 5 m de altura, com predominância nas áreas campestres do Brasil.

National Aeronautics And Space Administration (NASA): Agência Espacial dos Estados Unidos.

Nativa: Espécie original daquela região que vive.

Náuplio: estágios larvais de copépodes

Nectônicos: animais aquáticos que se locomovem ativamente na coluna de água.

Neotropical: Região biogeográfica que compreende a América Central, incluindo a parte sul do México e da península da Baja California, o sul da Florida, todas as ilhas do Caribe e a América do Sul.

Nicho: papel ecológico de uma espécie em uma comunidade, ou gama total das condições sobre as quais o indivíduo ou a população vive e se reproduz.

Níveis Tróficos: relacionados à cadeia alimentar, iniciando em produtores, passando por consumidores intermediários, consumidores finais ou topo de cadeia e decompositores, formando um ciclo.

Oligo-Mesotrófico: ambiente de pouco a moderadamente, enriquecido por nutrientes.

Ondulação Geoidal (N): é a diferença entre a altitude elipsoidal e a altitude ortométrica.

Onívoros: Animais que se alimentam de recursos de origem vegetais e/ou animal.

Oportunística: condizente a um acontecimento ocasional, proporcionado por alguma atividade relacionada.

Osteichthyes: grupo dos peixes ósseos.

Paragênese Mineral: Conjunto de minerais em rochas ígneas ou em rochas metamórficas que, por evidências petrográficas e outras, mostram ter evoluído associadamente em equilíbrio geoquímico e termodinâmico.

Parâmetros: É um valor, oriundo de uma variável ou expressão mais complexa.

Patrimônio Cultural: Bens reconhecidos pela importância cultural de uma região.

Pedogenéticos: Transformação do solo, por meio de dois fatores climáticos e por microrganismos.

Perda Ambiental: lesões aos recursos ou serviços ambientais, causadas pelo desastre, que geram prejuízo significativo à sociedade.

Planctóforo: organismo que se alimenta de plâncton.

Planícies Aluviais ou Aluvionares: São formações geológicas que se caracterizam por serem planas ou muito pouco inclinadas. Formam-se pela deposição ao longo do tempo de sedimentos trazidos por um ou mais rios.

Planos de Manejo: Documentos de planejamento das unidades de conservação.

Plasticidade Ambiental: Descreve a capacidade dos organismos a se adaptarem a diferentes estímulos e condições ambientais. Quanto maior a plasticidade ambiental, mais tolerante é aquele organismo às variações em seu ambiente.

Plastrão: porção inferior da carapaça que recobre o corpo dos quelônios.

Plataforma Continental: leito marinho que começa na linha de costa e desce com um declive suave até o talude continental.

Playback: Processo de sonorização que utiliza uma gravação para emissão de vocalizações.

Polinização: Processo de transferência de pólen entre as flores, que pode ser regulado por agentes bióticos (p.ex. morcegos, insetos) ou abióticos (p.ex. vento).

Pontos de Controle: são pontos fora da área afetada pelo rejeito de Fundão, com condições similares às áreas afetadas, utilizadas para comparação.

Posicionamento Relativo Estático Rápido: O posicionamento relativo estático-rápido é similar ao relativo estático, porém, a diferença básica é a duração da sessão de rastreo, que neste caso, em geral é inferior a 20 minutos.

Posicionamento Relativo Estático: No posicionamento relativo estático, tanto o(s) receptor(es) do(s) vértice(s) de referência quanto o(s) receptor(es) do(s) vértice(s) de interesse devem permanecer estacionados (estáticos) durante o levantamento. Neste método, a sessão de rastreo se estende por muitas horas, a depender da distância entre o receptor base e o rover.

Posicionamento Relativo: No posicionamento relativo, as coordenadas do vértice de interesse são determinadas a partir de um ou mais vértices de coordenadas conhecidas. Neste caso é necessário que dois ou mais receptores GNSS colem dados simultaneamente, onde ao menos um dos receptores ocupe um vértice de referência. No posicionamento relativo podem se usar as observáveis: fase da onda portadora, pseudodistância ou as duas em conjunto. Sendo que a fase da onda portadora proporciona melhor precisão e por isso ela é a única observável aceita na determinação de coordenadas de vértices de apoio e vértices situados em limites artificiais. O posicionamento relativo utilizando a observável pseudodistância só é permitido para a determinação de coordenadas de vértices situados em limites naturais.

Pressuposto de Homocedasticidade: é um pressuposto que verifica se as variâncias em cada grupo de dados são, aproximadamente, iguais. Caso seja atendido, a análise pode ser realizada.

Pressuposto de Normalidade: é um pressuposto que verifica se os dados possuem uma distribuição, aproximadamente, normal. Caso seja atendido, a análise pode ser realizada.

Processos Erosivos: Retirada ou transporte de sedimentos da superfície do solo.

Quelônios: grupo faunístico composto por répteis com o corpo revestido por carapaça óssea (Chelonia) que recobre o corpo.

Quiropterofauna: Conjunto de morcegos de uma região.

Real Time Kinematic (RTK) ou Posicionamento Cinemático em Tempo-Real: é uma técnica de posicionamento e navegação GNSS, baseia-se na transmissão instantânea de dados de correções dos sinais de satélites, do(s) receptor(es) instalado(s) no(s) vértice(s) de referência ao(s) receptor(es) que percorre(m) os vértices de interesse. Desta forma, proporciona o conhecimento em tempo real de coordenadas precisas dos vértices levantados. O posicionamento pelo RTK pode ser feito pelo método convencional ou em rede.

Receptor Base: receptor o qual fica estático (parado) em uma coordenada conhecida.

Receptor Rover: receptor o qual fica se deslocando ao longo do trabalho com o objetivo de obter coordenadas precisas dos pontos ou vértices onde ele será estacionado.

Recurso Alimentar: qualquer componente do ambiente que pode ser utilizado como alimento e potencialmente esgotado por organismo.

Recursos Naturais: Aquilo que é necessário ao homem e se encontra na natureza.

