

**Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática da
Área Ambiental I – Porção Capixaba do Rio Doce e Região
Marinha e Costeira Adjacente**

RELATÓRIO ANUAL 2021 DO PMBA/Fest-RRDM

**RT-39B - EVOLUÇÃO ESPAÇO TEMPORAL NA QUALIDADE
AMBIENTAL E NA BIODIVERSIDADE NO AMBIENTE DULCÍCOLA**

RT-39 RRDM/FEV 22

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Eustáquio Vinícius Ribeiro de Castro

Vitória,

Fevereiro de 2022

COORDENAÇÕES

Ambiente Dulcícola

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Ambientes Marinho e Costeiro

Fabian Sá (UFES)

Anexo 1

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Subprojetos

Camila de Martinez Gaspar Martins (FURG)

Juliana Zomer Sandrini (FURG)

Marta Marques de Souza (FURG)

Anexo 3

Daniel Rigo (UFES)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Subprojetos

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Antônio Sérgio Ferreira Mendonça (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Fabian Sá (UFES)

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Luiz Fernando Loureiro Fernandes (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (URFJ)

Paulo Sergio Salomon (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Valquíria Ferreira Dutra (UFES)

Vânia Marcia Duarte Pasa (UFMG)

Anexo 4

Jacqueline Albino (UFES)

Subprojetos

Jacqueline Albino (UFES)

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

Anexo 5

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

Anexo 6

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Subprojetos

Aginaldo Silva Martins (UFES)

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

Anexo 7

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

Subprojetos

Carlos W. Hackradt (UFSB)

Fabiana Felix Hackradt (UFSB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Jorge Abdala Dergam dos Santos (UFV)

Maurício Hostim Silva (UFES)

Tomas Hrbek (UFAM)

Anexo 8

Heitor Evangelista (UERJ)

Coordenação Técnico-Científica (CTEC)

Adalto Bianchini

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

Escritório de Projetos (EscPro)

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Karla Pereira Rainha

Kennedy Gera Nishio

Luiz Otavio da Cruz de Oliveira Castro

Petrusca Mello Costa Filha

Sidnei Vieira

Walter Luiz Alda Júnior

Wanessa da Costa Cruz

Núcleo de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (NADEC)

Alex Cardoso Bastos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL DO AMBIENTE DULCÍCOLA	45
2	ANEXO 3 DULCÍCOLA	47
2.1	INTEGRAÇÃO FLUVIO-ESTUARINA.....	47
2.1.1	Hidrologia	47
2.1.2	Indutores, pressões ambientais e ações de resposta existentes na bacia	66
2.1.3	Caracterização dos fluxos de sedimentos, nutrientes e metais	93
2.2	LIMNOLOGIA	100
2.2.1	Sistema fluvial: Rio Guandu e Rio Doce	100
2.2.2	Fluxos de materiais	107
2.2.3	Sistema lacustre	109
2.3	ANÁLISES QUÍMICAS	116
2.3.1	Introdução	116
2.3.2	Principais resultados- lagos e lagoas – contaminantes inorgânicos	119
2.3.3	Dados pretéritos-lagos e lagoas - contaminantes inorgânicos	126
2.3.4	Principais resultados- lagos e lagoas – contaminantes orgânicos	128
2.3.5	Principais resultados- calha do rio – contaminantes inorgânicos	132
2.3.6	Dados pretéritos- calha do rio - contaminantes inorgânicos.....	137
2.3.7	Principais resultados - calha do rio – contaminantes orgânicos	140
2.4	MACRÓFITAS	143
2.5	FITOPLÂNCTON.....	172
2.5.1	Biodiversidade da comunidade fitoplanctônica	172
2.5.2	Densidade e biomassa da comunidade fitoplanctônica.....	177
2.5.3	Cianobactérias potencialmente tóxicas e relação com saúde pública.....	180
2.5.4	Composição da comunidade fitoplanctônica	182

2.5.5	Relação entre a comunidade fitoplânctônica e as principais variáveis ambientais e metais totais.....	183
2.5.6	Variação temporal da riqueza funcional da comunidade fitoplanctônica	187
2.6	PERIFÍTON.....	188
2.7	ZOOPLÂNCTON	206
3	ANEXO 7 DULCÍCOLA	214
3.1	MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS	214
3.1.1	Caracterização ecológica de habitats dos trechos lóticos do Baixo Rio Doce.	214
3.1.2	Estrutura e composição de comunidades de macroinvertebrados bentônico	226
3.1.3	Composição em grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos	252
3.1.4	Estimadores de riqueza taxonômica	255
3.1.5	Diversidade beta temporal	257
3.1.6	Avaliação sazonal das abundâncias de assembleias de macroinvertebrados bentônicos	259
3.1.7	Relações de fatores ambientais na distribuição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos.	262
3.1.8	Avaliação da qualidade de água dos trechos lóticos do Baixo Rio Doce	268
3.1.9	Deformidades em aparelho bucal (mento) de larvas de gêneros da família Chironomidae (Diptera) coletores-catadores.	270
3.1.10	Discussão	272
3.2	ICTIOPLÂNCTON	277
3.2.1	Distribuição espacial e temporal do ictioplâncton.....	277
3.2.2	Espécies introduzidas e espécies nativas	283
3.2.3	Integridade e viabilidade das larvas e juvenis.....	284
3.2.4	Recrutamento.....	286
3.2.5	Discussão	288
3.3	ICTIOFAUNA.....	290
3.3.1	Estrutura e dinâmica das populações de ictiofauna.....	290
3.3.2	Composição e estrutura da comunidade de ictiofauna.....	407

3.3.3	Ecologia Trófica	445
3.3.4	Biologia Reprodutiva	455
3.3.5	Padrões de ocorrência e proposta de espécies tolerantes e intolerantes ao ambiente afetado pelo rejeito de minério	474
3.3.6	Avaliação Genética	478
3.3.7	Discussão	483
4	ANEXO 1 DULCÍCOLA	496
4.1	ECOTOXICOLOGIA	496
4.1.1	Ambiente dulcícola: metais e arsênio em amostras de água e sedimento	498
4.1.2	Padrões de bioacumulação de metais e arsênio	503
4.1.3	Respostas de biomarcadores em organismos coletados no ambiente dulcícola e estuário do rio doce	527
4.1.4	Ensaio ecotoxicológico	542
4.1.5	Composição da microbiota na água e no sedimento	550
4.1.6	Indicadores ecotoxicológicos: discussão integrada	562
5	REFERÊNCIAS	569

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período chuvoso do Ano 1 - outubro de 2018 a março de 2019	49
Figura 2: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período chuvoso do Ano 2 - outubro de 2019 a março de 2020	50
Figura 3: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período chuvoso do Ano 2 - outubro de 2019 a março de 2020 no período chuvoso do Ano 3 - outubro de 2020 a março de 2021	51
Figura 4: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período chuvoso do Ano 2 - outubro de 2019 a março de 2020 no período chuvoso da série histórica anterior ao rompimento da barragem (1985-2014).....	52
Figura 5: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período seco do Ano 1 - outubro de 2018 a março de 2019.....	53
Figura 6: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período seco do Ano 2 - outubro de 2019 a março de 2020.....	54
Figura 7: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período seco do Ano 3 - outubro de 2020 a março de 2021.....	55
Figura 8: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período seco da série histórica anterior ao rompimento da barragem (1985-2014).	56
Figura 9: Vazões específicas em L/s.km ² para diversas bacias de estações fluviométricas da Bacia do Rio Doce.....	59
Figura 10: Vazões médias diárias estimadas no Rio Doce (E21), Linhares, obtidas com dados do PMBA/Fest-RRDM.	64
Figura 11: Comparação entre vazões médias diárias e mensais no Rio Doce, em Linhares (E21), e vazões médias de períodos úmido (outubro a março) e seco (abril a setembro) e QMLT em Colatina (Estação 56994500 - 1938-2014).....	65
Figura 12: Painel das ações de recuperação e proteção florestal.....	69
Figura 13: Municípios contemplados pelas ações de reflorestamento, período de realização das ações e total de ações por município.	71
Figura 14: Linha do tempo das ações de restauro florestal nas áreas prioritárias.	72
Figura 15: Linha do tempo das ações de recuperação de áreas de preservação permanente (APPs).....	73

Figura 16: Mapa de priorização para regeneração natural e municípios com ações de recuperação e proteção de APP.	74
Figura 17: Linha do tempo das ações de recuperação de nascentes.	75
Figura 18: Mapa de priorização para regeneração natural e municípios com ações de proteção e recuperação de nascentes.	76
Figura 19: Mapa de índice de vulnerabilidade ambiental e municípios com ações de recuperação ou proteção florestal.	77
Figura 20: Linha do tempo das ações de recuperação da UHE Risoleta Neves.....	79
Figura 21: Síntese de Informações da Situação do Repasse do PG031	81
Figura 22: Localização dos municípios participantes do PG031 e recursos repassados (R\$)	82
Figura 23: Caracterização dos grupos de municípios quanto a carga e volume de esgotos domésticos	84
Figura 24: Espacialização da Carga Orgânica Total Estimada	85
Figura 25: Espacialização da Carga Orgânica Remanescente Estimada	85
Figura 26: Distribuição dos municípios por faixas quanto ao Índice de Coleta IN015 (%) do SNIS	86
Figura 27: Espacialização do indicador IN015 para os municípios da bacia do Rio Doce, destacados os do PG031	87
Figura 28: Distribuição dos municípios por faixas quanto ao Índice de Tratamento IN016 (%) do SNIS	88
Figura 29: Espacialização do indicador IN016 para os municípios da bacia do Rio Doce, destacados os do PG031	89
Figura 30: Descargas médias diárias de sedimentos totais e suspensos estimadas para o Rio Doce (E21- Linhares).....	94
Figura 31: Descargas de sedimentos totais (Qt), médias mensais e máximas diárias, no Rio Doce em Linhares – E21, estimadas para o período do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM.....	95
Figura 32: Estimativas de fluxos de Fósforo Total (PT) na estação E21.....	96
Figura 33: Estimativas de fluxos de Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID) na estação E21.....	96
Figura 34: Estimativas de fluxos de Nitrogênio Total (N) na estação E21.....	97
Figura 35: Estimativas de fluxos de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID) na estação E21.	97
Figura 36: Estimativas de fluxos de Silicato (SiD) na estação E21.	98

Figura 37: Estimativas de fluxos de Alumínio Total na estação E21.	99
Figura 38: Estimativas de fluxos de Ferro Total na estação E21.	99
Figura 39: Estimativas de fluxos de Manganês Total na estação E21.	100
Figura 40: Box-plots da sazonalidade da temperatura e da concentração de material particulado em suspensão para o ambiente fluvial. Diferenças significativas entre os ambientes pelas Análises de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas entre os valores de Z' e p.	102
Figura 41: Box-plots da variação sazonal do Rio Guandu e das estações do Rio Doce. Diferenças significativas entre os ambientes pelas Análises de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas entre os valores de Z' e p.	104
Figura 42: Fluxos diários de fósforo total (PT), silicato (SiD), carbono orgânico dissolvido (COD) e nitrogênio total (NT).	109
Figura 43: Fluxos diários de metais alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês (Mn) ao longo de todo período de monitoramento.	109
Figura 44: Box-plots da sazonalidade da temperatura, oxigênio dissolvido e potencial redox para os lagos. Diferenças significativas entre os ambientes pelas Análises de Kruskal-Wallis e Comparações múltiplas entre os valores de Z' e p.	112
Figura 45: Box-plots da turbidez e da concentração de material particulado em suspensão das lagoas costeiras, Areão (EA23), Areal (EA24) e Monsarás (EA25 e EA25a). Diferenças significativas entre os ambientes: Análise de Kruskal-Wallis e Comparações múltiplas entre os valores de Z' e p.	114
Figura 46: Concentrações de Ferro Total em água para os ambientes Lagos e Lagoas monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM.	124
Figura 47: Concentrações de Ferro Dissolvido e Manganês Total em Água para Lagos e Lagoas monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM.	125
Figura 48: Teor de Ferro Total em Água em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM	126
Figura 49: Teor de Ferro Dissolvido em Água em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com limite do NOAA crônico.	127
Figura 50: Teor de Ferro em Sedimentos em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM... ..	127
Figura 51: Variação do teor de fenóis em água para os Lagos e Lagoas monitorados em todo o PMBA/Fest-RRDM.	128
Figura 52: Concentrações de PCBs para os diferentes Lagos e Lagoas monitorados pelo PMBA- Fest-RRDM.	131

Figura 53: Concentração de Chumbo Total em Água- Ambiente Dulcícola – Calha do Rio Guandu e do Rio Doce (com limite CONAMA e NOAA, para amostras do PMBA/Fest-RRDM	135
Figura 54: Concentração de Alumínio Total em Água- Ambiente Dulcícola- Calha do Rio Guandu e Rio Doce (com limite CONAMA e NOAA crônico) para amostras do PMBA/Fest-RRDM.	136
Figura 55: Concentração de Ferro Total em Água- Ambiente Dulcícola- Calha do Rio Guandu e Rio (com limite CONAMA e NOAA crônico) para amostras do PMBA/Fest-RRDM.	136
Figura 56: Comparação dados pretéritos- Ferro Total em Sedimentos no Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta.	138
Figura 57: Comparação dados pretéritos para o .Ferro Total em Água no Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM , para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta.	139
Figura 58: Comparação dados pretéritos para Ferro Dissolvido em Água no Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM , para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta.	139
Figura 59: Concentração de fenóis em amostras coletadas nas calhas do Rio Guandu e Doce, durante a execução do PMBA/Fest-RRDM.....	140
Figura 60: Concentração de PCBs em amostras coletadas nas calhas do Rio Guandu e Rio Doce, durante a execução do PMBA/Fest-RRDM.	142
Figura 61: Riqueza acumulada de macrófitas aquáticas nas diferentes estações amostrais.	143
Figura 62: Gráfico da riqueza média espacial. Amarelo – Rio Guandu (E17); Vermelho – Rio Doce (E0, E21, E22 e E26); Azul – Lagos (E18, E19 e E20); Verde – Lagoas (E23, E24, E25 e E25A).	145
Figura 63: Gráfico da riqueza média temporal.....	145
Figura 64: Análise GAMM – Tendência temporal de variação da riqueza de espécies em cada ambiente analisado.	146
Figura 65: Diversidade beta. A. Partição dos componentes da diversidade beta nos ambientes. Preto = Turnover e Branco = Nestedness. B. Diagrama indicando o número de espécies de cada ambiente e as espécies comuns.....	147
Figura 66: Diversidade Beta comparando os períodos sazonais por ambiente.	147
Figura 67: Curva de rarefação total e para cada ambiente.	150
Figura 68: Gráfico da abundância total ao longo das campanhas amostrais.	151

Figura 69: Gráfico de abundância média para cada estação amostral. Amarelo – Rio Guandu (E17); Vermelho – Rio Doce (E0, E21, E22 e E26); Azul – Lagos (E18, E19 e E20); Verde – Lagoas (E23, E24, E25 e E25A).	151
Figura 70: Gráfico da dominância ao longo das estações amostrais. Amarelo – Rio Guandu (E17); Vermelho – Rio Doce (E0, E21, E22 e E26); Azul – Lagos (E18, E19 e E20); Verde – Lagoas (E23, E24, E25 e E25A).	152
Figura 71: Riqueza de espécies (A-D), Dominância de Simpson (E-H), Índice de Shannon (I-L) e Equitabilidade (M-P) da comunidade de macrófitas aquáticas ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1 = Chuvoso 1; S1 = Seco 1; C2 = Chuvoso 2; S2 = Seco 2; C3 = Chuvoso 3; S3 = Seco 3.....	153
Figura 72: Gráficos de abundância de <i>Eichhornia azurea</i> . A. Abundância espacial. B. Abundância temporal.....	154
Figura 73: Gráficos de abundância de <i>Eichhornia crassipes</i> . A. Abundância espacial. B. Abundância temporal.....	155
Figura 74: Gráficos de abundância de <i>Salvinia auriculata</i> . A. Abundância espacial. B. Abundância temporal.....	156
Figura 75: Gráficos de abundância de <i>Salvinia biloba</i> . A. Abundância espacial. B. Abundância temporal.	157
Figura 76: de regressão de <i>Eichhornia azurea</i> nos Lagos. A. Abundância de <i>Eichhornia azurea</i> vs. Ferro (Fe). B. Abundância de <i>Eichhornia azurea</i> vs. Vanádio (V). C. Abundância de <i>Eichhornia azurea</i> vs. Zinco (Zn).....	159
Figura 77: Análise de regressão de <i>Eichhornia azurea</i> vs. Ferro (Fe) nas Lagoas.	160
Figura 78: Análises de regressão de <i>Eichhornia azurea</i> no Rio Doce. A. Abundância de <i>Eichhornia azurea</i> vs. Bário (Ba). B. Abundância de <i>Eichhornia azurea</i> vs. Cobre (Cu). C. Abundância de <i>Eichhornia azurea</i> vs. Ferro (Fe). D. Abundância de <i>Eichhornia azurea</i> vs. Manganês (Mn). E. Abundância de <i>Eichhornia azurea</i> vs. Vanádio (V).....	161
Figura 79: Análises de regressão de <i>Eichhornia crassipes</i> no Rio Doce. A. Abundância de <i>Eichhornia crassipes</i> vs. Cobre (Cu). B. Abundância de <i>Eichhornia crassipes</i> vs. Manganês (Mn).....	162
Figura 80: Análises de regressão de <i>Salvinia auriculata</i> nos Lagos. A. Abundância de <i>Salvinia auriculata</i> vs. Ferro (Fe). B. Abundância de <i>Salvinia auriculata</i> vs. Vanádio (V).	163
Figura 81: Análises de regressão de <i>Salvinia biloba</i> nos Lagos. A. Abundância de <i>Salvinia biloba</i> vs. Manganês (Mn). B. Abundância de <i>Salvinia biloba</i> vs. Vanádio (V).....	164
Figura 82: Análise de regressão de <i>Salvinia auriculata</i> vs. Zinco (Zn) no Rio Doce.....	165

Figura 83: Análises de regressão de <i>Salvinia auriculata</i> no Rio Guandu. A. Abundância de <i>Salvinia auriculata</i> vs. Cobre (Cu). B. Abundância de <i>Salvinia auriculata</i> vs. Ferro (Fe). C. Abundância de <i>Salvinia auriculata</i> vs. Zinco (Zn).	166
Figura 84: Análise de regressão de <i>Salvinia biloba</i> vs. Bário (Ba) no Rio Doce.	167
Figura 85: Mapa do Escalonamento Multidimensional Não Métrico – NMDS para as estações amostrais. A. Rio Guandu – Tributário. B. Rio Doce. C. Lagos. D. Lagoas. E. NMDS para os ambientes. F. NMDS para os tipos de ambientes.	169
Figura 86: Análise de agrupamento UPGMA entre áreas da bacia hidrográfica do Rio Doce e uma área externa. Lilás: áreas lacustres do alto Rio Doce: LS-MG – Lagoa Silva (Pivari et al. 2008); VRD-MG – Vale do Rio Doce (Pivari et al. 2011); 3IPERD-MG – Três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce (Ferreira et al. 2010). Cinza: área externa à bacia hidrográfica do Rio Doce: PEI-ES – Parque Estadual de Itaúnas. Verde: Estações de lagoas do PMBA/Fest-RRDM: E25-pmba-ES – Lagoa Monsarás; E25A-pmba-ES – Lagoa Monsarás; E24-pmba-ES – Lagoa Areal; E23-pmba-ES – Lagoa Areão. Azul: Estações de lagos do PMBA/Fest-RRDM: E18-pmba-ES – Lago Limão; E19-pmba-ES – Lago Nova; E20-pmba-ES – Lago Juparanã. Vermelho: Estações da calha do Rio Doce do PMBA/Fest-RRDM: E0-pmba-ES – Itapina; E21-pmba-ES – Porto de Linhares; E22-pmba-ES – Povoação; E26-pmba-ES – Regência. Amarelo: Estação de rio tributário ao Rio Doce do PMBA/Fest-RRDM: E17-pmba-ES – Rio Guandu.	170
Figura 87: Curva de rarefação de espécies (A), contribuição na riqueza total (B), boxplot da diversidade beta (C) e compartilhamento de espécies da comunidade fitoplanctônica entre os ambientes estudados (D).	173
Figura 88: Análise de variação temporal da riqueza de espécies da comunidade fitoplanctônica C1: chuvoso 1; S1: seco 1; C2: chuvoso 2; S2: seco 2; C3: chuvoso 3; S3: seco 3.	175
Figura 89: Análise de variação temporal da riqueza de espécies da comunidade fitoplanctônica C1: chuvoso 1; S1: seco 1; C2: chuvoso 2; S2: seco 2; C3: chuvoso 3; S3: seco 3.	176
Figura 90: Densidade total (A-D), densidade de células de cianobactérias (E-H) e concentração de clorofila-a (I-L) da comunidade fitoplanctônica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco 1; C2: chuvoso 2; S2: seco 2; C3: chuvoso 3, S3: seco 3. Linha vermelha representa limites máximos para corpos hídricos de classe 2, segundo resolução CONAMA 357/2005.	180
Figura 91: Ordenação das estações amostrais do rio Guandu (A), rio Doce (B), lagos (C) e lagoas (D) em função da composição de espécies, utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS).	182
Figura 92: Regressão entre as variáveis bióticas e o grupo de variáveis metais. Vermelho com relação negativa significativa, azul com relação positiva significativa. Cinza relação não significativa.	185

Figura 93: Análise de tendência da variação temporal para os grupos funcionais gerados a partir da análise de diversidade funcional da comunidade fitoplanctônica C1: chuvoso 1; S1: seco 1; C2: chuvoso 2; S2: seco 2; C3: chuvoso 3; S3: seco 3.	188
Figura 94. Curva de rarefação de espécies (A), contribuição por estação amostral na riqueza total (B), diversidade beta entre ambientes e períodos chuvosos e secos (C) e compartilhamento de espécies entre os ambientes estudados (D).	190
Figura 95. Riqueza de espécies (A-D), Dominância de Simpson (E-H), Índice de Shannon (I-L) e equitabilidade (M-P) da comunidade perifítica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. Períodos - C1: chuvoso Ano 1; S1: seco Ano 1; C2: chuvoso Ano 2; S2: seco Ano 2; C3: chuvoso Ano 3; S3: Seco Ano 3. O vírus representa o período de coletas interrompido pela pandemia do COVID-19.	192
Figura 96. Densidade total (A-D), clorofila-a (E-H), peso seco (I-L) e percentual de matéria orgânica (M-P) da comunidade perifítica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. Períodos - C1: chuvoso Ano 1; S1: seco Ano 1; C2: chuvoso Ano 2; S2: seco Ano 2; C3: chuvoso Ano 3; S3: Seco Ano 3. O vírus representa o período de coletas interrompido pela pandemia do COVID-19.	194
Figura 97. Ordenação das estações amostrais no Rio Doce utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). Código das espécies em <i>Material Suplementar A3DPS2, Quadro 1</i>	195
Figura 98. Ordenação das campanhas amostrais no rio Guandu utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). Código das espécies em <i>Material Suplementar A3DPS2, Quadro 1</i>	196
Figura 99. Ordenação das estações amostrais nos lagos utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). Código das espécies em <i>Material Suplementar A3DPS2, Quadro 1</i>	197
Figura 100. Ordenação das estações amostrais das lagoas utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). Código das espécies em <i>Material Suplementar A3DPS2, Quadro 1</i>	198
Figura 101. Contribuição relativa na abundância de drupos funcionais da comunidade perifítica – alto perfil (A-D), baixo perfil (E-H), móveis (I-L) e fitoplanctônica - ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo rio Doce. Períodos - C1: chuvoso Ano 1; S1: seco Ano 1; C2: chuvoso Ano 2; S2: seco Ano 2; C3: chuvoso Ano 3; S3: Seco Ano 3. O vírus representa o período de coletas interrompido pela pandemia do COVID-19.	199
Figura 102. Contribuição relativa na abundância de espécies e gêneros tolerantes ou sensíveis a metais ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo rio Doce. Períodos - C1: chuvoso 1; S1:	

seco 1; C2: chuvoso 2; S2: seco 2; C3: chuvoso 3; S3: seco 3. O vírus representa o período de coletas interrompido pela pandemia do COVID-19. 201

Figura 103. Análise da tendência temporal da riqueza de espécies da comunidade perifítica na Bacia do Baixo Rio Doce utilizando Modelos Aditivos Generalizados Mistos. 205

Figura 104 - Curvas de acumulação de riqueza de espécies (A) e diagrama de Venn (B) para os ambientes estudados durante os 3 anos do PMBA/Fest-RRDM. 207

Figura 105 - Variação espacial da Riqueza, Diversidade de Shannon e Equitabilidade do zooplâncton nos ambientes estudados (C1 – dezembro/2018 a março/2019; S1 – abril a setembro/2019; C2 – novembro/2019 a março/2020; S2 - abril/2021 a setembro/2020; C3 – dezembro/2020 a fevereiro/2021; S3 – abril a agosto/2021). As linhas tracejadas indicam o período em que não houve coleta devido às restrições sanitárias da pandemia Covid-19. 208

Figura 106 - Variação espacial e temporal da abundância, biomassa e recrutamento do zooplâncton nos ambientes estudados (C1 – dezembro/2018 a março/2019; S1 – abril a setembro/2019; C2 – novembro/2019 a março/2020; S2 - abril/2021 a setembro/2020; C3 – dezembro/2020 a fevereiro/2021; S3 – abril a agosto/2021). As linhas tracejadas indicam o período em que não houve coleta devido às restrições sanitárias da pandemia Covid-19. 210

Figura 107 - Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na riqueza taxonômica (A ao C) e funcional (D ao F) do zooplâncton ao longo dos 3 anos de monitoramento, considerando o lago, lagoa, Rio Doce e Rio Guandu. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados $\pm 95\%$. Em vermelho (E) o único modelo que não foi significativo. C1 – dezembro/2018 a março/2019; C2 – novembro/2019 a março/2020; S1 – abril a setembro/2019; C3 – dezembro/2020 a fevereiro/2021; S3 - abril a agosto/2021. 211

Figura 108 - Análise de Redundância (RDA) com os grupos zooplanctônicos, variáveis limnológicas e metais nos ambientes estudados durante o período chuvoso (C1 – dezembro/2018 a março/2019; C2 – novembro/2019 a março/2020; C3 – dezembro/2020 a fevereiro/2021) e seco (S1 – abril a setembro/2019 e C3 – dezembro/2020). 214

Figura 109. Resultado da aplicação do protocolo de avaliação de condições ecológicas de habitats segundo CALLISTO et al. (2002). Valores médios do período chuvoso 2019/2020 e período seco 2021. As barras representam as variações das amplitudes das pontuações em cada campanha de amostragem. 215

Figura 110. Abundância relativa das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos ambientes lóticos no período chuvoso 2019/2020 no Baixo Rio Doce. 226

Figura 111. Abundância relativa das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos ambientes lênticos no período chuvoso 2019/2020 no Baixo Rio Doce. 227

Figura 112. Abundância relativa das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos ambientes lóticos no período seco 2021 no Baixo Rio Doce.....	227
Figura 113. Abundância relativa das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos ambientes lênticos no período seco 2021 no Baixo Rio Doce.....	228
Figura 114. Riqueza de macroinvertebrados bentônicos coletados nos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021 na calha do Rio Doce e tributários durante o PMBA/Fest-RRDM.....	229
Figura 115. Densidade média (ind/m ²) e erro padrão (Erropad) das amostragens de macroinvertebrados bentônicos coletados na calha do Rio Doce e tributários nos períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021 durante o PMBA/Fest-RRDM.	229
Figura 116. Riqueza de macroinvertebrados bentônicos coletados nos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021 em três lagos no Baixo Rio Doce durante o PMBA/Fest-RRDM.....	230
Figura 117. Densidade média (ind/m ²) e erro padrão (Erropad) das amostragens de macroinvertebrados bentônicos coletados em três lagos do Baixo Rio Doce nos períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021 durante o PMBA/Fest-RRDM.	231
Figura 118. Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos no Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020 durante o PMBA/Fest-RRDM....	253
Figura 119. Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos no Baixo Rio Doce no período seco 2021 durante o PMBA/Fest-RRDM.....	254
Figura 120. Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados em três lagos no Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020 durante o PMBA/Fest-RRDM.	254
Figura 121. Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados em três lagos no Baixo Rio Doce no período seco 2021 durante o PMBA/Fest-RRDM.	255
Figura 122. Riqueza de macroinvertebrados bentônicos observadas e estimadas, determinadas pelo método curva de rarefação ou coletor nos períodos chuvoso 2019/2020 (a) e seco 2021 (b) nos trechos lóticos do Baixo Rio Doce durante o PMBA/Fest-RRDM.....	257
Figura 123. Riqueza de macroinvertebrados bentônicos observadas e estimadas, determinadas pelo método curva de rarefação ou coletor nos períodos chuvoso 2019/2020 (a) e seco 2021 (b) em três lagos no Baixo Rio Doce durante o PMBA/Fest-RRDM.	257
Figura 124. Beta diversidade temporal das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM na calha do Baixo Rio Doce. (a) Número de espécies (macroinvertebrados), (b) Beta diversidade total particionada entre beta total e sua fração correspondente ao surgimento de espécies (Appearance) e perda de espécies (Disappearance). Linha tracejada representa o período sem amostragens devido á pandemia de Covid-19	258

Figura 125. Beta diversidade temporal das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM em lagos do Baixo Rio Doce. (a) Número de espécies (macroinvertebrados), (b) Beta diversidade total particionada entre beta total e sua fração correspondente ao surgimento de espécies (Appearance) e perda de espécies (Disappearance). Linha tracejada representa o período sem amostragens devido á pandemia de Covid-19. 259

Figura 126. Diferenças nas densidades de macroinvertebrados bentônicos nos trechos lóticos do Baixo Rio Doce entre os períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021. Dados de abundância log (x+1) transformados e as letras em cima das caixas representam o teste de Tukey. 260

Figura 127. Diferenças nas densidades de macroinvertebrados bentônicos nos trechos lóticos do Baixo Rio Doce entre os períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021 em cada ponto de amostragem no Baixo Rio Doce. Dados de abundância foram log (x+1) transformados quando necessário e as letras em cima das caixas representam o teste de Tukey. 260

Figura 128. Diferenças nas densidades de macroinvertebrados bentônicos nos lagos do Baixo Rio Doce entre os períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021. Dados de abundância log (x+1) transformados e as letras em cima das caixas representam o teste de Tukey. 261

Figura 129. Diferenças nas densidades de macroinvertebrados bentônicos nos lagos do Baixo Rio Doce entre os períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021 em cada ponto de amostragem. Dados de abundância foram log (x+1) transformados quando necessário e as letras em cima das caixas representam a significância do teste t-student pareado ($a \neq b$). 261

Figura 130. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais de qualidade de habitats físicos nos trechos lóticos do Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020. 264

Figura 131. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais físico-químicas trechos lóticos do Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020. 265

Figura 132. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais de qualidade de habitats físicos nos trechos lóticos do Baixo Rio Doce no período seco 2021. 266

Figura 133. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais físico-químicas em trechos lóticos do Baixo Rio Doce no período seco 2021. 266

Figura 134. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais físico-químicas nos lagos do Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020. 267

Figura 135. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais físico-químicas nos lagos do Baixo Rio Doce no período seco 2021.....	267
Figura 136. Mapa de qualidade de água dos trechos lóticos do baixo Rido Doce. Qualidade de água avaliada pelo Índice Biótico Bentônico (IBB) de Ferreira et al. (2011) com base nas métricas de macroinvertebrados bentônicos bioindicadoras de qualidade de água no período chuvoso 2019/2020 (a) e período seco 2021 (b).....	269
Figura 137. Porcentagem de gêneros da família Chironomidae coletores-catadores com deformidades no aparato bucal (mento) em cada ponto amostral em trechos lóticos e lagos do Baixo Rio Doce nos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021 durante o PMBA/Fest-RRDM.....	271
Figura 138. Proporção de tipos de deformidades no aparato bucal (mento) em larvas de gênero da família Chironomidae (Diptera) coletores-catadores em cada ponto amostral em trechos lóticos e lagos do Baixo Rio Doce durante o PMBA/Fest-RRDM.	271
Figura 139: Densidade média de ovos de peixes (ovos/10m ³) observada durante o monitoramento do ictioplâncton dulcícola do Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo.	278
Figura 140: Densidade média de larvas de peixes (larvas/10m ³) observada durante o monitoramento do ictioplâncton dulcícola do Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo.	279
Figura 141: Comparação entre a densidade média (\pm SE-erro padrão) do ictioplâncton (ovos e larvas/10m ³), entre as estações de amostragem localizadas nos tributários e na calha do baixo rio Doce, Espírito Santo, durante as amostragens no Ano 3.	280
Figura 142: Variação temporal do ictioplâncton (indivíduos/10m ³) (densidade média \pm erro padrão) observada durante o monitoramento no Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo.	281
Figura 143: Densidades total de larvas identificadas e a origem (nativa ou exótica), em relação a bacia do rio Doce, durante o monitoramento de ictioplâncton dulcícola do Ano 3.	284
Figura 144: Exemplares de larvas de peixes capturadas no monitoramento do ictioplâncton do Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo, apresentando alterações morfológicas no trato digestivo, abdômen, cabeça e boca.	285
Figura 145: Diagrama mostrando a diversidade de ordens da ictiofauna do Baixo Rio Doce.	290
Figura 146: Número de espécies nativas e introduzidas antes e depois do rompimento da barragem de Fundão.	291
Figura 147: Diagrama de Venn mostrando a riqueza de ictiofauna capturada com cada metodologia de coleta. Dados relacionados à pesca elétrica não são apresentados. (a) Considerando toda a comunidade, (b) apenas a comunidade de espécies nativas e (c) apenas a comunidade de espécies introduzidas.	299

Figura 148: Evolução temporal do indicador abundância para as espécies de peixes desaparecidas ao longo do monitoramento no Baixo Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.	304
Figura 149: Evolução temporal do indicador abundância de algumas espécies de peixes ao longo do monitoramento no Baixo Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.	305
Figura 150: Evolução temporal do indicador abundância para as espécies de piranhas e do dourado ao longo do monitoramento no Baixo Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.	306
Figura 151: <i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes 1847) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	308
Figura 152: <i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro 1915) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	309
Figura 153: <i>Caranx bartholomaei</i> (Cuvier 1833) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	310
Figura 154: <i>Caranx latus</i> (Agassiz 1831) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	312
Figura 155: <i>Centropomus parallelus</i> (Poey 1860) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	313
Figura 156: <i>Hypomasticus copelandii</i> (Steindachner 1875) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	314
Figura 157: <i>Hypomasticus steindachneri</i> (Eigenmann 1907) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	315
Figura 158: <i>Megaleporinus conirostris</i> (Steindachner 1875) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	317
Figura 159: <i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	318
Figura 160: <i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	319
Figura 161: <i>Deuterodon cf. giton</i> Eigenmann 1908 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	321
Figura 162: <i>Deuterodon intermedius</i> Eigenmann 1908 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	322

Figura 163: <i>Deuterodon cf. taeniatus</i> (Jenyns 1842) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	324
Figura 164: <i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner 1882) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	325
Figura 165: <i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy 1903) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	326
Figura 166: <i>Moenkhausia vittata</i> (Castelnau 1855) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	328
Figura 167: <i>Oligosarcus acutirostris</i> Menezes 1987 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	329
Figura 168: <i>Oligosarcus argenteus</i> Günther 1864 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	330
Figura 169: <i>Psalidodon aff. fasciatus</i> (Günther 1860) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	332
Figura 170: <i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann 1915) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	333
Figura 171: <i>Characidium cricarensense</i> Malanski, Sarmento-Soares, Silva-Malanski, Lopes, Ingenito & Buckup 2019 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	335
Figura 172: <i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix e Agassiz 1829) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	336
Figura 173: <i>Hoplias intermedius</i> (Günther 1864) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	337
Figura 174: <i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	339
Figura 175: <i>Prochilodus argenteus</i> Agassiz 1829 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	340
Figura 176: <i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes 1850 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	341
Figura 177: <i>Prochilodus vimboides</i> Kner 1859 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	343
Figura 178: <i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope 1870) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	344

Figura 179: <i>Pygocentrus nattereri</i> Kner 1858 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	346
Figura 180: <i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken 1875 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	347
Figura 181: <i>Aequidens</i> sp. coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	349
Figura 182: <i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz 1831) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	350
Figura 183: <i>Australoheros</i> aff. <i>facetis</i> (Jenyns 1842) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	352
Figura 184: <i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira 2006 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	353
Figura 185: <i>Cichla monoculus</i> (Spix & Agassiz 1831) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	355
Figura 186: <i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger 1897) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	356
Figura 187: <i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel 1840) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	358
Figura 188: Árvore filogenética mostrando as relações entre amostras de <i>Crenicichla lepidota</i> e <i>C. lacustris</i> provenientes do Rio Doce e demais espécies de <i>Crenicichla</i> disponíveis no GenBank.	359
Figura 189: <i>Geophagus</i> aff. <i>brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	360
Figura 190: Árvore filogenética mostrando as relações entre amostras de <i>Geophagus brasiliensis</i> provenientes do Rio Doce e as demais espécies de <i>Geophagus</i> com sequências disponíveis no Genbank.	362
Figura 191: <i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	363
Figura 192: <i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz 1829) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	365
Figura 193: <i>Poecilia reticulata</i> (Peters 1859) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	366
Figura 194: <i>Poecilia vivipara</i> (Bloch & Schneider 1801) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	367

Figura 195: <i>Elops saurus</i> (Linnaeus 1766) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	369
Figura 196: <i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein 1822) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	370
Figura 197: <i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> (Linnaeus, 1758) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	371
Figura 198: <i>Gymnotus sylvius</i> (Albert & Fernandes-Matioli 1999) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	372
Figura 199: <i>Mugil curema</i> (Valenciennes 1836) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	374
Figura 200: <i>Eucinostomus argenteus</i> (Baird & Girard, 1855) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	375
Figura 201: <i>Eugerres brasilianus</i> (Cuvier 1830) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	377
Figura 202: <i>Pomadasyr ramosus</i> (Poey 1860) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	378
Figura 203: <i>Pachyurus adspersus</i> (Steindachner 1879) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	379
Figura 204: <i>Genidens genidens</i> (Cuvier 1829) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	381
Figura 205: <i>Pseudauchenipterus affinis</i> (Steindachner 1877) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	382
Figura 206: <i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner 1877) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	383
Figura 207: <i>Corydoras</i> aff. <i>aeneus</i> (Gill 1858) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	384
Figura 208: Árvore filogenética mostrando as relações entre amostras de <i>Corydoras aeneus</i> provenientes do Rio Doce e demais espécies de <i>Corydoras</i> disponíveis no GenBank.	385
Figura 209: <i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	386
Figura 210: <i>Clarias gariepinus</i> (Burchell 1822) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.....	387

Figura 211: <i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein 1823) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	388
Figura 212: <i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	390
Figura 213: <i>Harttia loricariformis</i> Steindachner 1877 Cascudo-folha coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	391
Figura 214: <i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner 1876) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	392
Figura 215: <i>Hypostomus luetkeni</i> (Steindachner 1876) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	393
Figura 216: <i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau 1855) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	395
Figura 217: <i>Parotocinclus maculicauda</i> (Steindachner 1877) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	396
Figura 218: <i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau 1855) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	397
Figura 219: <i>Pimelodus maculatus</i> (Lacepède 1803) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	398
Figura 220: <i>Lophiosilurus alexandri</i> (Steindachner 1876) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	400
Figura 221: <i>Microcambeva jucuensis</i> Costa, Katz, Mattos & Rangel-Pereira 2019 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	401
Figura 222: <i>Trichomycterus</i> aff. <i>alternatus</i> (Eigenmann 1917) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	402
Figura 223: <i>Trichomycterus immaculatus</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	403
Figura 224: <i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch 1795) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	405
Figura 225: <i>Microphis lineatus</i> (Kaup 1856) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.	406

Figura 226: Curva do coletor de espécies amostradas ao longo do monitoramento (linha preta) e por ambiente para a ictiofauna amostrada no Baixo Rio Doce durante o PMBA/Fest-RRDM. Intervalo de confiança de 95%. 407

Figura 227: Curvas de rarefação de ictiofauna considerando o número de indivíduos amostrados com cada petrecho de pesca utilizado. (a) rede de espera, (b) rede de arrasto, (c) tarrafa, (d) pesca elétrica. 408

Figura 228: Estimadores de riqueza Chao (azul), Chao2 (verde), Jackknife1 (vermelho), Jackknife2 (amarelo) e Bootstrap (cinza), e riqueza observada (preto) para os ambientes calha do Rio Doce (a, c, e), lagos (b, d, f), córrego localizado à jusante da área de monitoramento (g, h, i) e córrego localizado à montante (j). Os estimadores são apresentados separadamente para cada petrecho de pesca: rede de arrasto (a, b, g), rede de espera (c, d, h), tarrafa (e, f, i) e pesca elétrica (j). 409

Figura 229: Beta diversidade taxonômica entre as amostragens de ictiofauna em cada período sazonal. Acima das barras estão as indicações do número de espécies capturadas em cada período. 416

Figura 230: Boxplot da evolução temporal da riqueza de espécies (número de espécies) amostrada na Calha do Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro o Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020, em laranja escuro, o Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, o Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha. 418

Figura 231: Boxplot da riqueza média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais. 419

Figura 232: Boxplot da evolução temporal da abundância de espécies (número de indivíduos) amostrada na Calha do Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro o Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020, em laranja escuro, o Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, o Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha. 420

Figura 233: Boxplot da abundância média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O

Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais. 421

Figura 234: Boxplot da evolução temporal da biomassa total amostrada na Calha do Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro o Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020; em laranja escuro, o Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, o Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha. ... 422

Figura 235: Boxplot da biomassa média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais. 423

Figura 236: Beta diversidade temporal e número de espécies nativas e introduzidas amostradas com rede de arrasto ao longo das campanhas de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19. 425

Figura 237: Beta diversidade temporal e número de espécies nativas e introduzidas amostradas com rede de espera ao longo das campanhas de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19. 425

Figura 238: Beta diversidade temporal e número de espécies nativas e introduzidas amostradas com tarrafa ao longo das campanhas de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19. 426

Figura 239: Boxplot da evolução temporal da riqueza total amostrada nos Lagos do Baixo Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro, Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020; em laranja escuro, Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha. ... 428

Figura 240: Boxplot da riqueza média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais. 429

Figura 241: Boxplot da evolução temporal da abundância (número de indivíduos) amostrada nos Lagos do Baixo Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro, Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020; em laranja escuro, Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha..... 430

Figura 242: Boxplot da abundância média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais. 431

Figura 243: Boxplot da evolução temporal da biomassa total amostrada nos Lagos do Baixo Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro, Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020; em laranja escuro, Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha. .. 432

Figura 244: Boxplot da biomassa média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais. 433

Figura 245: Beta diversidade temporal das assembleias de peixes capturadas com rede de arrasto ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM nos lagos do Baixo Rio Doce. (a) Número de espécies nativas e introduzidas. (b) Beta diversidade total particionada entre beta total e sua fração correspondente ao surgimento de espécies (*Appearance*) e perda de espécies (*Disappearance*). Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19. 434

Figura 246: Beta diversidade temporal das assembleias de peixes capturadas com rede de espera ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM nos lagos do Baixo Rio Doce. (a) Número de espécies nativas e introduzidas. (b) Beta diversidade total particionada entre beta total e sua fração correspondente ao surgimento de espécies (*Appearance*) e perda de espécies (*Disappearance*). Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19. 435

Figura 247: Beta diversidade temporal das assembleias de peixes capturadas com tarrafa ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM nos lagos do Baixo Rio Doce. (a) Número de espécies nativas e

introduzidas. (b) Beta diversidade total particionada entre beta total e sua fração correspondente ao surgimento de espécies (Appearance) e perda de espécies (Disappearance). Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19. 435

Figura 248: Riqueza proporcional de ictiofauna nativa (azul) e introduzidas (vermelho) amostrada com rede de arrasto no Período chuvoso 2018/2019 (a), Período Seco 2019 (b), Período chuvoso 2019/2020 (c), Período chuvoso 2020/2021 (d), Período seco 2021 (e). 437