Rede Brasileira de Monitoramento Contínuo (RBMC): é um conjunto receptores GNSS (*Global Navigation Satellite Systems*), também chamados de estações de referência, que possuem alta capacidade para rastrear satélites de forma contínua. Tais receptores possuem alta precisão e alto desempenho, sendo que suas observações para a determinação de coordenadas são disponibilizadas em arquivos diários ou em tempo real. Desde 1996, o IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) junto com o seu departamento de Geodésia estabeleceu a RBMC, promovendo a aplicação em diferentes áreas em todo território brasileiro.

Rede de Plâncton: redes de filtração de água de água com poro reduzido (μm). É o aparato mais comum de obtenção de amostras de plâncton, e são produzidas em várias formas e tamanhos.

Redes Tróficas: Interligação natural de cadeias alimentares.

Região da Plataforma: áreas submersas pelo mar, com declive suave que se estende da linha de costa até 200 metros de profundidade em direção ao talude.

Região do Talude: declive acentuado do fundo do mar após a plataforma continental, partindo dos 200 metros até cerca de 3500 metros de profundidade, em direção a região oceânica.

Região Estuarina: área de transição entre rio e mar que sofre grandes oscilações nos gradientes físico-químicos e influência direta da maré.

Região Fitoecológica: Compreende um espaço definido por uma florística de gêneros típicos e de formas biológicas características que se repetem dentro de um mesmo clima, podendo ocorrer em terrenos de litologia variada, mas com relevo bem marcado.

Região Nerítica: região que se estende da linha de maré até a quebra da plataforma continental.

Região Oceânica: região que se estende após a quebra da plataforma continental.

Rêmiges: Penas de voo das asas das aves.

Réplicas Amostrais: são amostras obtidas mais de uma vez de uma mesma comunidade no mesmo espaço e tempo.

Reprodução Partenogenética ou Reprodução por Partenogênese: tipo de reprodução assexuada (sem a presença de sexo) de animais em que o embrião se desenvolve de um óvulo sem ocorrência da fecundação.

Resiliência: capacidade de um sistema em retornar a algum estado de referência após uma perturbação.

Retrizes: Penas de voo da cauda das aves.

Riqueza de Espécies: número de espécies que ocorre em uma amostra de uma comunidade.

Rodolitos: tipo de alga calcária que não se fixa a um substrato.

Rotíferos ou Rotífera: Filo de animais aquáticos e microscópicos.

Sazonal: relativo à estação do ano.

Sedimento: todo material não consolidado, constituído por partículas de diferentes tamanhos, formas e composição química, transportadas por água, ar ou gelo, distribuído ao longo dos vales do sistema de drenagem e orientado a partir da interação constante dos processos de intemperismo e erosão (MOREIRA; BOAVENTURA, 2003 apud MARTINS, 2008).

Série Histórica: em relação a dados hidrológicos (quantitativos), contempla toda a série de dados independentemente de terem ocorrido antes ou após o rompimento da barragem de Fundão.

Serviços Ambientais: benefícios que as pessoas obtêm da natureza direta ou indiretamente, através dos ecossistemas, a fim de sustentar a vida no planeta.

Serviços Ecossistêmicos: contribuições dos ecossistemas à economia e bem estar.

Shapefile: Formato de arquivo contendo informações geográficas.

Short Wave Infrared (SWIR): Região do espectro eletromagnético que compreende os comprimentos de onda entre 1000 a 2500nm, normalmente utilizada nos sensores orbitais para medição da refletância atmosférica.

Siderófilos: Elementos afins ao ferro em ambiente magmático.

Sinclinal: dobra com convexidade para baixo, quando conhecidas suas relações estratigráficas, ou seja, rochas mais novas encontram-se no seu núcleo. Com a atuação progressiva dos processos erosivos, as regiões de sinclinais (onde a mesma camada é mais baixa do que nas anticlinais associadas) tendem a formar relevos positivos, enquanto que às de anticlinais, frequentemente desventradas por erosão, formam as partes baixas do relevo.

Singletons: Espécies encontradas por somente um indivíduo em uma amostra.

Sistema Geodésico de Referência (SGR): é um sistema de coordenadas associado a algumas características terrestres.

Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS): sigla em inglês para *Global Navigation Satellite System* – além da navegação, é utilizado para determinar a posição de um objeto na terra (coordenadas). Para tanto, são necessários no mínimo 04 satélites para se determinar as seguintes variáveis: x, y, z e tempo. A precisão dessa coordenada é definida de acordo com a técnica de posicionamento utilizada durante a coleta de dados. O GNSS é visto como uma evolução natural do já popular sistema de posicionamento americano, o GPS. Atualmente fazem parte do GNSS além do GPS, o sistema russo GLONASS, o europeu GALILEO e o chinês BEIDOU. Com vários sistemas de satélites, melhora-se a geometria das constelações e disponibilidade de sinal, garantindo assim uma maior integridade e confiança aos usuários do sistema.

Sítios Ramsar: Áreas úmidas com prioridade para proteção e uso sustentável.

Solos de Várzeas: são solos hidromórficos que ocupam áreas planas, baixas, de formação sedimentar recente e originados à montante. Logo, são associados a solos e rochas existentes na bacia acima da região de deposição. Os sedimentos trazidos pelos rios (argila, silte, areia, frações orgânicas) são depositados seletivamente nesses solos em função do grau de energia. Verifica-se a oscilação ou estagnação do nível freático em seus horizontes em pelo menos uma estação do ano. É comum a evidência de mosqueados e/ou processos de gleização nesses solos. Dado a baixa cota em relação aos solos de terras altas, os solos de várzeas recebem adição contínua de nutrientes e mesmo de sedimentos.

Squamata: Ordem de répteis que inclui animais com escamas como as serpentes e os lagartos.

Sub-bacias: São áreas de drenagem dos tributários do curso d'água principal.

Sub-bosque: Conjunto de vegetação de baixa estatura que cresce abaixo do dossel florestal.

Sublitoral: Faixa da zona entremarés descoberta apenas nas marés mais baixas de sizígia.

Superfície de Resistência: Em ecologia de paisagens, é o atributo que se refere ao quanto um determinado uso de solo custa a ser transpassado pela fauna durante seus deslocamentos.

Supralitoral: Faixa da zona entremarés coberta apenas nas marés mais altas de sizígia.

Supressão de Vegetação: Retirada da vegetação para uso do solo.

Sustentabilidade: Conjunto de ideias e estratégias ecologicamente corretas. **Taxa:** plural de táxon em latim.

Táxon: Unidade taxonômica definido dentro do sistema lineano de classificação dos organismos. Exemplos incluem espécies (p.ex. *Tapirus terrestris*), gêneros (p.ex. *Leopardus*), famílias (p.ex. Culicidae) e classes (p.ex. Aves).

Taxonomia: ramo da biologia que classifica os organismos através de sua história evolutiva.

Tecnossolo: solos cujas propriedades e pedogênese são dominadas por sua origem técnica. Esses solos contém uma quantidade significativa (20% ou mais (m/m) nos primeiros 100 cm do perfil) de artefatos (materiais que são derivados de tecnologias humanas, incluindo materiais manufaturados e materiais naturais que foram escavados e transportados) ou ainda são solos que contém uma camada contínua cimentada. Os Tecnossolos incluem solos de resíduos (aterros, lodo, cinzas e resíduos de mineração), solos pavimentados por material inconsolidado, solos com geomembranas e solos construídos. De forma geral, se referem a solos urbanos ou solos de mina.

Teia Trófica: conjunto de cadeia alimentares interconectadas em uma ecossistema.

Termorregulação: processo que algumas espécies da fauna, principalmente répteis, executam para obtenção de energia calorífica a partir da exposição ao Sol.

Terófitos: Plantas anuais, cujo ciclo vital é completado por sementes que sobrevivem à estação climática desfavorável, ocorrendo exclusivamente nas áreas campestres.

Turbidez: Medição da quantidade de luz que penetra o corpo d'água, indicando a quantidade de material em suspensão.

Turnover: Componente da diversidade beta que descreve a substituição de espécies entre diferentes regiões.

United States Geological Service (USGS): Serviço geológico dos Estados Unidos.

Universal Transversa De Mercator (UTM): utiliza um sistema de coordenadas cartesianas bidimensional para dar localizações na superfície da Terra. É uma representação de posição horizontal, isto é,

é utilizada para identificar os locais na Terra independentemente da posição vertical, mas difere do método tradicional de latitude e longitude, em vários aspectos.

Valor de Referência de Qualidade: é a concentração de determinada substância que define a qualidade natural do solo, sendo determinado com base em interpretação estatística de análises físico-químicas de amostras de diversos tipos de solos. Os valores de referência de qualidade (VRQs) são definidos por órgãos ambientais estaduais ou federais, conforme a Resolução Conama nº 420/2009.

Variabilidade Genética: Alelos de um gene que variaram entre si na população.

Variáveis Bioclimáticas: Dados das condições climáticas de uma região que exercem influência no desenvolvimento dos seres vivos que ali habitam.

Vértice Geodésico: é um ponto fixado no solo, normalmente com uma chapa de ferro. Nela estão gravadas um código que remete a altitude, latitude e longitude daquele local.

Xeromórficas: Nome que se dá s plantas adaptadas a climas semiárido a desértico, ou então em regiões úmidas, mas salinas.

Zona de Amortecimento: Área estabelecida ao redor de uma unidade de conservação com o objetivo de filtrar os impactos negativos das atividades que ocorrem fora dela.

Zona de Transição: Onde são promovidas práticas sustentáveis de gestão de recursos.

Zona Núcleo: Zonas com dimensão adequada, dedicadas à conservação da natureza.

Zona Tampão: Região onde são realizáveis atividades de conservação da natureza.

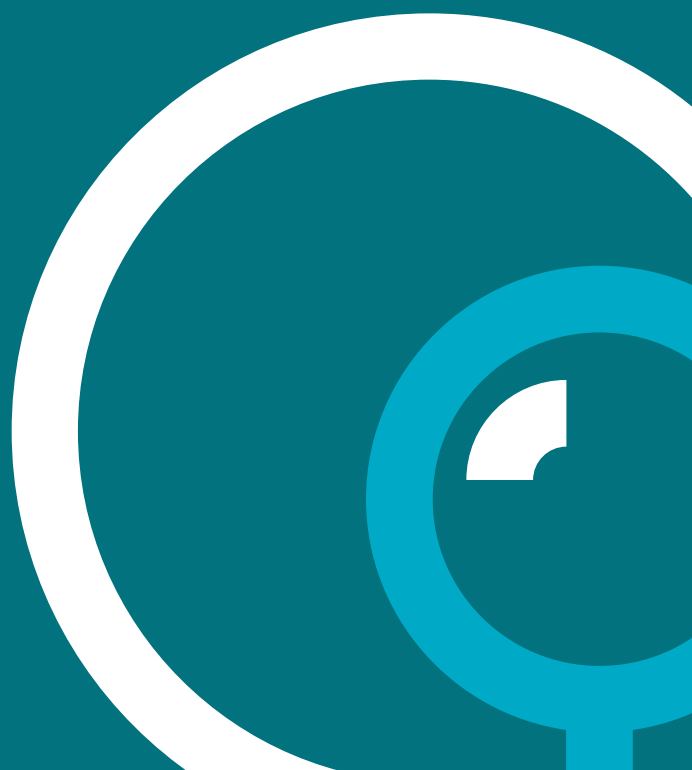
Zoonoses: Doenças infecciosas de animais capazes de ser naturalmente transmitidas para o ser humano.

Zooplâncton: comunidade de animais microscópicos que flutuam livremente nos corpos de água, sem nenhum ou quase nenhum movimento próprio.

Diagnóstico socioambiental dos danos decorrentes do rompimento da
barragem de Fundão na bacia do rio Doce e região costeira adjacente

Acompanhamento de Danos TOMO II – Ambientes Aquáticos Continentais Documentos suplementares

Lactec
Curitiba – Paraná – Brasil
Julho/2021



DOCUMENTOS SUPLEMENTARES

ANÁLISE HISTÓRICA DAS CHEIAS NA REGIÃO DA FÓZ DO RIO DOCE ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO AQUÁTICO

O presente relatório contempla as análises realizadas a partir das imagens de satélite para identificar a possibilidade das águas do rio Doce adentrarem nas lagoas localizadas próximas às suas margens, no estado do Espírito Santo, na região que circunda a foz do rio Doce. Para tanto, os dados foram processados pelo algoritmo *Modular Inversion Processing System* (MIP) da empresa EOMAP, contratada para fornecer as imagens de parâmetros indicadores de qualidade da água. O MIP é um sistema desenvolvido pela empresa EOMAP para correção atmosférica e cálculo de parâmetros indicadores de qualidade da água.