Figura 249: Biomassa proporcional de ictiofauna nativa (azul) e introduzidas (vermelho) amostrada com rede de arrasto no Período chuvoso 2018/2019 (a), Período Seco 2019 (b), Período chuvoso 2019/2020 (c), Período chuvoso 2020/2021 (d), Período seco 2021 (e). Em todos os pontos foram amostradas espécies introduzidas, no entanto, em função da escala de visualização da figura, valores inferiores à 1% não são representados. 438

Figura 250: Riqueza proporcional de ictiofauna nativa (azul) e introduzidas (vermelho) amostrada com rede de arrasto no Período chuvoso 2018/2019 (a), Período Seco 2019 (b), Período chuvoso 2019/2020 (c), Período chuvoso 2020/2021 (d), Período seco 2021 (e). 439

Figura 251: Biomassa proporcional de ictiofauna nativa (azul) e introduzidas (vermelho) amostrada com rede de espera no Período chuvoso 2018/2019 (a), Período Seco 2019 (b), Período chuvoso 2019/2020 (c), Período chuvoso 2020/2021 (d), Período seco 2021 (e). 440

Figura 252: Diagrama de Venn mostrando a partição de explicação dos fatores ambientais, espaciais e temporais na variação da composição da ictiofauna na calha (a) e nos lagos do Baixo Rio Doce (b). Valores representam o R^2_{ajust} da análise de partição de variância. 444

Figura 253: Triplot da Análise de Redundância (RDA) entre a composição da ictiofauna dos lagos do Baixo Rio Doce e as variáveis ambientais controlando o efeito do espaço e do tempo. Eixo um da RDA explica 50,7% da variação dos dados e o eixo dois, 21,5%. Apenas as espécies com bons ajustes individuais (goodness > 0.05) são mostradas. 445

Figura 254: Riqueza de espécie (a), abundância (b) e biomassa (c) por guilda trófica das espécies de peixes nativas e introduzidas no Baixo Rio Doce. Foram utilizados dados de 26 campanhas realizadas entre outubro/2018 até outubro/2021. 449

Figura 255: Evolução espacial (a) e temporal (b) da abundância de guildas tróficas (%) das assembleias de peixes do Baixo Rio Doce. Período chuvoso 2018/2019 = outubro/2018 a março/2019; Período seco 2019 = abril/2019 à setembro/2019; Período chuvoso 2019/2020 = novembro/2019 à fevereiro/2020, Período chuvoso 2020/2021 = dezembro/2020 à março/2021 e Período Seco = abril/2021 à setembro/2021. GT = guilda trófica 450

Figura 256: Evolução temporal do indicador abundância de guildas tróficas (%) da ictiofauna na calha do Rio Doce (a), lagos (b) e ribeirões (c) do Baixo Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. 451

- Figura 257: Evolução temporal do indicador abundância para as espécies de peixes da guilda trófica carnívoro na calha do Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. 452
- Figura 258: Evolução temporal do indicador abundância para as espécies de peixes da guilda trófica piscívoro na calha do Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. 453
- Figura 259: Evolução temporal da abundância relativa (%) para as espécies nativas de peixes das guildas tróficas carnívoro e piscívoro na calha do Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19..... 454
- Figura 260: Evolução temporal da abundância relativa (%) para as espécies introduzidas de peixes das guildas tróficas carnívoro e piscívoro na calha do Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19..... 454
- Figura 261: Fragmentos antropogênicos encontrados em *Metynnis lippincottianus* (a-b), *Serrasalmus brandtii* (c) e *Trachelyopterus striatulus* (d)..... 455
- Figura 262: Proporção sexual nas espécies nativas e introduzidas. 456
- Figura 263: Relação peso-comprimento das espécies nativas(A-F) e introduzidas (G e H) de machos e fêmeas na calha do Rio Doce. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adspersus*; F – *Trachelyopterus striatulus*; G – *Pygocentrus nattereri*; H- *Cichla kelberi*..... 457
- Figura 264: Relação gonadossomática (RGS) e índice gonadal (IG) das espécies nativas(A-F) e introduzidas (G e H) na calha do Rio Doce. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adspersus*; F – *Trachelyopterus striatulus*; G – *Pygocentrus nattereri*; H- *Cichla kelberi*. Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho. As linhas representam os valores médios dos índices por campanha. 459
- Figura 265: Fator de condição total (K-Total) e somático (K-Somático) de fêmeas e machos de espécies nativas(A-F) e introduzidas (G e H) na calha do Rio Doce. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adspersus*; F - *Trachelyopterus striatulus*; G – *Pygocentrus nattereri*; H- *Cichla kelberi*. Vermelho: K-total; Preto: K-somático. As linhas representam os valores médios dos índices por campanha..... 461
- Figura 266: Variação do fator de condição (ΔK) das espécies na calha do rio. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adspersus*; F - *Trachelyopterus striatulus*; G – *Pygocentrus nattereri*; H- *Cichla kelberi*. Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho. As linhas representam os valores médios dos índices por campanha 463
- Figura 267: Valores de relação gonadossomática (RGS) em fêmeas no período chuvoso entre os Anos 1, 2 e 3 nas diferentes espécies nativas e introduzidas do Rio Doce. Valores são expressos como média

± desvio padrão. Asterisco (*) indica diferenças ($P < 0,05$) entre os anos na espécie. Teste paramétrico de Duncan e teste T. 464

Figura 268: Valores de relação gonadossomática (RGS) em machos no período chuvoso entre os Anos 1, 2 e 3 nas diferentes espécies nativas e introduzidas do Rio Doce. Valores são expressos como média ± desvio padrão. Teste paramétrico de Duncan e teste T ($P < 0,05$). 465

Figura 269: Valores de relação gonadossomática (RGS) em fêmeas no período seco entre os Anos 1, 2 e 3 nas diferentes espécies nativas e introduzidas do Rio Doce. Valores são expressos como média ± desvio padrão. Asterisco (*) indica diferenças ($P < 0,05$) entre os anos na espécie. Teste T 465

Figura 270: Valores de relação gonadossomática (RGS) em machos no período seco entre os Anos 1, 2 e 3 nas diferentes espécies nativas e introduzidas do Rio Doce. Valores são expressos como média ± desvio padrão. Asterisco (*) indica diferenças ($P < 0,05$) entre os anos na espécie. Teste T 466

Figura 271: Valores de relação gonadossomática (RGS) de machos nas espécies nativas e introduzidas em diferentes pontos do Rio Doce. Os valores são expressos como média ± desvio padrão. Asterisco indica diferenças ($P < 0,05$) entre os pontos na espécie. Teste paramétrico de Duncan. 467

Figura 272: Valores de relação gonadossomática (RGS) de fêmeas nas espécies nativas e introduzidas em diferentes pontos do Rio Doce. Valores são expressos como média ± desvio padrão. Asterisco indica diferenças ($P < 0,05$) entre os pontos na espécie. Teste paramétrico de Duncan. 467

Figura 273: Cortes histológicos de ovários e testículos de *Geophagus aff. brasiliensis* em diferentes estágios de maturação e desenvolvimento gonadal, corados com azul de toluidina. Fêmeas: A) F1 = estágio de repouso: ovário contendo ovócitos perinucleolares iniciais (O1) e ovócitos perinucleolares avançados (O2). C) F2 = estágio em maturação: presença de ovócitos pré-vitelogênicos (O3) com alvéolos corticais (AC). E) F3 = estágio maduro: ovários com ovócitos pré-vitelogênicos (O3) e vitelogênicos (O4). G) F4 = estágio de desova: com folículos pós-ovulatórios (POF). Machos: B) M1 = estágio de repouso: contendo apenas espermatogônias (SPG). D) M2 = estágio em maturação: pequena quantidade de espermatozóides (SPZ) no lume dos túbulos seminíferos e cistos com diferentes células da linhagem espermatogênica (círculo vermelho). F) M3 = estágio maduro: túbulos seminíferos (círculo vermelho) repletos de espermatozoides (SPZ). H) M4 = estágio espermiado: lume vazio com túbulos seminíferos ou com pequena quantidade de espermatozoides residuais. 470

Figura 274: Cortes histológicos de ovários e testículos em estágio maduro de desenvolvimento gonadal, corados com azul de toluidina. Fêmeas: A (*Pimelodus maculatus*) e C (*Loricariichthys castaneus*) - F3 = estágio maduro: ovários com ovócitos perinucleolares iniciais (O1) e avançados (O2), pré-vitelogênicos (O3) e vitelogênicos (O4). B (*Pimelodus maculatus*) e D (*Loricariichthys castaneus*) - M3 = estágio maduro: túbulos seminíferos repletos de espermatozoides (SPZ). E e F) OV = ovócitos com ooplasma vazio (OV). 471

Figura 275: As dez espécies com maior número de recrutas. Dentre as espécies com maior número de recrutas, apenas o *Pachyurus adspersus*, *Geophagus aff. brasiliensis*, *Awaous tajasica*, *Astyanax lacustris* e *Deuterodon cf. intermedius* são nativas..... 474

Figura 276: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na água de fundo (fração dissolvida) coletada nas estações amostrais da malha dulcícola durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 499

Figura 277 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na água de fundo (fração dissolvida) coletada nas estações amostrais da malha dulcícola durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01)..... 500

Figura 278 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento coletado nas estações amostrais da malha dulcícola durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 501

Figura 279 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento superficial coletado nas estações amostrais da malha dulcícola durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-

16). Classificação por setores: Afluentes (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).	502
--	-----

Figura 280 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no fitoplâncton coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluentes (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).	508
---	-----

Figura 281 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no fitoplâncton coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluentes (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).	509
--	-----

Figura 282 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no zooplâncton coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluentes (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).	510
--	-----

Figura 283 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no zooplâncton coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluentes (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01).	511
---	-----

Figura 284 – Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02). 512

Figura 285 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço-temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02). 513

Figura 286 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LNV-01 e LJP-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 515

Figura 287 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago Nova (LNV-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 516

Figura 288 - Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) nos camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6

(jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02). 517

Figura 289 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço-temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02). 518

Figura 290 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes do grupo trófico I (herbívoros/onívoros) coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 521

Figura 291 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes do grupo trófico I (herbívoros/onívoros) coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 522

Figura 292 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes do grupo trófico II (carnívoros) coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa

Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 523

Figura 293 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes do grupo trófico II (carnívoros) coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 524

Figura 294 - Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) nos peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02). 525

Figura 295 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02). 526

Figura 296 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fitoplâncton (f) e zooplâncton (z) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 528

Figura 297 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fitoplâncton (f) e zooplâncton (z) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 529

Figura 298 - Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02)..... 530

Figura 299 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02). 531

Figura 300 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) nas brânquias (LPO_b) e no hepatopâncreas (LPO_hp), concentração de metalotioneínas no hepatopâncreas (MT_hp), oxidação de proteínas no músculo (PCO), atividade da Na⁺,K⁺-ATPase nas brânquias (NKA_b) e dano no DNA em hemócitos (AP) de camarões coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/ fev 2021). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LNV-01 e LJP-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 532

Figura 301 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) nas brânquias (LPO_b) e no hepatopâncreas (LPO_hp), concentração de metalotioneínas no hepatopâncreas (MT_hp), oxidação de proteínas no músculo (PCO), atividade da Na⁺,K⁺-ATPase nas brânquias (NKA_b) e dano no DNA em hemócitos (AP) em camarões coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise

categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01)..... 533

Figura 302 - Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02)..... 534

Figura 303 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) nos camarões coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02). 535

Figura 304: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquias (_b), e índice de alterações histológicas nas brânquias (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo trófico I (onívoros/herbívoros) coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 536

Figura 305 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquias (_b), e índice de alterações histológicas nas brânquias (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo trófico I (onívoros/herbívoros) coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em

Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 537

Figura 306- Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquias (_b), e índice de alterações histológicas nas brânquias (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo trófico II (carnívoros) coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 538

Figura 307 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquias (_b), e índice de alterações histológicas nas brânquias (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo trófico II (carnívoros) coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). 539

Figura 308 - Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02). 540

Figura 309 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço-temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente

(RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02). 541

Figura 310 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas nos pontos RGU-01, RDO-11, RDO-13 e RDO-16 na Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso) pelo Anexo 1. Classificação por setores: Afluente (RGU-01) e Rio (RDO-11, RDO-13 e RDO-16). 545

Figura 311 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas nos pontos RGU-01, RDO-11, RDO-13 e RDO-16 na Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco) pelo Anexo 1. Classificação por setores: Afluente (RGU-01) e Rio (RDO-11, RDO-13 e RDO-16). 546

Figura 312 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade do sedimento e metais medidos em amostras de sedimento coletadas nos pontos RGU-01, RDO-11, RDO-13 e RDO-16 na Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso) pelo Anexo 1. Classificação por setores: Afluente (RGU-01) e Rio (RDO-11, RDO-13 e RDO-16). 547

Figura 313 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade do sedimento e metais medidos em amostras de sedimento coletadas nos pontos RGU-01, RDO-11, RDO-13 e RDO-16 na Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco) pelo Anexo 1. Classificação por setores: Afluente (RGU-01) e Rio (RDO-11, RDO-13 e RDO-16). 547

Figura 314 - Classificação ecotoxicológica das amostras de água e sedimento coletadas pelo Anexo 1 ao longo do Ano 1 (Campanha 1, set/out de 2018 - período seco e Campanha 2, jan/fev de 2019 - período chuvoso), Ano 2 (Campanha 3, set/out de 2019 - período seco e Campanha 4, jan/fev de 2020 - período chuvoso) e Ano 3 (Campanha 5, jan/fev - período chuvoso e Campanha 6, jul/ago de 2021 - período seco) do monitoramento. A sigla NE, na legenda da Figura, significa não estimável, e é atribuída quando não se observa efeito tóxico da amostra bruta (100 %). O código dos pontos amostrais é: RGU-01 (Rio Guandu), RDO-11 (Rio Doce – Baixo Guandu), RDO-13 (Rio Doce – Colatina) e RDO-16 (foz do Rio Doce). Os pontos RDO-11 e RDO-13 não foram monitorados pelo Anexo 1 durante o Ano 1. Nos gráficos de pizza, as fatias com numeração, mas sem cor, significam que a campanha foi realizada, mas o ponto não foi amostrado (não fazia parte da malha amostral). Por conta da pandemia da COVID-19, não houve monitoramento em ago/set de 2020, representado pelo espaço em branco e, sem numeração, nos gráficos. 549

Figura 315 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície do Rio Doce coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16). 550

Figura 316 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície do Rio Doce coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 551

Figura 317 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo do Rio Doce coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 552

Figura 318 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo do Rio Doce coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 553

Figura 319 - Classificação taxonômica das amostras de sedimento do Rio Doce coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 554

Figura 320 - Classificação taxonômica das amostras de sedimento do Rio Doce coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). 555

Figura 321 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 –

período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 556

Figura 322 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 557

Figura 323 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 558

Figura 324 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 559

Figura 325 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 560

Figura 326 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16)..... 561

Figura 327 - Abundância relativa dos grupos bacterianos utilizados como bioindicadores da presença de metais. Os gráficos de pizza representam as abundâncias encontradas nas seis Campanhas realizadas pelo Anexo 1 (de dentro para fora), sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018

(período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago 2021 (período seco).. Da esquerda para direita encontram-se: água de superfície (AS), água de fundo (AF) e sedimento (S), respectivamente. Classificação por setores: Afluentes (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAO-1, LAL-01 e LMN-01). 566

Figura 328 - Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais, efeitos biológicos (respostas de biomarcadores) e indicadores microbianos integrados no (Índice de Impacto Ecotoxicológico) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade) nos diferentes locais amostrais e Campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago 2021 (período seco). O setor Afluentes é representado pelo Rio Guandu (RGU-01), o setor Rio é representado por estações amostrais na calha do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Colatina (RDO-13), Linhares (RDO-15); Regência (RDR) e no seu estuário (RDO-16); o setor Lagos é representado pelos Lagos do Limão (LLM-01), Juparanã (LJP-01), Nova (LNV-01) e Palmas (LPA-01) e o Setor Lagoas é representado pela Lagoa do Areal (LAL-01), Monsarás (LMN-01) e Areão (LAO-02). A sigla NE, na legenda do Índice de Toxicidade, significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). A água e sedimento dos pontos RDO-11 e RDO-13 não foram monitorados, quanto a sua toxicidade pelo Anexo 1 durante o Ano 1. Os espaços em branco com * ou sem numeração, nas representações gráficas, indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido a pandemia da COVID-19. 568

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Médias das vazões médias, das máximas e das mínimas anuais e vazões específicas para as bacias das estações fluviométricas selecionadas, para o período 1985 a 2014.	57
Tabela 2: Vazões médias das sub-bacias hidrográficas por relação de área.	60
Tabela 3: Visão geral do esgotamento sanitário na bacia hidrográfica do Rio Doce	83
Tabela 4: Fluxos de fósforo total (P), fósforo inorgânico dissolvido (PID), nitrogênio total (N), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e silício inorgânico dissolvido (SiD) em t.d ⁻¹ e alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês (Mn) em kg.d ⁻¹ da estação amostral E21 no Rio Doce.	108
Tabela 5: Limites do CONAMA classe 2 e NOAA Crônico e porcentagem de não conformidades em Metais Dissolvidos - Lagos e Lagoas para os analitos que apresentaram não conformidades	121
Tabela 6: Limites CONAMA Classe 2 e NOAA Crônico e percentual de não conformidades para Metais Totais em Água - ambiente dulcícola- Lagos/Lagoas	122
Tabela 7: Limites (CONAMA e NOAA) e porcentagem de não conformidades em Metal Total em Sedimentos - Calha do Rio e Lagos /Lagoas.	123
Tabela 8: Principais Não-Conformidades e percentuais de amostras não conformes presentes no Ambiente Calha do RioDoce e Guandu, considerando os limites do CONAMA e NOAA para Metais Dissolvidos no PMBA.	133
Tabela 9: Principais Não-Conformidades e percentuais de amostras não conformes presentes no Ambiente Calha do RioDoce e Guandu, considerando os limites do CONAMA e NOAA para Metais Totais no PMBA.....	134
Tabela 10: Partição da variância da comunidade de Macrófitas Aquáticas em relação ao Ambiente, Metais, Espaço por período sazonal.	148
Tabela 11: Valores médios e desvio padrão dos índices de diversidade de cada estação amostral por período sazonal.	149
Tabela 12: Dissimilaridade SIMPER entre as áreas analisadas.....	167
Tabela 13: Lista de cianobactérias já registradas como produtoras de toxina para outros ecossistemas aquáticos brasileiros segundo Sant'Anna et al. (2008) Destaque em vermelho para novas ocorrências nos ambientes.	181
Tabela 14: Análise de particionamento da variância sobre a variação da comunidade fitoplanctônica em relação aos grupos das variáveis preditoras: ambiente (temperatura da água, material particulado em suspensão, condutividade elétrica, Fósforo total, Nitrogênio total e silicato), metais (Alumínio total, Bário	

total, Cromo total, Ferro total e Manganês total) e espaço (Mapas de Vetores Assimétricos – Coeficiente I de Moran) para a região do baixo rio Doce..... 186

Tabela 15. Efeitos e significância dos componentes puros e compartilhados (Ambiente, Metais e Espaço) na variação da comunidade perifítica da Bacia do Baixo Rio Doce. (NA = Partições não testáveis). 202

Tabela 16. Ajuste dos modelos de regressão múltipla entre as métricas de diversidade (riqueza, índice de Simpson e índice de Shannon) e metais nos períodos Chuvoso e Seco. Marcações em cinza indicam não significância e exclusão da variável do modelo final e marcações coloridas indicam significância e inclusão no modelo final para cada variável (azul: efeito positivo; vermelho: efeito negativo). 204

Tabela 17. Densidade (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) das unidades amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), Grupos Tróficos Funcionais (GTF), Frequência (Freq), índices de diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020 durante o PMBA/Ufes-RRDM..... 234

Tabela 18: Densidade (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) das unidades amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), Grupos Tróficos Funcionais (GTF), Frequência (Freq), índices de diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce no período seco 2021 durante o PMBA/Ufes-RRDM. 239

Tabela 19. Densidade (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) das unidades amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), Grupos Tróficos Funcionais (GTF), Frequência, índices de diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos lagos do Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020 durante o PMBA/Ufes-RRDM. 248

Tabela 20. Densidade (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) das unidades amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), Grupos Tróficos Funcionais (GTF), Frequência, índices de diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos lagos do baixo Rio Doce no período seco 2021 durante o PMBA/Ufes-RRDM. 250

Tabela 21: Composição taxonômica das larvas e juvenis de peixes observadas nos pontos de amostragem do monitoramento do ictioplâncton no Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo. Pontos na calha do rio Doce: P1=montante da UHE Mascarenhas; P2=Colatina; P3=Linhares; P4=Foz. Pontos em tributários: P5=Guandu 1; P6=Guandu 2; P7=Santa Joana; P8=Santa Maria; P9=Pancas; P10=São José montante; P11=São José jusante. 😞 Espécie exótica. (*) Larvas identificadas somente em nível de família. (**) Espécie migradora..... 282

Tabela 22: Percentual (%) dos estágios de desenvolvimento larval e juvenis de peixes obtidos nos pontos de amostragem do monitoramento do ictioplâncton do Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo.

Pontos na calha do rio Doce: P1=montante UHE Mascarenhas; P2=Colatina; P3=Linhares; P4=Foz. Pontos em tributários: P5=Guandu 1; P6=Guandu 2; P7=Santa Joana; P8=Santa Maria; P9=Pancas; P10=São José montante; P11=São José jusante..... 283

Tabela 23: Valores médios dos parâmetros abióticos da água superficial mensurados em cada ponto amostral no Ano 3. (-) Dado não obtido. Pontos na calha do rio Doce: P1=montante Mascarenhas; P2=Colatina; P3=Linhares; P4=Foz. Pontos em tributários: P5=Guandu 1; P6=Guandu 2; P7=Santa Joana; P8=Santa Maria; P9=Pancas; P10=São José montante; P11=São José jusante. 286

Tabela 24: Composição taxonômica e distribuição espacial de juvenis de peixes, capturados em lagoas marginais durante o Ano 3 no baixo rio Doce, Espírito Santo. 286

Tabela 25: Levantamento da ictiofauna para o Baixo Rio Doce considerando informações de ocorrência das espécies antes e após o rompimento da barragem do Fundão em novembro de 2015. Categoria de Habitat segue o que é proposto por Fricke & Van der Laan (2020). D: dulcícola; E: estuarino; M: marinho. Fonte de Registro: (1) CTA-UHE Mascarenhas; (2) Vieira (2010); (3) Relatório Econservation-Renova; (4) Convênio Renova-UFV; (5) SpeciesLink; (6) PMBA/Fest-RRDM. IN: Instrução Normativa 53/2020 (espécies de interesse comercial); CA: Categoria de ameaça (Portaria nº 445/2014, MMA). 292

Tabela 26: Presença da ictiofauna nativa e introduzida registrada em cada ponto ao longo dos três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Ano 1 refere-se a amostragens realizadas entre outubro de 2018 e setembro de 2019; Ano 2, as amostragens realizadas entre novembro de 2019 e fevereiro de 2020; Ano 3, amostragens realizadas entre dezembro de 2020 e setembro de 2021. Pontos 1, 2, 3, 4, 8, 1B e 8B estão localizados na calha do Rio Doce; pontos 5, 6 e 10 estão localizados em lagos; pontos 7 e 9 são córregos. Para identificação e localização dos pontos, consultar Material Suplementar A7DS1. 300

Tabela 27: Valores mínimos, máximos e médios dos índices descritores da comunidade de ictiofauna do Baixo Rio Doce considerando os pontos monitorados em cada período sazonal. Valores são apresentados por ambiente (Calha, lagos e córregos) e por petrecho de pesca utilizado (rede de arrasto, rede de espera e tarrafa)..... 412

Tabela 28: Valores mínimos, máximos e médios dos índices descritores da comunidade de ictiofauna do Baixo Rio Doce considerando o córrego São Pedro Frio (ponto 09 situado à montante de uma drenagem do Rio Doce). 415

Tabela 29: Valores mínimos, máximos e média de diversidade beta Total e seus componentes *Appearance* e *Disappearance* calculado para as assembleias de peixes amostradas ao longo do monitoramento do PMBA/Fest/RRDM com rede de espera, rede de arrasto e tarrafa. 424

Tabela 30: Valores mínimos, máximos e média de diversidade beta Total e seus componentes *Appearance* e *Disappearance* calculado para as assembleias de peixes amostradas nos lagos ao longo do monitoramento do PMBA/Fest/RRDM com rede de espera, rede de arrasto e tarrafa. 434

Tabela 31: Proporção riqueza (número de espécies) e biomassa de ictiofauna amostrada com rede de espera (E) e rede de arrasto (A) ao longo do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. BI Biomassa proporcional de ictiofauna introduzida, BN: Biomassa proporcional de nativas, RI: Riqueza proporcional de introduzidas, RN: Riqueza proporcional de nativas. 441

Tabela 32: Resultado dos melhores modelos para a variação da riqueza de espécies em cada ponto monitorado ao longo das campanhas do PMBA/Fest-RRDM. Pontos 2, 3, 4, 1B e 8B estão localizados na calha do Rio Doce; pontos 5, 6 e 10 estão localizados em lagos e pontos 7 e 9 são córregos.... 442

Tabela 33: Valores das porcentagens de volume (%V) das categorias alimentares consumidas pelas espécies de peixes do baixo Rio Doce e o número de estômagos analisados por espécie (N). Em **negrito**, as categorias com maior porcentagem de contribuição para cada espécie e em **vermelho**, as guildas tróficas que foram definidas a partir de literatura. Sed: sedimentos; Det: detritos; MO: matéria orgânica; Veg: vegetal; Tec: Tecameba, Rot: Rotífera; Moll: Mollusca; Micro: microcrustáceos; Cam: camarão; Arach: Arachnida; I.Terr: insetos terrestres; I.Aqu: insetos aquáticos; O.Inv: outros invertebrados; Rep.: Reptil; LA: larva de Amphibia; Inset: Insetívoro..... 446

Tabela 34: Valores de índice gonadal (IG) nos períodos chuvoso e seca entre os Anos 1, 2 e 3 nas diferentes espécies nativas e introduzidas (em **negrito**) do Rio Doce. Valores são expressos como média \pm desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças ($P < 0,05$) entre os anos na espécie. Teste paramétrico de Duncan e teste T. 466

Tabela 35: Valores de índice gonadal (IG) nas espécies nativas e introduzidas (em **negrito**) em diferentes pontos do Rio Doce. Valores são expressos como média \pm desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças ($P < 0,05$) entre os pontos na espécie. Teste paramétrico de Duncan. 468

Tabela 36: Valores de comprimento médio da primeira maturação (L50), comprimento médio máximo de maturação (L100) e RGS calculados para machos e fêmeas das espécies amostradas no ano de 2020 pelo PMBA/Fest-RRDM. 472

Tabela 37: Valores de comprimento médio da primeira maturação (L50), comprimento médio máximo de maturação (L100) e RGS calculados para machos e fêmeas das espécies amostradas no ano de 2021 pelo PMBA/Fest-RRDM. Em **negrito**, as espécies com valores maiores em 2021 do que 2020. 473

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Síntese de ações.....	90
Quadro 2: Parâmetros avaliados pelo protocolo de caracterização de condições ecológicas nos pontos lóticos do trecho baixo da bacia do Rio Doce segundo CALLISTO et al. (2002) no período chuvoso 2019/2020. Os valores dos somatórios representam os valores médios das pontuações das campanhas no período.....	216
Quadro 3: Parâmetros avaliados pelo protocolo de caracterização de condições ecológicas nos pontos lóticos do trecho baixo da bacia do Rio Doce segundo CALLISTO et al. (2002) no período seco 2021. Os valores dos somatórios representam os valores médios das pontuações das campanhas no período.....	221
Quadro 4: Características macroscópicas e microscópicas dos estádios de maturação gonadal de machos e fêmeas, capturados no Rio Doce, ES, nos períodos chuvoso e seca.	469
Quadro 5: Ocorrência de espécies tolerantes e intolerantes ao ambiente afetado pelo rejeito de minério.....	475

1 INTRODUÇÃO GERAL DO AMBIENTE DULCÍCOLA

O presente documento refere-se ao relatório do terceiro ano (Ano 3) do Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática – PMBA gerenciado pela Fundação Espírito-santense de Tecnologia (FEST) e executado pela Rede Rio Doce Mar (RRDM) em cumprimento do Termo de Referência 4 (TR4) do Termo de Transação e Ajustamento de Conduta (TTAC). O período de abrangência do presente Relatório Anual é de 36 meses, compreendendo entre outubro de 2018 e setembro de 2021. Porém, cabe destacar que no período de março a dezembro de 2020 e no mês de março de 2021 as campanhas amostrais mensais foram suspensas devido à pandemia da COVID-19. As análises contemplaram o comportamento dos ecossistemas em períodos de secos e chuvosos, que na região da bacia do Rio Doce compreendem os meses de abril a outubro e de novembro a março, respectivamente. As malhas amostrais adotadas tiveram como objetivo a inclusão de locais afetados e não afetados pelo rejeito de minério, podendo estas serem diferentes entre os Anexos do PMBA/Fest-RRDM.

A seguir é apresentada uma breve descrição quanto às frequências e malhas amostrais dos Anexos, e seus respectivos Subprojetos, que compõem o monitoramento do Ambiente Dulcícola. Maiores detalhes sobre elas, tais como mapas, por exemplo, e quanto aos métodos de coleta e análises utilizados, podem ser consultados nos respectivos Materiais Suplementares, os quais estão devidamente identificados no Item Sumário Executivo do presente relatório.

Para a consecução dos seus objetivos, o PMBA/Fest-RRDM aplicou abordagens complementares que envolvem a modelagem analítica dos fluxos de água e sedimento, a avaliação das intervenções realizadas na região e o monitoramento de aspectos abióticos e bióticos da porção capixaba da bacia do Rio Doce.

A modelagem e análise do conjunto da bacia visou compreender as origens das vazões no contexto do regime hídrico do Rio Doce, bem como a contribuição das sub-bacias, como uma forma de contemplar as variações que ocorrem ao longo das estações secas e chuvosas, as quais influenciam as concentrações de poluentes que podem potencialmente afetar a biodiversidade aquática. Esse objetivo foi realizado por meio de um estudo da vazão com o uso do modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool), utilizando as estações pluviométricas de toda a bacia. A caracterização das ações realizadas na bacia e seus efeitos no aporte de fluxos de água, sedimentos e nutrientes foi realizada com base no mapeamento de uma série de indutores e pressões, bem como das ações realizadas na bacia, particularmente aquelas que foram viabilizadas com recursos da Fundação Renova e que visam melhorias quali-quantitativas dos recursos hídricos da bacia, mais especificamente com relação aos fluxos de água/solutos e sedimentos, bem como à qualidade da água.

No caso do Anexo 1 - Ecotoxicologia, a malha amostral dulcícola contemplou 10 estações amostrais para o Ano 1 e 12 estações amostrais para os Anos 2 e 3, compreendendo pontos 4 na calha principal do Rio Doce, na sua porção capixaba, além de 1 ponto em um afluente (Rio Guandu) e ambientes lacustres adjacentes (4 pontos em lagos e 3 pontos em lagoas). O monitoramento ecotoxicológico do

Ambiente Dulcícola realizado pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM (2018 a 2021), teve como principal objetivo avaliar, de forma espacial e temporal, como a contaminação ambiental oriunda do rompimento da Barragem de Fundão está afetando a saúde de organismos aquáticos que habitam a calha do Rio Doce, afluentes, lagos e lagoas adjacentes. Para tanto, o monitoramento considerou, principalmente, quatro abordagens complementares: (1) análise da concentração de metais e arsênio (As) em amostras de água, sedimento e biota; (2) análise de respostas biológicas em organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, através da avaliação de diferentes biomarcadores de exposição e efeito de contaminantes; (3) testes de toxicidade com amostras de água e sedimento; e (4) avaliação da abundância e diversidade da microbiota bacteriana presente na água e no sedimento. Seguindo o disposto no TR4, o Anexo 1 realizou seis campanhas com intervalos semestrais, sendo estas: Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 - período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). É importante ressaltar que, devido a pandemia da COVID-19, o Anexo 1 não realizou amostragem em ago/set 2020 (período seco), como previsto no Plano de Trabalho, levando assim a uma lacuna no monitoramento.

O monitoramento dos meios abiótico e biótico abrangidos pelo Anexo 3 Dulcícola ocorreu com frequência mensal e compartilhou a mesma malha amostral com os projetos de Análises Químicas, Limnologia, Fitoplâncton, Perifíton, Zooplâncton e Macrófitas. O referido monitoramento considerou 12 estações de amostragem, sendo 4 estações amostrais localizadas na calha fluvial do Rio Doce, 1 estação amostral em um rio tributário, 4 estações amostrais em ecossistemas lacustres rasos e 3 estações amostrais em lagos. O Rio Guandu foi escolhido como ponto de referência não afetado pelo rejeito de minério.

A malha amostral utilizada pelo Anexo 7 – Ictiofauna Dulcícola, Macroinvertebrados Bentônicos e Ictioplâncton Dulcícola compreendeu 10 estações amostrais, sendo 5 estações amostrais localizadas na calha do Rio Doce, 3 estações amostrais em lagos e 2 estações amostrais em córregos. Para o ictioplâncton, a malha amostral possui uma distribuição específica e leva em consideração os locais de desova e deriva dos organismos, compreendendo assim 4 estações amostrais na calha do Rio Doce, 7 estações amostrais em tributários, 2 estações amostrais em lagos e 2 estações amostrais em lagoas. A frequência do monitoramento é mensal para a ictiofauna e trimestral para macroinvertebrados. O monitoramento de macroinvertebrados teve início no Ano 2 do monitoramento. Já o monitoramento do ictioplâncton teve seu início no Ano 3 do monitoramento.

Da mesma forma que ocorreu no relatório do Ano 2 (RA2020), os resultados das análises realizadas no âmbito das diferentes abordagens do PMBA/Fest-RRDM foram consolidados em uma Matriz de Resultados.

2 ANEXO 3 DULCÍCOLA

2.1 INTEGRAÇÃO FLUVIO-ESTUARINA

2.1.1 Hidrologia

Os rios são agentes condutores de vida, uma vez que suprem necessidades humanas e contribuem para o desenvolvimento de variadas atividades, além de serem o ambiente de inúmeras comunidades bióticas. O correto conhecimento acerca do regime hidrológico influencia fortemente a qualidade ambiental dos rios, assim como o regime de fluxos é um determinante primário da estrutura e função desses ecossistemas aquáticos e ribeirinhos (POFF et al., 2010).

Sendo assim, análises estão sendo realizadas, desde outubro de 2018, com a finalidade de se conhecer o regime hidrológico do Rio Doce e de seus principais afluentes (metodologia disponível no *Material Suplementar A3DIFS1*). Vem sendo implementada uma base de dados, a partir da qual estão sendo realizados estudos quantitativos e modelagem matemática com o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*), com o intuito de simular o fluxo de água e, assim, caracterizar hidrologicamente a Bacia do Rio Doce e compreender o aporte de água doce no ambiente estuarino-marinho do Rio Doce.

Em relação à precipitação, é sabido que na Bacia do Rio Doce o regime de chuvas está dividido em período seco, entre os meses de abril e setembro, e período chuvoso, entre os meses de outubro e março. O período chuvoso historicamente apresenta maiores índices pluviométricos nos meses de dezembro e janeiro, sendo que as maiores médias pluviométricas anuais se concentram nas regiões de cabeceira da bacia, onde se encontram os rios Piranga e Carmo, formadores do Rio Doce, e os rios Piracicaba e Santo Antônio. Durante todo o período de execução do PMBA/Fest-RRDM, o regime de chuvas seguiu o padrão de sazonalidade histórico da região, sendo registrados os maiores volumes acumulados, durante o período chuvoso, nas bacias de cabeceira. O Ano 3 do PMBA/Fest-RRDM foi marcado por uma concentração maior de chuva na bacia do rio Piranga, com 1.414,4 mm, praticamente o mesmo valor da acumulada máxima da série histórica (1.413,7 mm). Em 13 das 17 regiões da Bacia do Rio Doce, o acumulado de precipitação foi maior no período chuvoso do Ano 3 em relação ao Ano 1 e ao Ano 2 do monitoramento, sendo que 6 das 17 regiões hidrográficas tiveram acumulados de precipitação mais elevados que a média da série histórica anterior ao rompimento da Barragem de Fundão. Durante o Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM, os maiores volumes acumulados foram registrados nas bacias do Rio Piranga e do Rio do Carmo, em Minas Gerais, correspondendo a 1.253,0 mm e 947,9 mm, respectivamente. No Ano 2, o maior valor registrado nas estações analisadas ocorreu na bacia do Rio Santo Antônio, seguido do registrado na bacia do Rio do Carmo, correspondendo a 1.212,7 mm e 1.175,9 mm, respectivamente (*Material Suplementar A3DIFS2, Figuras 1 a 34*).

No que se refere à evolução temporal das precipitações, ao se comparar os períodos chuvosos (outubro a março) dos 3 anos de monitoramento, houve aumento de chuvas ao longo do PMBA/Fest-RRDM. As médias dos totais pluviométricos das estações analisadas no período úmido foram de 696,1 mm, 802,4 mm e 961,3 mm para os Anos 1, 2 e 3, respectivamente. Pela comparação relativa aos períodos secos

(abril a setembro), as médias dos totais pluviométricos registrados nas estações consideradas mostram que a correspondente ao Ano 3 foi o mais seco (105,7 mm), seguida da correspondente ao Ano 1 (185,1 mm). Por sua vez, o período seco do Ano 2 foi o mais chuvoso, com média de 208,7 mm (*Material Suplementar A3DIFS2, Tabelas 1 e 2*).

Em relação à variação espacial das precipitações (Figura 1 a Figura 8), a Bacia do Rio Doce possui como característica, maiores volumes de precipitação pluviométrica em sua parte alta (região de cabeceira – bacias dos rios Santo Antônio, Piracicaba, do Carmo e Piranga). Este padrão foi parcialmente mantido durante o PMBA/Fest-RRDM. No período úmido do Ano 1 (Figura 1), o padrão divergiu, chovendo menos na Bacia do Rio Piracicaba e na Bacia do Rio Santo Antônio e havendo melhor distribuição da chuva pela bacia. No período úmido do Ano 2 (Figura 2), ocorreram menores precipitações pluviométricas na bacia do Rio Piracicaba e na parte baixa da bacia. No período úmido do Ano 3 (Figura 3), o padrão ficou ainda mais próximo daquele observado na série histórica (Figura 4). Em relação ao período seco (abril a setembro), o padrão histórico (Figura 8) apresenta certa uniformidade por toda a bacia (média de 187,0 mm de precipitação, com mínimo de 148,0 mm na bacia do rio Suaçuí Grande). Este padrão não foi observado durante o PMBA/Fest-RRDM. O período seco do Ano 1 foi mais seco na bacia do Rio Piracicaba (Figura 5), com registro de 33,8 mm. No Ano 2 (Figura 6), o menor valor, observado (7,4 mm) correspondeu ao da Bacia do Rio Santo Antônio (Figura 7). No Ano 3, o menor valor registrado (17,0 mm) também correspondeu ao da Bacia do Rio Santo Antônio.