No que se refere à cheia do rio Doce de 2016, que ocorreu 2 meses após o rompimento da barragem de Fundão, foram emitidas notas técnicas pelo IEMA - Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Nota Técnica IEMA GCA/CAIA nº 049/2016; Nota Técnica IEMA GTECAD/ÁGUAS INTERIORES nº 06/2018) citando as consequências da referida cheia em relação às águas das lagoas. Isso porque as águas do rio Doce ainda se encontravam alteradas em decorrência do aporte de lama de rejeitos quando as lagoas foram possivelmente atingidas por essas águas. Desse modo, o intuito da avaliação corrente foi verificar tais acontecimentos a partir da análise de imagens de satélite.

Visto que não foi possível utilizar imagens tomadas nas datas próximas à cheia de 2016, devido à presença de nuvens e também à impossibilidade de se quantificar os dados indicadores de qualidade da água com certos satélites que fizeram imageamento da área próximo ao evento, foram analisados eventos similares à cheia de 2016, utilizando uma série histórica de imagens para eventos de cheia com menores e maiores cotas do que a mencionada cheia.

Por fim, foram analisados os valores de turbidez em pontos específicos nas águas das lagoas e plotados em gráficos de série histórica para se verificar os padrões em diferentes pontos.

MATERIAIS E MÉTODOS

PRIMEIRA ANÁLISE - CHEIAS

Para a definição das imagens a serem utilizadas, os dados de cotas do rio Doce na estação fluviométrica de Colatina (código ANA 56994500) foram utilizados. Foram procuradas imagens próximas às datas com cotas similares a maior cota das cheias de 2016 - eventos de altas cotas que não ultrapassaram os menores valores das cheias de 2016. A Tabela 1 mostra as datas das imagens utilizadas.

Tabela 1 – Datas dos eventos de cotas elevadas e das imagens correspondentes.

Data das cheias	Data das imagens antes	Data das imagens depois	Cota Máxima (cm)	Satélite	Sensor	Suporte MIP?
07/01/1997	27/12/1996	12/01/1997	799	Landsat-5	TM+	Sim
19/01/2003	-	21/01/2003	688	Landsat-7	ETM	Não
14/01/2004	-	19/01/2004	576	CBERS-2	HRCC	Não
24/12/2013	10/12/2013	26/12/2013	890	Landsat-8	OLI	Sim
23/01/2016	-	31/01/2016	590	Resourcesat-2	LSS3	Não
08/02/2018	-	11/02/2018	592	CBERS-4	MUXCam	Não
28/01/2020	16/01/2020	31/01/2020	752	Sentinel-2	MSI	Sim

Alguns dos sensores não estão integrados no sistema MIP. Os sensores com suporte no MIP tiveram suas imagens processadas para os parâmetros indicadores de qualidade da água, sendo a turbidez utilizada na análise. Apenas as imagens com suporte no MIP foram analisadas nos períodos antes e depois dos eventos de cheias. As outras imagens sem suporte foram utilizadas para a análise visual das cheias. Os valores dos pixels foram extraídos nos pontos das estações virtuais (Tabela 2), com a finalidade de verificar de forma quantitativa a diferença entre os valores de turbidez antes e depois das cheias.

SEGUNDA ANÁLISE – SÉRIE HISTÓRICA

A série histórica dos dados de turbidez e cloforila-a nas estações virtuais definidas, obtidos através das imagens de satélite, tiveram suas medianas plotadas em gráficos de dispersão. Os dados das missões Landsat-5, Landsat-8 (USGS e NASA) e Sentinel-2 (ESA) foram utilizados para tal. As imagens foram processadas no sistema MIP da EOMAP.

Um total de 32 estações virtuais espalhadas pelas lagoas e no rio Doce foram utilizadas para a análise dos níveis de turbidez. Foi criado um polígono circular ao redor de cada ponto com raio de 50 m e dados estatísticos foram calculados para cada um deles, em todas as datas. Isso foi realizado no intuito de minimizar possíveis fenômenos naturais afetando os pixels das imagens (por exemplo, vapor na atmosfera, brilho do sol e sombras de nuvens). Os parâmetros calculados foram: desvio padrão, média, mediana, quartil 25 e quartil 75.

A Tabela 2 abaixo mostra os detalhes das estações virtuais. As coordenadas apresentadas estão no datum horizontal SIRGAS 2000.

Tabela 2 – Estações virtuais utilizadas nas análises.

Ponto	Detalhes	Latitude	Longitude
LJP01	Lagoa Juparanã	-19.352597	-40.087633
LJP02	Lagoa Juparanã	-19.350627	-40.084406
LJP03	Lagoa Juparanã	-19.219900	-40.190800
EV LJP1	Lagoa Juparanã	-19.339847	-40.093025
EV LJP2	Lagoa Juparanã	-19.306731	-40.108440
EV LJP3	Lagoa Juparanã	-19.286462	-40.128404
EV LJP4	Lagoa Juparanã	-19.177902	-40.192070
LVN01	Lagoa Nova	-19.416612	-40.155017
LVN02	Lagoa Nova	-19.387691	-40.168282
LVN03	Lagoa Nova	-19.394306	-40.150923
EV LV1	Lagoa Nova	-19.402540	-40.155802
EV LV2	Lagoa Nova	-19.380647	-40.151717
EV LV3	Lagoa Nova	-19.356603	-40.161160
EV LV4	Lagoa Nova	-19.334936	-40.175695
EV LV5	Lagoa Nova	-19.295131	-40.191001
LMN01	Desembocadura do canal que liga o rio Doce e a Lagoa Monsarás	-19.558824	-39.801345
LMN02	Lagoa Monsarás	-19.554262	-39.770807
LAL01	Lagoa Areal	-19.585500	-39.828000
LAO01	Lagoa Areão	-19.575900	-39.841700
LAO02	Lagoa Areão	-19.570500	-39.844000
EV RDL3	Rio Doce, próximo a lagoa do Limão	-19.516152	-40.343218
EV RDL4	Rio Doce, próximo a lagoa do Limão	-19.514040	-40.327270
EV RDL5	Rio Doce	-19.493784	-40.288610
EV RDL6	Rio Doce	-19.476907	-40.224690
EV RDL7	Rio Doce	-19.447226	-40.175292
EV RDL8	Rio Doce, próximo a Lagoa Nova	-19.433096	-40.141865
EV RDL9	Rio Doce, Linhares, próximo a desembocadura do canal que liga o rio à Lagoa Juparanã	-19.406781	-40.069229
EV RDL10	Foz do rio Doce	-19.645994	-39.817175
RDO15	Ponte sobre o rio Doce na BR 101 na saída de Linhares	-19.408411	-40.065427
RDO16	Porto de Regência	-19.646325	-39.822347
EV FOZ	Ponto no oceano, 1km ao sul da foz	-19.662151	-39.812417

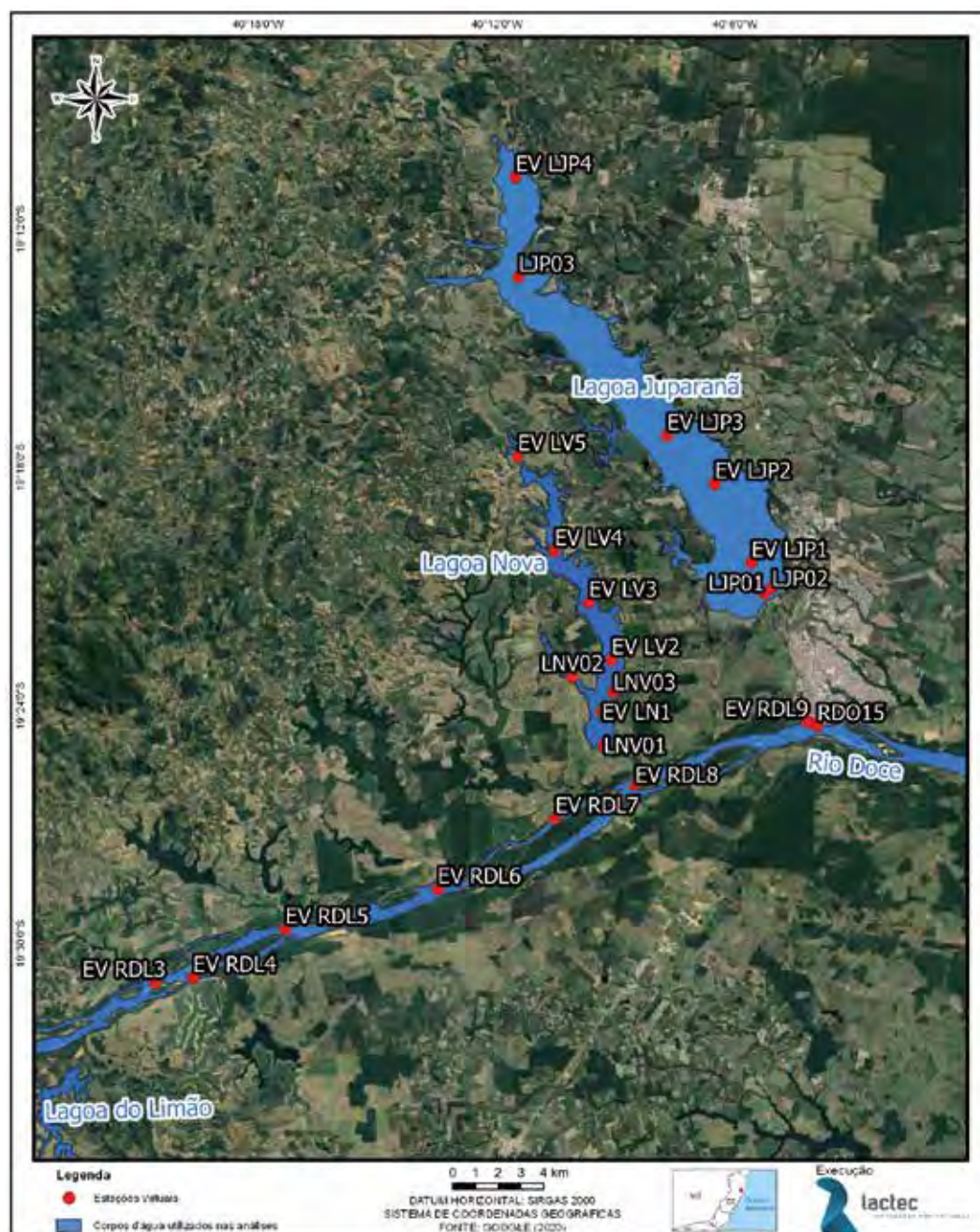
As figuras (Figura 1 e Figura 2) abaixo apresentam as localizações das estações virtuais.

Figura 1 – Localização das estações virtuais nas lagoas próximas à foz.



Fontes: Lactec, DigitalGlobe (2020).

Figura 2 – Localização das estações virtuais nas lagoas próximas a área urbana de Linhares.



Fontes: Lactec, DigitalGlobe (2020).

A série histórica compreendeu dados desde 1987 para essas áreas, em um total de 751 imagens, sendo 315 do Landsat-5 (1987 até 2011), 302 do Landsat-8 (desde 2013) e 134 do Sentinel-2 (desde 2016). Os dados das missões Landsat são coletados com periodicidade mínima de 16 dias, enquanto da missão Sentinel-2 a periodicidade é de 5 dias. A partir dos polígonos das estações virtuais, os dados foram extraídos para todas as imagens utilizando um script na linguagem de programação *python*. Os resultados foram plotados em gráficos de dispersão para cada estação e cada parâmetro referentes às datas das imagens, juntamente com os valores de vazão ajustada por área para fins de comparação com os padrões dos dados.