Figura 1: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período chuvoso do Ano 1 - outubro de 2018 a março de 2019

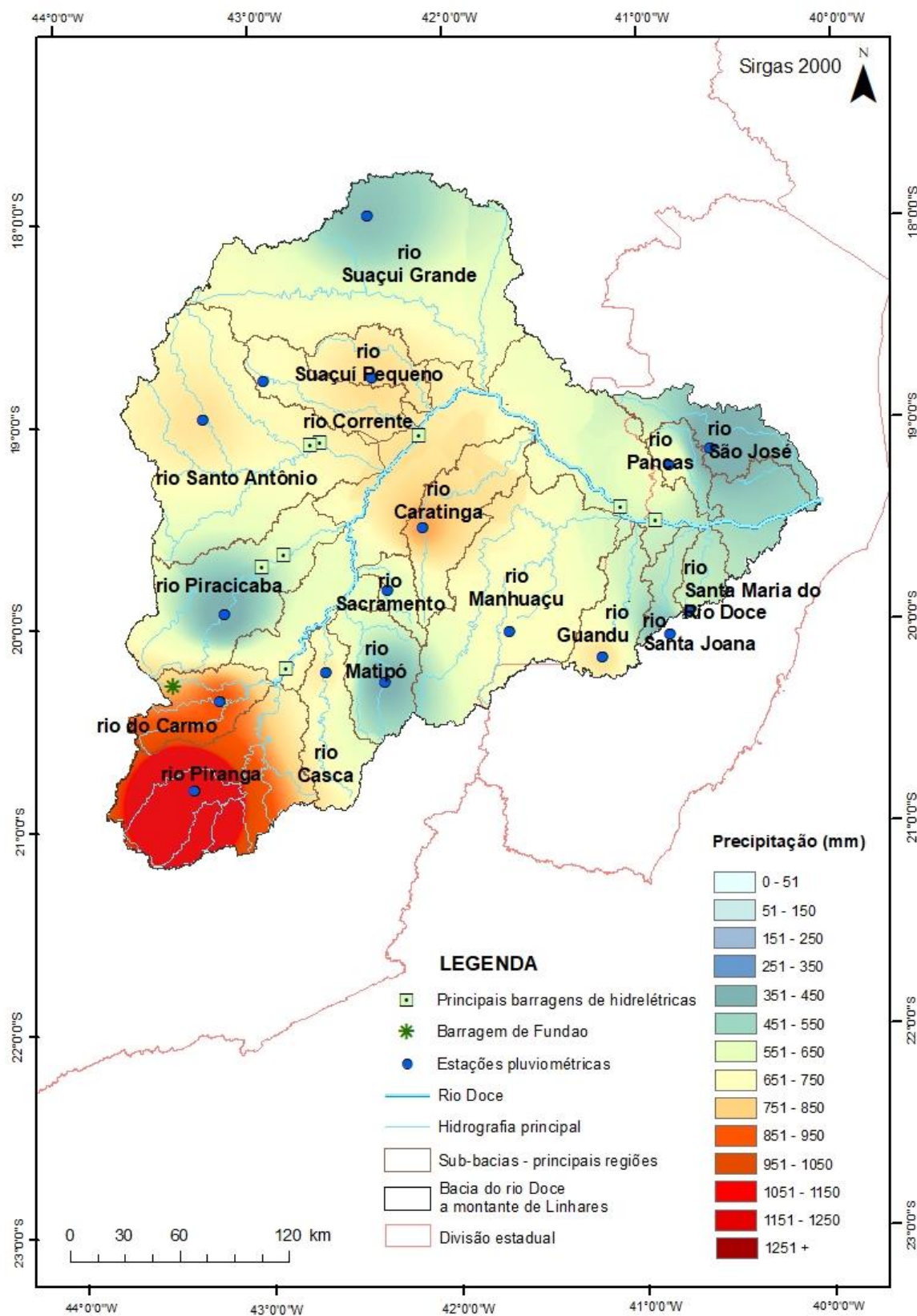


Figura 2: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período chuvoso do Ano 2 - outubro de 2019 a março de 2020

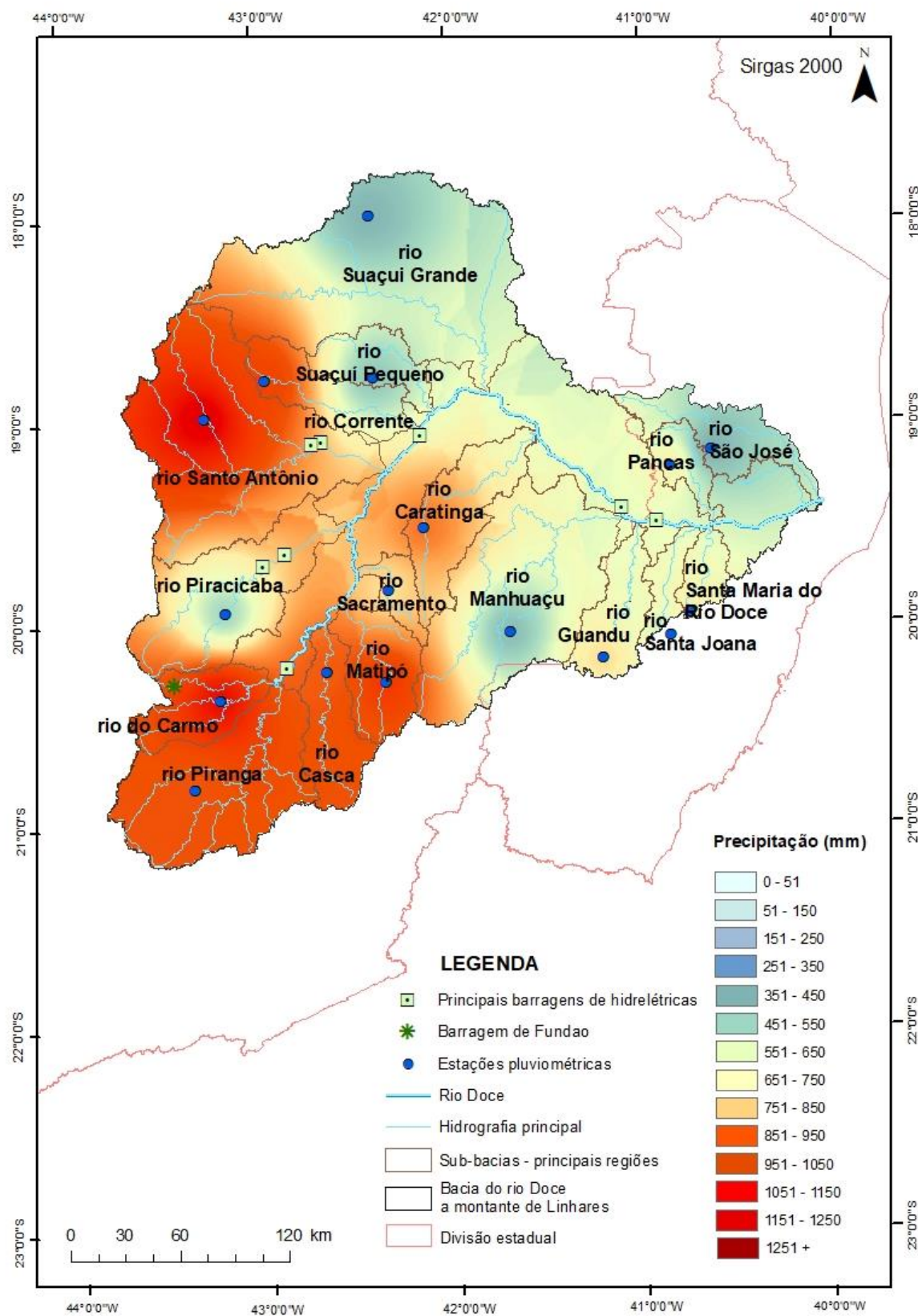


Figura 3: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período chuvoso do Ano 2 - outubro de 2019 a março de 2020 no período chuvoso do Ano 3 - outubro de 2020 a março de 2021

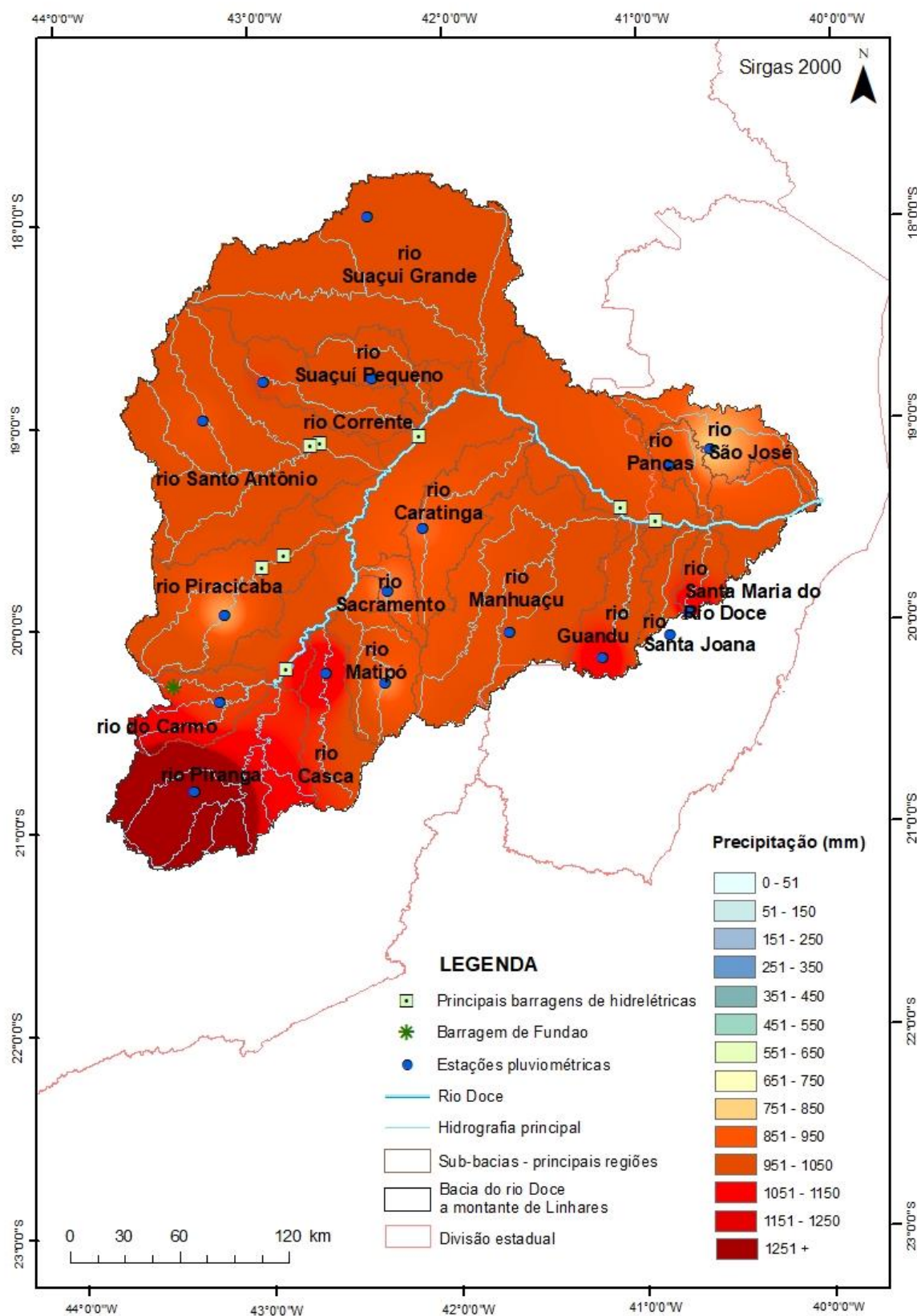


Figura 4: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período chuvoso do Ano 2 - outubro de 2019 a março de 2020 no período chuvoso da série histórica anterior ao rompimento da barragem (1985-2014)

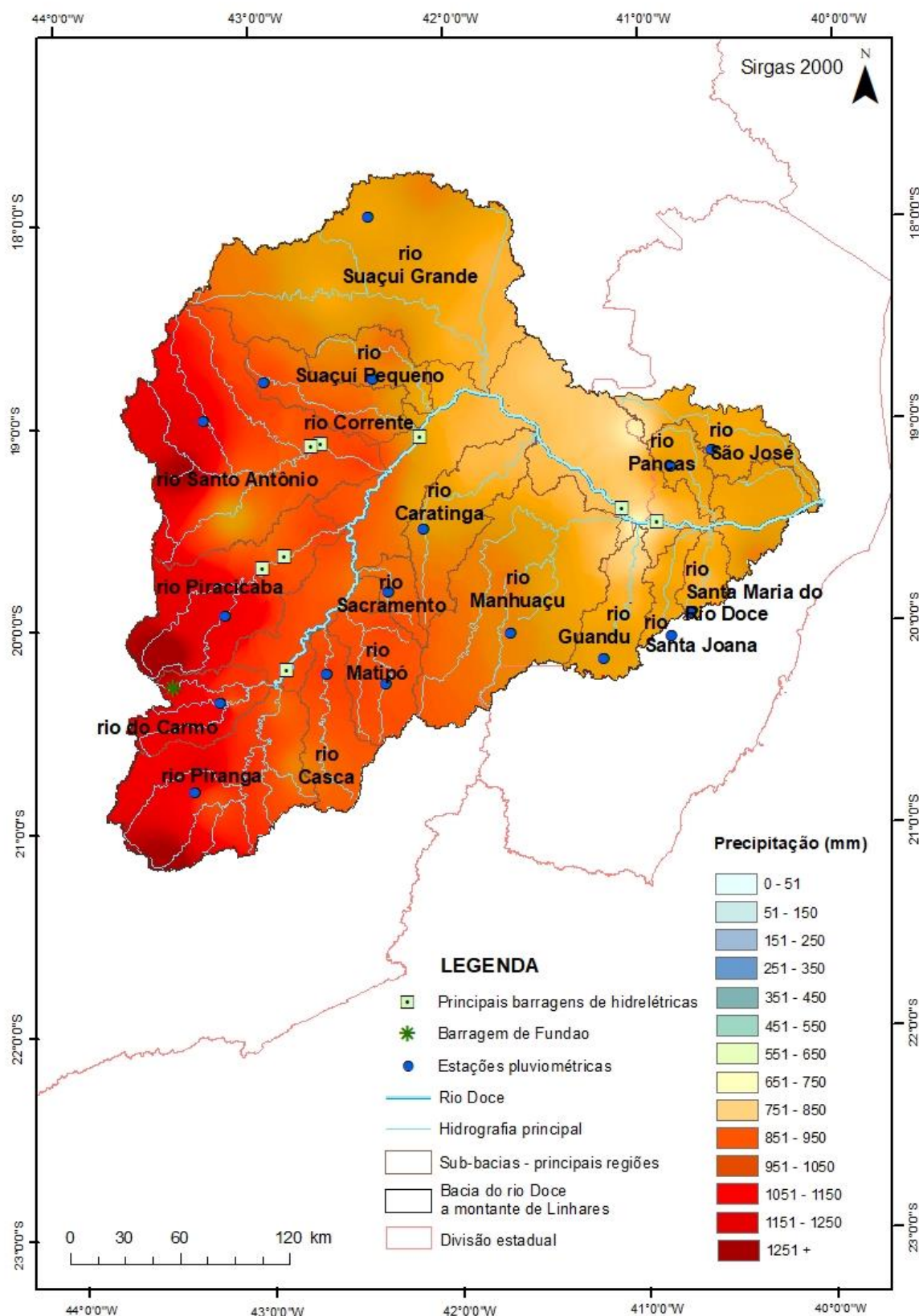


Figura 5: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período seco do Ano 1 - outubro de 2018 a março de 2019

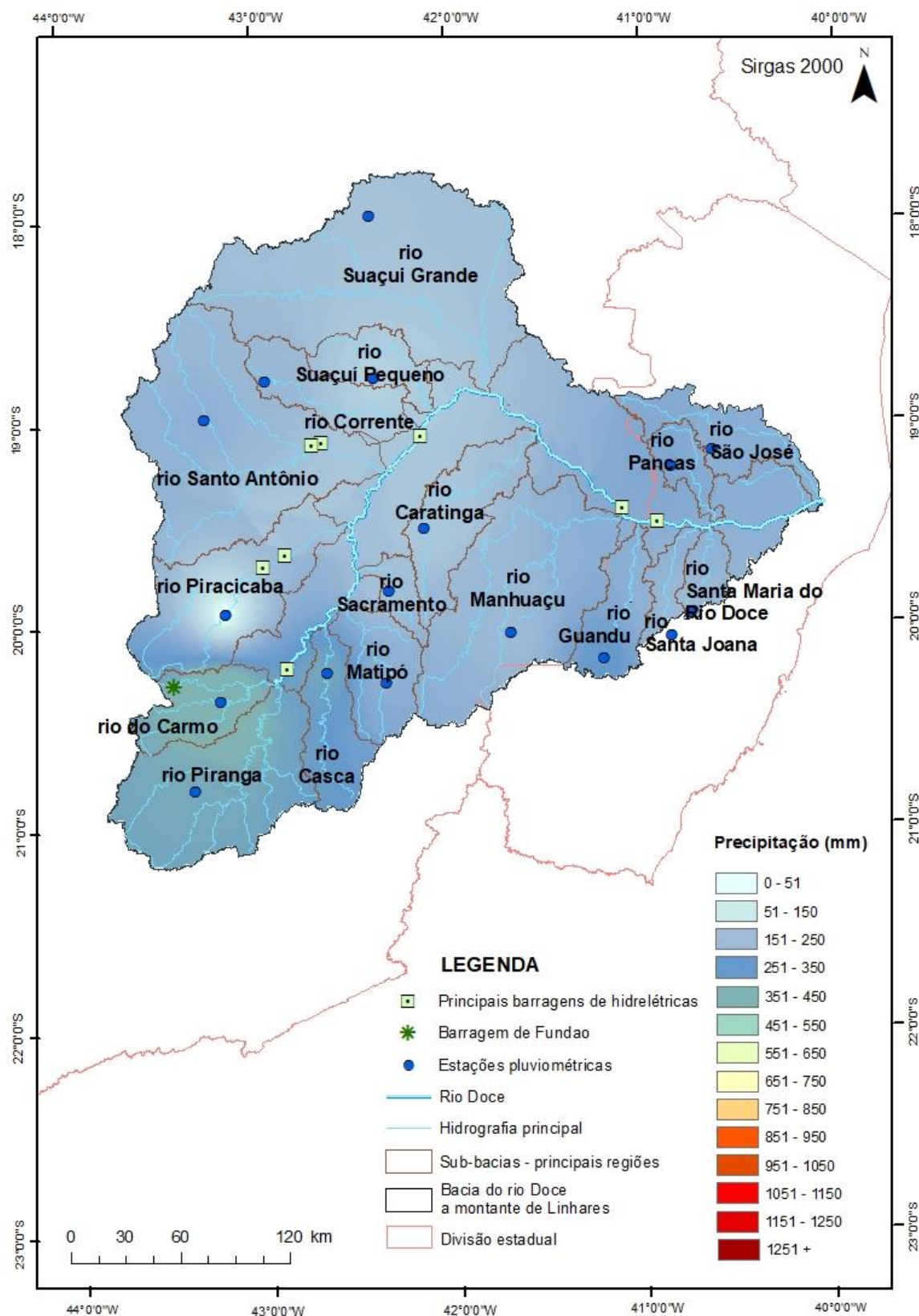


Figura 6: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período seco do Ano 2 - outubro de 2019 a março de 2020

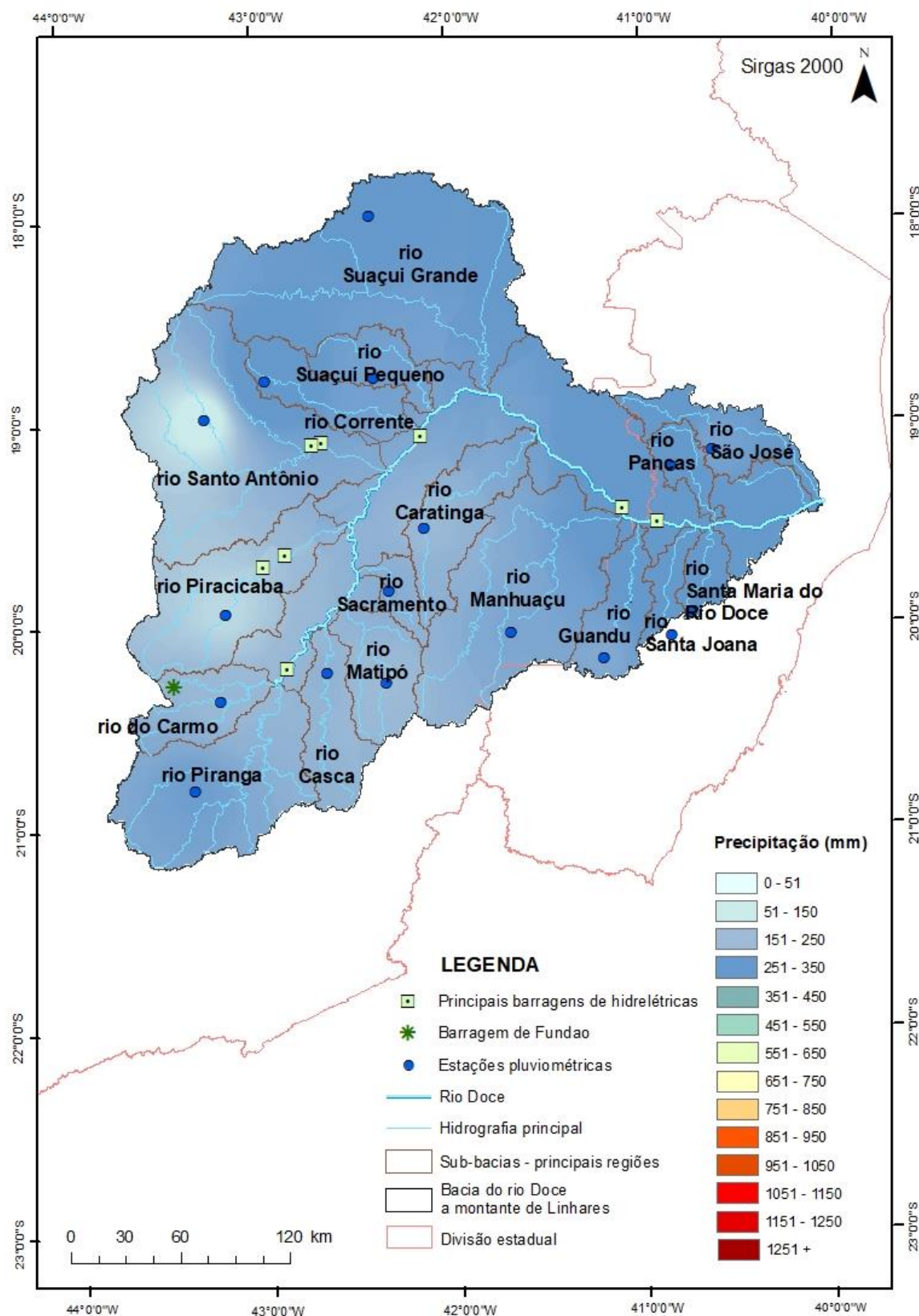


Figura 7: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período seco do Ano 3 - outubro de 2020 a março de 2021

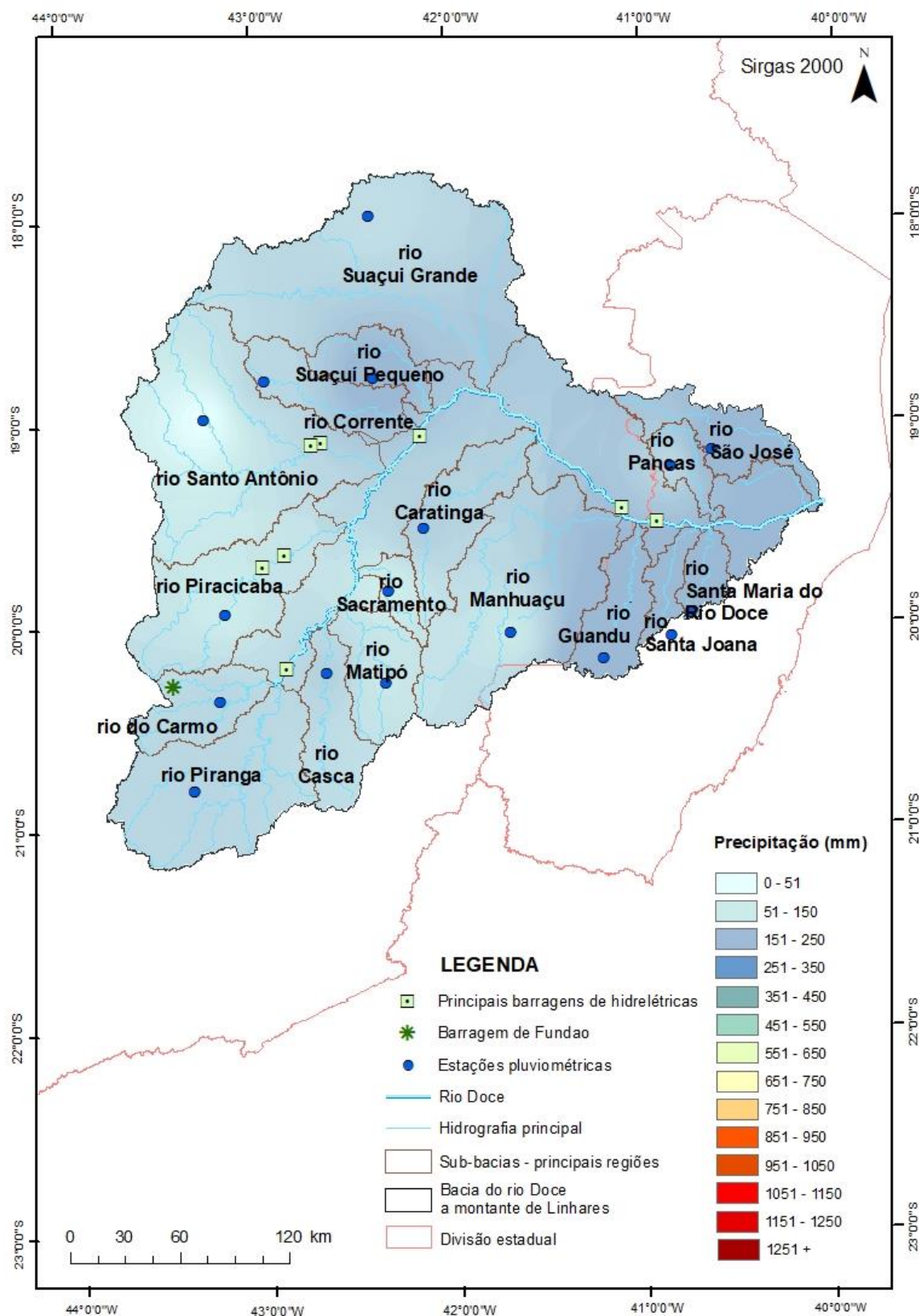
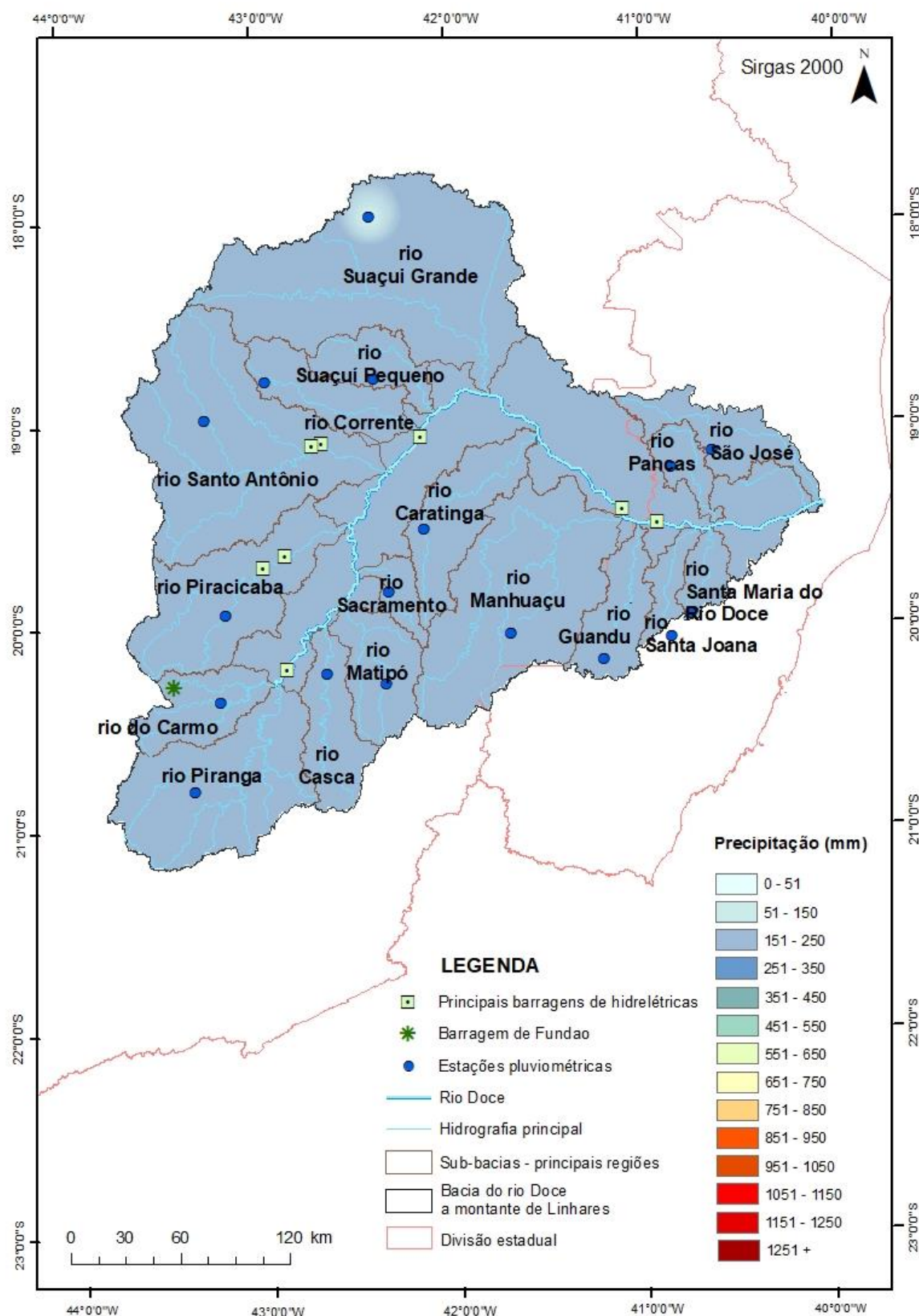


Figura 8: Acumulado de precipitação na Bacia do Rio Doce no período seco da série histórica anterior ao rompimento da barragem (1985-2014).



Durante o PMBA/Fest-RRDM foram realizadas análises dos totais pluviométricos diários ocorridos nos 7 dias que antecederam as campanhas de monitoramento realizadas, bem como durante os dias de amostragem correspondentes às diferentes campanhas (*Material Suplementar A3DIFS2, Tabelas 3 a 54*).

No que diz respeito à fluviometria global da bacia, as vazões específicas por sub-bacia, em L/s.km² são apresentadas na Tabela 1. Na mesma tabela são apresentadas, também, médias das vazões médias, das vazões máximas e das vazões mínimas para 40 estações fluviométricas localizadas na Bacia do Rio Doce.

Tabela 1: Médias das vazões médias, das máximas e das mínimas anuais e vazões específicas para as bacias das estações fluviométricas selecionadas, para o período 1985 a 2014.

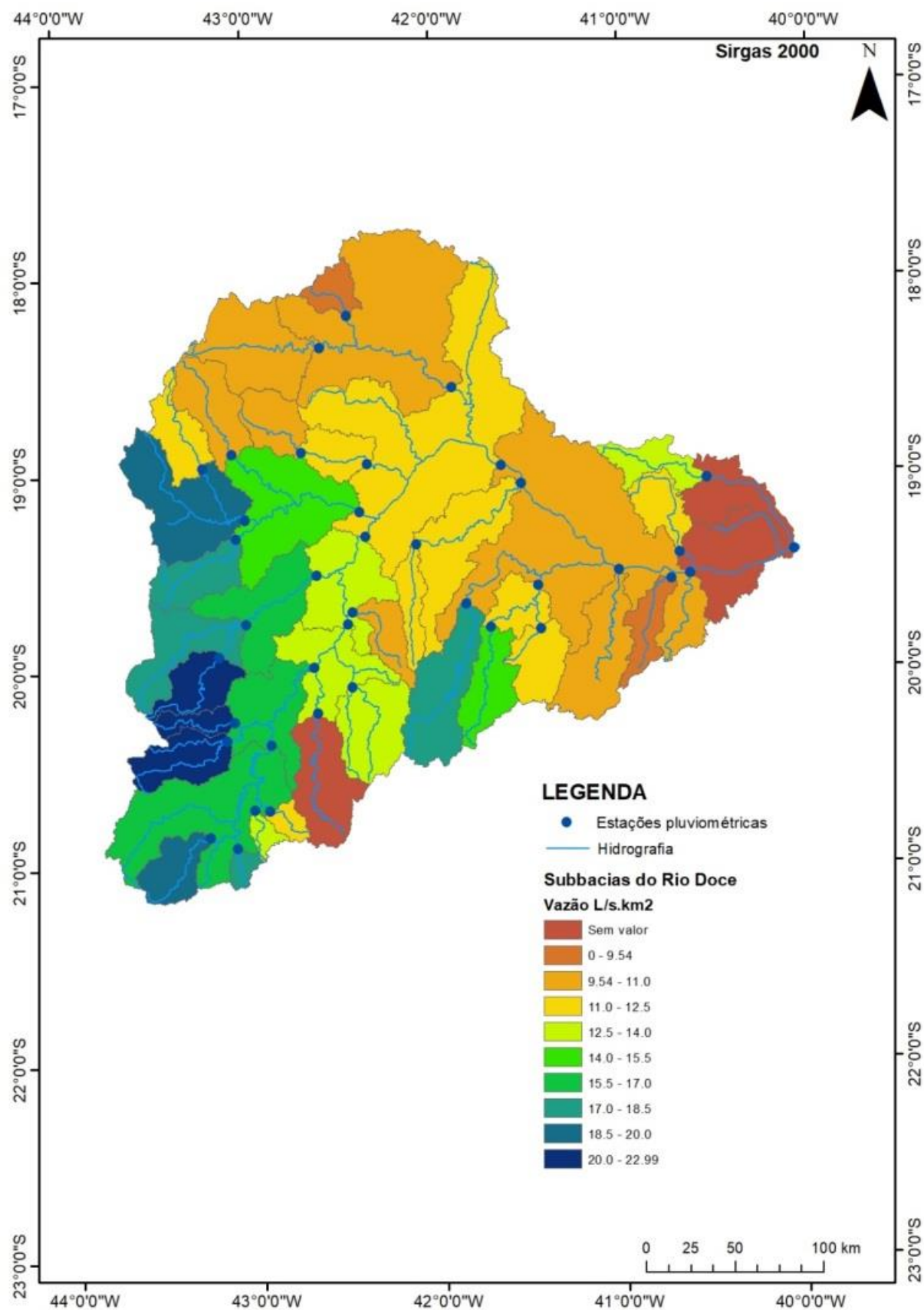
Código	Estação	Área de drenagem (km ²)	Média das máximas (m ³ /s)	Média das mínimas (m ³ /s)	Vazões médias (m ³ /s)	Produção por sub-bacia (L/s.km ²)
56846000	Porto de Santa Rita	1.965	112,3	10,2	22,8	11,6
56055000	Braz Pires	1.089	118,5	7,9	20,3	18,7
56090000	Fazenda Varginha	324	20,0	2,1	3,9	12,1
56110005	Ponte Nova jusante	6.132	610,3	35,6	100,1	16,3
56335001	Acaiaca jusante	1.371	223,0	12,7	29,7	21,7
56337000	Fazenda Ocidente	531	115,7	5,4	12,2	23,1
56425000	Fazenda Cachoeira D'Antas	10.079	835,3	71,5	165,5	16,4
56510000	Instituto Florestal Raul Soares	1.800	202,7	6,4	23,9	13,3
56539000	Cachoeira dos Óculos montante	15.836	1036,5	88,8	220,0	13,9
56570000	Pingo D'Água	814	84,3	2,9	9,0	11,0
56610000	Rio Piracicaba	1.163	204,9	7,2	23,9	20,5
56659998	Nova Era IV	3.060	478,3	18,1	53,3	17,4
56696000	Mário de Carvalho	5.270	595,0	30,8	84,2	16,0
56719998	Belo Oriente	24.200	1614,0	124,0	313,1	12,9
56765000	Dom Joaquim	972	145,0	2,9	14,2	14,6
56775000	Ferros	4.058	899,2	16,9	81,0	20,0
56787000	Fazenda Barraca	1.280	258,3	6,7	23,1	18,0
56800000	Senhora do Porto	1.521	119,4	4,8	16,4	10,8
56825000	Naque Velho	10.170	1047,0	43,1	148,9	14,6
56845000	Fazenda Corrente	1.064	64,2	2,9	10,4	9,8
56860000	São Pedro do Suaçuí	2.610	158,5	9,0	24,5	9,4
56870000	Santa Maria do Suaçuí	670	53,8	1,6	5,7	8,6
56891900	Vila Matias Montante	10.200	397,1	21,81	67,4	6,6
56920000	Tumiritinga	55.425	3284,1	266,5	669,4	12,1
56935000	Dom Cavati	784	126,9	2,63	9,4	12,0
56940002	Barra do Cuieté jusante	3.250	317,6	8,3	29,4	9,1
56978000	Santo Antônio do Manhuaçu	2.287	276,5	11,6	41,3	18,1

Código	Estação	Área de drenagem (km ²)	Média das máximas (m ³ /s)	Média das mínimas (m ³ /s)	Vazões médias (m ³ /s)	Produção por sub-bacia (L/s.km ²)
56988500	Ipanema	1.420	174,40	6,7	20,6	14,5
56989001	Mutum	1.187	147,0	3,7	13,4	11,3
56989400	Assaraí montante	3.190	341,6	11,1	36,9	11,6
56998400	Barra de São Gabriel	1.070	107,2	2,6	13,3	12,4
56992000	Baixo Guandu	2.135	228,8	6,2	21,0	9,9
56994500	Colatina	75.800	4982,8	296,4	829,9	11,0
56995500	Ponte do Pancas	919	129,8	1,5	10,8	11,7
56993551	Jusante Córrego da Piaba	873	113,4	1,0	7,6	8,7
56075000	Porto Firme	4.251	349,8	27,6	71,0	-
56085000	Seriquite	342	48,9	1,7	4,2	12,2
56065000	Senador Firmino	291	30,6	2,2	5,1	17,4

A Figura 9 apresenta a espacialização das vazões específicas nas principais sub-bacias. As maiores vazões específicas, em L/s.km² (deflúvios areais médios), correspondem às bacias apresentando maiores pluviosidades. Considerando que a área de drenagem da sub-bacia Colatina corresponde a cerca de 91,4% da relativa à Bacia do Rio Doce, o deflúvio areal médio da bacia para o período de 1985 a 2014 foi de aproximadamente 11,0 L/s.km².

As sub-bacias que apresentaram menores deflúvios médios foram, em ordem crescente, Vila Matias Montante (bacia do Rio Itambacuri), Santa Maria do Suaçuí (Rio Suaçuí Pequeno), Jusante Córrego da Piaba (Rio Santa Joana), Barra do Cuieté Jusante (Rio Cuieté), São Pedro do Suaçuí (Rio Suaçuí Pequeno), Fazenda Corrente e Baixo Guandu (Rio Guandu).

Figura 9: Vazões específicas em L/s.km² para diversas bacias de estações fluviométricas da Bacia do Rio Doce



Os maiores deflúvios médios foram observados, em ordem decrescente, nas estações Fazenda Ocidente, Acaiaca Jusante (ambas na sub-bacia do Rio do Carmo), Rio Piracicaba (sub-bacia do Rio Piracicaba), Ferros (sub-bacia do Rio Santo Antônio), Braz Pires (sub-bacia do Rio Piranga), Santo Antônio de Manhauçu (Rio Manhauçu), Fazenda Barraca (sub-bacia do Rio Santo Antônio), Nova Era IV, Senador Firmino, Fazenda Cachoeira Dantas, Mário de Carvalho e Ponte Nova Jusante (as cinco últimas na sub-bacia do Rio Piranga).

A Tabela 2 apresenta os resultados da transferência de informações relativas às estações fluviométricas para os exutórios das principais sub-bacias que compõem a Bacia do Rio Doce.

Tabela 2: Vazões médias das sub-bacias hidrográficas por relação de área.

Sub-bacias hidrográficas	Estação Fluviométrica mais próxima	Área Territorial da Sub-bacia	Vazão média da sub-bacia	Porcentagem da vazão média total
Bacia do Rio Manhauçu	Assaraí montante	8811,8	101,8	11
Bacia do Rio Guandu	Baixo Guandu	2162,3	21,3	2
Bacia do Rio São José	Barra de São Gabriel	2392,2	29,7	3
Bacia do Ribeirão Traíra	Barra do Cuieté Jusante	763,2	6,97	0,7
Bacia do Rio Caratinga	Barra do Cuieté Jusante	3217,5	29,4	3
Bacia do Rio Erme	Barra do Cuieté Jusante	903,4	8,3	0,9
Bacia do Rio Batatas	Barra do Cuieté Jusante	312,7	2,9	0,3
Bacia do Córrego Capim	Barra do Cuieté Jusante	140,7	1,3	0,1
Bacia do Rio Doce - Trecho 3	Belo Oriente	1858,9	24,1	2,6
Bacia do Rio Doce - Trecho 2	Cachoeira dos Óculos Montante	423,5	5,9	0,6
Bacia do Rio Doce - Trecho 5	Colatina	4458,3	48,4	5
Bacia do Rio Doce - Trecho 1	Fazenda Cachoeira D'Antas	978,8	16,0	1
Bacia do Rio Carmo	Fazenda Ocidente	2287,2	52,96	5
Bacia do Rio Matipó	Instituto Florestal Raul Soares	2559,3	32,7	3
Bacia do Rio Santa Joana	Jusante Córrego da Piaba	912,3	7,8	0,8
Bacia do Rio Santa Maria do Rio Doce	Jusante Córrego da Piaba	961,3	8,2	0,9
Bacia do Rio Doce - Trecho 6	Colatina	2164,8	23,5	2
Bacia do Rio Piracicaba	Mário de Carvalho	5460,1	87,2	9
Bacia do Rio Santo Antônio	Naque Velho	9923,8	144,9	16
Bacia do Ribeirão dos Óculos	Pingo D'Água	187,5	1,97	0,2
Bacia do Ribeirão Mombaça	Pingo D'Água	323,3	3,4	0,3
Bacia do Rio Sacramento	Pingo D'Água	844,7	8,9	0,9
Bacia do Rio Pancas	Ponte do Pancas	1052,7	12,3	1
Bacia do Córrego da Manga	Ponte Nova Jusante	19,0	0,3	0,03

Sub-bacias hidrográficas	Estação Fluviométrica mais próxima	Área Territorial da Sub-bacia	Vazão média da sub-bacia	Porcentagem da vazão média total
Bacia do Rio Piranga	Ponte Nova Jusante	6642,1	106,7	11
Bacia do Rio Sem Peixes	Ponte Nova Jusante	190,5	3,1	0,3
Bacia do Córrego Moreira	Porto Santa Rita	87,4	1,0	0,1
Bacia do Ribeirão da Onça	Porto Santa Rita	166,98	1,9	0,2
Bacia do Rio Corrente	Porto Santa Rita	2458,0	28,5	3
Bacia do Rio Suaçuí Pequeno	Porto Santa Rita	1727,5	20,0	2
Bacia do Rio Casca	Rio Casca	2506,7	33,6	3
Bacia do Rio Guanhões	Senhora do Porto	546,4	5,9	0,6
Bacia do Rio Doce - Trecho 4	Tumiritinga	1888,2	22,9	2
Bacia do Ribeirão Santa Helena	Vila Matias Montante	511,9	3,5	0,3
Bacia do Rio Itambacuri	Vila Matias Montante	12426,2	85,7	9

Conforme pode ser observado na Tabela 2, as vazões dos rios formadores do Rio Doce, os rios Piranga e Carmo, no período de 1985 a 2014, corresponderam a cerca de 16% da vazão do Rio Doce afluente ao seu estuário. As bacias dos rios Santo Antônio, Manhuaçu, Piracicaba e Itambacuri são as que mais contribuem para o deflúvio médio do Rio Doce, correspondendo a 16%, 11%, 9% e 9%, Respectivamente. Por sua vez, a contribuição das pequenas bacias que drenam diretamente para o Rio Doce corresponde a cerca de 14% do deflúvio médio.

A Usina Hidrelétrica Eliezer Batista se situa imediatamente a montante da área onde se localizam os pontos de monitoramento de água para o PMBA/Fest-RRDM. O lago formado pelo represamento das águas possui volume útil de aproximadamente 185 milhões de m³ (CEMIG, 2019) e tem potencial para interferir na hidrologia e na qualidade da água do Rio Doce, sobretudo em períodos de baixas vazões, quando os tempos de detenção das águas no lago são maiores.

Os tempos de detenção da água no lago da hidrelétrica nas semanas anteriores às campanhas de monitoramento realizadas durante o PMBA variaram entre 0,8 dias (semana anterior à campanha 16) e 16,1 dias (nos 7 dias antecedentes à campanha 12 – set/2019). Durante as campanhas de monitoramento, os tempos de detenção variaram entre 0,9 dias (última campanha) e 17,4 dias (campanha 12, relativa a set/2019) (*Material Suplementar A3DIFS2, Tabelas 82 e 83*).

A influência do reservatório na qualidade da água pode variar entre as diferentes campanhas de monitoramento, já que um maior tempo de detenção resulta em maior oportunidade de sedimentação de material em suspensão, podendo resultar em melhor qualidade da água a jusante do reservatório (CHIEN, 1984). Por outro lado, em épocas de maiores vazões, o reduzido tempo de concentração pode tornar sem efeito ou de efeito reduzido a presença do reservatório sobre a qualidade da água a jusante do reservatório, devido ao reduzido tempo de oportunidade de sedimentação do material que aporta no mesmo (CHRISTOFOLETTI, 1981). Soma-se a isso o fato de, em épocas chuvosas, as concentrações de sólidos nas águas serem mais elevadas devido à erosão das encostas e de bancos dos rios e da

ressuspensão de material particulado que se encontra no fundo dos cursos d'água da bacia (CAIADO, 1994). Pode-se inferir, ainda, que as vazões a montante e a jusante do lago possuem relações distintas para períodos secos e úmidos. Em períodos de maior pluviosidade, as vazões a montante do reservatório da usina podem ser maiores que as vazões a jusante dele. Em períodos de estiagem, as vazões a montante do lago costumam ser menores que as de jusante dele (*Material Suplementar A3DIFS2, Tabelas 84 e 85 e Figuras 61 a 65*).

Devido ao significativo volume de água no reservatório da UHE Eliezer Batista (UHE Aimorés), cujas águas apresentam tempo de residência de até mais de 17 dias, decidiu-se por desconsiderar as contribuições individuais advindas das sub-bacias situadas a montante da UHE. Foram então apresentadas as contribuições conjuntas de todas as sub-bacias de montante da UHE, acrescidas das contribuições de cada uma das sub-bacias, cujas águas afluem ao Rio Doce a jusante, a saber, dos rios Manhauçu, Guandu, Santa Joana e Santa Maria do Rio Doce, afluentes da margem direita, e dos rios Pancas e São José, da margem esquerda.

Com o objetivo de otimizar as discussões dos resultados dos monitoramentos de águas e sedimentos, decidiu-se por incluir, no escopo inicial do PMBA/Fest-RRDM, metodologia que buscasse identificar as origens das águas que estivessem sendo monitoradas. Sabe-se que a vazão que passa em uma seção é oriunda da contribuição de toda a bacia. Entretanto, um evento pluviométrico com maior precipitação que ocorra em uma sub-bacia ou região específica pode aumentar o percentual da quantidade de água que chega ao ponto de monitoramento proveniente desta sub-bacia/região. Assim, caso antes das campanhas de coleta de água ocorrerem fortes chuvas nas regiões de cabeceiras e as partes mais próximas à foz se mantiverem sem chuva, grande parte da vazão no ponto de monitoramento corresponderá às precipitações nas cabeceiras, percorrendo estas águas maiores trechos de calhas impactados pelos resíduos das barragens, com maior revolvimento dos sedimentos de fundo e maior incremento de poluentes na massa d'água monitorada. Por outro lado, se as regiões de cabeceiras se mantiverem sem chuva e ocorrerem precipitações nas sub-bacias ou regiões específicas localizadas nas partes mais baixas da bacia, mais próximas à foz, parte significativa da água a ser monitorada percorrerá menor trecho de calha impactado por estes resíduos, podendo resultar em águas monitoradas com melhor qualidade, pela menor oportunidade de revolvimento de sedimentos de fundo nos percursos.

As vazões no exutório de uma bacia apresentam geralmente relações diretas com precipitações pluviométricas na mesma. Entretanto, fatores como forma da bacia, declividade média, tipo de solo, uso e manejo do solo, além de fatores geológicos como profundidade do lençol freático, contribuição do lençol freático para o lençol profundo, velocidade de água no lençol, entre outros, interferem nas relações chuva vazão, fazendo com que estas apresentem, via de regra, baixas correlações.