Os valores de vazão ajustada pela área partem da suposição de que a vazão específica (vazão dividida pela área de drenagem) entre dois pontos ao longo do rio é semelhante. Então se no ponto “a” a vazão é conhecida, mas no ponto B só conhece a área, é possível a se estimar a vazão de “b”, desta forma:

$$Q_b = (Q_a \cdot A_b) / A_a$$

Onde: Q_b = Vazão do ponto “b”, Q_a = Vazão do ponto “a”, A_b = Área do ponto “b”, A_a = Área do ponto “a”.

RESULTADOS

Os resultados das análises dos dados indicadores de qualidade da água obtidos por imagens orbitais, as análises das imagens e também dos gráficos das séries históricas são apresentados nessa seção.

ANÁLISE DAS IMAGENS DAS CHEIAS

As imagens com suporte no sistema MIP da EOMAP, elencadas na Tabela 1, foram processadas no sistema e os dados de turbidez foram analisados para as imagens com menor cobertura de nuvens anteriores e posteriores aos eventos.

Foi avaliado o possível aumento de turbidez causado pelo acréscimo da cota do rio Doce nas seguintes lagoas: Limão, Nova, Juparanã, Areão e Areal. A Figura 1 ilustra a localização dessas lagoas.

Além disso, foram testadas as correlações entre os dados de turbidez entre as estações virtuais das lagoas mais próximas do rio com as estações no rio.

Figura 3 – Localização das lagoas analisadas.



Fontes: Lactec, DigitalGlobe (2020).

Cheia de 1997

A cota máxima observada nesse evento para a estação fluviométrica de Colatina foi de 799 cm, sendo 209 cm superior à cota máxima da cheia de 2016. Esse valor de cota ocorreu no dia 07/01/1997, sendo as imagens da missão Landsat-5 mais próximas a essa data aquelas relativas aos dias 27/12/1996 e 12/01/1997. A Figura 4 (27/12/1996) e a Figura 5 (12/01/1997) mostram os dados de turbidez para ambas as imagens.

Figura 4 – Cheias de 1997 – imagem de turbidez para o dia 27/12/1996.