Dessa forma, decidiu-se por aplicar o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) na Bacia do Rio Doce com o objetivo de otimizar a simulação hidrológica e fornecer dados de composição de vazão do Rio Doce durante as campanhas de monitoramento, utilizando o que há de mais avançado em termos de modelo hidrológico.

A fase terrestre do ciclo hidrológico é simulada pelo SWAT com base em um balanço hídrico diário que leva em conta o teor inicial de água no solo, a precipitação, o escoamento superficial, a evapotranspiração, a quantidade de água saindo da zona insaturada do solo e o retorno de água de zonas mais profundas para a zona insaturada.

O SWAT considera que o escoamento superficial ocorre sempre que a taxa de precipitação excede a taxa de infiltração. Os modelos envolvidos no escoamento superficial consideram uma taxa de infiltração muito alta no início da precipitação, diminuindo à medida que esta continua. Quando a taxa de aplicação de água é maior que a taxa de infiltração, o modelo simula o preenchimento de depressões superficiais, iniciando o escoamento superficial assim que estas são completamente preenchidas.

Em áreas com solo de alta permeabilidade nas camadas superficiais e uma camada impermeável ou semipermeável na baixa superfície, o modelo incorpora um modelo de armazenamento cinemático para o escoamento da água no subsolo em que o deságue da água subterrânea depende da condutividade hidráulica do solo, da inclinação da superfície e da espessura da camada saturada. O modelo considera uma divisão de recarga entre aquíferos rasos e profundos, sendo que o aquífero raso é o responsável pelo fluxo superficial de base do canal principal ou de uma extensão dentro da sub bacia, simulando a descarga diária de água de acordo com a condutividade hidráulica e altura do lençol, a qual varia conforme balanço entre as taxas de entrada e saída de água do interior do mesmo. A água que atinge o aquífero profundo é considerada perdida pelo modelo. O modelo SWAT utiliza a equação de Manning para definir a taxa e a velocidade de fluxo ao longo da rede de drenagem. A água é direcionada através da rede de canais usando o método de direcionamento de variáveis de armazenamento ou o método de Muskingum, que são variações do modelo da onda cinemática.

A aplicação do modelo SWAT possibilitou que apenas uma ferramenta computacional fosse utilizada para automaticamente gerar a relação chuva x vazão em cada sub bacia e estabelecer a velocidade média da água nos trechos ao longo da calha do Rio Doce, resultando na simulação diária de suas vazões nas seções de monitoramento. É relevante observar que, como a determinação das relações chuva x vazão nas sub bacias e da velocidade de água nos canais são etapas intermediárias para o cálculo das vazões no estuário, julgou-se desnecessária a apresentação de resultados de cálculos intermediários, já que a origem das vazões e o regime hídrico do Rio Doce é que são utilizados nas discussões dos resultados do monitoramento das águas e sedimentos.

Foram simulados os fluxos diários médios no SWAT em m^3/s e estimados os percentuais das águas que chegaram ao estuário do Rio Doce durante as campanhas de monitoramento das águas e dos sedimentos.

As contribuições das bacias de montante da UHE variaram entre 70% (durante a campanha 27 – dez/2020) e 90,6% do fluxo (durante a campanha 6 – ago/2019), demonstrando que elas correspondem a grande parte da bacia e garantem sempre a maior parte das vazões que chegam ao estuário (*Material Suplementar A3DIFS2, Tabelas 55 a 72*). Quanto à velocidade média das águas no canal, os valores simulados pelo SWAT a montante do reservatório da UHE Aimorés variaram de 0,64 a 0,89 m/s. A

jusante do reservatório (a jusante de Linhares) os valores variaram de 0,31 a 1,37 m/s (*Material Suplementar A3DIFS2, Tabelas 73 a 81*).

As campanhas de monitoramento possibilitaram a obtenção de 26 pontos cota x vazão, apresentados na Figura 66 (*Material Suplementar A3DIFS2*). Desse modo, foi possível melhorar o ajuste da curva de descarga para a estação E21, localizada em Linhares. No ajuste da curva, 62% das estimativas de vazões apresentaram erros percentuais iguais ou inferiores a 10%. Considerando todo o período de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, as vazões médias e máximas diárias para o período chuvoso do Ano 1 (519 e 2.584 m³/s) foram muito inferiores às obtidas no Ano 2 (988 e 5.179 m³/s) e no Ano 3 (3, 873 e 2.889 m³/s). Observa-se que as vazões médias dos períodos chuvosos dos dois últimos anos apresentaram valores próximos, porém inferiores à vazão média de período chuvoso (1.229 m³/s) para a série histórica da estação fluviométrica Colatina (56994500), considerando-se o período de 1938 a 2014 (Figura 10 e Figura 11). Embora as vazões máximas tenham atingido valores da ordem de 5.000 m³/s, há registros históricos em outros eventos de cheia do Rio Doce, com valores extremos nas cheias de 1979 (13.000 m³/s), 1997 (8.000 m³/s) e em 2013 (10.700 m³/s) (SNIRH, 2019).

Para essa mesma estação, Colatina (56994500), a vazão média de período seco para a série hidrológica (1938-2014) é de 600 m³/s. As vazões médias de período seco obtidas para estação E21, a jusante, nos três anos de monitoramento executado pelo PMBA/Fest-RRDM foram muito inferiores (Ano1: 180,5 m³/s, Ano 2: 466 m³/s e Ano 3: 257 m³/s), respectivamente (Figura 11).

Figura 10: Vazões médias diárias estimadas no Rio Doce (E21), Linhares, obtidas com dados do PMBA/Fest-RRDM.

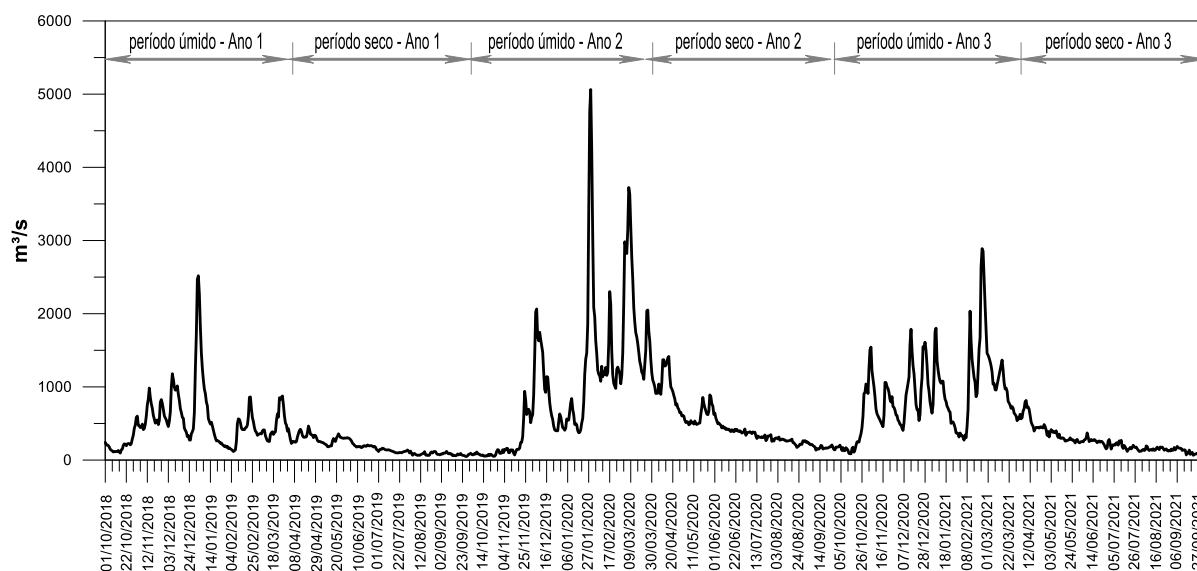
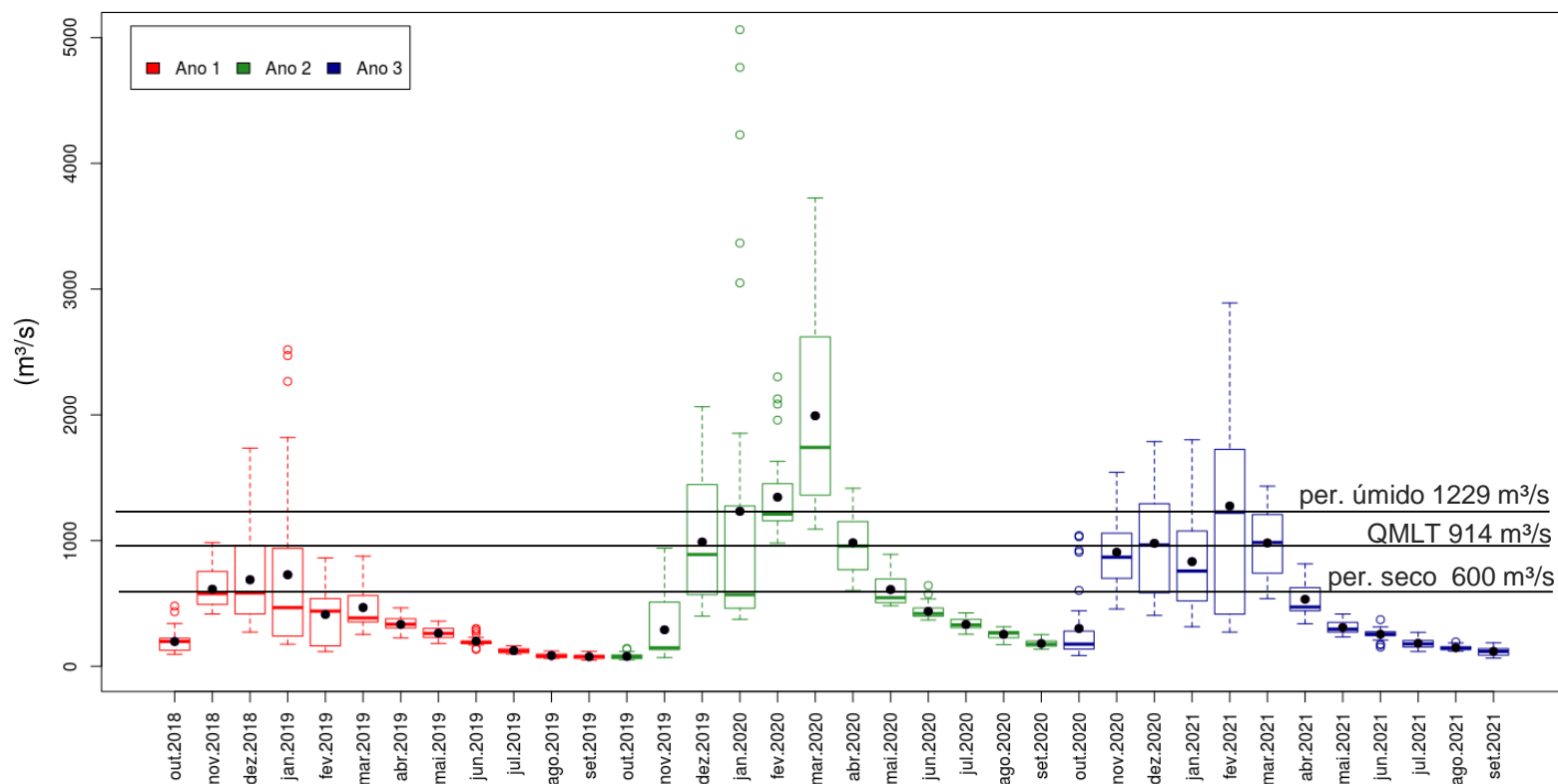


Figura 11: Comparação entre vazões médias diárias e mensais no Rio Doce, em Linhares (E21), e vazões médias de períodos úmido (outubro a março) e seco (abril a setembro) e QMLT em Colatina (Estação 56994500 - 1938-2014).



Nas duas estações onde foram realizados monitoramentos sedimentométricos (E21-Linhares e E22-30 km a jusante da E21), os sedimentos suspensos apresentaram características granulométricas semelhantes. Na estação E21, as amostras apresentaram 42% dos sedimentos na classe de siltes (0,004 a 0,0624 mm), 47,5% de argilas (< 0,004 mm) e 10,5% de areias (0,0625 a 1,000 mm). Na estação E22, as amostras apresentaram 50,6% dos sedimentos na classe de siltes (0,004 a 0,0624 mm), 40,6% de argilas (< 0,004 mm) e 8,8% de areias (0,0625 a 1,000 mm). O sedimento de fundo se apresentou composto predominantemente por areias, correspondendo a 91% das amostras coletadas, em cada seção monitorada, ou seja, não houve presença significativa de sedimentos finos. A classificação granulométrica é apresentada nas Tabelas 86 e 87 (*Material Suplementar A3DIFS2*).

No trecho final do Rio Doce, entre a foz e a seção transversal de aproximadamente 2.600 m, observou-se a presença de água salobra para alguns pontos, no período seco do Ano 1, durante maré enchente. Maiores detalhes podem ser observados no relatório do Ano 1 (PMBA/Fest-RRDM, 2019). Nas campanhas de monitoramento realizadas nos Anos 2 e 3, com vazões mais elevadas, o trecho do Rio Doce localizado entre as estações de monitoramento E21 e E26 (seção de medição com ADCP) apresentou fluxo unidirecional. Resultados estatísticos de salinidade e temperatura medidos na estação E26 são apresentados na Tabela 88 (*Material Suplementar A3DIFS2*).

2.1.2 Indutores, pressões ambientais e ações de resposta existentes na bacia

2.1.2.1 Identificação e acompanhamento das ações de resposta ao rompimento da Barragem de Fundão realizadas pela Fundação Renova

Dentre os produtos desenvolvidos no âmbito do subprojeto “Subsídios à compreensão global das relações de causa e efeito do conjunto de ações realizadas na bacia hidrográfica do rio Doce sobre o aporte de fluxos de água, sedimentos e nutrientes no ambiente estuarino-marinho”, até o momento presente, destacam-se: caracterização e mapeamento dos indutores (agropecuária, urbanização, mineração e rompimento da Barragem de Fundão); pressões (construção de barraginhas em curso d’água, consumo de água, supressão vegetal, destinação inadequada de resíduos sólidos, reservatórios para geração de energia, lançamento de efluentes, disposição de rejeitos em barragens, aporte de resíduos no solo e na água, deposição de rejeitos intra e extra calha); levantamento e análise de ações de diferentes naturezas (compensação, reparação e recuperação), sendo principalmente relacionadas aos temas de saneamento básico (eixos esgoto e resíduos sólidos, principalmente); recuperação de Áreas de Preservação Permanentes (APPs) e Unidades de Conservação (UCs); reflorestamento, prevenção e controle de produção e aporte de sedimentos; manejo do solo em áreas agrícolas; manejo de rejeitos; além de caracterização dos principais impactos de cada indutor, pressão e ação de resposta sobre os fluxos; e o desenvolvimento de um modelo conceitual elaborado para auxiliar na avaliação das relações entre as pressões ambientais identificadas, oriundas dos indutores antrópicos e o estado do meio abiótico dos corpos hídricos da Bacia do Rio Doce.

A matriz-síntese de análise de aspectos e impactos com potenciais interferências sobre os fluxos de água, sedimentos, nutrientes e metais na bacia do Rio Doce também foi apresentada no 2º Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2020), a qual foi construída a partir de dados e informações dos levantamentos e análises realizados no âmbito do Subprojeto “Subsídios à compreensão global das relações de causa e efeito do conjunto de ações realizadas na bacia hidrográfica do Rio Doce sobre o aporte de fluxos de água, sedimentos e nutrientes no ambiente estuarino-marinho”, bem como estudos da literatura. Os setores/atividades descritas se conectam às principais pressões ambientais identificadas na Bacia do Rio Doce, considerando os cenários pré- e pós-rompimento da Barragem de Fundão.

Ressalta-se que as ações mapeadas nos municípios pelos quais não passa a calha principal do Rio Doce são executadas principalmente pelas prefeituras municipais e respectivas concessionárias de saneamento básico. Nesse caso, destacam-se as ações relacionadas à melhoria da drenagem urbana, como implantação e manutenção de redes pluviais e limpeza de canais. As ações relacionadas ao esgotamento sanitário, em sua maioria, consistem em obras de ampliação ou aperfeiçoamento dos sistemas de coleta e tratamento.

A seguir é apresentado detalhamento das ações de resposta por parte da Fundação Renova, referentes aos temas Recuperação e Proteção Florestal, Manejo de rejeitos em reservatórios e Esgotamento Sanitário.

2.1.2.2 Tema Reflorestamento

A Bacia do Rio Doce está inserida em uma região com grande aptidão para atividades agrícolas e de mineração. Essas atividades pressionam os recursos hídricos, principalmente com a produção de sedimentos que afluem aos corpos hídricos, comprometendo a qualidade da água (VON SPERLING, 2007; TUNDISI, 2008).

Segundo o IGAM (2010), 58% da área da bacia possui susceptibilidade forte à erosão e 30% susceptibilidade média. Segundo a ANA (2016), é possível observar que o potencial de produção de sedimentos varia de 200 a 400 t.km⁻².ano⁻¹ em algumas regiões de cabeceira da bacia.

O rompimento da Barragem de Fundão causou aumento da quantidade de sedimentos suspensos na calha do Rio Doce e depósito de sólidos no fundo e nas margens.

O atual cenário da bacia indica necessidade de ações que busquem prevenção e controle de produção e aporte de sedimentos, inclusive para compensação de impactos causados pelo rompimento da barragem. Nesse contexto, a Fundação Renova tem priorizado ações de reflorestamento.

As ações de reflorestamento, planejadas e executadas pela Fundação Renova, são divididas entre recuperação de áreas de preservação permanente (APPs), inseridas no Programa 26 – “Recuperação de áreas de preservação permanente (APPs) e Recargas hídricas”, recuperação de nascentes, previstas no Programa 27 – “Programa de recuperação de nascentes” e ações de restauro florestal, voltadas principalmente para as regiões diretamente afetadas pelo rompimento e executadas no âmbito

do Programa 25 – “Revegetação, enrocamentos e outros métodos”. No total, 20 municípios estão sendo contemplados, sendo eles Alpercata, Aimorés, Governador Valadares, Tumiritinga, Galiléia, Resplendor, Itueta, Mariana, Barra Longa, Ponte Nova, Santana do Paraíso, Belo Oriente, Periquito, Fernandes Tourinho e Santa Cruz do Escalvado, no estado de Minas Gerais, e Baixo Guandu, Colatina, Pancas, Marilândia e Linhares, no estado do Espírito Santo.

Ações de restauro promovem estabilidade do solo, redução da erosão laminar, redução de transferência de rejeitos das planícies de inundação para os cursos d'água e redução de impactos relativos a alterações de qualidade de água. De forma semelhante, ações que visam recuperar as áreas de preservação permanente, com reflorestamento ou cercamento, promovem a estabilização das margens, reduzindo a erosão e o assoreamento dos cursos hídricos, além de contribuírem com a preservação da qualidade da água e da biodiversidade local (CALHEIROS et al., 2004).

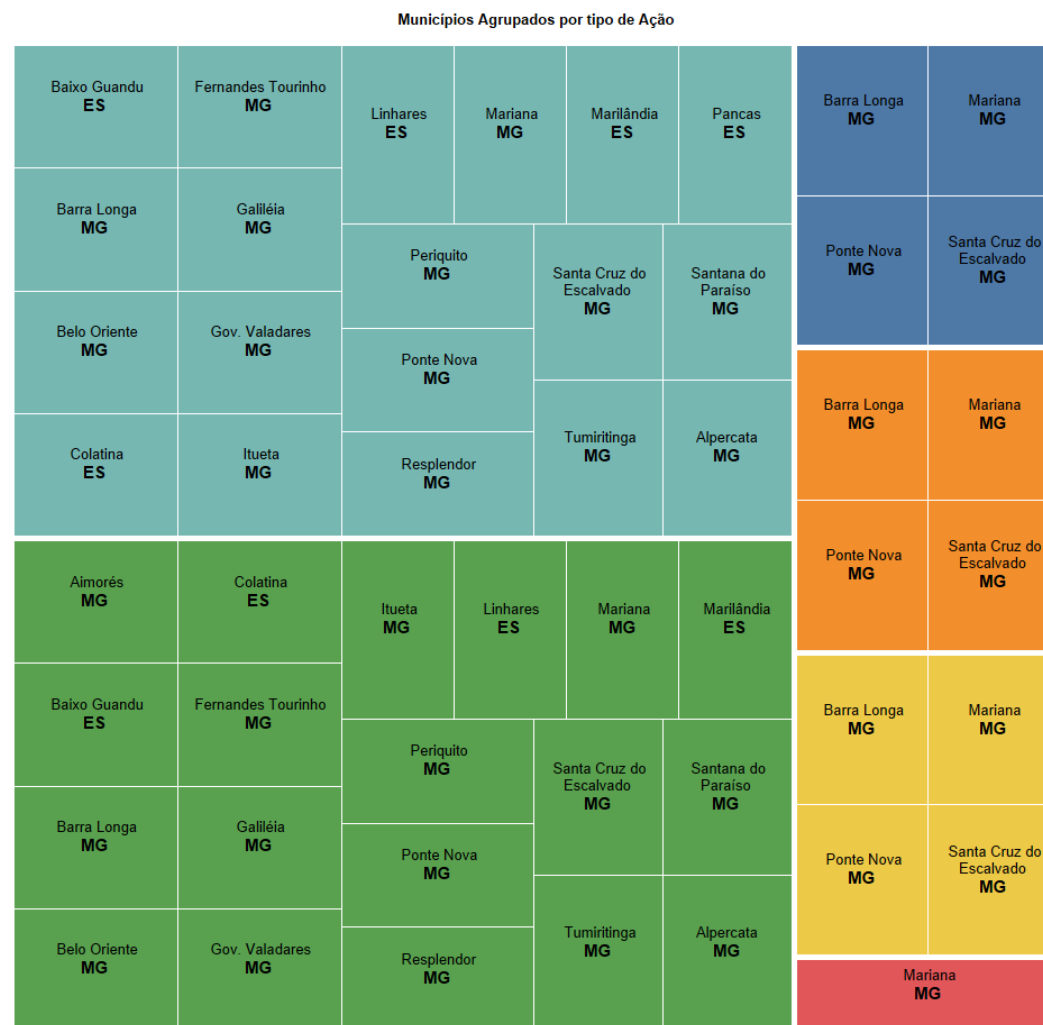
As ações de proteção de nascentes são importantes para dificultarem o acesso por pessoas e animais, que podem ocasionar pisoteio e, por consequência, alterarem as características delas.

Entre as ações desenvolvidas inclui-se alinhamentos de tributários, que consiste na reconformação de calhas e planícies, revegetação, drenagem superficial e controle de processos erosivos. Para estas ações foram consideradas como áreas prioritárias os municípios de Mariana, Barra Longa, Ponte Nova, Santa Cruz do Escalvado, localizados na região diretamente afetada pela lama. De acordo com o Relatório Anual de Atividades de 2017, elaborado pela Fundação Renova, os alinhamentos de tributários tiveram início em janeiro de 2016, sendo finalizados em junho de 2017, tendo sido 101 tributários alinhados.

Essas ações visam melhorias na qualidade de água e redução de transporte de sedimentos. Assim como o reflorestamento, o alinhamento dos tributários visa evitar novos aportes de solo e sedimentos aos corpos d'água, através da estabilização de margens de rios, reduzindo os processos de erosão e assoreamento dos cursos hídricos.

A Figura 12 esquematiza as ações de recuperação e proteção florestal, sendo destacados os municípios contemplados. As informações foram levantadas a partir dos Relatórios Técnicos Anuais da Fundação Renova. No painel apresentado, o gráfico de barras apresenta os recursos financeiros investidos em cada categoria de ações.

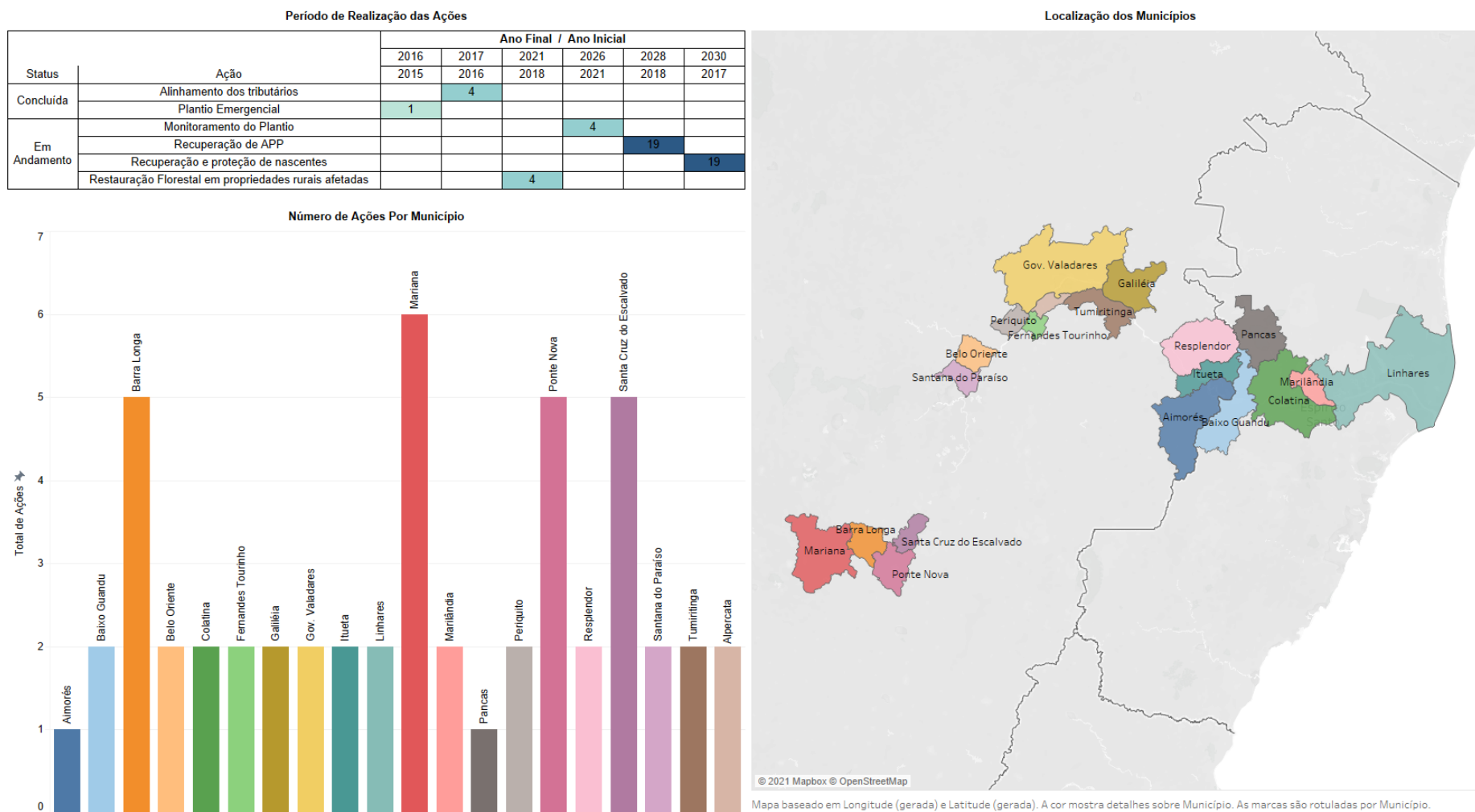
Figura 12: Painel das ações de recuperação e proteção florestal.



No gráfico de barras, observa-se que as ações de recuperação e proteção de nascentes e recuperação de APP são aquelas com maiores valores investidos pela Fundação Renova, correspondendo a R\$ 3,6 bilhões e R\$ 1,5 bilhão, respectivamente. Além disso, os investimentos nestas ações contemplam mais municípios da bacia, conforme apresentado no gráfico de mapa de árvore, situado à direita do painel. Desses municípios, exceto Pancas, todos os outros abrangem, em seus territórios, trechos de calhas de rios impactados pelo rompimento da Barragem de Fundão. O painel apresenta os municípios contemplados em cada tipo de ação, conforme caracterizado na legenda. Cabe ressaltar que as dimensões dos retângulos não estão relacionadas com os valores repassados ou o número de ações.

As ações de restauração florestal em propriedades rurais, monitoramento do plantio e alinhamento dos tributários estão concentradas nos municípios da Área Ambiental 1 (Mariana, Barra Longa, Ponte Nova e Santa Cruz do Escalvado), considerada a região diretamente afetada e submetida a maiores impactos extra calha pelo rompimento da Barragem de Fundão0. A Figura 13 mostra a espacialização dos municípios contemplados pelas ações de reflorestamento.

Figura 13: Municípios contemplados pelas ações de reflorestamento, período de realização das ações e total de ações por município.



Em trechos localizados do ponto onde o rompimento da barragem ocorreu até a UHE Risoleta Neves, observou-se o comprometimento das áreas marginais dos rios afetados em até 200 m, além do acúmulo de rejeitos atingir espessuras de até 10 m, como no caso do distrito de Bento Rodrigues, ao longo do rio Gualaxo do Norte (DA SILVA; VIGLIO; CUNHA, 2016). Toda essa movimentação de lama de rejeito resultou na danificação de uma área de 1.026,65 ha de cobertura vegetal, incluindo uma parcela de Mata Atlântica presente na região (FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016).

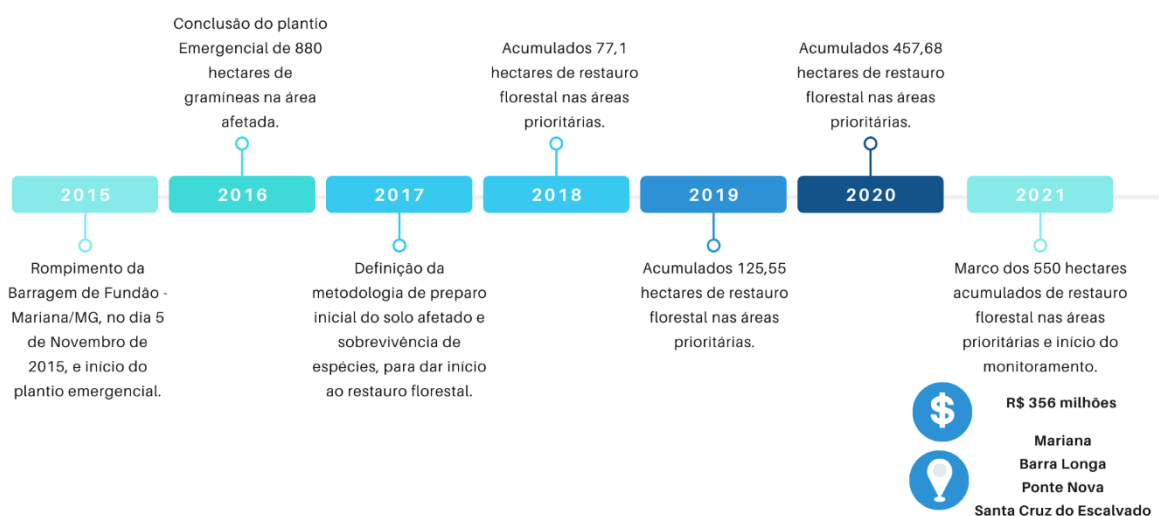
Além disso, um estudo conduzido pela Universidade Federal de Viçosa (UFV) e pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), para a Fundação Renova, mostrou que, das áreas de APPs relativas a matas ciliares na bacia do Rio Doce, com um total estimado em 800 mil ha, 70% estão antropizadas (ausência de cobertura vegetal nativa). O estudo conclui que os maiores passivos relacionados com antropização de APPs se concentram no Médio Rio Doce. No Baixo Rio Doce, os maiores passivos de APPs relacionados com matas ciliares estão situados na região oeste do Espírito Santo, em municípios como São Gabriel da Palha, Vila Valério e Águia Branca, onde os percentuais de antropização variam de 80 a 100%. No que diz respeito às APPs de topo de morro, o referido estudo evidenciou que os maiores graus de antropização se concentram no Médio Rio Doce e no Baixo Rio Doce. A bacia hidrográfica do Rio Santa Joana se destaca na porção espírito-santense com percentuais de antropização que variam de 80 a 100%. A seguir, são apresentadas, para cada ação de recuperação e proteção florestal, linhas do tempo mostrando a evolução.

A Figura 14 indica a ordem cronológica das ações de restauro florestal, por parte da Fundação Renova, desde o momento do rompimento da Barragem de Fundão, até junho de 2021.

Figura 14: Linha do tempo das ações de restauro florestal nas áreas prioritárias.

LINHA DO TEMPO DOS PRINCIPAIS NÚMEROS DO RESTAURO FLORESTAL NAS ÁREAS PRIORITÁRIAS, POR PARTE DA FUNDAÇÃO RENOVA

Baseado nos dados do Programa 25 - REVEGETAÇÃO, ENROCAMENTOS E OUTROS MÉTODOS



As ações foram iniciadas em 2016, ano seguinte ao rompimento da Barragem de Fundão, com o plantio emergencial de 800 ha de gramíneas na área diretamente afetada, com porções situadas nos municípios de Mariana, Barra Longa, Ponte Nova e Santa Cruz do Escalvado.

Em 2017, foi elaborada a metodologia de restauro florestal para a área afetada, visando preparação do solo e sobrevivência das espécies. Desde então, foram restaurados nessa área 550 ha, com investimento de R\$ 356 milhões. Considerando que 1.026,65 ha foram devastados e tiveram coberturas vegetais removidas pela lama na área diretamente afetada (FREITAS; SILVA; MENEZES, 2016), de acordo com os dados levantados, 56,6% foram recuperados após 6 anos do rompimento.

A partir de 2021, foi iniciado monitoramento das áreas restauradas, previsto para ser realizado até 2026, com investimento de R\$ 81 milhões. Nessa etapa, a Fundação Renova está sendo responsável pela manutenção das ações, incluindo roçadas, adubações, combates a formigas e replantios.

A Figura 15 indica a ordem cronológica das ações de recuperação de áreas de preservação permanente (APP), por parte da Fundação Renova, desde o momento do rompimento da Barragem de Fundão até o ano 2020.

Figura 15: Linha do tempo das ações de recuperação de áreas de preservação permanente (APPs)

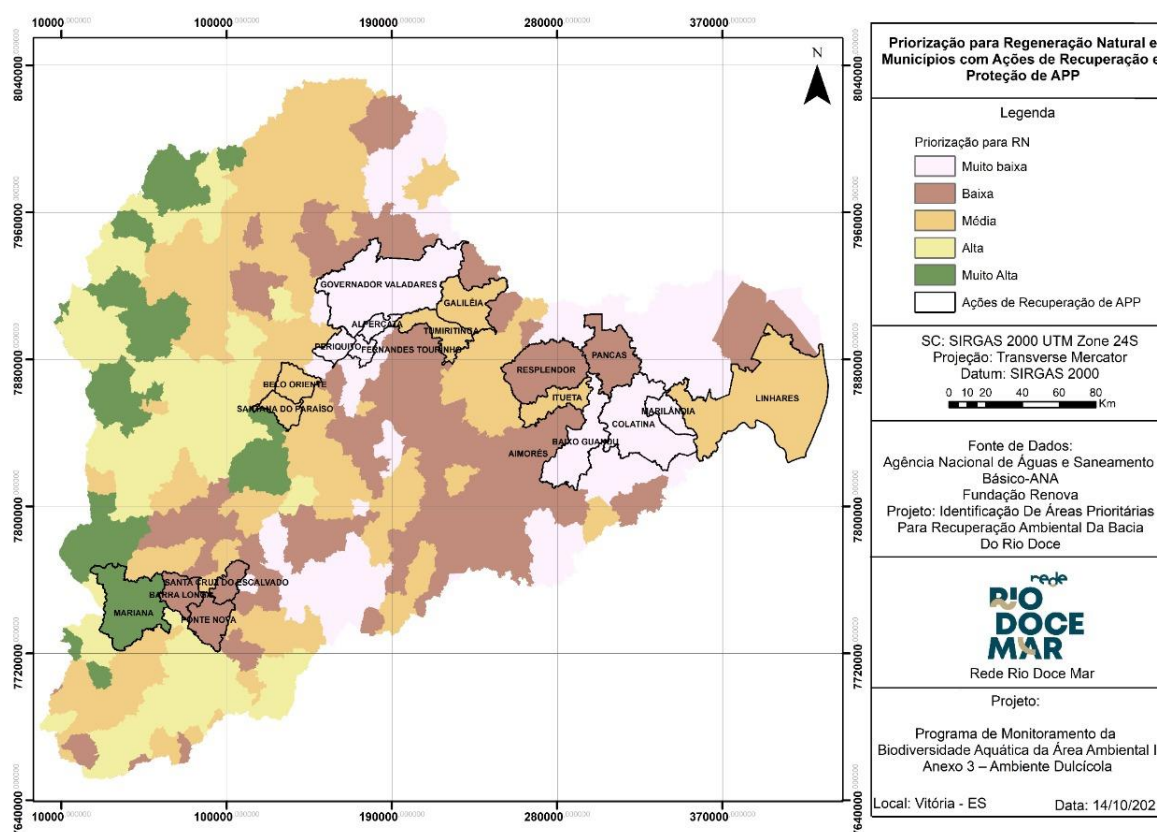


As principais ações de recuperação e proteção de áreas de preservação permanente foram iniciadas em 2017, com o cercamento de APPs em 37 propriedades, no município de Mariana. Em 2018, houve expansão das ações de proteção de APPs, contemplando áreas nos municípios de Galiléia, São Vitor (Governador Valadares), Periquito e Coimbra, no estado de Minas Gerais, bem como em Pancas, Marilândia e Colatina, no estado do Espírito Santo. Destes, apenas Pancas e Coimbra não fazem parte do grupo de municípios diretamente afetados pelo rompimento da Barragem de Fundão.

Até 2028, está previsto investimento de 1,5 bilhão, contemplando os municípios de Mariana, Barra Longa, Santa Cruz do Escalvado, Alpercata, Governador Valadares, Tumiritinga, Galiléia, Resplendor, Itueta, Ponte Nova, Santana do Paraíso, Belo Oriente, Periquito, Fernandes Tourinho, em Minas Gerais, e Marilândia, Pancas, Baixo Guandu, Colatina e Linhares, no Espírito Santo. Todos estes municípios foram diretamente afetados pelos impactos do rompimento da barragem.

O estudo realizado pela UFV e UFMG para a Fundação Renova (2018) incluiu a elaboração de Termo de Referência de Definição de Critérios de Priorização de Áreas para Recuperação Ambiental na Bacia do Rio Doce, identificando municípios que devem ser priorizados para o recebimento das ações de reflorestamento em 10.000 ha e de regeneração em 30.000 ha em áreas de preservação permanente (APPs) degradadas. Na Figura 16, estão mapeados os níveis de priorização para regeneração natural, relacionados às ações de recuperação de APPs.

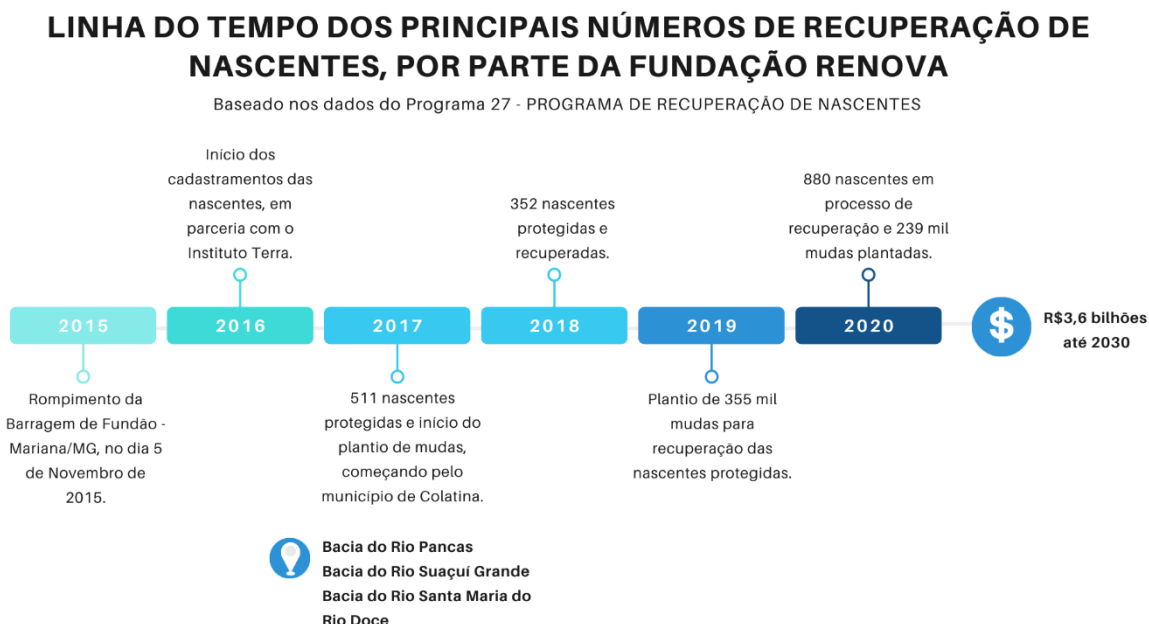
Figura 16: Mapa de priorização para regeneração natural e municípios com ações de recuperação e proteção de APP.



De acordo com a Figura 16, dentre as áreas classificadas como de Muito Alta priorização para ações de regeneração natural, relativas à recuperação de APPs, estão aquelas previstas para o município de Mariana. As ações nos municípios Galiléia, Tumiritinga, Belo Oriente, Santana do Paraíso e Itueta, em Minas Gerais, bem como em Linhares, no Espírito Santo, estão em áreas consideradas de Alta priorização.

A Figura 17 indica a ordem cronológica das ações de proteção de nascentes, por parte da Fundação Renova, desde o momento do rompimento da Barragem de Fundão até o ano 2020.

Figura 17: Linha do tempo das ações de recuperação de nascentes.

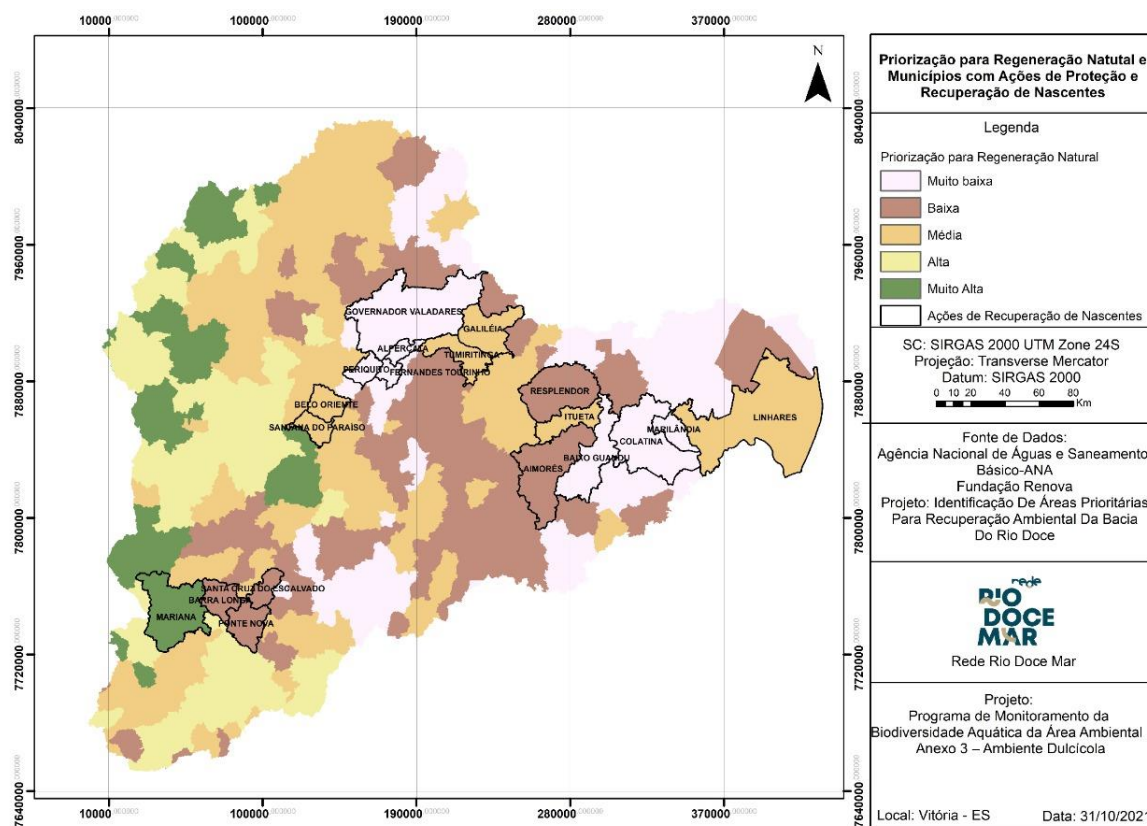


As ações foram iniciadas em 2016, com o cadastramento das nascentes, em parceria com o Instituto Terra. Em 2017, o marco de 511 nascentes protegidas foi alcançado, em regiões das bacias dos rios Suaçuí Grande, em Minas Gerais, e Santa Maria do Rio Doce e Pancas, no Espírito Santo. Dessas nascentes, 352 foram protegidas e recuperadas em 2018. Em 2019, ocorreu plantio de 355 mil mudas para recuperação dessas nascentes protegidas. Em 2020, 880 nascentes entraram em processo de recuperação e 239 mil mudas foram plantadas.

O programa prevê a recuperação de 5.000 nascentes na Bacia do Rio Doce até 2030, demandando investimento previsto de R\$ 3,6 bilhões. O programa visa abranger ainda nascentes localizadas nos municípios de Mariana, Barra Longa, Santa Cruz do Escalvado, Alpercata, Governador Valadares, Tumiritinga, Galiléia, Resplendor, Itueta, Ponte Nova, Santana do Paraíso, Belo Oriente, Periquito, Fernandes Tourinho e Aimorés, em Minas Gerais, bem como em Baixo Guandu, Colatina, Marilândia e Linhares, no Espírito Santo.

Na Figura 18 estão mapeados os níveis de priorização da regeneração natural, relacionado às ações de recuperação de nascentes.

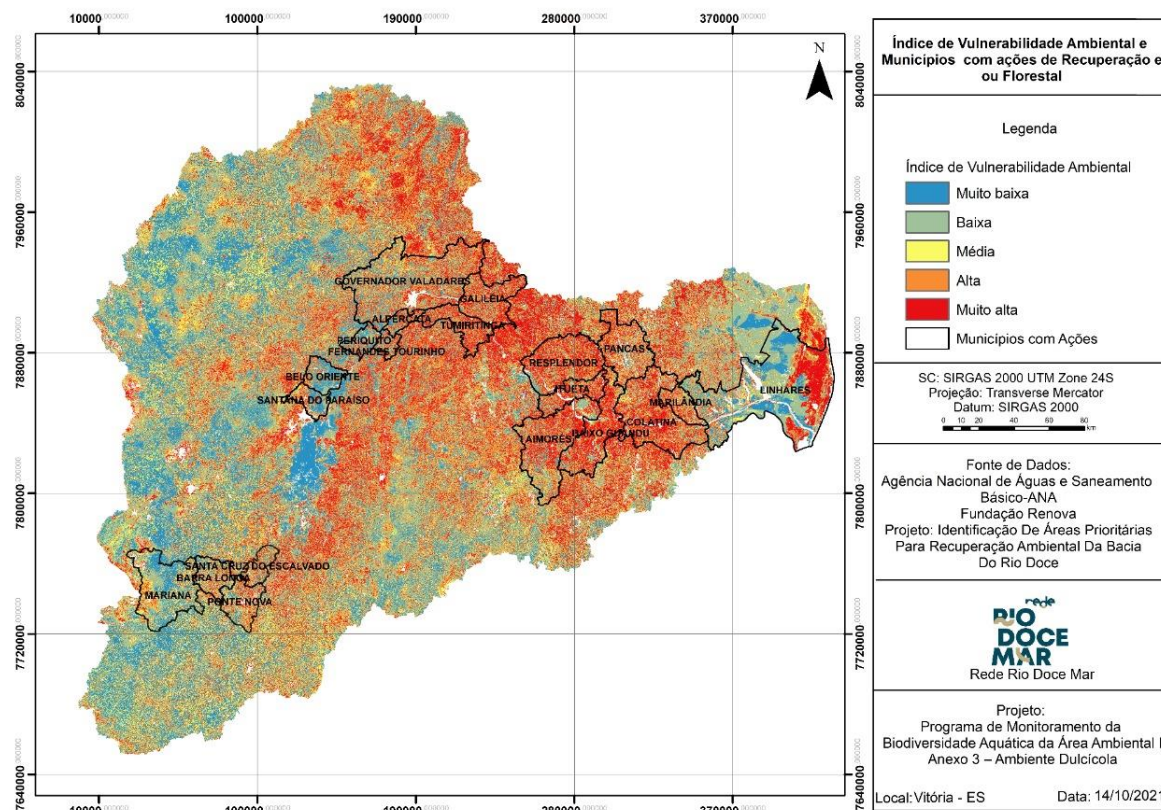
Figura 18: Mapa de priorização para regeneração natural e municípios com ações de proteção e recuperação de nascentes.



De acordo com a Figura 18, dentre as áreas de Muito Alta priorização para ações de regeneração natural relativas às nascentes, estão aquelas previstas para o município de Mariana. As ações nos municípios de Galiléia, Tumiritinga, Belo Oriente, Santana do Paraíso, Itueta e Linhares estão em áreas de Média priorização.

O estudo realizado pela UFV e UFMG para a Fundação Renova (2018) mapeou a vulnerabilidade ambiental na Bacia do Rio Doce, visando à identificação de áreas ou recursos ambientais em risco de ameaças impostas por diminuição ou perda. Na Figura 19, estão mapeados os níveis de vulnerabilidade ambiental da Bacia do Doce, apontando os municípios que foram contemplados com ações de restauro florestal, recuperação e/ou proteção.

Figura 19: Mapa de índice de vulnerabilidade ambiental e municípios com ações de recuperação ou proteção florestal.



Segundo o estudo, observa-se que os maiores índices de vulnerabilidade ambiental ocorrem nas regiões do Baixo Rio Doce, Médio Rio Doce e Foz do Rio Doce, onde está localizada a maioria dos municípios contemplados por ações de reflorestamento. Destaca-se ainda os municípios de Mariana, Barra Longa, Ponte Nova e Santa Cruz do Escalvado, que estão situados em áreas predominantemente apresentando baixos ou muito baixos índices de vulnerabilidade ambiental, que recebem investimentos da Fundação Renova para execução de ações por serem considerados os mais afetados pelo rompimento da barragem.

2.1.2.3 Tema Manejo de Rejeitos

Existem centenas de barragens cadastradas na Bacia do Rio Doce, para diferentes usos da água. Das 266 barragens cadastradas na bacia hidrográfica do Rio Doce, 171 (64%) são para fins diversos como, por exemplo, irrigação (95), hidroeletricidade (48) e abastecimento humano (10). As demais são utilizadas para contenção de rejeitos de mineração (95). Verificou-se que das 171 barragens para fins diversos, 162 apresentavam Classificação de Risco (CR) de rompimento e Potencial de Dano (PD), pela Agência Nacional de Águas (ANA). Para a classificação quanto ao risco, a ANA leva em conta critérios como: características técnicas; estado de conservação; e existência de plano de segurança das barragens. Por outro lado, para a classificação do potencial de dano a ANA leva em consideração

critérios como: volume do reservatório; potencial de perdas de vidas humanas; e potenciais impactos ambientais e socioeconômicos (RRDM, 2020).

Das 162 barragens de usos diversos, 22% se concentram na faixa de baixo risco e alto potencial de dano. Quando considerada essa faixa, todas as barragens, exceto a Usina Hidrelétrica de Mascarenhas (Baixo Guandu/ES), estão localizadas no estado de Minas Gerais (incluindo a Usina Hidrelétrica de Aimorés).

Destaca-se que as barragens classificadas com alto risco e alto potencial de dano, um total de 9%, situam-se na região do Baixo Rio Doce (ES), destinadas à irrigação (10), à regularização (02) e ao abastecimento humano (01).

Coelho (2019) ressalta que barragens como Risoleta Neves, Baguari, Aimorés e Mascarenhas, controlam as vazões diárias do Rio Doce a jusante dos seus barramentos, afetando processos de erosão, transporte e deposição de sedimentos. A alteração do regime hídrico, pela operação dos reservatórios, influencia tanto a geomorfologia dos trechos de rio a jusante como a qualidade de suas águas e sedimentos.

O reservatório da UHE Risoleta Neves, localizado entre os municípios de Santa Cruz do Escalvado e Rio Doce, em Minas Gerais, teve papel fundamental na contenção de rejeitos provenientes do rompimento da Barragem de Fundão, impedindo que parte do material fosse para a calha do Rio Doce. A região da usina é considerada uma das áreas mais críticas atingidas pela lama, carecendo de ações de limpeza no reservatório, que envolvem obras de recuperação das margens e dragagem.

No que diz respeito ao manejo de rejeitos e controle da produção/aporte de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Doce, foram identificadas ações no âmbito do programa 09 da Fundação Renova, “Recuperação do Reservatório da UHE Risoleta Neves”, visando restabelecimento das condições de operação da Usina Hidrelétrica Risoleta Neves por meio da implantação de ações de desassoreamento na área de alagamento da hidrelétrica e de reparo de infraestrutura.

A Figura 20 indica a ordem cronológica das ações de recuperação da UHE Risoleta Neves, por parte da Fundação Renova, desde o momento do rompimento da Barragem de Fundão até o ano de 2020.

Figura 20: Linha do tempo das ações de recuperação da UHE Risoleta Neves

LINHA DO TEMPO DOS PRINCIPAIS NÚMEROS DE RECUPERAÇÃO DO RESERVATÓRIODA UHE RISOLETA NEVES, POR PARTE DA FUNDAÇÃO RENOVA

Baseado nos dados do Programa 09- Recuperação do Reservatório da UHE Risoleta Neves



A limpeza do reservatório foi iniciada em fevereiro de 2016, visando dar condições à usina de retomar sua operação. O bombeamento retira do reservatório os sedimentos, que são formado por 80% de água e 20% de rejeito. Esse material é acomodado na Fazenda Floresta, localizada a 3 km da usina. Até abril de 2021, estima-se que 959 mil m³ de material foram bombeados do reservatório da Usina Risoleta Neves. O cumprimento da meta relativa às atividades de dragagem permaneceu em 7%, tendo sido planejado avanço físico na ordem de 79% até 2021.

No que se refere ao avanço físico das obras de recuperação das margens, o planejamento apontava que em agosto de 2020 as obras deveriam ter sido finalizadas. O avanço físico relativo a estas atividades, até 2021, foi de 64%.

2.1.2.4 Tema Esgotamento Sanitário

O lançamento de esgoto sem tratamento nos corpos hídricos é uma das principais pressões ambientais existentes na Bacia do Rio Doce, além influenciar no fluxo de nutrientes e eutrofização de corpos hídricos (CHÃO, 2006; MOTA, 2000), afetando o equilíbrio entre as comunidades aquáticas (VON SPERLING, 2007).

A SEAMA (2018a) estimou que a carência de coleta e tratamento de esgoto na porção capixaba da Bacia do Rio Doce é responsável pelo aporte de 14,8 t.dia⁻¹ de DBO remanescente em seus corpos hídricos. O referido montante corresponde a 78,3% de todo aporte de carga orgânica estimado para a porção capixaba (18,9 t.dia⁻¹). A carência de infraestrutura adequada de coleta e tratamento de esgoto na Bacia do Rio Doce já era evidente antes mesmo do rompimento da barragem de rejeitos, em 2015, e foi ressaltada no PIRH-Doce (IGAM, 2010).

As ações da Fundação Renova quanto ao esgotamento sanitário se dão no âmbito do Programa Coleta e Tratamento de Esgoto e Destinação Adequada de Resíduos Sólidos (PG031), como medidas de compensação pelos danos causados. As informações apresentadas neste relatório foram levantadas a partir dos Relatórios Técnicos Anuais da Fundação Renova.

A área de atuação do PG031 é compreendida por municípios banhados pelo Rio Doce e pelos trechos impactados do Rio Gualaxo do Norte e Rio Carmo, totalizando 39 municípios, sendo 4 pertencentes ao Estado do Espírito Santo e 35 ao Estado de Minas Gerais. Além de repasse financeiro, as ações do PG031 compreendem apoio e preparação de equipes técnicas municipais para elaboração/execução de planos municipais de saneamento e elaboração/execução de projetos e obras de sistemas de tratamento de esgoto.

O PG031 prevê a disponibilização de recursos financeiros no valor de R\$ 500 milhões pela Fundação Renova, sendo que desse montante, até setembro de 2021, foram identificados repasses aos municípios na ordem de R\$ 15.013.762,00 para ações afins ao esgotamento sanitário.

A Figura 21 apresenta painel com síntese de informações sobre o status do repasse financeiro aos municípios contemplados pelo PG031. É possível identificar a qual grupo de situação cada município pertence. A Figura 22 apresenta a localização dos municípios abrangidos pelo PG031.

Figura 21: Síntese de Informações da Situação do Repasse do PG031

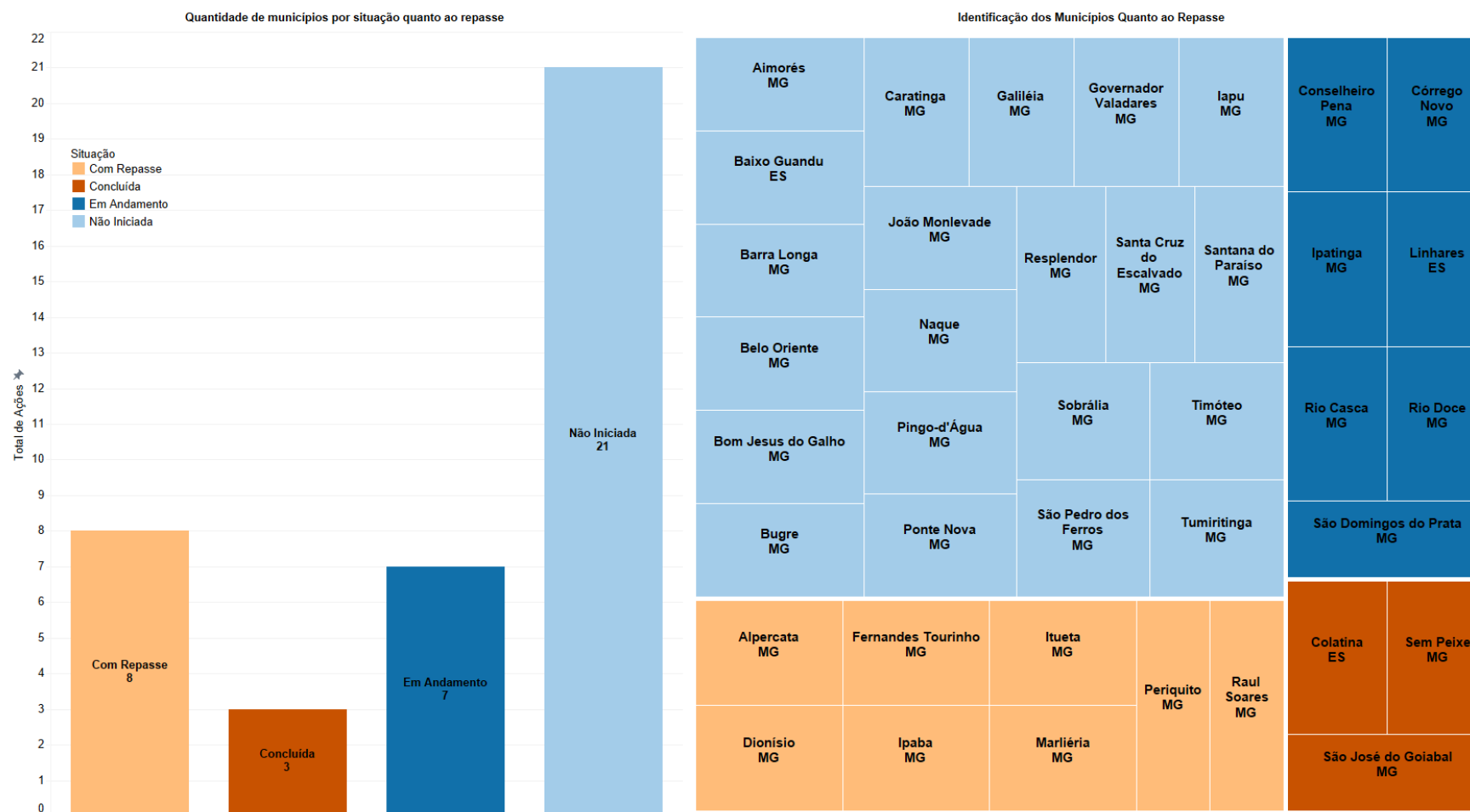
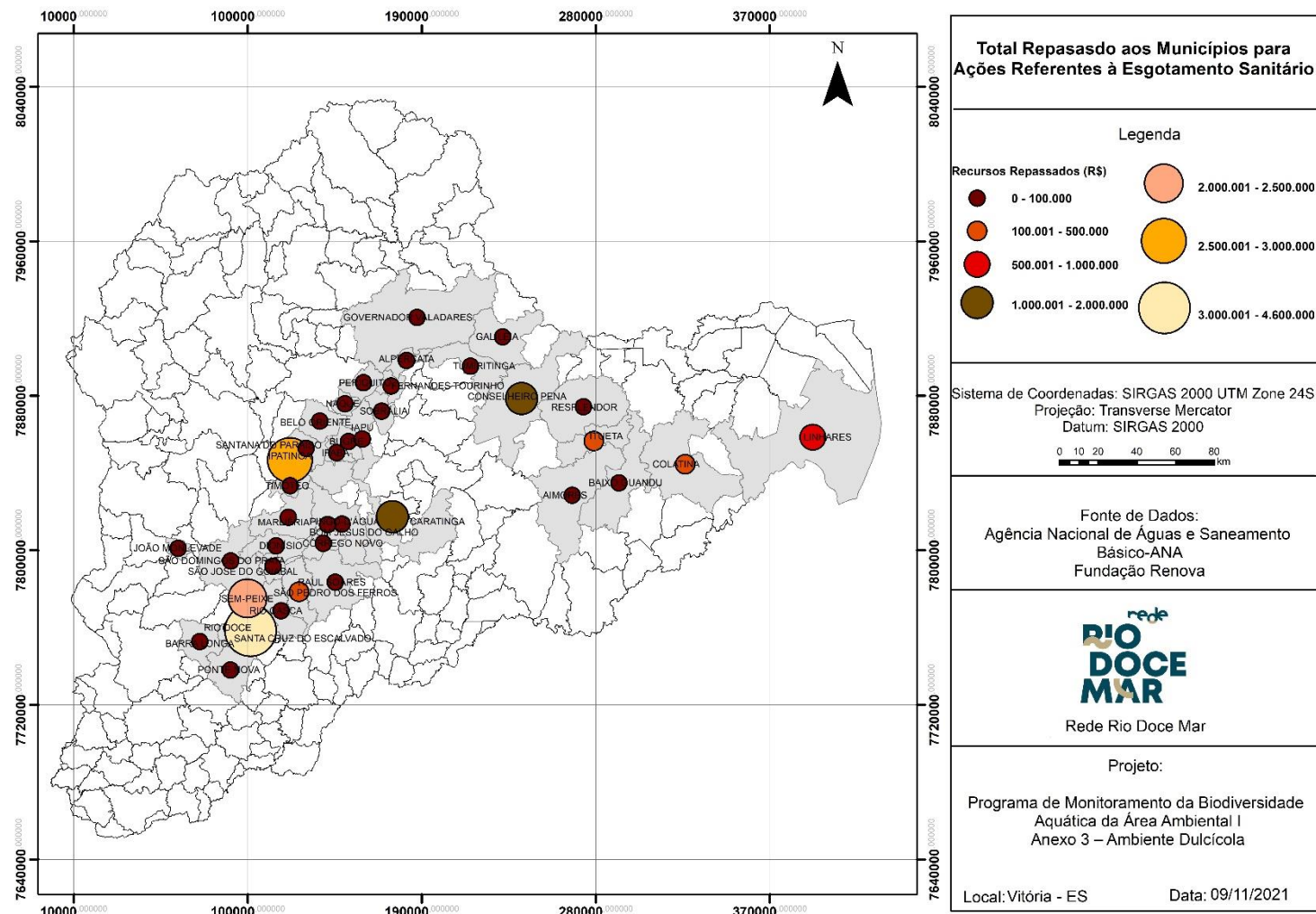


Figura 22: Localização dos municípios participantes do PG031 e recursos repassados (R\$)



Os 39 municípios contemplados pelo PG031 foram categorizados quanto às suas situações, quanto aos repasses financeiros e às obras oriundas. Para 21 municípios foi identificado que os repasses não foram iniciados; oito já contam com repasses, porém ainda não iniciaram obras; sete possuem obras em andamento e três estão com as obras concluídas.

Os maiores valores de repasse até o ano de 2021 feitos pela Fundação Renova foram para os municípios de São José do Goiabal (R\$ 4.600.000,00), Ipatinga (R\$ 2.593.080,00), Sem-Peixe (R\$ 2.072.000,00) e Colatina (R\$2.000.000,00).

Em relatórios anteriores do PMBA/Fest-RRDM, foi diagnosticada e discutida a situação crítica da coleta e tratamento de esgoto na bacia, a partir da análise de indicadores do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). No primeiro ano de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, verificou-se que a precariedade do saneamento básico é uma das principais pressões sobre a disponibilidade hídrica regional, seja em termos quantitativos, devido às captações para abastecimento de água e perdas por vazamento, seja em termos qualitativos, devido ao aporte de matéria orgânica e nutrientes aos corpos hídricos. O lançamento de efluentes domésticos consiste em pressão ambiental relacionada com o indutor urbanização (RRDM, 2019).

Na Tabela 3 é apresentado resumo das principais informações acerca das condições de esgotamento sanitário na bacia hidrográfica do Rio Doce, destacando os municípios participantes do PG031. IN015 corresponde ao Índice de coleta de esgoto e IN016 ao Índice de tratamento de esgoto.

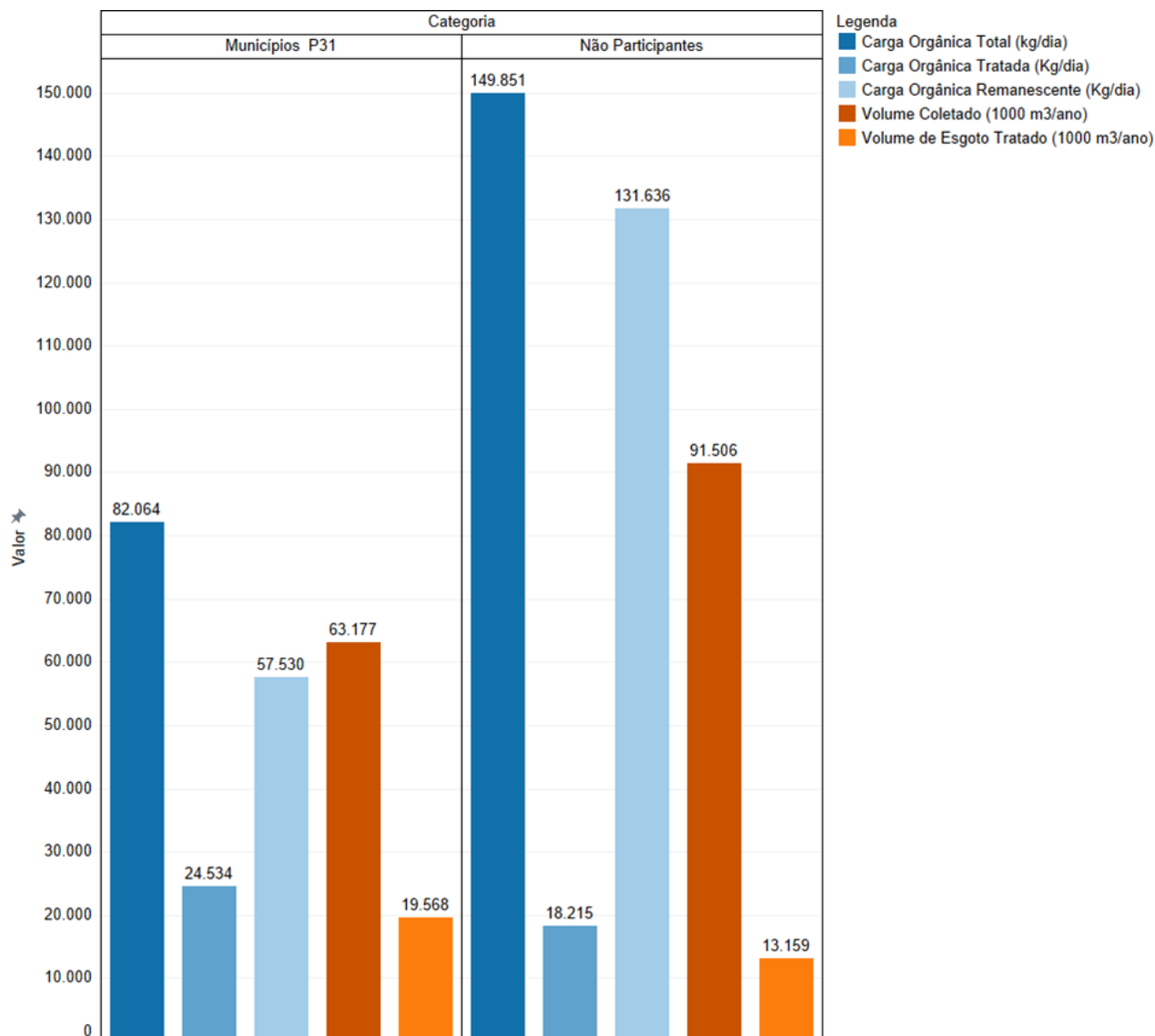
Tabela 3: Visão geral do esgotamento sanitário na bacia hidrográfica do Rio Doce

Categoria	População	Nº de Municípios	IN 015 (%)	IN 016 (%)
Bacia hidrográfica do Rio Doce	4.294.709	228	62	15
Não Participantes	2.775.010	189	60	14
Municípios PG031	1.519.699	39	74	22

As informações apresentadas na Tabela 3 foram estimadas a partir da base de dados do SNIS, sendo apresentadas as médias dos IN015 e IN016 para todos os municípios da bacia do Rio Doce, para os municípios não contemplados e para os contemplados no PG031, correspondendo respectivamente a 62%, 60% e 74%; e 15%, 14% e 22%.

A Figura 23 apresenta dados referentes às estimativas de Carga Orgânica Total (kg/dia), Carga Orgânica Tratada (kg/dia), Carga Orgânica Remanescente (kg/dia), Volume de Esgotos Coletado (parâmetro ES005 do SNIS) e Volume de Esgotos Tratado (parâmetro ES006 do SNIS), de modo agregado, para o conjunto de municípios da Bacia do Rio Doce contemplados no PG031 e para os demais municípios.

Figura 23: Caracterização dos grupos de municípios quanto a carga e volume de esgotos domésticos



Embora o grupo de municípios contemplados pelo PG031 corresponda apenas a 17% dos municípios da Bacia do Rio Doce, seus valores de Carga Orgânica Total e Carga Orgânica Remanescente equivalem a, respectivamente, 35,4% e 30,4% dos valores correspondentes a toda a bacia. Estas percentagens se justificam pelo contingente populacional presente no grupo de municípios contemplados com o PG031, o qual corresponde a cerca de 35% da população total da bacia, bem como pelos baixos índices de tratamento de esgoto nos municípios incluídos neste grupo. De todo o volume de esgotos que é coletado na Bacia do Rio Doce, o grupo de municípios contemplados no PG031 produz 40,8%. Quanto ao volume total de esgotos que recebe tratamento, este corresponde a 59,8% do total.

A Figura 24 apresenta a espacialização da Carga Orgânica Total, enquanto a Figura 25 apresenta a espacialização da Carga Orgânica Remanescente.

Figura 24: Espacialização da Carga Orgânica Total Estimada

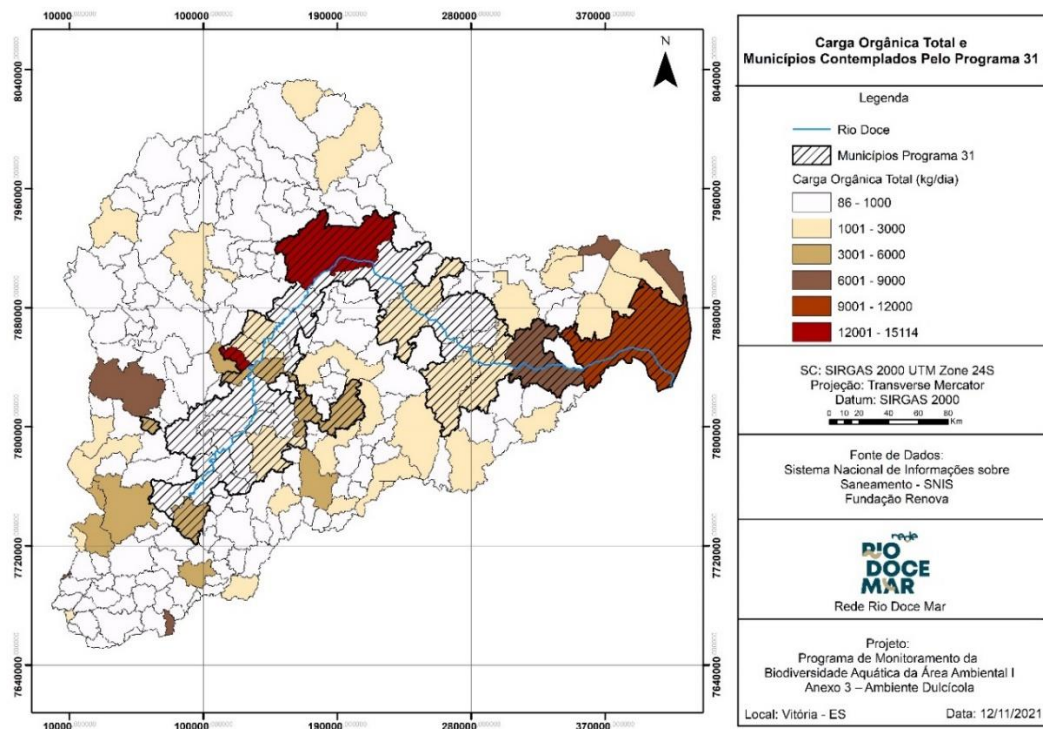
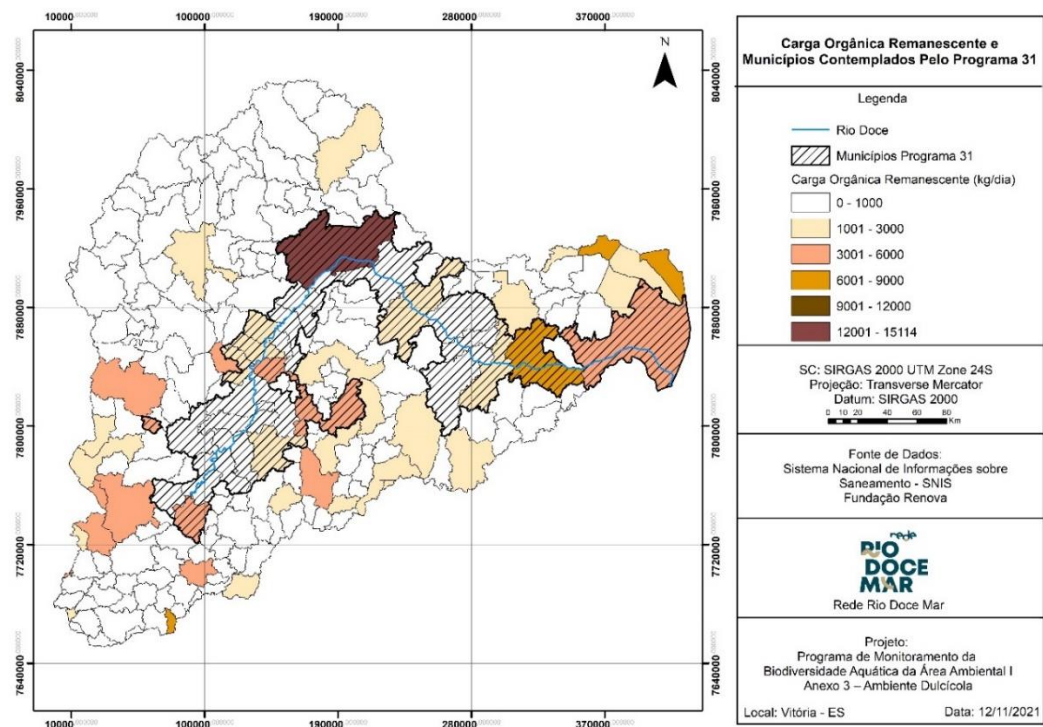
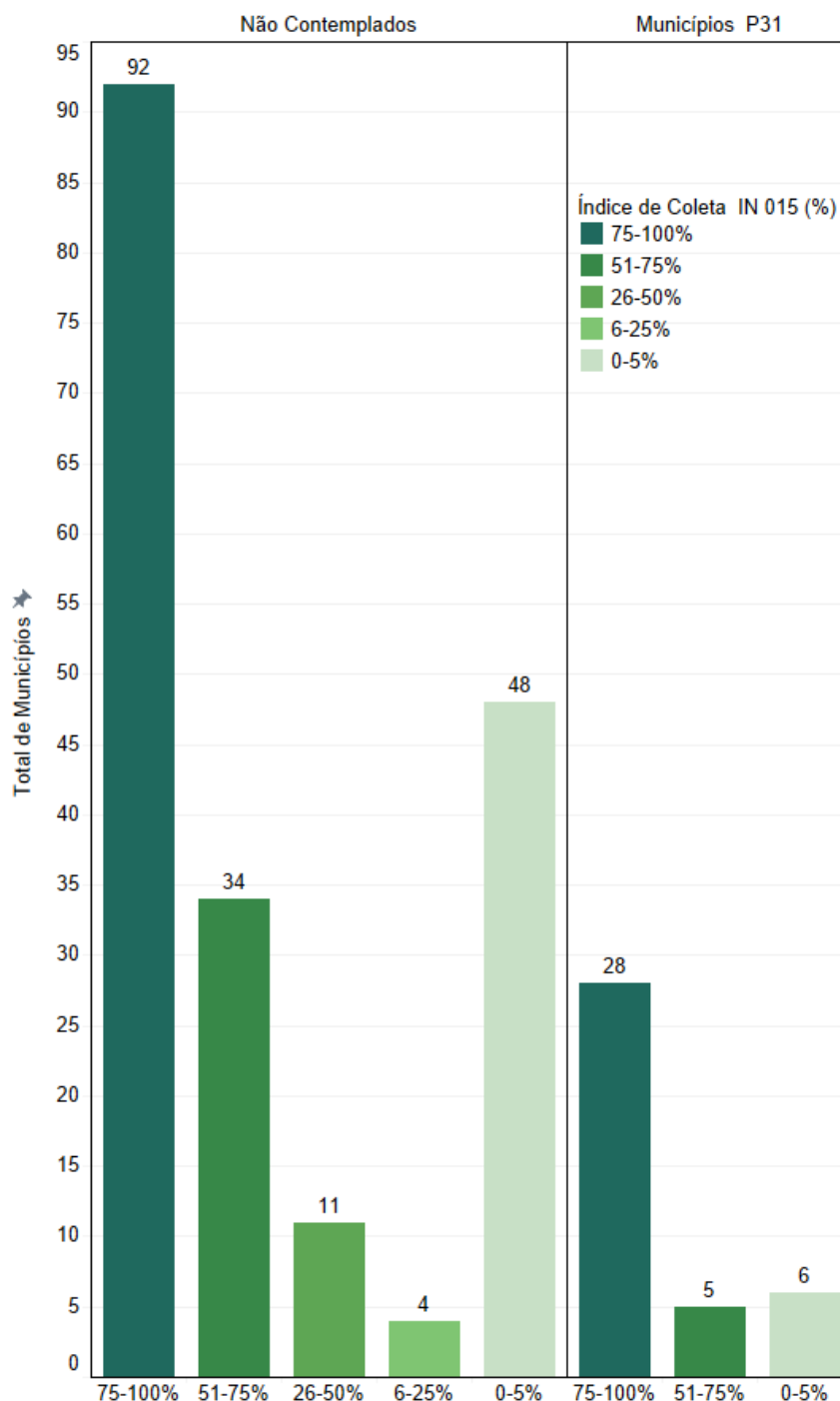


Figura 25: Espacialização da Carga Orgânica Remanescente Estimada



A Figura 26 mostra a categorização dos municípios em 5 diferentes faixas de atendimento ao IN015.

Figura 26: Distribuição dos municípios por faixas quanto ao Índice de Coleta IN015 (%) do SNIS

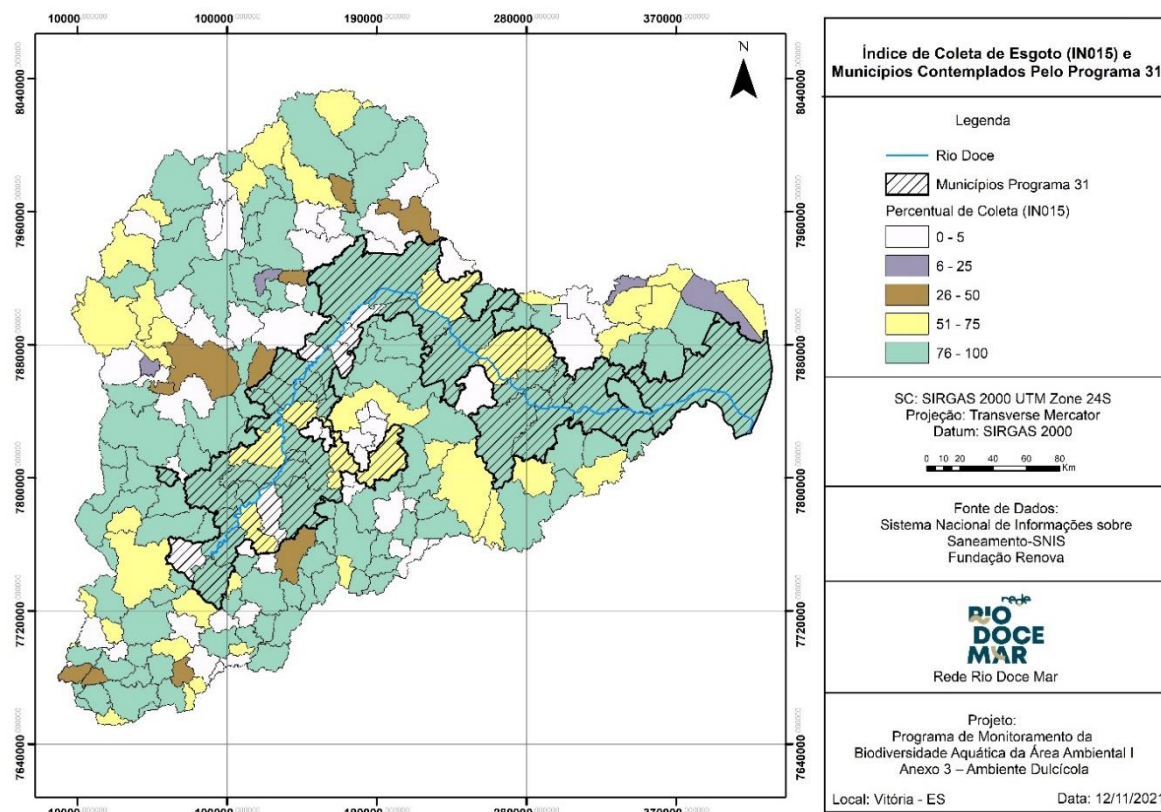


De acordo com esta categorização, 27 municípios do conjunto do PG031 (69,2%) possuem de 0 a 5% de atendimento por tratamento de esgotos, sendo que 154 municípios do conjunto de não contemplados (81,5%) também apresentam atendimentos nesta faixa. Do grupo de contemplados, 5 municípios apresentam índices de atendimento por tratamento de esgotos na faixa de 76% a 100%, ou

seja, cerca de 12,8%, enquanto para o restante da bacia, 23 municípios apresentam índices dentro desta mesma faixa de atendimento, correspondendo a aproximadamente 12,2%.

A Figura 27 apresenta a espacialização do IN015 do SNIS para os municípios da Bacia do Rio Doce.

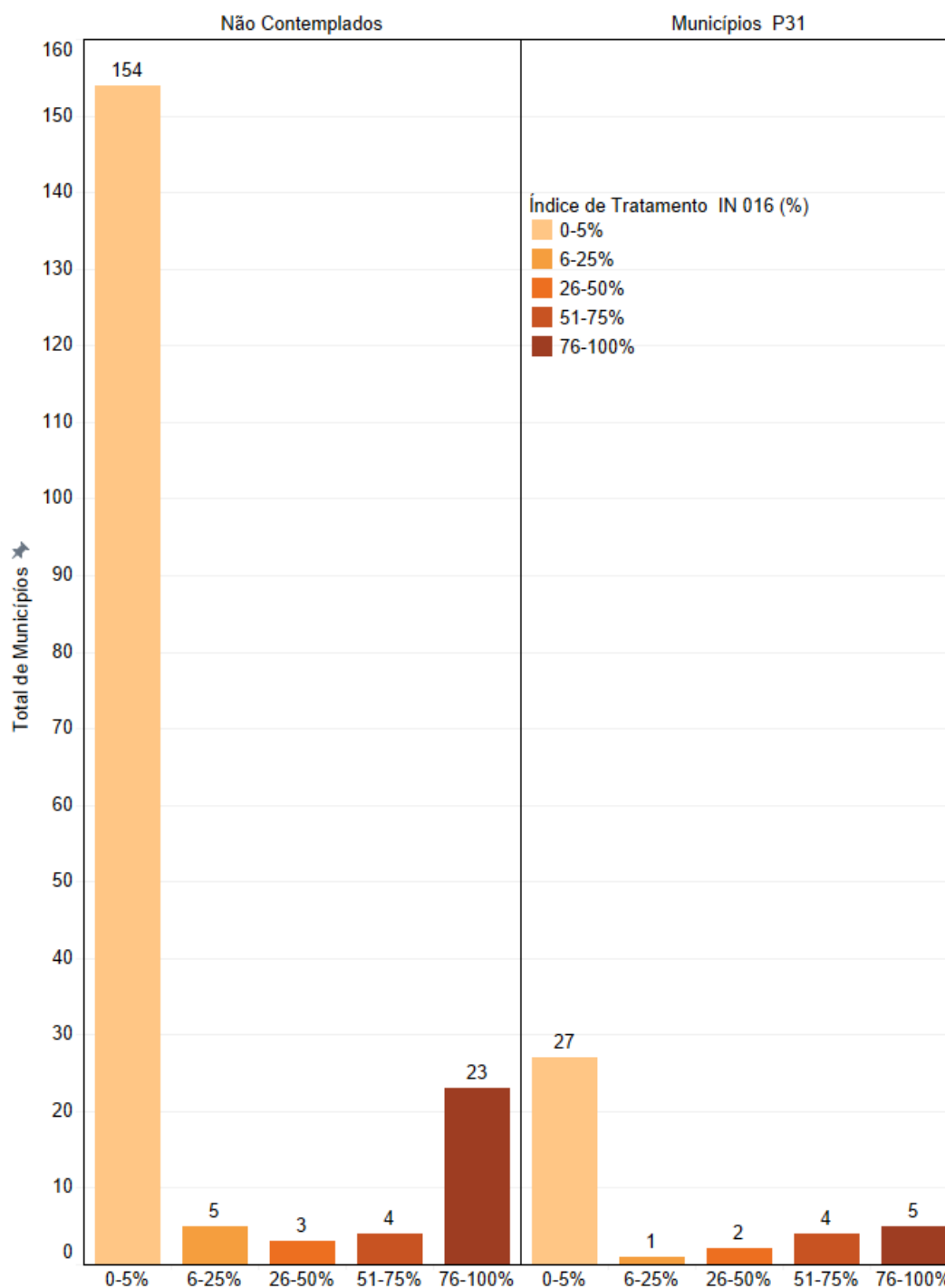
Figura 27: Espacialização do indicador IN015 para os municípios da bacia do Rio Doce, destacados os do PG031



É possível observar um significativo número de municípios apresentando IN015 na faixa de 76 a 100%. Entretanto, cabe ressaltar que a Bacia do Rio Doce apresenta 108 municípios com IN015 menor que 76% de coleta, estando 11 deles contemplados no PG031.