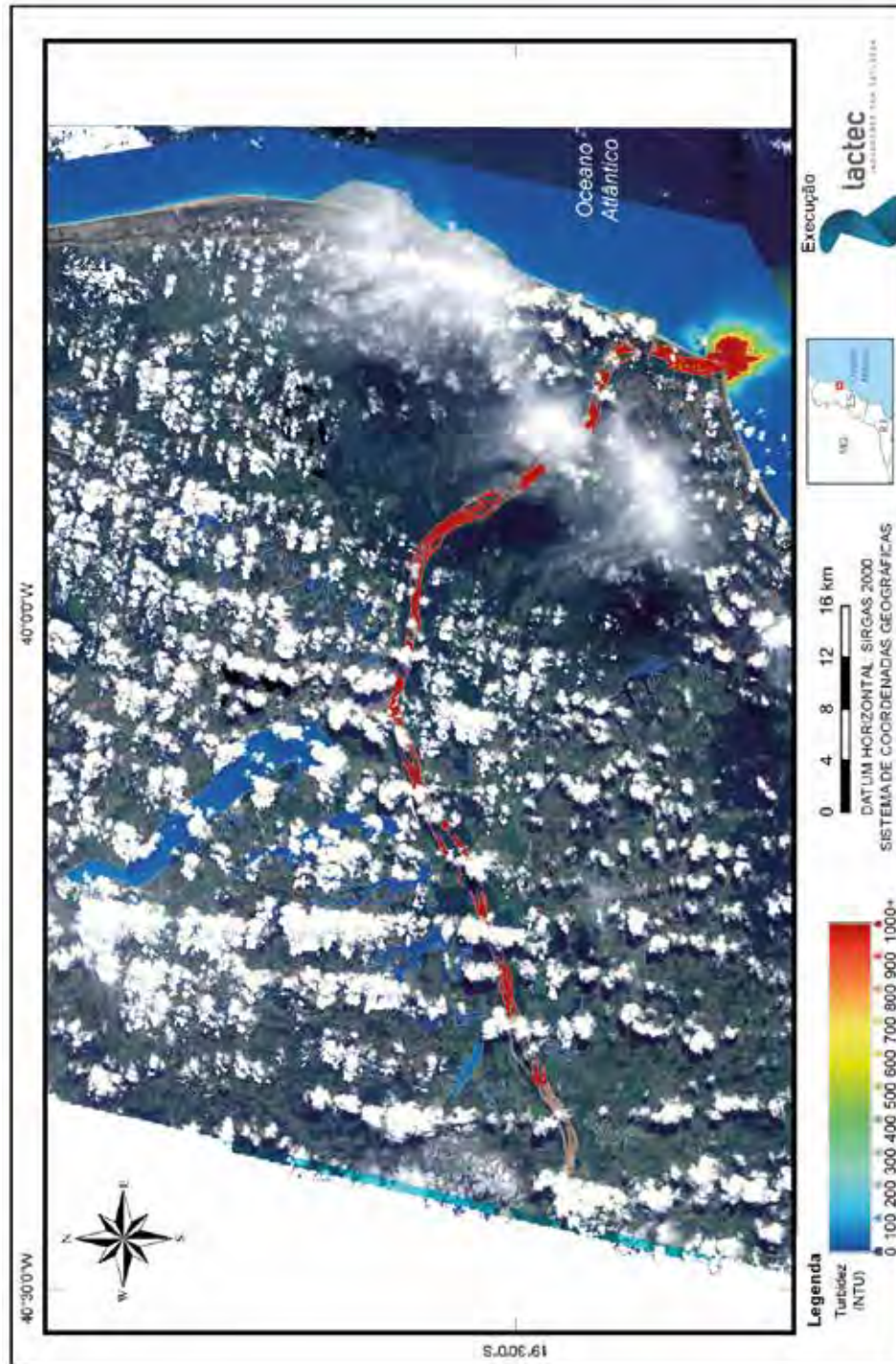
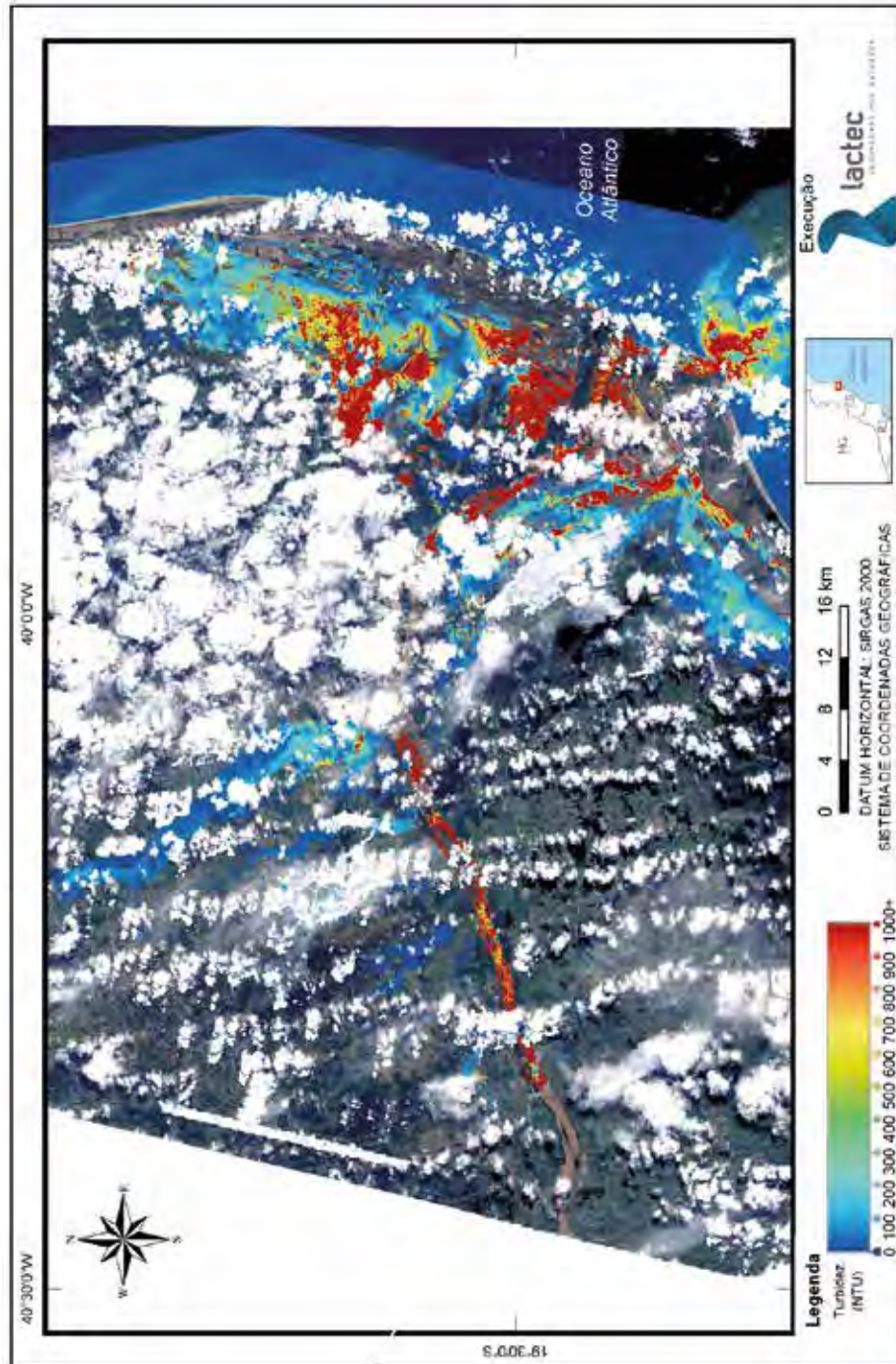
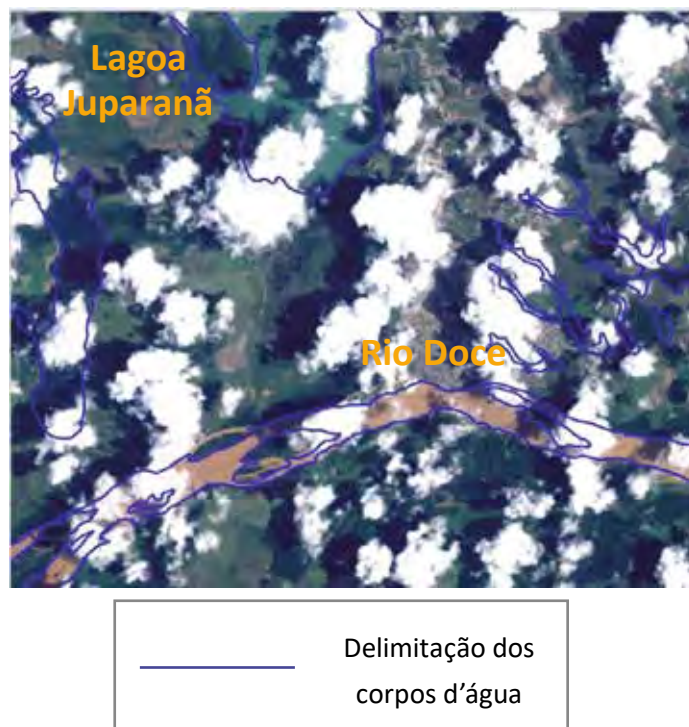


Figura 5 – Cheias de 1997 – Imagem de turbidez para o dia 12/01/1997.



A alta cobertura de nuvens impossibilita o cálculo da área total de inundação, entretanto, é possível observar o aumento de áreas alagadas no entorno do rio Doce. Os valores apresentados na imagem foram limitados a 1000 NTU para que fosse possível observar as mudanças nos valores das lagoas, pois a turbidez nas áreas alagadas e no rio excedeu de forma expressiva esse limiar.

Figura 6 – Área de inundação entre o rio Doce e a lagoa Juparanã (rio Pequeno) antes das cheias de 1997.



Fontes: Lactec, USGS (2020).