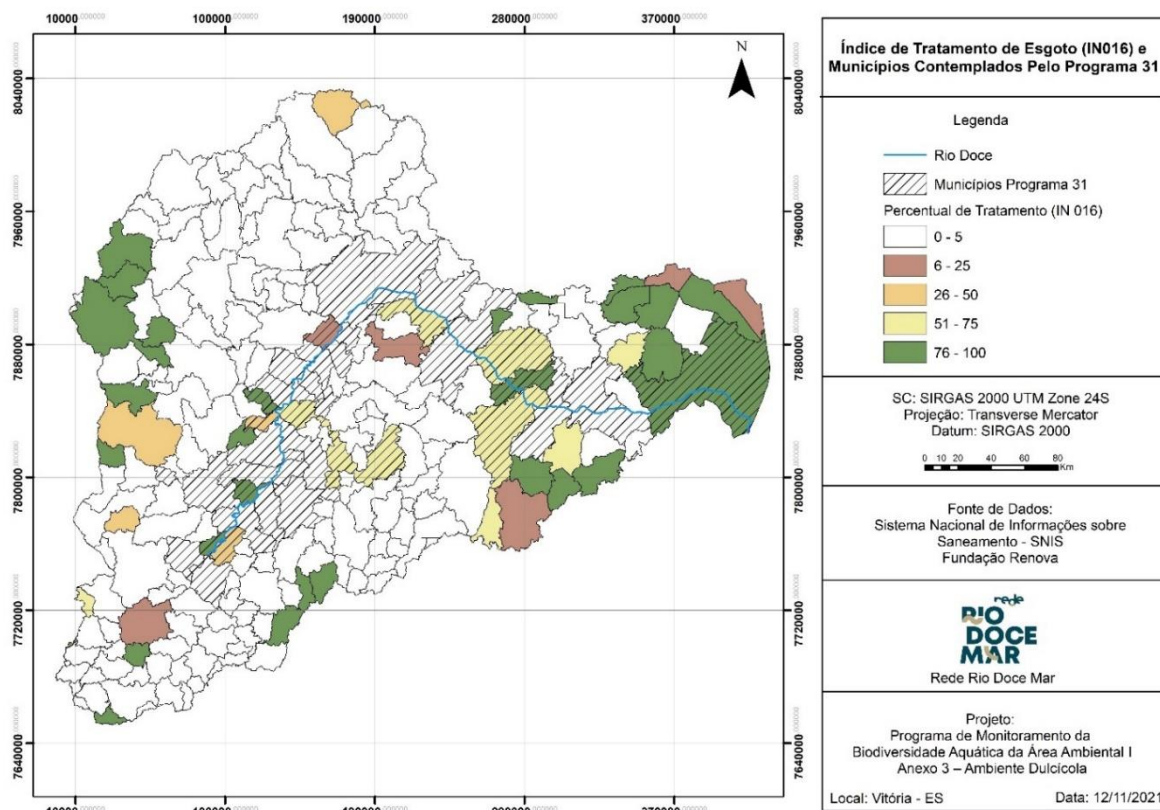
A Figura 28 apresenta a categorização dos municípios em 5 diferentes faixas de atendimento ao IN016.

Figura 28: Distribuição dos municípios por faixas quanto ao Índice de Tratamento IN016 (%) do SNIS



A Figura 29 apresenta a espacialização do IN016 do SNIS para os municípios da Bacia do Rio Doce. Neste mapa, os municípios foram agrupados por faixas de atendimento por tratamento de esgotos, diferenciando o conjunto de municípios contemplados daqueles não contemplados pelo PG031.

Figura 29: Espacialização do indicador IN016 para os municípios da bacia do Rio Doce, destacados os do PG031



Na Figura 29 é possível observar a localização e o alto número de municípios cujos percentuais de atendimento por tratamento de esgotos se encontram na faixa de 0 a 5%. Pode ser observado ainda o baixo número de municípios com percentuais acima de 75%.

Não foram encontradas informações sobre eficiências de remoção e tecnologias a serem implementadas nas ETEs a serem construídas com repasses previstos no PG031, nem o detalhamento dos incrementos previstos para os índices de coleta. Esta indisponibilidade de informações não permitiu estimativas das magnitudes dos impactos do PG031 sobre o quadro de esgotamento sanitário da bacia do Rio Doce e, consequentemente, sobre a qualidade dos recursos hídricos dela.

O PG031 é uma medida de compensação aos municípios diretamente atingidos pelo rompimento da Barragem de Fundão. Por este motivo, contempla apenas municípios banhados pelo Rio Doce e pelos trechos impactados do Rio Gualaxo do Norte e Rio Carmo.

2.1.2.5 Síntese, Conclusões Preliminares e Recomendações

O Quadro 1 apresenta síntese das ações realizadas pela Fundação Renova quanto aos temas de Reflorestamento e Recuperação Vegetal, Manejo de Rejeitos e Esgotamento Sanitário.

Quadro 1: Síntese de ações.

Tipo de Ação	Meta	2016	2017	2018	2019	2020	Cumprimento da meta até 2020
Restauração Florestal	Revegetar inicialmente 800 hectares e, em seguida recuperar, 2.000 hectares na área ambiental 1.	Conclusão do plantio emergencial de 880 hectares de gramíneas na área afetada.	Definição da metodologia de preparo inicial do solo afetado e sobrevivência de espécies, para dar início ao restauro florestal.	Acumulados 77,1 hectares de restauro florestal nas áreas prioritárias.	Acumulados 125,55 hectares de restauro florestal nas áreas prioritárias.	Acumulados 457,68 hectares de restauro florestal nas áreas prioritárias.	27,50%
Recuperação de APP	Recuperar 40.000 hectares de Áreas de Preservação Permanente (APPs) degradadas na Bacia do Rio Doce. Desta área, 10.000 hectares deverão ser executados por meio de reflorestamento e 30.000 hectares deverão ser executados por meio de regeneração.	Atividades não iniciadas	Cercamento de APPs em 37 propriedades	Proteção de 556 hectares de APPs.	735,7 hectares plantados em APPs e APPs de nascentes.	Plantio e condução de 595,52 ha em APPs.	Recuperação por reflorestamento: 5,95%
Recuperação de Nascentes	Recuperar cinco mil nascentes, sendo 500 por ano.	Início dos cadastramentos das nascentes, em parceria com o Instituto Terra.	511 nascentes protegidas e início do plantio de mudas, começando pelo município de Colatina.	352 nascentes protegidas e recuperadas.	Plantio de 355 mil mudas para recuperação das nascentes protegidas	880 nascentes em processo de recuperação e 239 mil mudas plantadas.	17,60%

Tipo de Ação	Meta	2016	2017	2018	2019	2020	Cumprimento da meta até 2020
Recuperação do reservatório da UHE Risoleta Neves	Restabelecimento das condições de operação da Usina Hidrelétrica Risoleta Neves por meio da implantação de ações de desassoreamento na área de alagamento da hidrelétrica e de reparo de infraestrutura.	Iniciada a limpeza do reservatório.	Dragagem acumulada de 34.561 m³ na área situada 400m a montante do barramento da Hidrelétrica e recuperação de 13 pontos de margens.	Dragagem acumulada de 959.382 m³ na área situada 400m a montante do barramento da Hidrelétrica e recuperação de 30 pontos de margens.	Recuperação de 13 pontos de margens.	Dragagem acumulada de 959.382 m³ na área situada 400m a montante do barramento da Hidrelétrica.	Dragagem: 7% Recuperação de margens: 64%
Esgotamento Sanitário	O Programa de Coleta e Tratamento de Esgoto e de Destinação de Resíduos Sólidos tem cunho compensatório e prevê a disponibilização de recursos financeiros pela Fundação Renova, no valor de R\$ 500 milhões, aos municípios da área ambiental 2 (banhados pelo rio Doce e pelos trechos impactados dos rios Gualaxo do Norte e Carmo).	Atividades não iniciadas	Atividades não iniciadas	Atividades não iniciadas	Início das obras nos municípios de São José do Goiabal e Sem-Peixe, em Minas Gerais (MG).	Início das obras nos municípios de Ipatinga, Córrego Novo, São Domingos do Prata, Conselheiro Pena, Rio Casca e Rio Doce, em Minas Gerais (MG) e Linhares, no Espírito Santo (ES). Conclusão das obras nos municípios de São José do Goiabal e Sem-Peixe, em MG.	18% dos municípios selecionados tiveram suas obras iniciadas, 8% tiveram suas obras concluídas, 20% receberam ao menos uma parcela do repasse financeiro e 54% dos municípios não receberam repasse.

No Quadro 1, as colunas apresentam os tipos de ações, as metas relativas às mesmas, bem como suas evoluções, entre 2016 e 2020, além de estimativas de percentuais de atendimento às respectivas metas, até este último ano.

Nos relatórios anteriores, relativos aos Anos 1 e 2 do PMBA, foi apresentado diagnóstico da Bacia do Rio Doce, além das principais intervenções e ações desenvolvidas visando compensação e recuperação relacionadas com compensação de impactos e recuperação de recursos ambientais. A caracterização foi focada no caráter qualitativo das ações e permitiu a identificação de temas relacionados com ações que deveriam ser aprofundados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM.

No ano 3 do PMBA/Fest-RRDM, ao qual se refere o presente relatório, tentou-se desenvolver estimativas visando previsão e quantificação de impactos das ações sobre aspectos relacionados com recursos hídricos da bacia. Porém, essa quantificação não alcançou o êxito esperado, devido ao insuficiente detalhamento das informações disponíveis a respeito das ações. Como exemplos de informações que poderiam contribuir para estimativas quantitativas podem ser citados mapas, em escalas adequadas, dos locais onde as ações de recuperação de APPs foram desenvolvidas ou estão previstas, informações a respeito das comunidades alvos das ações de melhoria de saneamento básico e especificações de tecnologias e eficiências esperadas para os sistemas de tratamento de esgotos implantados ou previstos.

Desta forma, só foi possível apresentar neste relatório um maior detalhamento da evolução das ações viabilizadas com recursos da Fundação Renova relacionadas com melhorias quali-quantitativas dos recursos hídricos da bacia, mais especificamente com fluxos de água/solutos e sedimentos e com qualidade de água.

Pelo exposto no presente relatório, fica evidente o esforço da Fundação Renova em atender as demandas do Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta (TTAC) quanto às ações de compensação e recuperação ambiental.

Da análise das informações disponíveis a respeito das ações desenvolvidas ou planejadas, conclui-se que se faz importante o desenvolvimento de estudos técnicos e científicos visando otimização dos benefícios das aplicações de recursos financeiros quanto aos recursos hídricos e ambientais e à biodiversidade aquática.

Deve-se, contudo, ressaltar que de acordo com o Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta (TTAC), seção IV, subseção IV.1, cláusula 169, parágrafo Segundo: “À FUNDAÇÃO não caberá a execução das ações previstas no caput nem a seleção dos municípios a serem contemplados, ficando a mesma apenas obrigada pela disponibilização dos referidos recursos, observados os procedimentos da política de compliance da FUNDAÇÃO.” Ou seja, a seleção dos municípios participantes do PG031, assim como a condução das obras, não é de responsabilidade da Fundação Renova. Apesar deste fato, desenvolvimento de estudos técnicos e científicos poderia contribuir para melhor tomada de decisão no que se refere às ações de compensação e recuperação.

Um fato importante relativo ao detalhamento das informações diz respeito à localização precisa das ações. Grande parte das informações disponíveis acerca de ações têm como localizações geográficas apenas os municípios contemplados com investimentos. Considerando as características específicas de grande parte das ações, o detalhamento apenas a nível de município é insuficiente para previsão e estimativa dos possíveis impactos sobre os recursos hídricos e a biodiversidade na bacia do Rio Doce e em suas sub-bacias. Desta forma, recomenda-se levantamento das localidades geográficas mais precisas das ações de compensação e de recuperação ambiental que permita disponibilização da localização de vértices por coordenadas geográficas camadas vetoriais georreferenciadas para ações não pontuais.

A falta de caracterização mais detalhada das ações, fundamentada inclusive em fiscalização e monitoramento das aplicações de recursos, dificulta e pode inviabilizar previsão e acompanhamento efetivo e eficiente de seus impactos. Recomenda-se, então, a adaptação do Portal da Transparência da Fundação Renova, de modo a permitir o acompanhamento das ações ambientais em maior detalhe e não apenas a título de identificação dos programas em cada município e de recursos repassados.

Buscando maior benefício das ações de reflorestamento quanto ao fluxo de sedimentos e água na bacia, principalmente as relacionadas com APPs e nascentes, recomenda-se que estas sejam planejadas considerando resultados de estudos como aquele realizado pela UFV e a UFMG para a Fundação Renova (2018).

De modo geral, tem sido priorizado majoritariamente, para execução de ações, municípios atingidos diretamente pelos impactos do rompimento da Barragem de Fundão. Contudo, visando maximização dos benefícios da aplicação de recursos financeiros quanto aos aspectos ambientais da bacia do Rio Doce e de sub bacias, seria de grande importância que a escolha de locais para desenvolvimento de ações fosse embasada em resultados de estudos técnicos e científicos.

2.1.3 Caracterização dos fluxos de sedimentos, nutrientes e metais

Durante as cheias do rio ocorre intensificação do transporte de sedimentos e de poluentes ao longo da calha, atingindo a região marinha. Para avaliação do aporte foram feitas estimativas de fluxos de sedimentos, nutrientes e metais totais (Al, Fe e Mn) na coluna d'água na estação amostral E21, localizada em frente ao porto de Linhares/ES (ver *MAPMBAS1.xlsx*), considerada como seção de referência de toda a contribuição da bacia hidrográfica para o aporte ao mar.

Os resultados obtidos nos monitoramentos sedimentométricos realizados nas estações E21 e E22 são apresentados no *Material Suplementar A3DIFS2, Tabela 89 e Tabela 90*. Cabe observar que as descargas sólidas totais não correspondem à soma das descargas de fundo e de suspensão. Existe uma zona não amostrada, para qual são feitas extrapolações no cálculo da descarga total.

Foram feitos ajustes de curvas de descargas sólidas de sedimentos totais e suspensos para a estação E21, localizada em Linhares (*Material Suplementar A3DIFS2, Figura 67*). A partir desses ajustes, foram estimadas as descargas sólidas diárias de sedimentos totais e suspensos (Figura 30). Cabe observar

que foi feita extrapolação para obtenção de descargas de sedimentos, para valores de níveis d'água que ficaram fora do intervalo para o qual foi obtida a curva. A curva de descarga de sedimentos de fundo não apresentou bom ajuste e, por isso, não foi utilizada nessa análise. Contudo, os fluxos instantâneos mostraram o comportamento sazonal da descarga de fundo, apresentando estimativas de valores nulos, em períodos secos, e valores mais elevados em períodos chuvosos, da ordem de 3.500 t.d⁻¹ na campanha de mar/2020 para estação E21, e 6900 t.d⁻¹ na campanha de jan/2020 para estação E22 (*Material Suplementar A3DIFS2, Tabela 89 e Tabela 90*).

Considerando as estimativas de valores médios de descargas de sedimento em suspensão para os três anos de monitoramento, o período chuvoso do Ano 2 apresentou valores médios muito superiores (10.695 t.d⁻¹), em relação aos estimados para o Ano 1 (1.668 t.d⁻¹) e Ano 2 (4.505 t.d⁻¹), respectivamente. Os sedimentos suspensos corresponderam a mais de 85% das descargas sólidas totais estimadas no período de monitoramento. Os valores de descargas sólidas diárias atingiram valores da ordem de 200 mil t.d⁻¹, em janeiro de 2020, quando ocorreram picos de vazão fluvial (Figura 31).

As produções específicas anuais de sedimentos totais e suspensos foram, respectivamente, 82,3 e 48,0 t.km⁻².ano⁻¹ (Ano 1); 388,1 e 312,1 t.km⁻².ano⁻¹ (Ano 2); e 180,9 e 147,3 t.km⁻².ano⁻¹ (Ano 3).

Figura 30: Descargas médias diárias de sedimentos totais e suspensos estimadas para o Rio Doce (E21- Linhares).

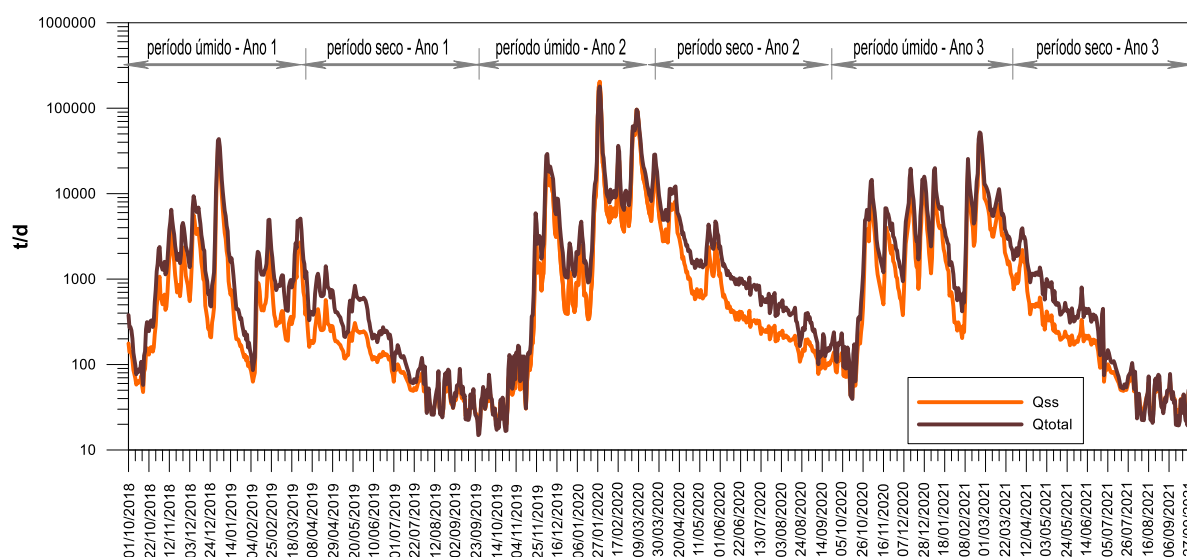
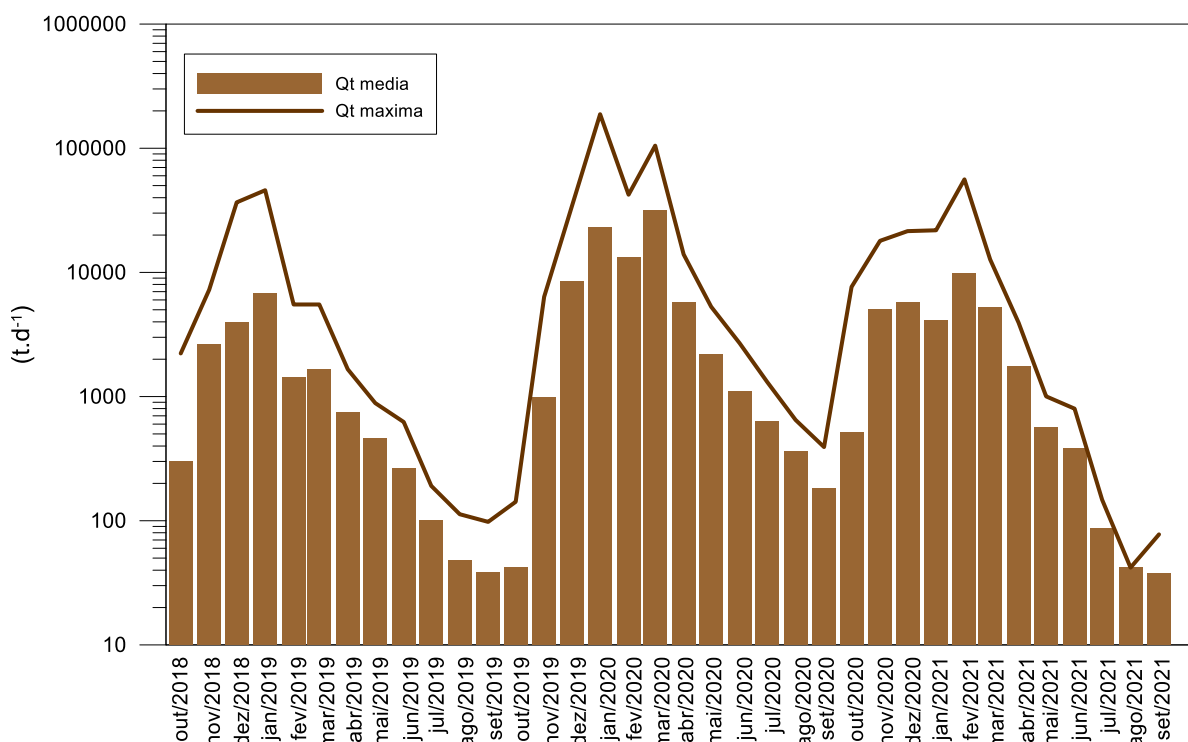


Figura 31: Descargas de sedimentos totais (Qt), médias mensais e máximas diárias, no Rio Doce em Linhares – E21, estimadas para o período do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM.



Em relação aos fluxos de nutrientes e metais, foram feitas estimativas dos fluxos instantâneos de fósforo (P), fosfato (PID), silicato (SiD), nitrogênio total (N) e nitrogênio inorgânico dissolvido (NID, integrando dados de nitrato, nitrito e amônio), além dos metais totais Alumínio (Al), Ferro (F) e Manganês (Mn). Os valores instantâneos médios e máximos estimados nas datas das campanhas foram: 12,2 t.d⁻¹ e 161 t.d⁻¹ para fósforo total (P), 1,1 t.d⁻¹ e 4,2 t.d⁻¹ para fósforo inorgânico dissolvido (PID), 170 t.d⁻¹ e 641,1 t.d⁻¹ para nitrogênio total (N), 98,1 t.d⁻¹ e 286,3 t.d⁻¹ para nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), 55,2 t.d⁻¹ e 247,9 t.d⁻¹ para alumínio total (Al), 174,2 t.d⁻¹ e 1063,6 t.d⁻¹ para ferro total (Fe) e, 3,1 t.d⁻¹ e 13,9 t.d⁻¹ para manganês total (Mn) (Figura 32 a Figura 36). Cabe ressaltar que esses valores poderão ser muito superiores em eventos hidrológicos com maiores valores de precipitações e vazões, durante os quais ocorrem maiores efeitos de ressuspensão e carreamento desses elementos, juntamente com sedimentos, para a foz do Rio Doce e área costeira adjacente.

Figura 32: Estimativas de fluxos de Fósforo Total (PT) na estação E21.

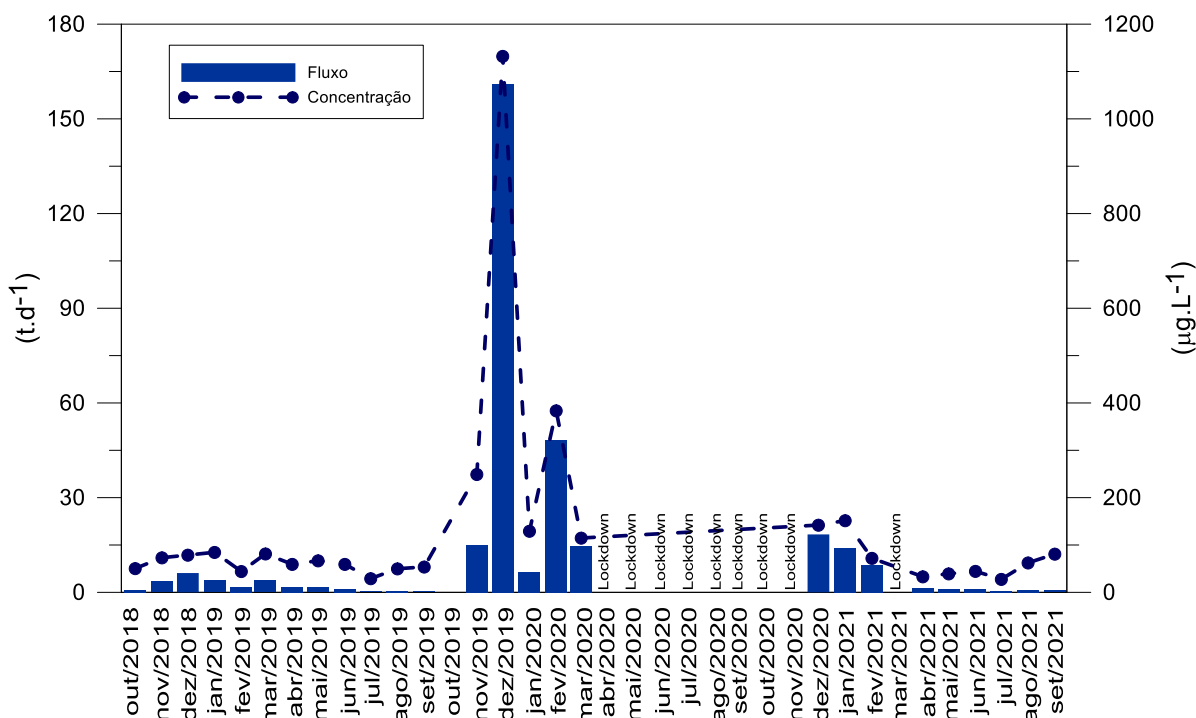


Figura 33: Estimativas de fluxos de Fósforo Inorgânico Dissolvido (PID) na estação E21.

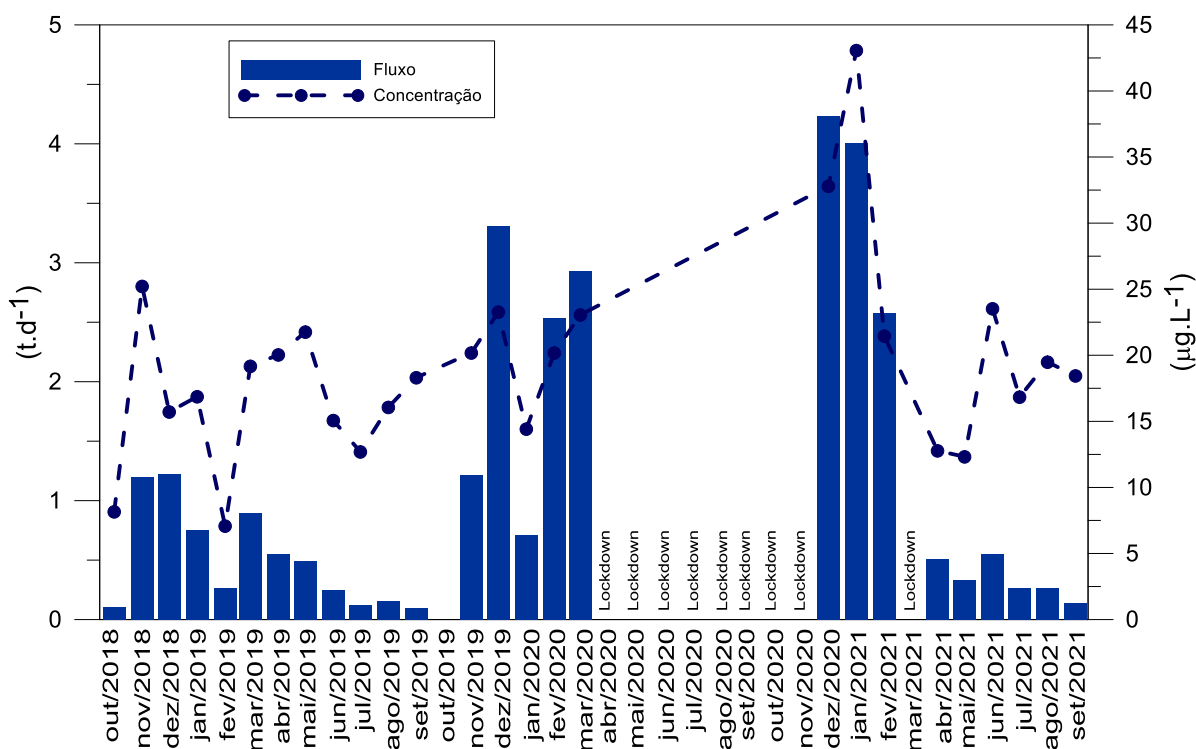


Figura 34: Estimativas de fluxos de Nitrogênio Total (N) na estação E21.

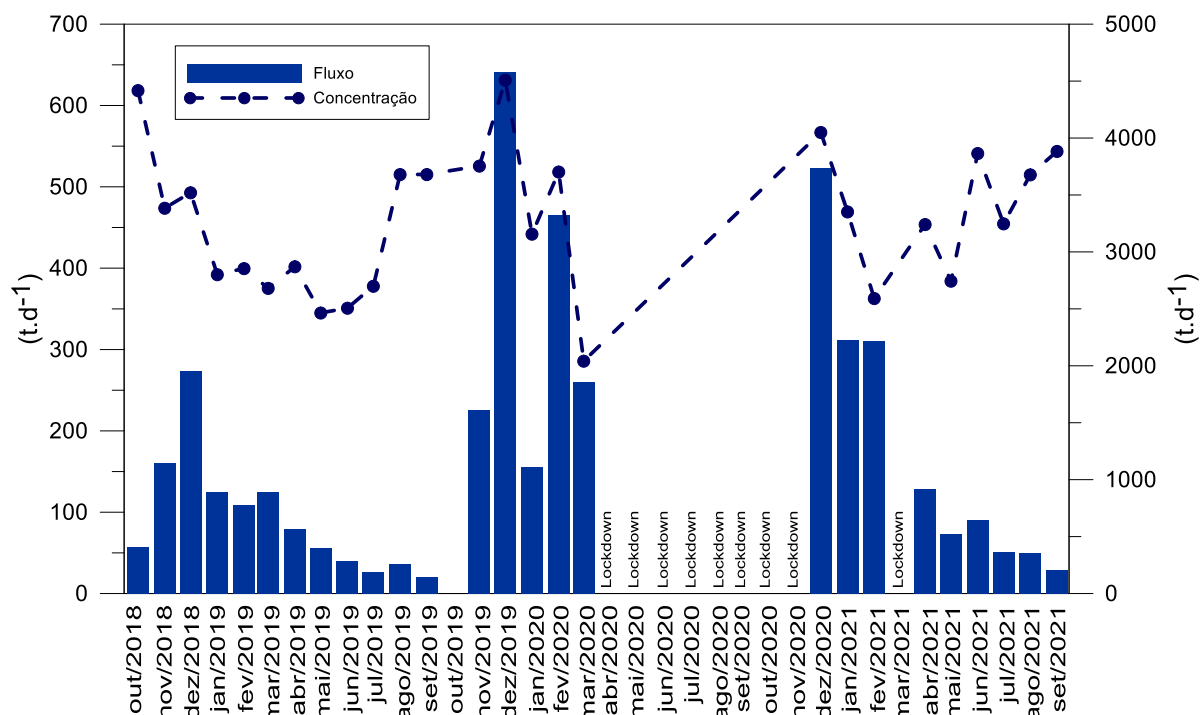


Figura 35: Estimativas de fluxos de Nitrogênio Inorgânico Dissolvido (NID) na estação E21.

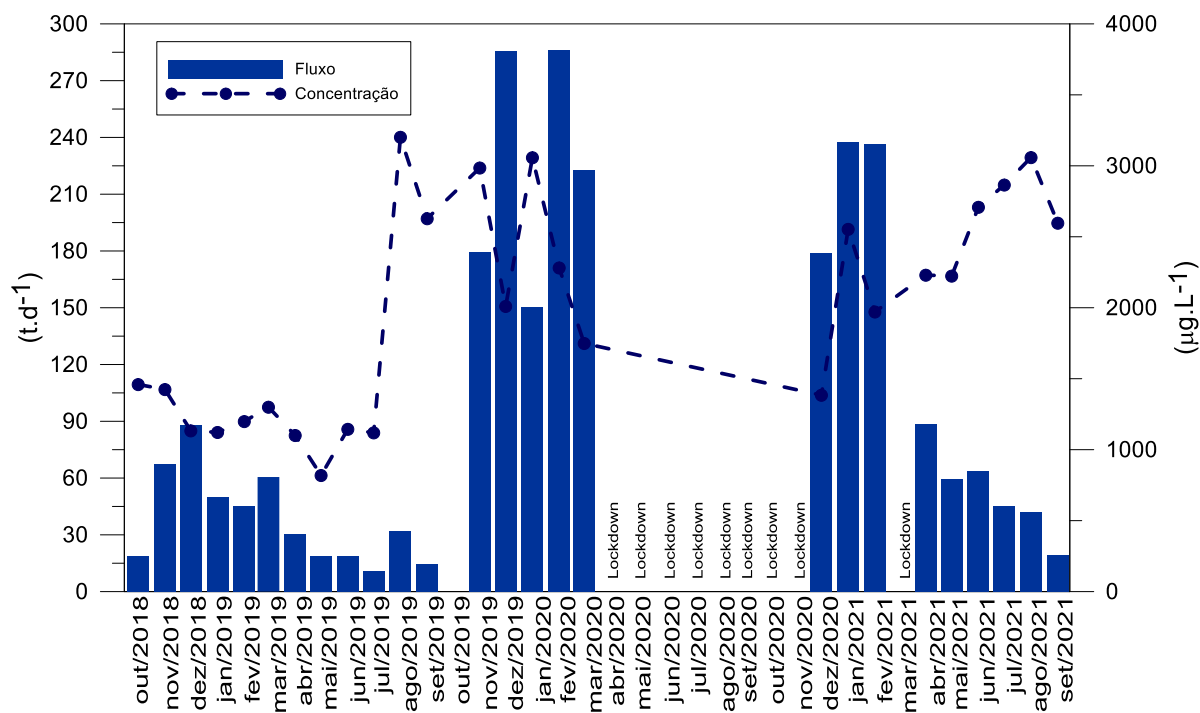
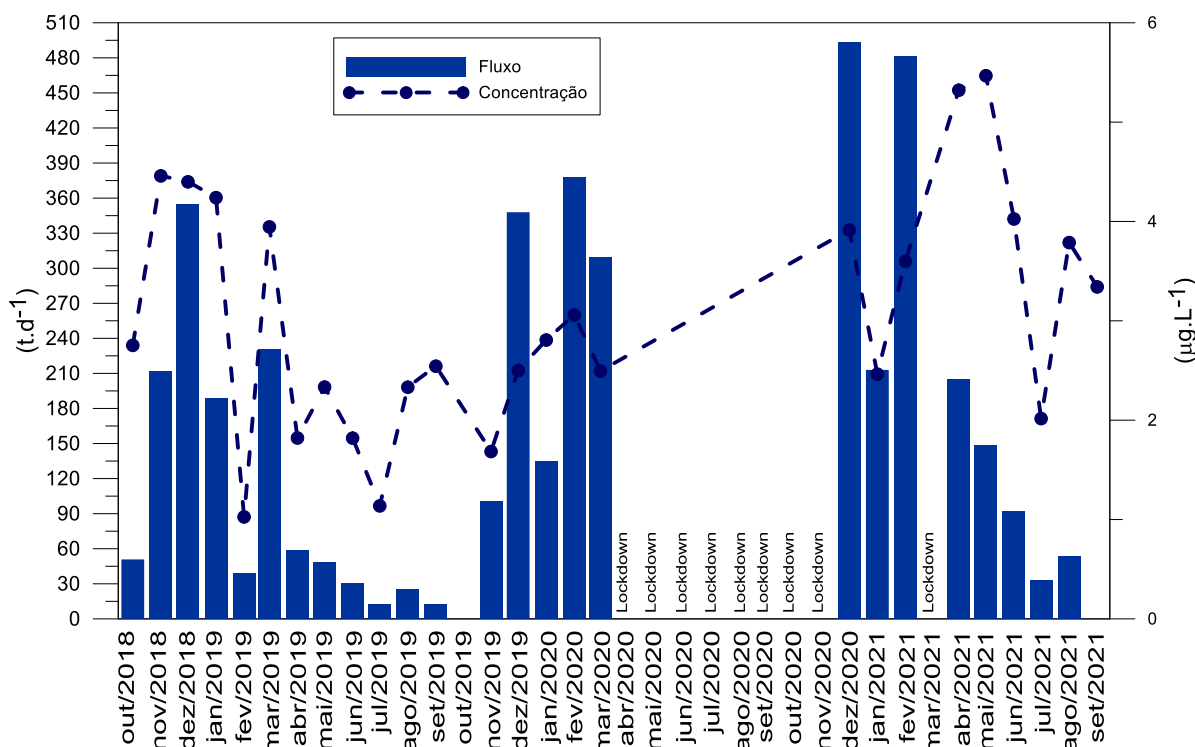


Figura 36: Estimativas de fluxos de Silicato (SiD) na estação E21.



Foram feitas estimativas dos fluxos instantâneos de Al (Figura 37), Fe (Figura 38) e Mn (Figura 39) na fração total. Os maiores valores de fluxos foram obtidos para o período chuvoso do Ano 2, assim como as maiores concentrações relativas a esses parâmetros. Os fluxos médios de Al, Fe e Mn para os períodos chuvosos foram, respectivamente: 7,8 t.d⁻¹, 98,3 t.d⁻¹ e 1,8 t.d⁻¹ (Ano 1); 152 t.d⁻¹, 475,7 t.d⁻¹ e 7,7 t.d⁻¹ (Ano 2); e 155 t.d⁻¹, 365 t.d⁻¹ e 8,2 t.d⁻¹ (Ano 3).

Nos períodos chuvosos dos Anos 2 e 3 foram observados os maiores fluxos de sedimentos, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e metais (Fe e Mn), muito superiores aos fluxos médios observados no período chuvoso do Ano 1.

Figura 37: Estimativas de fluxos de Alumínio Total na estação E21.

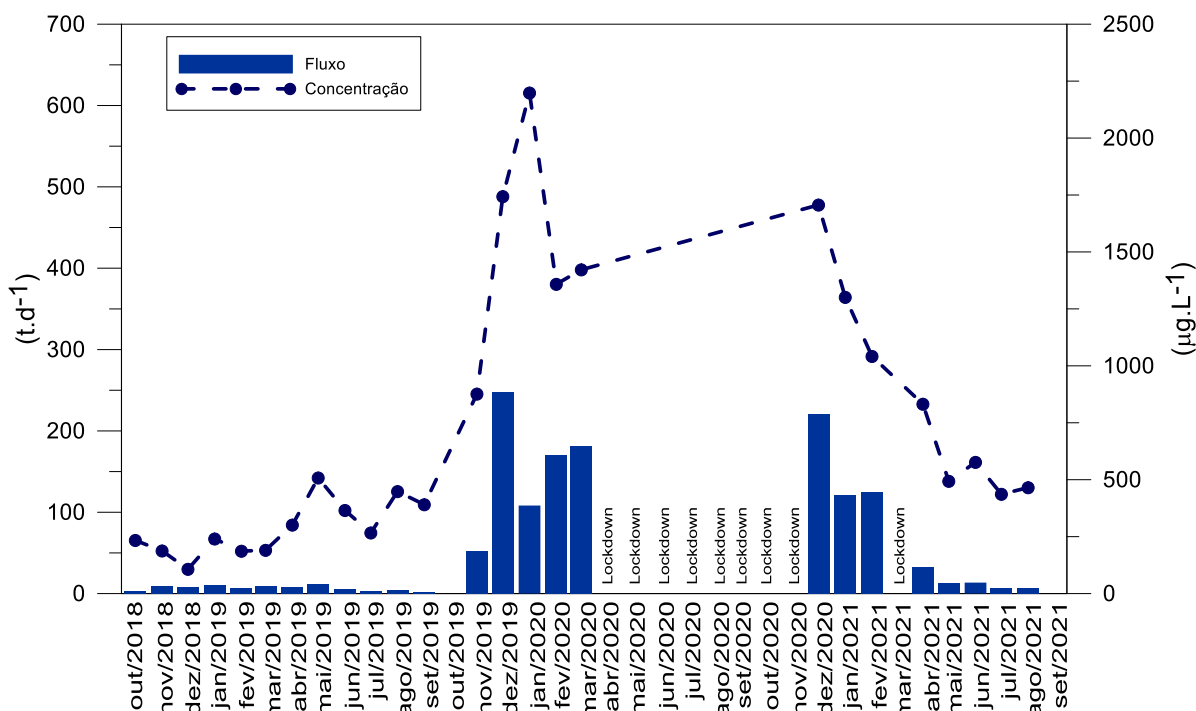


Figura 38: Estimativas de fluxos de Ferro Total na estação E21.

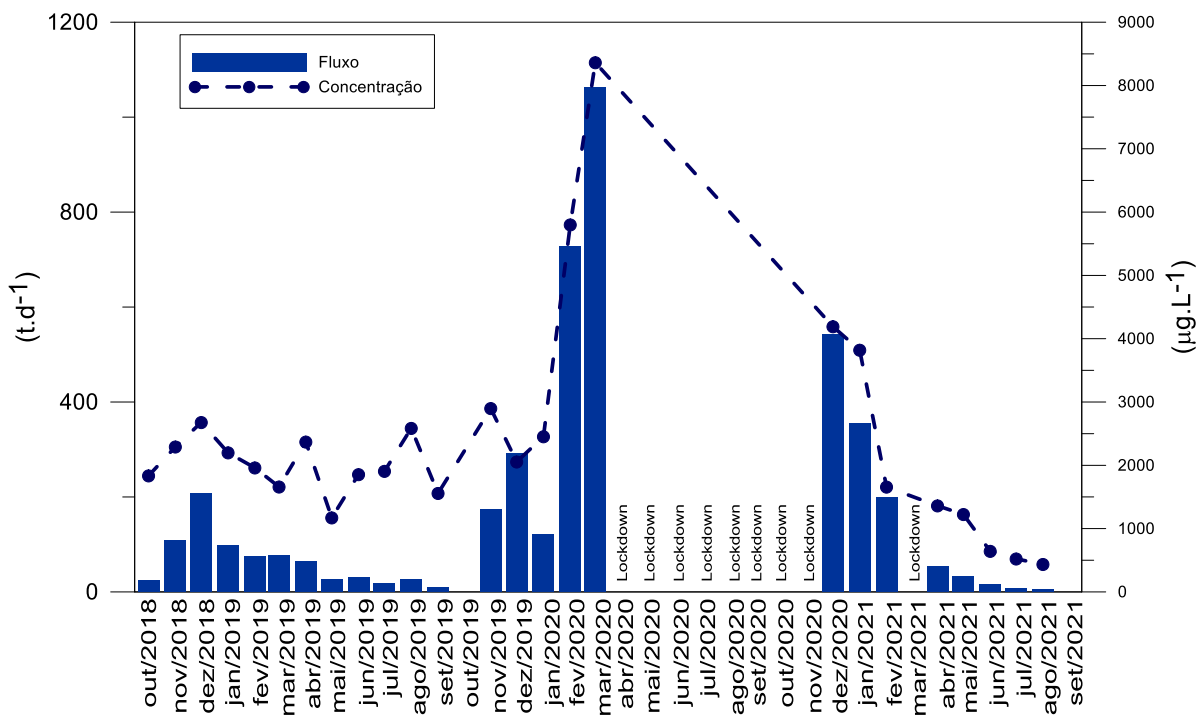
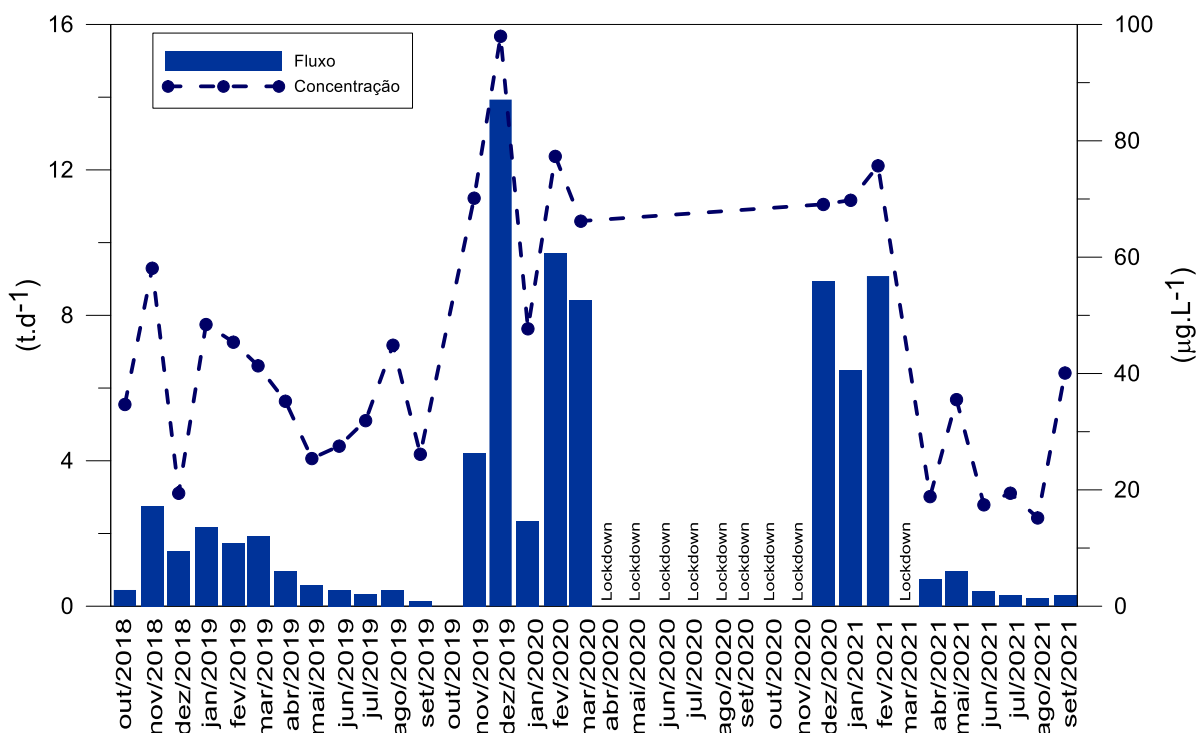


Figura 39: Estimativas de fluxos de Manganês Total na estação E21.



2.2 LIMNOLOGIA

As informações referentes à metodologia utilizada pelo Subprojeto Limnologia do Anexo 3 Dulcícola PMBA/Fest-RRDM encontram-se no *Material Suplementar A3DLS1*.

2.2.1 Sistema fluvial: Rio Guandu e Rio Doce

Nas estações fluviais, a turbidez ao longo de todo o período de monitoramento teve uma amplitude entre 1,52 e 561,00 UNT, com média de $69,68 \pm 90,58$ UNT (*Material Suplementar A3DLS2, Tabela 1, Figura 1*). A turbidez do Rio Guandu (EA17) foi predominantemente superior à da calha do Rio Doce (estações amostrais EA0, EA21, EA22 e EA26), exceto no terceiro período chuvoso, quando o Rio Doce apresentou a turbidez média de $194,00 \pm 17,78$ UNT. O Rio Guandu, no geral, apresentou média de $108,68 \pm 136,39$ UNT, com valor máximo de 561,00 UNT no período chuvoso 1 em 23/10/2018. Dados do Programa de Monitoramento das Águas Interiores do Estado do Espírito Santo (AGERH, 2020) para o período de jul/2007 a ago/2016 para estação RDC2C007, localizada a 5,7 km à jusante da EA17, apresentou média de $367,01 \pm 162,84$ UNT, com variação entre 6,5 e 1.437 UNT.

No Rio Guandu, a sazonalidade da turbidez apresentou em média águas mais turvas na seguinte ordem: Chuvoso 1 > Chuvoso 2 > Chuvoso 3 > Seco 2021 > Seco 2019. Cabe destacar que o período Chuvoso 1 foi significativamente diferente entre as estações fluviais.

Na calha do Rio Doce, a turbidez média foi $59,93 \pm 79,13$ UNT, com variação entre 1,52 e 369,76 UNT, sendo o valor mais elevado registrado na estação EA26 em 09/12/2020, no período chuvoso 2. Não

houve diferença significativa dos valores sazonais de turbidez para as estações amostrais do Rio Doce EA0, EA21, EA22 e EA26A. Em média, as águas mais turvas do Rio Doce foram registradas nos períodos chuvosos, sendo os períodos Chuvoso 3 e Chuvoso 2 os que apresentaram maiores valores, seguido pelo Chuvoso 1, Seco 2019 e Seco 2021 (Figura 40).

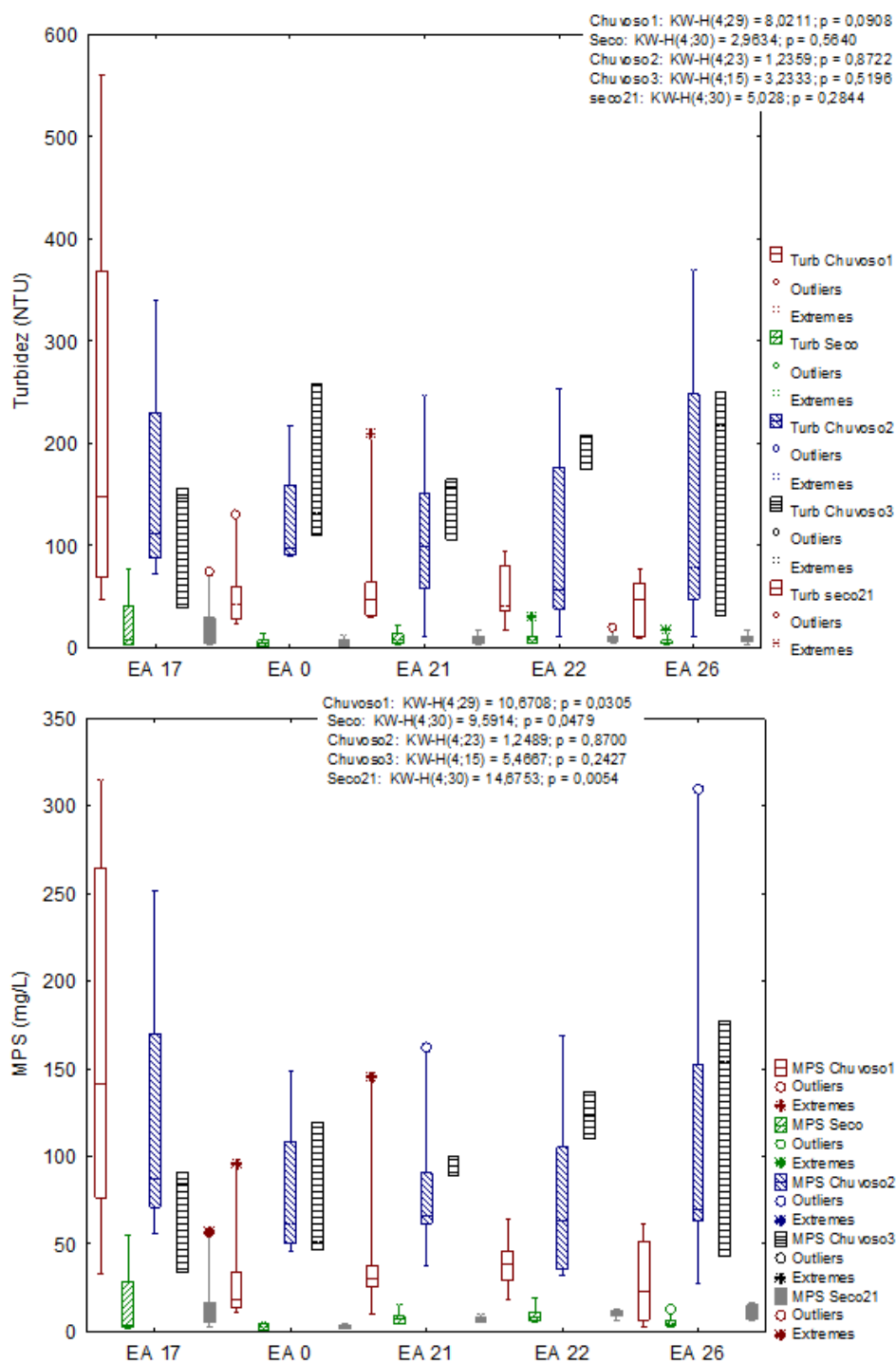
No Rio Doce, o período Chuvoso 3 foi o mais representativo, com os valores médios de turbidez $166,56 \pm 79,67$, $142,63 \pm 32,06$, $194,00 \pm 17,78$ e $166,23 \pm 118,24$ UNT para as estações EA0, EA21, EA22 e EA26, respectivamente. Estas estações amostrais apresentaram turbidez acima do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357 para águas de Classe 2 (100 UNT). No entanto, cabe ressaltar que não houve variação sazonal significativa entre as estações da calha do Rio Doce. Geralmente, nos períodos chuvosos, a turbidez fluvial do Rio Guandu e do Rio Doce são superiores ao limite estabelecido na Resolução CONAMA 357 (100 UNT).

A turbidez registrada na amostragem da estação EA21 em 10/12/19, com vazão fluvial de $1.610,4 \text{ m}^3/\text{s}$, foi de 246,51 UNT. Os maiores valores de turbidez na estação EA21 são relacionados ao aumento da vazão fluvial ($r^2 = 0,53$). Entre 2007 e 2016, a turbidez na estação RDC1C025 do Programa de Monitoramento das Águas Interiores do Estado do Espírito Santo, adjacente à estação EA21, apresentou média de $36,9 \pm 41,6$ UNT, com variação entre 4,0 e 169,0 UNT (AGERH, 2020). Figueiredo et al. (2014), encontraram variação entre 3,0 e 461,0 UNT, com os maiores valores no período chuvoso entre os anos de 2009 e 2011. Já nos cursos superior e médio do Rio Doce, o Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) registrou valor médio de 14,6 UNT no período pré-rompimento da barragem, sendo que nos anos seguintes ao rompimento, os valores medianos foram 137,0 UNT, 53,0 UNT e 66,8 UNT em 2016, 2017 e 2018, respectivamente (IGAM, 2018).

Nas estações amostrais do Rio Doce e do Rio Guandu, a turbidez da água ao longo do PMBA/Fest-RRDM apresentou alta correlação com o material particulado em suspensão (MPS) (*Material Suplementar A3DLS2, Tabela 1, Figura 1*). Ambos parâmetros apresentam correlação direta com a vazão fluvial do Rio Doce, com os pulsos elevados nos períodos chuvosos. A concentração média do MPS foi $47,61 \pm 58,90 \text{ mg.L}^{-1}$, com variação entre 0,53 e $315,20 \text{ mg.L}^{-1}$. Com exceção do período Chuvoso 3, os dados do Rio Guandu ($74,35 \pm 87,77$, com variação entre 2,13 a $315,20 \text{ mg.L}^{-1}$) foram superiores aos do Rio Doce ($40,92 \pm 51,68$, com variação entre 0,53 e $310,00 \text{ mg.L}^{-1}$).

Entre o Rio Guandu e as estações do Rio Doce, não houve diferença significativa dos valores do MPS nos períodos Chuvosos 2 e 3. No Rio Doce, só houve diferença significativa entre as quatro estações nos períodos secos de 2019 e 2021 (Figura 40). As quatro estações amostrais do Rio Doce apresentaram comportamento similar quanto aos pulsos de pluviosidade, exceto nos períodos secos quando a baixa vazão fluvial possibilita a intrusão da cunha salina e as alterações associadas em diversos parâmetros da estação EA 26, que fica próximo à foz do Rio Doce. Ainda com base nas estações do Rio Doce, as concentrações do MPS tiveram as médias mais representativas, na seguinte ordem decrescente: Chuvoso 2 > Chuvoso 3 > Chuvoso 1 > Seco 2021 > Seco 2019.

Figura 40: Box-plots da sazonalidade da temperatura e da concentração de material particulado em suspensão para o ambiente fluvial. Diferenças significativas entre os ambientes pelas Análises de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas entre os valores de Z' e p.



O nitrogênio (N) é considerado um nutriente essencial para produtividade primária aquática e terrestre, sendo fundamental para síntese proteica. O N é encontrado sob diferentes espécies no ecossistema aquático. A fração orgânica é representada pelo conteúdo intracelular dos organismos unicelulares e multicelulares, bem como por detritos da biomassa de microorganismos, vegetais e animais, podendo

ocorrer na forma particulada ou dissolvida ($<0,45 \mu\text{m}$). Na forma inorgânica dissolvida, N é encontrado na forma de íons amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-). A especiação de N nos ecossistemas aquáticos é um processo complexo, envolvendo as condições de oxirredução da água e sedimento, bem como a atividade de bactérias especializadas na nitrificação, amonificação e denitrificação (Wetzel, 2001).

O excesso de N pode induzir a eutrofização dos ecossistemas aquáticos, sobretudo quando o nutriente é oriundo de atividades antropogênicas como os cultivos vegetais e criações animais. Rejeitos de minério de ferro podem impactar a dinâmica do nitrogênio nos ecossistemas aquáticos devido ao uso de floculantes à base de aminas durante o processamento de minério (Costa et al., 2021).

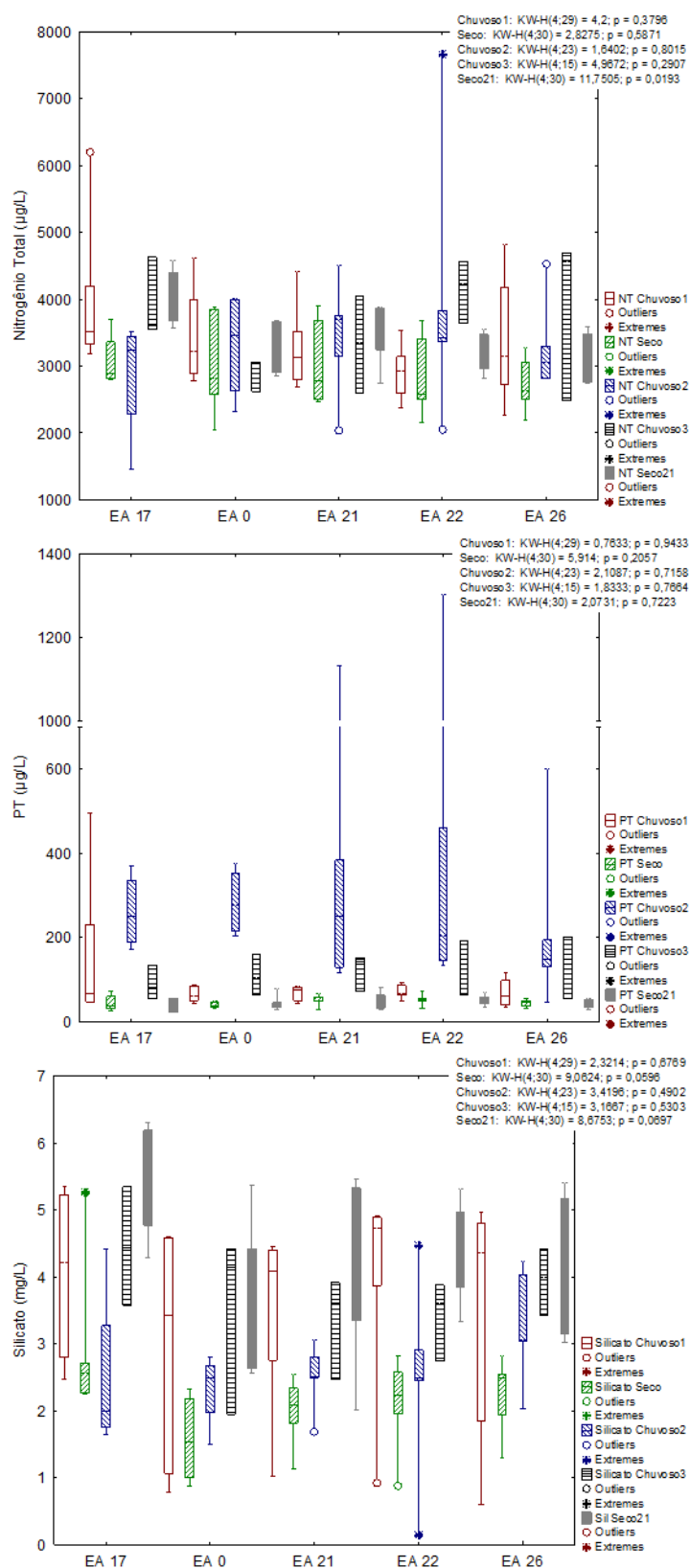
O nitrogênio total (NT), que contém as frações orgânica e inorgânica dissolvidas, é um indicador do estado trófico dos ecossistemas aquáticos (Wetzel, 2001). A maior concentração de NT nos ecossistemas fluviais foi constatada no período Chuvoso 2 no Rio Doce (EA22) com $7.665,68 \mu\text{g.L}^{-1}$, sendo que a concentração média foi de $3.280,47 \pm 775,71 \mu\text{g.L}^{-1}$ para as quatro estações amostrais da calha fluvial. No Rio Guandu, a variação de NT foi entre $1.448,94$ e $6.203,72 \mu\text{g.L}^{-1}$, com média de $3.624,72 \pm 852,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ (*Material Suplementar A3DLS2, Tabela 4, Figura 4*).

A variação espacial entre as estações amostrais fluviais, incluindo o Rio Guandu, não foi significativa. Esse padrão também foi constatado para variação temporal, exceto no período Seco 2021, quando a concentração média no Rio Guandu foi $4.074,85 \pm 423,96 \mu\text{g.L}^{-1}$, sendo superior à média das quatro estações amostrais do Rio Doce ($3.323,56 \pm 376,99 \mu\text{g.L}^{-1}$) (Figura 41). Para a calha do Rio Doce, as concentrações médias de NT foram decrescentes na seguinte ordem: Chuvoso 3 > Chuvoso 2 > Seco 2021 > Chuvoso 1 > Seco 2019 (Figura 41).

As concentrações de NT no ambiente fluvial podem ser consideradas como sendo de águas eutróficas, conforme a concentração de referência ($>1.500 \mu\text{g.L}^{-1}$) proposta por Dodds & Smith (2016). Neste contexto, o sistema fluvial do Rio Doce e seu tributário (Rio Guandu), tanto nos períodos secos quanto nos chuvosos, apresentaram altas concentrações deste nutriente. O Rio Doce apresentou concentrações acima de $2.000 \mu\text{g.L}^{-1}$ em toda série temporal, enquanto o Rio Guandu apresentou essa condição somente em fevereiro de 2020.

Não foi constatada correlação entre a vazão fluvial e a concentração de NT na estação EA21. Para os anos de 2009, 2010 e 2011, as concentrações médias de NT no Baixo Rio Doce foram $960,0 \pm 590$, $990,0 \pm 570,0$ e $730,0 \pm 410,0 \mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente, com máxima de $3.220,0 \mu\text{g.L}^{-1}$ em 2009 (Figueiredo et al., 2014).

Figura 41: Box-plots da variação sazonal do Rio Guandu e das estações do Rio Doce. Diferenças significativas entre os ambientes pelas Análises de Kruskal-Wallis e comparações múltiplas entre os valores de Z' e p



O fósforo (P) também é um nutriente limitante para produtividade dos vegetais, sendo imprescindível para composição do ácido nucleico, fosfoproteínas, fosfatos nucleotídeos como adenosina difosfato (ADP) e adenosina trifosfato (ATP), substratos para respiração celular, além da fase mineral em rochas e solos como a hidroxiapatita, com P adsorvido a complexos inorgânicos como argilas, carbonatos e hidróxidos férricos. O P é encontrado sob diferentes espécies no ecossistema aquático, sendo a fração orgânica presente no conteúdo intracelular dos organismos, os detritos da biomassa, podendo ocorrer na forma particulada ou dissolvida ($<0,45\ \mu\text{m}$). As formas de P inorgânico dissolvido na água são compostas por ortofosfatos (PO_4^{3-}), polifosfatos, coloides e ésteres de baixo peso molecular. O PO_4^{3-} é a forma biodisponível para os vegetais aquáticos, incluindo o fitoplâncton. Concentrações elevadas de P são associadas a atividades de bacias hidrográficas com intensas atividades antropogênicas com aportes de efluentes domésticos e de fontes difusas como agricultura (Wetzel, 2001). Concentrações de PT entre 25 e 75 $\mu\text{g.L}^{-1}$ são consideradas mesotróficas para ecossistemas lóticos (Dodds & Smith, 2016). Os incrementos dos aportes de P alteram a estequiometria de nutrientes no ecossistema aquático, tendo influência sobre a composição do fitoplâncton (Costa et al., 2021).

No Rio Guandu, a amplitude da concentração de fósforo total (PT) foi entre 21,94 e 496,55 $\mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto para o Rio Doce a variação foi entre 27,64 e 1.302,54 $\mu\text{g.L}^{-1}$, sendo esta última concentração representativa de condições hipereutróficas (Figura 41).

A avaliação sazonal não indicou diferença significativa entre os pontos amostrais do Rio Doce e do Rio Guandu, sendo que ambos rios apresentaram concentrações de PT similares nos períodos chuvosos e secos. Para o Rio Doce, também não houve diferença significativa entre as 4 estações amostrais ao longo de todo o período de monitoramento.

Observa-se que, nos períodos chuvosos, as concentrações de PT ficaram acima do limite máximo admissível para águas de Classe 2 (100,00 $\mu\text{g.L}^{-1}$), conforme estabelecido pela Resolução CONAMA 357. O período Chuvoso 2 foi o mais representativo para os dois rios, com concentrações máximas de 370,67 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Rio Guandu e 1.302,54 $\mu\text{g.L}^{-1}$ no Rio Doce (EA 22) (Figura 41). Figueiredo et al. (2014) registraram concentrações médias de PT de $130,0 \pm 190$, $740,0 \pm 2.490,0$ e $60,0 \pm 10,0\ \mu\text{g.L}^{-1}$ para os anos de 2009, 2010 e 2011 no Baixo Rio Doce, respectivamente, tendo sido registradas concentrações de até 11.830,0 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Altas concentrações de PT normalmente são encontradas em efluentes de estações de tratamento de esgotos domésticos (ETEs), como é o caso de algumas ETEs do estado do Espírito Santo com concentrações entre 3,22 a 8,27 mg.L^{-1} (Barroso et al., 1997).

O silício é um nutriente essencial para o desenvolvimento da comunidade de diatomáceas planctônicas e bentônicas, sendo o principal constituinte da carapaça destas microalgas (Wetzel, 2001). O aporte de silicato (H_3SiO_4) pode ser incrementado significativamente pelo aporte de rejeitos de minério com a adsorção de aminas utilizadas para floculação de Fe durante o processamento do rejeito de minério (Costa et al., 2021).

A concentração média de silicato foi superior no Rio Guandu em relação às quatro estações do Rio Doce, com valores de 3,90 e 3,04 mg.L^{-1} , respectivamente (Figura 41). Para ambos os rios, o período

Seco 2021 foi o mais representativo para a concentração de silicato. Possivelmente, isso se deve a estação muito seca com baixos níveis pluviométricos e, conseqüentemente, reduzida vazão fluvial. No período Seco 2021, os valores médios e máximos para o Rio Guandu foram 5,38 e 6,30 mg.L⁻¹, enquanto para o Rio Doce as concentrações chegaram a 5,47 mg.L⁻¹ na EA 21.

Os minerais identificados nos sedimentos fluviais (partículas < 63 µm) foram caulinita (Al₂Si₂O₅(OH)₄), quartzo (SiO₂), mica (K(Si₃Al)Al₂O₁₀(OH)₂), gibbsita (Al(OH)₃), anatásio (TiO₂), rutilo (TiO₂), goethita (FeOOH), hematita (Fe₂O₃) e feldspato-K (KAlSi₃O₈). Esses minerais são comumente detectados em sedimentos provenientes da Bacia do Rio Doce, antes e após o rompimento da barragem de Fundão (Orlando et al., 2020; Duarte et al., 2021). Para a avaliação quantitativa dos minerais, os teores de goethita e hematita foram representados como oxihidróxidos de Fe (goethita+hematita), e de anatásio e rutilo como TiO₂ (anatásio+rutilo). Além disso, feldspato-K foi desconsiderado na avaliação espaço-temporal, em razão da sua baixa quantidade e frequência nas amostras de sedimentos.

A proporção dos minerais variou consideravelmente no ambiente fluvial, Rio Guandu (E17) e calha do Rio Doce (E26), ao longo das campanhas do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 50 a 55, Tabela 24*), com valores entre 42,30 e 81,00% para caulinita, 1,20 e 24,35% para oxihidróxidos de ferro, 0,00 e 8,00% para TiO₂, 0,00 e 10,00% para gibbsita, 5,20 e 36,00% para quartzo, e 0,00 e 19,52% para mica (muscovita). Essa variabilidade é promovida pelos processos hidrodinâmicos que regem a remoção, transporte e a deposição das partículas do regolito nas vias fluviais. Esses processos também são intensificados pela ação antrópica na bacia de drenagem (APRILE et al., 2004; DUARTE et al., 2021). Em geral, caulinita e quartzo são os componentes mineralógicos encontrados em maior quantidade nos sedimentos fluviais avaliados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3DLS2, Tabela 24*). Até o momento não foi observada relação notável entre os teores desses minerais com períodos chuvosos e secos ocorridos durante a execução do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3DLS2, Tabelas 25 a 30*).

Embora os oxihidróxidos de ferro representem, em média, menos que 10% da composição mineralógica dos sedimentos fluviais, eles desempenham papel importante como indicadores da contribuição da pluma de rejeitos da Barragem de Fundão (ORLANDO et al., 2020), podendo atuar como transportadores de metais e fósforo (QUEIROZ et al., 2018; 2021a, b). Na estação amostral E26, localizada na foz do Rio Doce, os teores de oxihidróxidos de ferro atingiram valores superiores aos registrados na E17 (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 51*). Isso reforça o papel desses minerais como traçadores da pluma de rejeitos e condiz com a constatação de que a E26 é um ponto de acúmulo desse material em movimento na calha do rio (RRDM, 2020). Em relação ao papel dos oxihidróxidos de ferro na dinâmica de metais e fósforo em ambientes fluviais estudados pelo PMBA/Fest-RRDM, ainda são necessárias investigações mais aprofundadas. Tendo em vista a importância da compreensão da dinâmica geoquímica em ambientes impactados pelos rejeitos, consideramos essencial a continuidade dos estudos mineralógicos nos ambientes dulcícolas.

Nos Materiais Particulados em Suspensão (MPS), não foi possível realizar a análise quantitativa dos minerais, devido à pequena quantidade de material obtido. No entanto, a composição mineralógica foi

semelhante àquela observada nos sedimentos, com exceção dos minerais anatásio e rutilo (*Material Suplementar A3DLS2, Figura 56*), bem como aquela descrita por MONTEIRO et al. (2017) para materiais coletados em ambiente estuarino no estado do Espírito Santo. Em razão de sua estrutura filossilicatada, com crescimento preferencial no plano X-Y (largura e comprimento) em detrimento ao crescimento no sentido do plano Z (formato laminar), caulinita e mica apresentaram picos de difração mais intensos. Contudo, essa maior intensidade também pode sugerir seu predomínio nos MPS. ORLANDO et al. (2020) reportaram que a menor densidade desses minerais favorece sua permanência em suspensão quando comparados com os oxihidróxidos de ferro.

2.2.2 Fluxos de materiais

Os fluxos de materiais para o período monitorado, de out/2018 a set/2021, foram mensurados a partir da estação amostral E21 no Rio Doce e considerados como representativos de todo aporte da bacia hidrográfica para o oceano costeiro. A área drenada pela estação E21 compreende 81.933,49 km² (95,3% da área da bacia hidrográfica do Rio Doce). Foram considerados os fluxos diários de fósforo total (PT), silicato (SiD) e nitrogênio total (NT) (Tabela 4 e Figura 42), além dos fluxos dos metais Al, Fe e Mn (Tabela 4 e Figura 43).

Os fluxos de materiais aumentam expressivamente durante os eventos de elevada vazão fluvial, porém a correlação com a vazão é baixa, sendo Fe e Mn os elementos que apresentaram correlação positiva, ($r^2 = 0,40$ e $0,66$, respectivamente). Os fluxos médios e máximos de nutrientes e metais estimados nas datas das campanhas amostrais foram: 14,4 e 157,5 t.d⁻¹ para fósforo total (P); 1,4 e 4,2 t.d⁻¹ para fósforo inorgânico dissolvido (PID); 202,3 e 627,3 t.d⁻¹ para nitrogênio total (N); 112,2 e 281,7 t.d⁻¹ para nitrogênio inorgânico dissolvido (NID); 65,7 e 242,5 t.d⁻¹ para alumínio total (Al); 211,9 e 1.035,5 t.d⁻¹ para ferro total (Fe); e 3,1 e 13,6 t.d⁻¹ para manganês total (Mn) (*Material Suplementar A3DLS2, Figura 14 e Figura 15*). Cabe ressaltar que esses valores poderão ser muito superiores em eventos hidrológicos com maiores valores de precipitações e vazões, durante os quais há ressuspensão de sedimentos de fundo e carreamento desses materiais para a foz do Rio Doce e oceano costeiro adjacente.

Tabela 4: Fluxos de fósforo total (P), fósforo inorgânico dissolvido (PID), nitrogênio total (N), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e silício inorgânico dissolvido (SiD) em t.d⁻¹ e alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês (Mn) em kg.d⁻¹ da estação amostral E21 no Rio Doce.

Período	Data	Vazão (m³/s)	Ptotal	N total	SiD	Al	Fe	Mn
Chuvoso 18	out-18	230,1	0,93	81,56	50,86	4,32	33,88	0,71
	nov-18	534,8	3,47	160,54	211,56	8,90	108,68	2,76
	dez-18	721,2	6,35	283,69	354,61	8,63	215,76	1,57
	jan-19	710,0	3,77	124,81	188,99	10,70	97,96	2,16
	fev-19	465,5	1,67	107,75	38,80	7,04	74,00	1,71
	mar-19	514,0	4,75	156,51	230,42	28,63	96,85	2,41
Seco 19	abr-19	407,4	1,91	92,51	58,72	9,71	76,35	1,14
	mai-19	327,8	1,40	51,47	48,76	10,61	24,46	0,53
	jun-19	224,7	0,98	41,58	30,20	6,06	30,76	0,46
	jul-19	176,0	0,31	28,76	12,13	2,84	20,31	0,34
	ago-19	148,4	0,54	39,75	25,20	4,84	27,92	0,48
	set-19	131,8	0,27	18,38	12,71	1,95	7,78	0,13
Chuvoso 19	out-19							
	nov-19	310,2	14,89	224,33	100,97	52,36	173,16	4,19
	dez-19	924,5	157,54	627,33	347,85	242,57	285,85	13,63
	jan-20	1257,4	6,19	151,03	134,43	105,16	117,36	2,28
	fev-20	1280,2	47,38	457,24	377,88	167,74	716,18	9,55
	mar-20	1967,6	14,21	252,83	309,59	176,08	1035,50	8,20
Chuvoso 20	abr - nov							
	dez-20	891,7	18,35	523,11	505,76	220,41	541,35	8,92
	jan-21	785,3	14,09	311,65	229,12	120,95	355,13	6,49
Seco 21	fev-21	1264,0	8,64	310,79	431,75	124,92	198,81	9,08
	abr-21	458,0	1,31	128,26	210,63	32,92	53,85	0,75
	mai-21	309,0	1,05	73,26	145,99	13,17	32,69	0,95
	jun-21	266,0	1,02	88,83	92,54	13,25	14,77	0,40
	jul-21	187,0	0,45	52,47	32,59	7,05	8,43	0,31
	ago-21	163,0	0,88	51,80	53,36	6,55	6,13	0,21
	set-21	72,0	0,50	24,16	20,80			

Figura 42: Fluxos diários de fósforo total (PT), silicato (SiD), carbono orgânico dissolvido (COD) e nitrogênio total (NT).

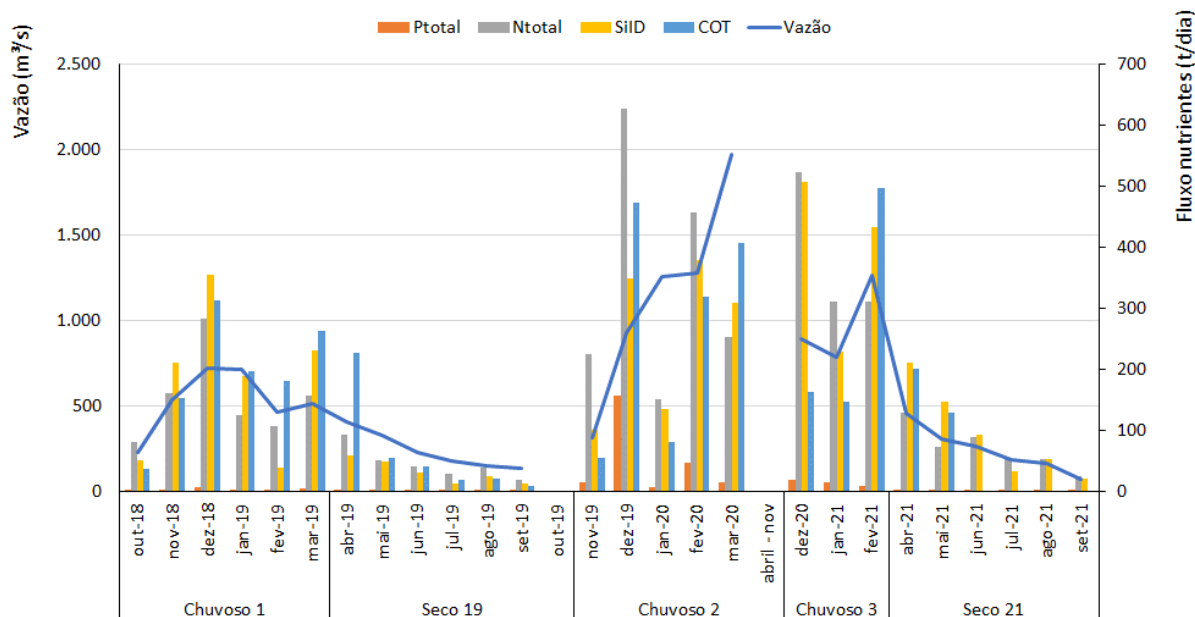
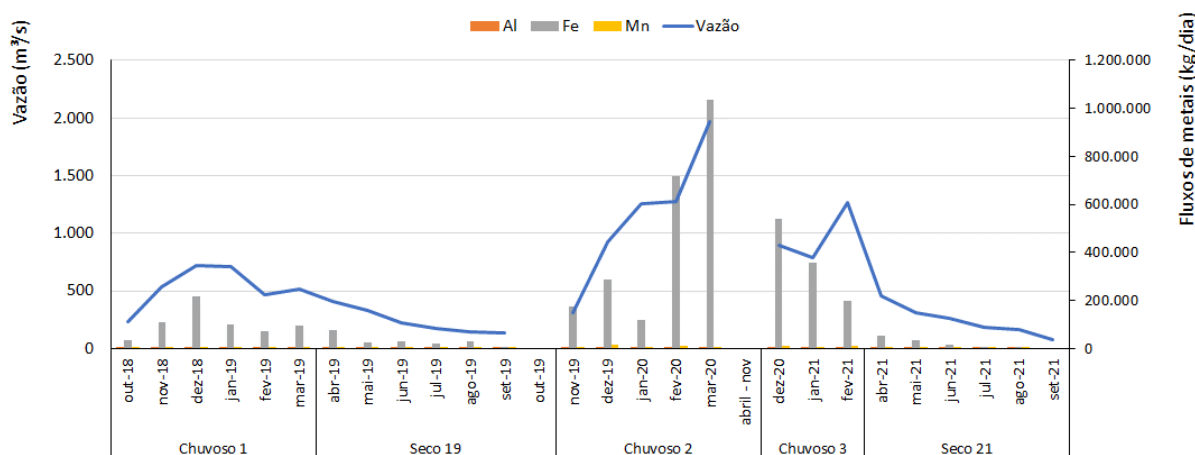


Figura 43: Fluxos diários de metais alumínio (Al), ferro (Fe) e manganês (Mn) ao longo de todo período de monitoramento.



2.2.3 Sistema lacustre

2.2.3.1 Sistema lacustre profundo: Lagos

O incremento da incidência da radiação solar entre a primavera e o verão promove um maior aquecimento da coluna d'água dos ecossistemas lacustres, sendo que o aquecimento ocorre prioritariamente na camada superficial. Em lagos profundos ($Z_{\text{méd}} > 3\text{m}$), a quantidade de energia térmica é insuficiente para aquecer a camada do fundo, formando uma condição de estratificação térmica com águas mais quentes e menos densas na superfície e mais frias e densas no fundo. A

estabilidade da estratificação depende de diferentes fatores, como a profundidade média, a orientação do eixo longitudinal do lago para o vento predominante e a intensidade do vento (Wetzel, 2001).

Nos Lagos Limão (EA 18), Nova (EA 19) e Juparanã (EA 20) foram observadas as temperaturas mais elevadas, com média de 27,03 °C nos três períodos chuvosos (*Material Suplementar A3DLS2, Tabelas 10 e 11*). O período Chuvoso 1 foi o mais quente da série temporal estudada, com máximas de 32,21 °C, 30,73 °C e 30,31 °C, respectivamente para os três lagos (Figura 44).

A diferença de temperatura entre a superfície e fundo nos lagos Nova e Limão chegou a 6 °C no período Chuvoso 1 (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 21, 25 e 29*). Já, no Lago Juparanã, o comportamento térmico é mais dinâmico com tendência a mistura da coluna d'água durante todo o tempo. Isso se deve a morfometria lacustre, um lago extenso, com maior *fetch* (exposição da superfície lacustre ao vento) e, conseqüentemente, uma maior turbulência na coluna d'água.

O processo físico de estratificação térmica é um indutor dos processos físicos, hidroquímicos, hidrobiológicos e ecológicos dos sistemas lacustres profundos (Wetzel, 2001; Barroso et al., 2014). Com a estratificação térmica e a estagnação da água do fundo (i.e., hipolímnio) pode ocorrer a depleção do oxigênio dissolvido (OD) e, conseqüentemente, a redução do potencial redox, favorecendo condições redutoras para especiação química. Esse padrão foi constatado nos lagos Nova (Gonçalves et al. 2016) e Palmas (Barroso et al., 2014). Sob condições redutoras (e.g. $E_h < -100$ mV) algumas espécies químicas são solubilizadas da água intersticial do sedimento para o hipolímnio lacustre, incrementando a disponibilidade de nutrientes como ortofosfato e metais dissolvidos (Wetzel, 2001).

As concentrações de OD variaram entre 0,04 e 17,70 mg/L no Lago do Limão e entre 0,04 e 13,75 mg.L⁻¹ no Lago Nova, valores esses significativamente maiores que aqueles registrados no Lago Juparanã (entre 2,84 e 16,41 mg.L⁻¹) (*Material Suplementar A3DLS2, Tabela 11*). Nos Lagos Nova e Limão, as concentrações de OD chegaram a valores de 0,04 mg.L⁻¹ hipolímnio. No Lago do Limão (EA 18), os valores do potencial redox no período chuvoso 1 chegaram a -172 mV, sendo que a média total do período estudo foi de 11,21 mV. Já, para o Lago Nova (EA 19), a condição redutora foi estabelecida com o extremo de -128 mV no período Seco 2019, ou seja, o lago permaneceu estratificado embora com uma estabilidade térmica menor. A Figura 44 (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 22, 26 e 30*) apresenta a evolução do potencial de oxiredução dos ecossistemas lacustres profundos. O período Chuvoso 2 foi o único que apresentou diferença significativa dos valores do potencial redox entre os lagos.

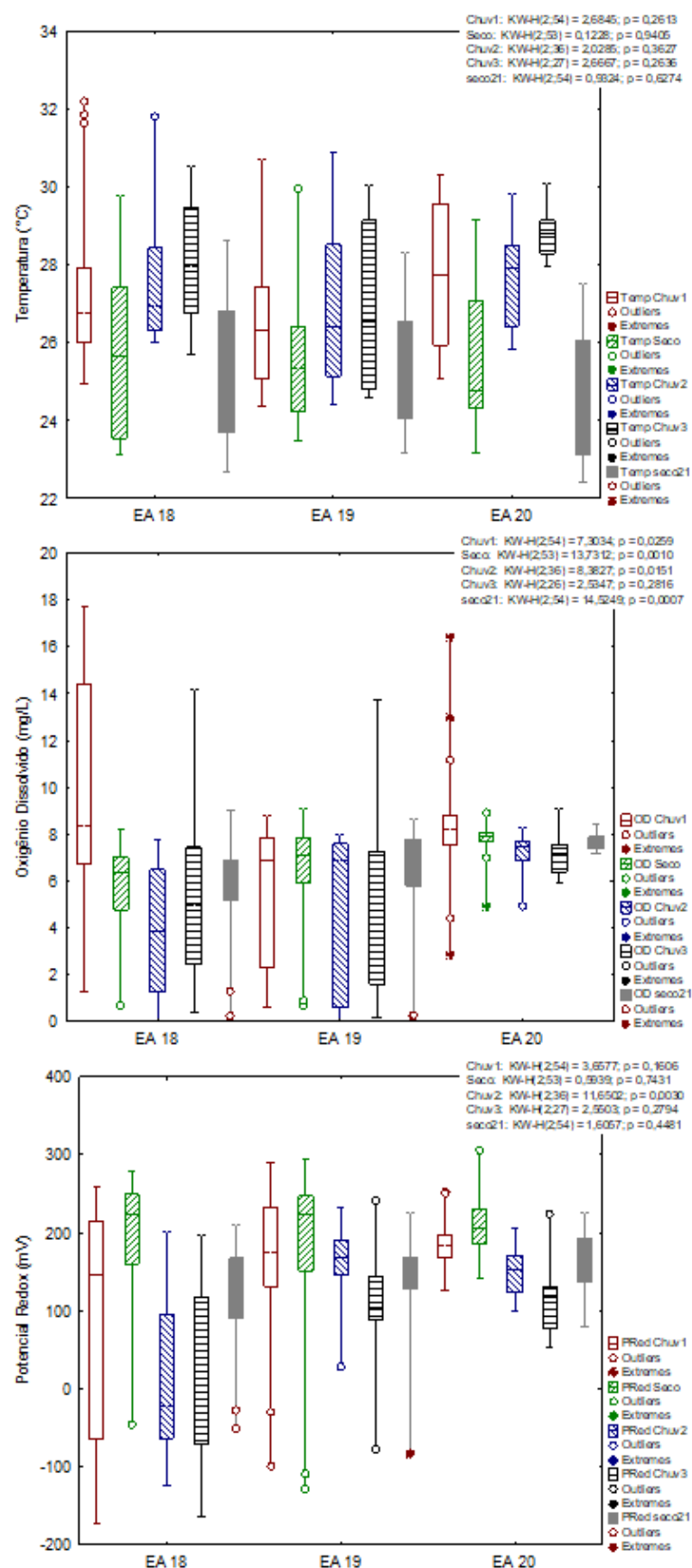
Nos lagos do Limão e Nova, geralmente nos períodos chuvosos, a concentração do OD esteve abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (5,0 mg/L), principalmente no hipolímnio desses corpos d'água (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 22, 26 e 30*). Condições de hipóxia (< 2,0 mg.L⁻¹) implicam em estresse fisiológico em peixes e invertebrados podendo levar a eventos de mortandade da fauna aquática quando a hipóxia evolui para anoxia (Jenny et al., 2016).

Ao considerar a constituição dos indicadores temperatura, oxigênio dissolvido e o potencial de oxiredução para os sistemas lacustres profundos, observa-se a estruturação físico-química desses

ecossistemas. Assim, os Lagos Nova e Limão apresentam padrão de estratificação tipicamente monomítico quente com estratificação térmica no verão e mistura da coluna d'água no inverno. A estratificação térmica da coluna d'água se reflete na estratificação físico-química: as concentrações de oxigênio dissolvido são significativamente maiores no epilímnio do que no metalímnio (i.e., termoclina) e hipolímnio, onde são registradas condições de hipoxia (i.e., $< 2,0 \text{ mg.L}^{-1}$) e anoxia, o que provavelmente leva a alterações das concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio), assim como de clorofila *a*, com os menores valores dentre os ecossistemas lacustres estudados.

O Lago Juparanã, considerado com um lago moderadamente profundo, possui características morfométricas bastante distintas dos demais lagos estudados. A estação E20 apresenta considerável *fetch* tanto no sentido longitudinal (i.e., comprimento máximo efetivo) quanto transversal (i.e., largura máxima efetiva), constituindo uma considerável área exposta ao vento. Assim, a coluna d'água tende a permanecer misturada praticamente o ano todo, aquecendo e resfriando por completo, dependendo do período do ano.

Figura 44: Box-plots da sazonalidade da temperatura, oxigênio dissolvido e potencial redox para os lagos. Diferenças significativas entre os ambientes pelas Análises de kruskal-Wallis e Comparações múltiplas entre os valores de Z' e p.