A Figura 6 ilustra a situação na região da área urbana de Linhares (ES) no rio Pequeno, localizado entre a lagoa Juparanã e o rio Doce, na data de 27/12/1996 antes do evento de 1997. Observou-se durante as análises que essa área geralmente é inundada durante os eventos de cheia, o que aconteceu durante esse evento, conforme mostra a Figura 7. As imagens analisadas nas próximas seções ilustram melhor esta conclusão (Figuras 11, 13, 19, 20).

Figura 7 – Área de inundação entre o rio Doce e a lagoa Juparanã (rio Pequeno) depois das cheias de 1997.



Fontes: Lactec, USGS (2020).

Figura 8 – Lagoas Areão e Areal após as cheias de 1997.



Fontes: Lactec, USGS (2020).

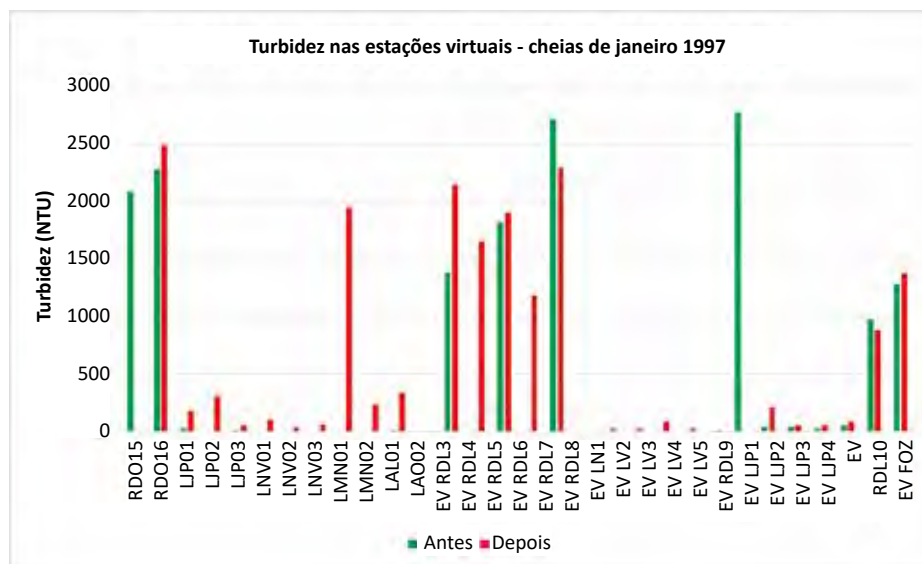
A Figura 8 mostra a situação próxima à foz após a cheia. Nota-se um acréscimo significativo na área das lagoas. Os valores de turbidez não puderam ser extraídos para a lagoa do Areão, entretanto, na imagem antes das cheias o valor registrado na lagoa do Areal foi de 16 NTU e depois foi de 330 NTU, conforme na Tabela 3 (Ponto LAL01).

A Tabela 3 e a Figura 9 mostram os dados extraídos para ambas as imagens nas estações virtuais definidas na Tabela 2.

Tabela 3 – Comparação entre os dados de turbidez das estações virtuais antes e depois das cheias de 1997.

Estação	Antes	Depois	Diferença	Estação	Antes	Depois	Diferença
RDO15	2092.76	-	-	EV RDL6	-	1187.06	-
RDO16	2279.20	2493.18	213.98	EV RDL7	2716.33	2296.89	-419.44
LJP01	19.92	170.20	150.27	EV RDL8	-	-	-
LJP02	4.39	303.70	299.31	EV LN1	7.42	24.22	16.81
LJP03	15.09	46.22	31.13	EV LV2	0.39	25.03	24.64
LNVO1	-	106.30	-	EV LV3	-	85.85	-
LNVO2	1.41	28.68	27.27	EV LV4	-	25.81	-
LNVO3	-	56.63	-	EV LV5	6.66	15.39	8.73
LMN01	-	1953.54	-	EV RDL9	2779.06	-	-
LMN02	-	234.87	-	EV LJP1	31.60	212.12	180.52
LAL01	16.19	330.53	314.34	EV LJP2	31.31	49.45	18.13
LAO01	-	> 5000	-	EV LJP3	22.00	52.90	30.90
LAO02	-	-	-	EV LJP4	52.56	88.20	35.64
EV RDL3	1385.56	2150.2	764.68	EV RDL10	977.88	885.82	-92.06
EV RDL4	-	1661.21	-	EV FOZ	1288.23	1372.46	84.23
EV RDL5	1817.18	1907.99	90.80				
Total de estações com valores maiores:				16			
Total de estações com valores menores:				2			

Figura 9 – Comparação dos dados de turbidez para as estações de turbidez durante as cheias de 1997.



Fontes: Lactec, EOMAP (2020).

A grande maioria dos dados comparados tiveram os valores de turbidez superiores àqueles dos dias antes das cheias. Nos dois pontos onde a turbidez diminuiu entre as duas datas os valores em si já eram altos (em torno de 900 NTU para o ponto EV RDL10 e acima de 2000 NTU para o EV RDL7). Devido às condições atmosféricas, os dados na lagoa Nova não puderam ser comparados. Entretanto, na lagoa maior, a Juparanã, foi possível se comparar a maioria dos pontos. Foi verificado que, nessa lagoa, os pontos mais próximos ao rio Doce foram os que tiveram um acréscimo mais significativo dos valores de turbidez: EV LJP1 com acréscimo de 180 NTU; LJP02 com acréscimo de 299 NTU; LJP01 com acréscimo de 150 NTU. A hipótese que as águas do rio Doce possam ter entrado na lagoa Juparanã nesse evento é reforçada com esses resultados.

Cheia de 2013

A cota máxima observada no evento de 2013 para a estação fluviométrica de Colatina foi de 890 cm, 300 cm superior à cota máxima da cheia de 2016. Esse valor de cota ocorreu no dia 24/12/2013, sendo as imagens da missão Landsat-8 mais próximas a essa data aquelas relativas aos dias 10/12/2013 e 26/12/2013. A Figura 10 (10/12/2013) e a Figura 11 (26/12/2013) mostram os dados de turbidez para ambas as imagens.

Figura 10 – Cheias de 2013 – Imagem de turbidez para o dia 10/12/2013.