2.2.3.2 Ambientes lacustres rasos: Lagoas

As lagoas costeiras Lagoa do Areão (E23), Lagoa do Areal (E24) e a Lagoa Monsarás (E25), incluindo o canal que recebe a drenagem da planície costeira norte do Rio Doce (E25a), são formações lacustres rasas ($Z_{\text{méd}} < 3,0\text{m}$). O sistema da planície costeira do Rio Doce é suscetível a inundações durante os períodos de alta vazão fluvial do Rio Doce. No caso da laguna de Monsarás, a intrusão é tanto de água doce proveniente da planície, quanto do Rio Doce e também pela intrusão de água do mar quando do rompimento da barra arenosa que delimita a laguna do mar. Nos eventos de abertura da barra lacustre a hidrodinâmica lagunar é significativa ao ponto de promover a exportação de sedimentos finos para o mar. Além disso, durante eventos de tempestade o espraçamento de ondas sobre o cordão arenoso promove a intrusão da cunha salina na laguna.

Para estes sistemas lacustres rasos, destaca-se os indicadores de turbidez e material particulado em suspensão como principais parâmetros da variação da estrutura ambiental das lagoas. A turbidez para a Lagoa do Areão (E23), a Lagoa do Areal (E24) e a Lagoa Monsarás (E25) e o seu canal (E25a) apresentaram média de $7,51 \pm 6,11$, $33,99 \pm 34,75$, $17,71 \pm 32,28$ e $34,14 \pm 34,26$ UNT, respectivamente (*Material Suplementar A3DLS2, Tabela 17*). O canal E25a da Lagoa Monsarás é a estação de maior turbidez dos ecossistemas lacustres, sendo a turbidez associada a matéria orgânica dissolvida.

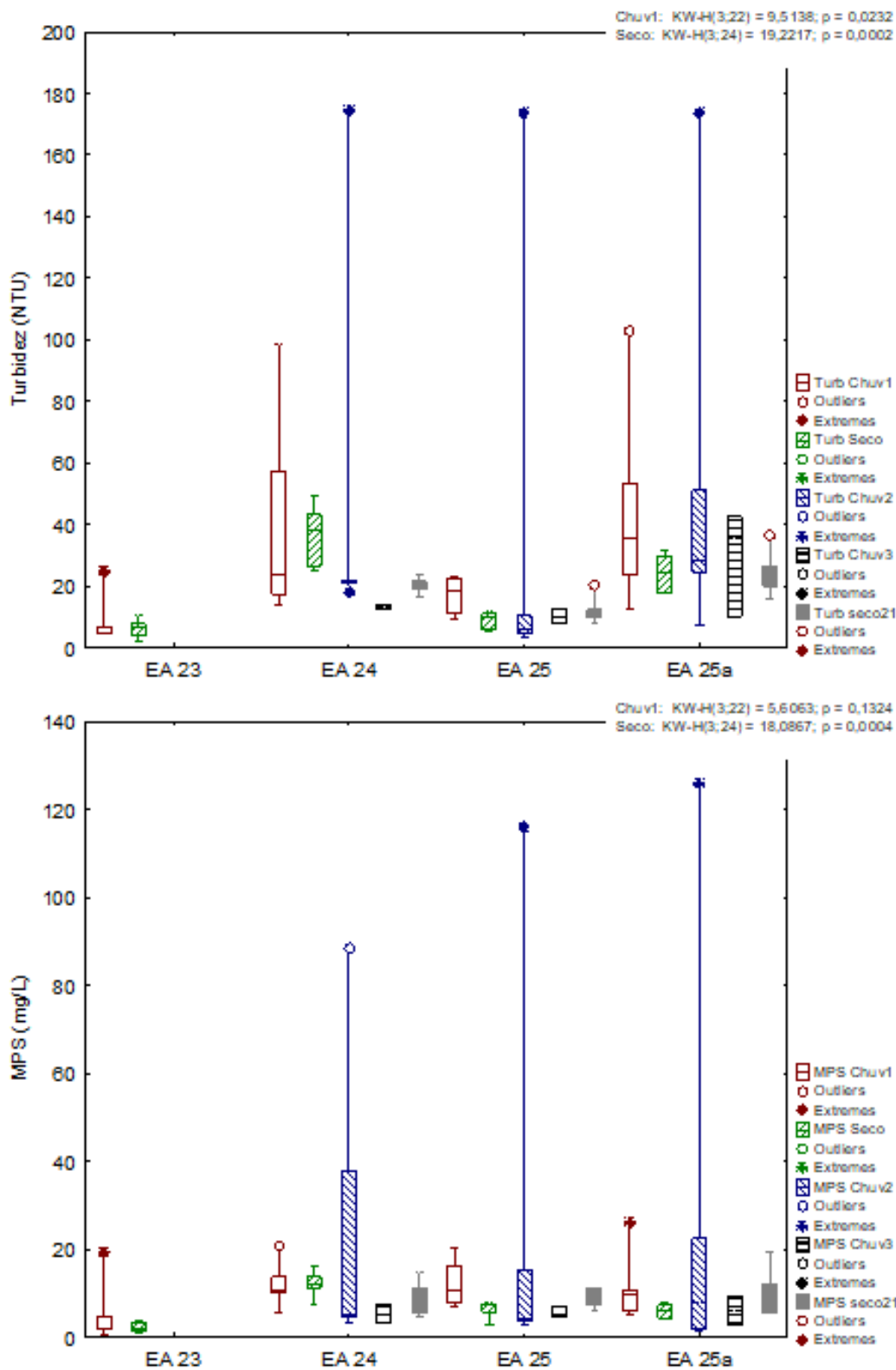
O período Chuvoso 2 foi o mais representativo dos períodos estudados, com águas turvas que chegaram ao patamar de 170 UNT para a Lagoa do Areal e as duas estações amostrais de Monsarás (Figura 45). O valor extremo de turbidez foi registrado na cheia de fevereiro de 2020 (*Material Suplementar A3DLS2, Figura 37*).

Similar à turbidez, o MPS alcançou concentrações extremas para ecossistemas lacustres no período Chuvoso 2, em fevereiro de 2020, quando as concentrações chegaram a $88,4 \text{ mg.L}^{-1}$ na estação E24, $116,0 \text{ mg.L}^{-1}$ na estação E25 e $126,0 \text{ mg.L}^{-1}$ na E25a (Figura 6; *Material Suplementar A3DLS2, Figuras 37*).

A amplitude da concentração do MPS foi entre $0,60$ e 126 mg.L^{-1} em todo o período de monitoramento. A média nas estações foi $3,76 \text{ mg.L}^{-1}$ na estação E23, $13,94 \text{ mg.L}^{-1}$ na estação E24, e $12,58 \text{ mg.L}^{-1}$ na estação E25 e $13,02 \text{ mg.L}^{-1}$ na estação E25a. A ordem decrescente das médias de MPS nas lagoas foi Chuvoso 2 > Chuvoso 1 > Seco 2021 > Seco 2019 > Chuvoso 3.

A lagoa Areão teve o monitoramento interrompido no final do primeiro ano devido a impedimentos para execução das campanhas amostrais.

Figura 45: Box-plots da turbidez e da concentração de material particulado em suspensão das lagoas costeiras, Areão (EA23), Areal (EA24) e Monsarás (EA25 e EA25a). Diferenças significativas entre os ambientes: Análise de kruskal-Wallis e Comparações múltiplas entre os valores de Z' e p.



2.2.3.3 Mineralogia de sedimentos e Materiais Particulados em Suspensão (MPS)

Os minerais identificados em sedimentos de ambientes lacustres profundos (lagos: E18, E19 e E20) e rasos (lagoas: E23, E24, E25 e E25a) foram caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), quartzo (SiO_2), mica ($\text{K}(\text{Si}_3\text{Al})\text{Al}_2\text{O}_{10}(\text{OH})_2$), gibbsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$), anatásio (TiO_2), rutilo (TiO_2), goethita (FeOOH), hematita (Fe_2O_3) e feldspato-K (KAlSi_3O_8). Semelhantemente ao ambiente fluvial para a avaliação quantitativa dos minerais, as concentrações de goethita e hematita foram atribuídas aos oxihidróxidos de Fe (goethita+hematita), e de anatásio e rutilo ao TiO_2 (anatásio+rutilo). Devido à baixa frequência nas amostras de sedimentos, feldspato-K não foi utilizado na avaliação espaço-temporal. Os resultados mostram notáveis variações das concentrações minerais nos ambientes lacustres ao longo do PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3DLS2, Figuras 57 a 62, Tabela 24*).

Os teores dos minerais variaram da seguinte forma: i) lagos: 43,30 a 90,27% de caulinita, 0,00 a 45,06% de oxihidróxidos de Fe, 0,00 a 13,00% de TiO_2 , 0,00 a 15,50% de gibbsita, 0,00 a 17,80% de quartzo, e 0,00 a 18,50% de mica; ii) lagoas: 10,10 a 84,90% de caulinita, 1,00 a 78,30% de oxihidróxidos de Fe, 0,00 a 10,00% de TiO_2 , 0,00 a 8,20% de gibbsita, 0,00 a 24,50% de quartzo, e 0,00 a 20,80% de mica (*Material Suplementar A3DLS2, Tabela 24*). Não foi evidenciado relação entre as concentrações minerais e os períodos chuvosos e secos ocorridos durante o PMBA/Fest-RRDM (*Material Suplementar A3DSMPS1, Tabelas 25 a 30*). Contudo, variações marcantes na composição mineralógica de lagos e lagoas foram detectadas. Caulinita e oxihidróxidos de Fe foram as fases minerais encontradas em maiores proporções. Na lagoa Areal (E24), os oxihidróxidos de Fe superaram a caulinita quantitativamente. Além disso, o aumento da fração lamosa nos ambientes lacustres conforme reportado (RRDM, 2020), está associado ao incremento de minerais da fração argila tais como caulinita e oxihidróxidos de Fe.

Os teores de oxihidróxidos de Fe foram maiores nos ambientes lacustres (lagos e lagoas), especialmente na lagoa Areal (E24), em comparação ao ambiente fluvial. Isso pode estar associado ao aumento da concentração oxihidróxidos de Fe dos sistemas pedológicos que abastecem estes ambientes, bem como ao efeito da intrusão da pluma de rejeitos provenientes do rompimento da barragem de Fundão, inicialmente no Lago Nova (E19) e Lagoas do Areão (E23), Areal (E24) e Monsarás (E25 e E25a). Posteriormente, por efeito da grande cheia do final de 2019 e início de 2020, os rejeitos possivelmente entraram no Lago do Limão (E18) e Lago Juparanã (E20), conforme relatado em RRDM (2020).

O refinamento Rietveld de padrões de DRX dos concentrados de oxihidróxidos de Fe obtidos após digestão alcalina de algumas amostras de sedimentos lacustres evidenciou maior proporção de goethita em relação a hematita (*Material Suplementar A3DLS2, Tabela 31, Figura 63*). Além disso, não foi detectada a ocorrência de magnetita, indicando sua inexpressiva contribuição ou ausência nos sedimentos. O conjunto mineralógico de Fe em ambientes dulcícolas é constituído predominantemente por goethita. Em contraste, ORLANDO et al. (2020) constataram em ambiente marinho, uma composição majoritária de hematita e magnetita, e minoritária de goethita e greenalita. Magnetita e hematita são abundantes em solos formados através do intemperismo de itabiritos (CAMÊLO et al.,

2017, 2018). Por outro lado, goethita é o principal oxihidróxido de Fe encontrado em solos do ambiente Tabuleiros Costeiros, desenvolvidos a partir de sedimentos Terciários do Grupo Barreiras (CORRÊA et al., 2008). Provavelmente, isso favorece seu predomínio nos lagos e lagoas, mesmo quando não afetados pela intrusão da pluma de rejeitos.

Os oxihidróxidos de Fe presentes nos ambientes fluviais e lacustres representam um ponto chave na compreensão dos impactos do rompimento da barragem de Fundão no Rio Doce (QUEIROZ et al., 2018, 2021a, b), fazendo-se, portanto, necessária a busca por informações mineralógicas (ex., atributos cristalográficos) mais detalhadas sobre este grupo de minerais em ambientes dulcícolas monitorados através do PMBA/Fest-RRDM.

A composição mineralógica dos Materiais Particulados em Suspensão (MPS) foi semelhante àquela dos MPS no sistema fluvial, caracterizada pela presença da caulinita, mica, quartzo, gibbsita, goethita e hematita (*Material Suplementar A3DLS2, Figura 64*).

Em síntese, os sedimentos e MPS dos ambientes lacustres, assim como no fluvial, são constituídos por uma complexa mistura de silicatos (argilominerais, quartzo e, eventualmente, feldspato-K), e oxihidróxidos de Fe (goethita e hematita), gibbsita, anatásio e rutilo, e estão de acordo com o esperado para materiais provenientes da bacia do Rio Doce (MONTEIRO et al., 2017; QUEIROZ et al., 2018; ORLANDO et al., 2020; DUARTE et al., 2021; QUEIROZ et al., 2021a, b).

2.3 ANÁLISES QUÍMICAS

2.3.1 Introdução

Este relatório apresenta dados de análises químicas, contaminantes inorgânicos e orgânicos, considerando os resultados obtidos nos três anos do PMBA/Fest-RRDM (outubro de 2018 a setembro de 2021) para o ambiente dulcícola de rios, lagos e lagoas, utilizando-se as metodologias descritas no *Material Suplementar A3DAQS3* (Contaminantes Inorgânicos) e *Material Suplementar A3DAQS4* (Contaminantes Orgânicos). Ressalta-se que no segundo período chuvoso analisado (outubro 2019 a março de 2020) houve um volume muito grande de chuvas, o que causou um aumento pronunciado dos teores de muitos contaminantes em relação ao mesmo período no ano 1. No ano 3 (outubro de 2020 a março de 2021) o volume das chuvas foi intermediário. No ano 2, devido à grande cheia, as amostras de água apresentaram aspecto barrento e turvo e muitas análises tiveram que ser refeitas, em especial para o Ferro e Alumínio, uma vez que os valores ultrapassaram os limites das curvas analíticas que vinham sendo usadas para quantificação, havendo necessidade de reproprocessamento para diluição e nova análise, com novas curvas analíticas. Comportamento similar, para algumas amostras também foram observadas no ano 3, mas em menor extensão. Acredita-se que nas cheias houve grande aporte de material inorgânico que estava nas margens dos rios, lagos e lagoas, além de ressuspensão de material de fundo, podendo conter o rejeito da Barragem de Fundão neste material. O efeito de diluição pelo aporte de grande volume de chuva também pode ser observado, como efeito

antagônico ao da possível entrada de material do rejeito que por ventura estivesse nestes ambientes. Este tipo de fenômeno foi abordado por Duarte et.al. (2021) em artigo científico, uma vez que os autores discutem o rompimento da Barragem de Fundão e mostram que houve deposição deste material sobre a várzea do Rio Doce. Os pesquisadores também levantam a hipótese de que este material seria aportado ao rio em período de grandes cheias, como de fato deve ter ocorrido no final de 2019 e início de 2020 e em menor extensão, no final de 2020 e início de 2021.

É de conhecimento comum, através de registros aéreos e reportagens locais à época do rompimento de Fundão, que dos lagos e lagoas monitoradas pelo PMBA/Fest-RRDM, houve intrusão no Lago Nova (estação 19) e nas lagoas Areão (estação 23), Areal (estação 24) e Monsarás (estações 25 e 25a). Assim, parte-se da premissa que o lago do Limão (estação 18) e Lago Juparanã (estação 20) não receberam rejeitos advindos da Barragem de Fundão à época do rompimento da barragem, embora isto possa ter ocorrido com a grande cheia do final de 2019 e início de 2020 e com outras cheias subsequentes.

Neste relatório são apresentados, separadamente, os parâmetros de metais totais e metais dissolvidos para água, metais totais em sedimentos e contaminantes orgânicos em água e sedimentos para os subambientes calha do Rio (Doce e Guandu) e Lagos e Lagoas. Os resultados referem-se aos três anos de PMBA/Fest-RRDM e envolvem os seguintes pontos de amostragem: 0 (Jusante UHEM) Jusante da Hidrelétrica de Mascarenhas; 17 (Rio Guandu), 18 (Lago Limão) 19 (Lago Nova); 20 (Lago Juparanã), 21 (Rio Doce-Ponte), 22 (Rio Doce Regência), 23 (Lagoa Areão), 24 (Lagoa Areal), 25 (Lagoa Monsarás), 25a (Lagoa Monsarás) e 26 (Foz do Rio Doce). Em cada caso é apresentada uma visão geral dos principais elementos contaminantes nos anos 1, 2 e 3 deste estudo. O monitoramento foi feito focando-se os elementos inorgânicos: Fe, Al, Mn, Ba, Co, Cr, Cu, Pb, P e V, embora tenham sido analisados um total de 31 elementos, que subsidiarão os modelos matemáticos dos pesquisadores e cujos resultados encontram-se no banco de Dados Brutos.

Neste relatório são discutidas as não conformidades encontradas e alguns resultados complementares, considerados também de maior interesse, são apresentados no *Material Suplementar A3DAQS1* (Inorgânicos) e *Material Suplementar A3DAQS2* (Orgânicos).

Para avaliar o grau de impacto ambiental dos pontos amostrados, foi utilizado o índice de não conformidade para os principais parâmetros analisados, levando-se em consideração os limites estabelecidos pelo CONAMA classe 2 e NOAA Crônico para água ou NOAA-PEL para sedimentos e a partir destes foram apresentados os comportamentos dos ambientes em relação aos contaminantes mais relevantes.

Ressalta-se que os contaminantes inorgânicos escolhidos como indicadores são aqueles que estavam presentes em maior quantidade no rejeito da Barragem de Fundão e que foram arrastados após rompimento dessa barragem para os ambientes monitorados, ou seja, para a calha do Rio Doce e Lagos/ Lagoas da região capixaba. Estes foram selecionados devido à sua maior representatividade, por terem maior concentração ou por apresentarem uma toxicidade mais relevante.

Estudo publicado no Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (VIGLIO; CUNHA, 2016), já referenciado nos relatórios Anual 1 e Anual 2, mostra a seguinte **composição média para o rejeito** coletado no Rio Gualaxo do Norte pós rompimento: Fe \geq 150.000 ppm, Al 2500 ppm, Mn 314,3 ppm, Ca 180 ppm, P 161 ppm, V 20,17 ppm, Cu 13,87 ppm, Cr 13,50 ppm, Co 1,97 ppm, La 1,383 ppm, Ba 12,50 ppm, Zn 12,17 ppm, As 4,83 ppm, Pb 4,1 ppm, Hg 0,05 ppm e Ni 3,10 ppm, além de outros elementos em menor concentração.

Como as regiões impactadas também possuem uma riqueza mineral grande no seu solo, cujos elementos inorgânicos podem lixiviar ou serem arrastados, afetando a composição das águas monitoradas, foi feita uma comparação entre os dados pretéritos encontrados para o Rio Doce – **região do Estado de Espírito Santo**, antes da chegada da pluma e pós desastre, produzidos pelo órgão ambiental IEMA e dados pós desastre e anteriores ao PMBA (IEMA e PMQQS). Para Lagos e Lagoas não se dispõe de dados pretéritos antes do rompimento, como alternativa foram usados dados do PMQQS para comparação.

Dando prosseguimento aos estudos de quantificação dos compostos orgânicos em águas e sedimentos, foi realizada a quantificação de contaminantes importantes como bifenilas policlorados (PCBs), esteróis e fenóis em água para serem apresentados, outros contaminantes foram analisados (hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs), pesticidas, hidrocarbonetos alifáticos, e hidrocarbonetos alifáticos (HAs)) e estão no material suplementar ou nos dados brutos do PMBA/Fest-RRDM. Todos os poluentes orgânicos foram escolhidos por sua toxicidade e pelo grande potencial de serem gerados pelas atividades antropogênicas ao longo da Bacia do Rio Doce, podendo impactar os seres vivos das regiões estudadas ou atuarem como potencializadores do impacto, através de uma ação sinérgica sobre a biota. As regiões e pontos de coleta são os mesmos considerados para os contaminantes inorgânicos. A escolha dos contaminantes foi feita de modo a atender o que estava preconizado do TR4- Termo de Referência 4, que tem norteado todos os estudos deste projeto até o momento.

Para avaliação temporal, os resultados obtidos para cada estação analisada são apresentados individualmente ao longo do tempo, evitando o uso de valores médios. Assim, é possível avaliar em um determinado subambiente, por exemplo, o rio, o comportamento de cada estação de amostragem, de cada ponto do rio, desde o início do PMBA/Fest-RRDM. Esta forma de apresentação traz ganhos, em especial para lagos e lagoas, que possuem comportamentos bastante diferenciados, na maioria dos casos. Como o eixo x dos gráficos inclui as datas de amostragem, é possível fazer uma avaliação temporal, uma vez que cada estação tem um símbolo, apresentado na própria figura, permitindo a comparação entre períodos de estiagem e períodos chuvosos, anos 1, 2 e 3. Vale ressaltar que para os lagos, onde há mais de uma amostra por ponto, pois foram retiradas amostras em diferentes profundidades, será apresentado um único valor médio. Isto foi feito pois não foram verificadas grandes variações nas concentrações com a profundidade, simplificando assim a análise global daquele subambiente.

Objetivando uma avaliação espacial, agruparam-se as estações em dois ambientes, ou seja: a) Lagos/Lagoas contendo os lagos (estações 18, 19 e 20) e as lagoas (estações 23, 24, 25, 25a) e b)

calha do Rio que engloba o rio Guandu (estação 17) e Rio Doce (estações 0, 21, 22,26). Em alguns poucos casos foi apresentada a média e mediana obtidas para cada ambiente visando uma análise espacial comparativa, usando-se também gráficos tipo box plot. Para os contaminantes orgânicos também foram apresentados os resultados considerando-se a mesma sistematização usada para os inorgânicos.

Foi possível comparar o comportamento para os ambientes fluviais e lacustres, usando-se os gráficos construídos separadamente para o Rio Doce e para o seu tributário Rio Guandu, escolhido como referência, e os dois gráficos contendo todos os dados de lagos e lagoas separadamente. Sempre que existentes os limites do CONAMA e NOAA foram utilizados e apresentados. Também foram calculados os índices de não conformidade semestrais para cada período de coleta, cinco em três anos, considerando que houve interrupção devido à pandemia da COVID-19. Foram calculados os índices de não conformidade semestrais médios para as estações que compõem os sub-ambientes Rio Doce, Rio Guandu, Lagos e Lagoas, separadamente. Estes agrupamentos permitiram incluir todas as amostras analisadas que estavam fora do limite preconizados pelas legislações (CONAMA e NOAA), gerando assim, um indicador que representa um número muito grande de dados. Estes indicadores (porcentagem de amostras não conformes) permitiram visualizar os contaminantes mais representativos por ambiente e que tinham limites na legislação e a variação deste comportamento com a variação pluviométrica, envolvendo as estações de estiagem e chuvosa, fator extremamente relevante neste estudo.

2.3.2 Principais resultados- lagos e lagoas – contaminantes inorgânicos

A Tabela 5 apresenta os dados referentes às não conformidades observadas durante todas as campanhas do PMBA/Fest-RRDM, apresentando os elementos com não conformidades, os limites estabelecidos pelo CONAMA Classe 2, NOAA crônico para o parâmetro água- metais dissolvidos. Os dados referentes aos metais totais em água e sedimentos encontram-se nas Tabela 6 e Tabela 7, respectivamente. Os dados da Tabela 6 foram calculados segundo os limites do CONAMA classe 2 e NOAA crônico para a água- Metal total e os dados da Tabela 7, referem-se às não conformidades segundo CONAMA classe 2 e NOAA PEL para Metal Total em sedimentos. Os resultados de porcentagem de não conformidades são médias semestrais, ou seja, valores percentuais de amostras não conformes, calculados para as Lagoas e para os Lagos, para os três anos de monitoramento, perfazendo ao todo cinco semestres de coleta, já que houve um hiato devido à pandemia da COVID-19. Dados mais detalhados são apresentados nas tabelas do *Material Suplementar A3DAQS1*.

O Fe na forma solúvel em água apresentou não conformidade segundo CONAMA classe 2 nos quatro períodos, exceto out/20 a mar/21 para os lagos e no caso das lagoas as não conformidades ocorreram nas 5 campanhas, sendo maiores para os períodos chuvosos de outubro a março dos anos 1 e 2 (80%), conforme Tabela 5, o que pode ser consequência de ressuspensão e/ou aporte de material advindo das margens das lagoas, embora haja também o efeito de diluição devido ao aumento do volume de

água, que deveria diminuir este valor. O alumínio dissolvido também apresentou não conformidades para o ano 2, na grande cheia, para lagos e lagoas, com não conformidades de 25% e 33%, respectivamente. Destaca-se que 100% das amostras são não conformes para o Ba, segundo o limite do NOAA crônico para metais dissolvidos em todos os períodos, para lagos e lagoas. Detectou-se o surgimento de não conformidades para Co e La nas lagoas, no período out/20 a mar/21, o que não havia sido observado anteriormente. Estes são marcadores importantes do rejeito da Barragem de Fundão, por serem constituintes deste.

O Mn reduziu seus percentuais de não conformidade neste último período, no que tange ao Metal dissolvido para as Lagoas. O Mn Metal Total apresentou não conformidades para todos os períodos nas Lagoas, sendo estes indicadores maiores na época das cheias. Este dado indica a presença predominante do Mn na forma de material particulado em suspensão (MPS), havendo assim a sua precipitação. Para os Lagos, o Mn não se mostrou tão relevante como nas Lagoas, que são ambientes abertos. Este comportamento diferenciado, pode indicar grande aporte de material rico em Mn às lagoas, provavelmente advindos das margens. Destaca-se, também, a presença de não conformidade para o elemento lantânio – La (terras raras) em metais solúveis nas Lagoas, para os períodos de cheias do ano 2 e do ano 3, sendo maior para o ano 3 (out/20 a mar/21), referente à grande cheia. Ressalta-se que este é também um marcador importante do rejeito da Barragem de Fundão.

As não conformidades de Al e Ba para metal total foram muito elevadas considerando o NOAA crônico para Lagos e Lagoas (Tabela 6), o Ferro metal total teve praticamente 100 % das amostras não conformes nas Lagoas, em especial nas cheias, com valores bastante elevados. Também se destaca o grande aumento de amostras não conformes em Pb segundo limites do NOAA crônico, para a grande cheia em out/19 a mar/20, com redução no terceiro ano. Este comportamento indica provável aporte de material contendo Pb nas Lagoas, que podem vir de material depositado nas margens e planícies da bacia.

Na Tabela 5 observa-se que o Al dissolvido apresentou relevante índice de não conformidade (33,3%), segundo CONAMA e NOAA, para o período de intensas chuvas em out/19 a mar/20, voltando posteriormente, ao patamar de normalidade para as Lagoas. No caso dos Lagos, o comportamento foi similar, mas com um índice de não conformidade menor de 25%.

Tabela 5: Limites do CONAMA classe 2 e NOAA Crônico e porcentagem de não conformidades em **Metais Dissolvidos**- Lagos e Lagoas para os analitos que apresentaram não conformidades

<u>Lagos - Não Conformidades - CONAMA Classe 2 - Água - Metal Dissolvido</u>						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	100,0	0,0%	0,0%	25,0%	0,0%	0,0%
Cu	9,0	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Fe	300,0	16,7%	11,1%	25,0%	0,0%	11,1%
<u>Lagoas - Não Conformidades - CONAMA Classe 2 - Água - Metal Dissolvido</u>						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	100,0	0,0%	0,0%	33,3%	0,0%	0,0%
Cu	9,0	0,0%	8,3%	0,0%	0,0%	0,0%
Fe	300,0	80,0%	50,0%	80,0%	44,4%	38,9%
<u>Lagos - Não Conformidades - NOAA Crônico - Água - Metal Dissolvido</u>						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	87	0,0%	0,0%	25,0%	0,0%	0,0%
Ba	3,9	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Co	3	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Cu	9	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Fe	1000	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
La	0,04	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Mn	80	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
<u>Lagoas - Não Conformidades - NOAA Crônico - Água - Metal Dissolvido</u>						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	87	0,0%	0,0%	33,3%	0,0%	0,0%
Ba	3,9	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Co	3	0,0%	0,0%	0,0%	11,1%	0,0%
Cu	9	0,0%	8,3%	0,0%	0,0%	0,0%
Fe	1000	10,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
La	0,04	0,0%	0,0%	6,7%	11,1%	0,0%
Mn	80	45,0%	8,3%	0,0%	0,0%	0,0%

Tabela 6: Limites CONAMA Classe 2 e NOAA Crônico e percentual de não conformidades para **Metais Totais em Água**- ambiente dulcícola- Lagos/Lagoas

Lagos - Não Conformidades - CONAMA Classe 2 - Água - Metais Totais						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Mn	100,0	0,0%	0,0%	0,0%	11,1%	5,6%
Lagoas - Não Conformidades - CONAMA Classe 2 - Água - Metais Totais						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Mn	100,0	55,0%	41,7%	60,0%	66,7%	50,0%
Lagos - Não Conformidades - NOAA Crônico - Água - Metais Totais						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	87	38,9%	77,8%	91,7%	88,9%	72,2%
Ba	3,9	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Co	3	38,9%	55,6%	41,7%	0,0%	0,0%
Cu	9	0,0%	44,4%	0,0%	33,3%	27,8%
Fe	1000	16,7%	55,6%	8,3%	66,7%	11,1%
Mn	80	0,0%	5,6%	0,0%	11,1%	5,6%
Pb	2,5	16,7%	16,7%	50,0%	22,2%	0,0%
V	19	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Lagoas - Não Conformidades - NOAA Crônico - Água - Metais Totais						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	87	90,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Ba	3,9	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Co	3	25,0%	62,5%	20,0%	11,1%	5,6%
Cu	9	0,0%	21,67%	0,0%	66,7%	83,3%
Fe	1000	95,0%	100,0%	100,0%	100,0%	77,8%
Mn	80	55,0%	50,0%	66,7%	66,7%	55,6%
Pb	2,5	30,0%	8,3%	86,7%	0,0%	0,0%
V	19	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	16,7%

Dados da Tabela 7 mostram que para o parâmetro metal total em sedimentos, as não conformidades em As, Cr apresentaram tendência de redução, com valores maiores para as Lagoas, ao longo do tempo. Estes elementos merecem muita atenção devido à toxicidade elevada.

Tabela 7: Limites (CONAMA e NOAA) e porcentagem de não conformidades em **Metal Total em Sedimentos**- Calha do Rio e Lagos /Lagoas.

Lagos - Não Conformidades - CONAMA 2 e NOAA PEL - Sedimento - Metais Totais						
Elemento	Limite (mg kg ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
As	17	27,8%	16,7%	8,3%	11,1%	5,6%
Cr	90	55,6%	11,1%	0,0%	11,1%	0,0%
Lagoas - Não Conformidades - CONAMA 2 e NOAA PEL - Sedimento - Metais Totais						
Elemento	Limite (mg kg ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
As	17	40,9%	41,7%	40,0%	33,3%	33,3%
Cr	90	36,4%	29,2%	13,3%	0,0%	5,6%

O ferro é o elemento mais representativo do rejeito da barragem de Fundão por se apresentar em maior concentração, podendo impactar fortemente os ambientes monitorados neste projeto. Os valores de Fe Total (dissolvido + material particulado em suspensão) para os ambientes Lagos e Lagoas são apresentados na Figura 46, seja em valores médios semestrais, como apresentam os gráficos box-plot (Figura 46a e b) ou com variações ponto a ponto, conforme mostram os dados da Figura 46 c e d.

Observa-se na Figura 46a que a partir do terceiro período de monitoramento, de outubro/19 a março/20 em diante, houve diluição do Fe total nos lagos, que são ambientes mais profundos, com redução das concentrações, ficando abaixo do limite CONAMA. Esta redução nas Lagoas (Figura 46b) não foi tão significativa, havendo inclusive um aumento na grande cheia do ano 2 (out/19 a mar/20), provavelmente devido à entrada de material rico em Fe nestas, em especial para as Lagoas do Areal (E24) e Monsarás (E25 e E25a), conforme mostra a Figura 46d. Estes aumentos significativos em Fe total-água justificam a variabilidade dos dados apresentados no diagrama box plot do terceiro semestre, que foi o de chuvas mais intensas. Os dados da Figura 46 mostram claramente o comportamento diferenciado para Lagos e Lagoas, sendo as Lagoas com água mais rica em Fe total que os Lagos e acima do limite CONAMA. Também há comportamento diferenciado para cada Lago ou Lagoa.

Na Figura 47 tem-se os dados de Ferro dissolvido para todas as amostras do ambiente lacustre, onde pode-se identificar as não conformes. Observa-se que o Lago do Limão (E18) e a Lagoa Areal (E24) são os ambientes com maiores teores de ferro dissolvido, mas segundo informações não houve intrusão de rejeitos no primeiro, durante o rompimento de Fundão. Entretanto, isto não pode ser descartado porque a cheia no terceiro período estudado foi de extrema intensidade. Observa-se uma tendência de redução do teor de Fe tanto nos Lagos quanto nas Lagoas, mas os valores ainda estão acima do limite NOAA crônico, em especial para algumas Lagoas.

Os resultados de Mn Total em água são apresentados também na Figura 47, uma vez que este elemento estava em grande concentração no rejeito, com cerca de 314 ppm segundo Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (VIGLIO; CUNHA, 2016) e aparece aqui com grande índice de não conformidade (Metal Total). A ocorrência é maior para as Lagoas, destacando-se a Monsarás (E25 e E25a), com valores bem acima dos limites CONAMA-Classe 2 e NOAA Crônico, mas observa-se leve tendência de

redução. Distribuições para outros elementos podem ser vistas no *Material Suplementar A3DAQS1*. Mais uma vez destaca-se que cada lago e lagoa tem seu comportamento diferenciado.

Figura 46: Concentrações de Ferro Total em água para os ambientes Lagos e Lagoas monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM.

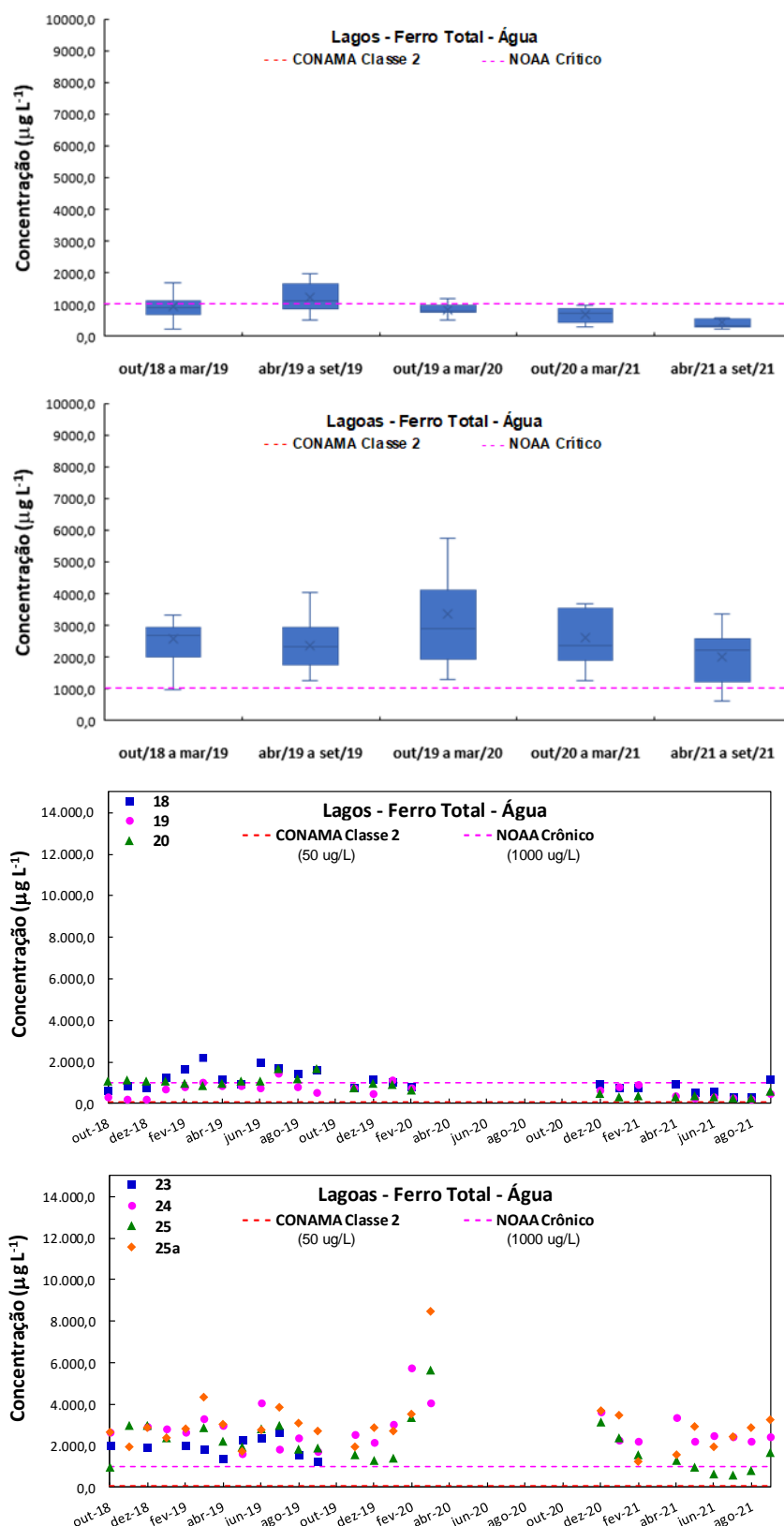
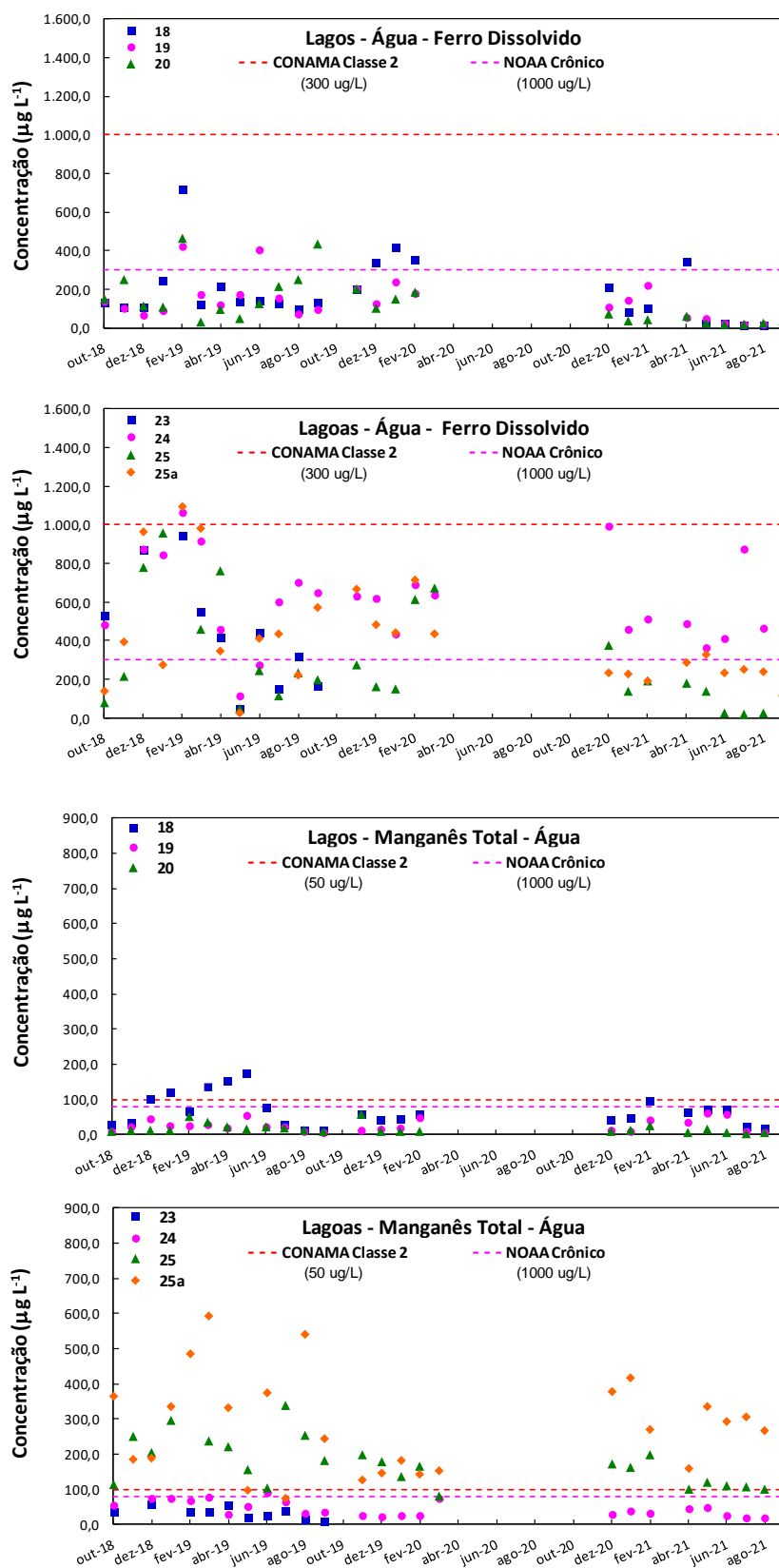


Figura 47: Concentrações de Ferro Dissolvido e Manganês Total em Água para Lagos e Lagoas monitorados pelo PMBA/Fest-RRDM.



2.3.3 Dados pretéritos-lagoas e lagoas - contaminantes inorgânicos

Uma **avaliação de dados pretéritos** foi realizada usando-se os dados disponíveis do PMQQS (verde) para comparação dos dados do PMBA/Fest-RRDM (vermelho) para as Lagoas, que apresentaram maior não conformidade, estes resultados envolvem coletas de agosto de 2017 a março de 2020, para o parâmetro Ferro Total, Ferro dissolvido e Ferro em sedimentos (Figura 48, Figura 49 e Figura 50).

Figura 48: Teor de Ferro Total em Água em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM

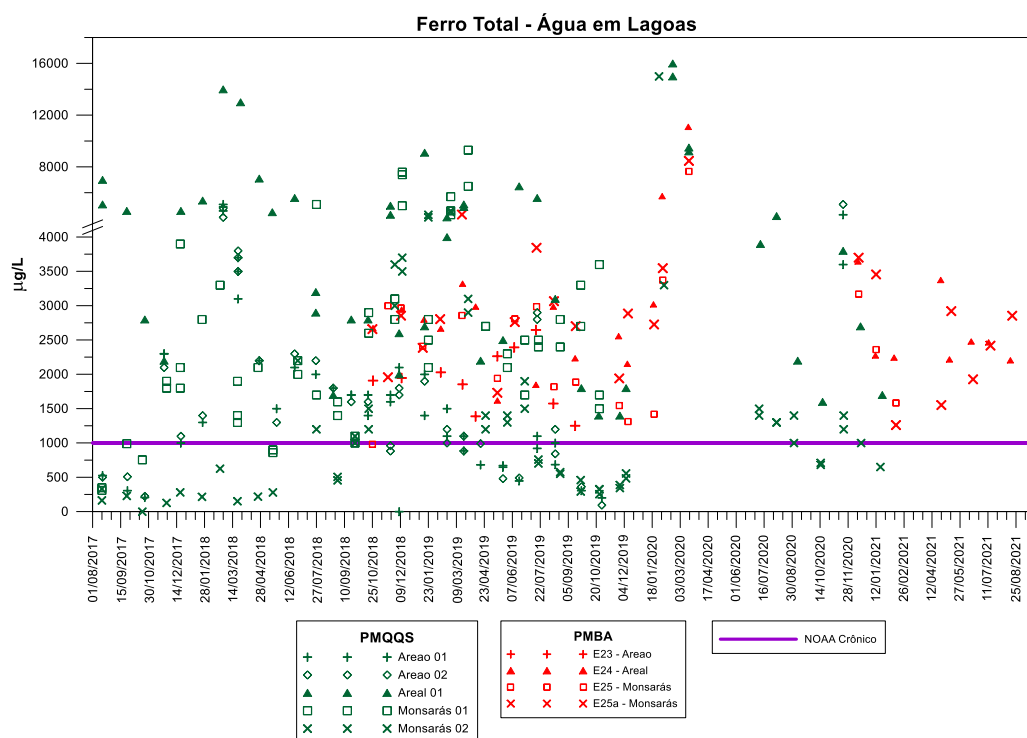


Figura 49: Teor de Ferro Dissolvido em Água em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com limite do NOAA crônico.

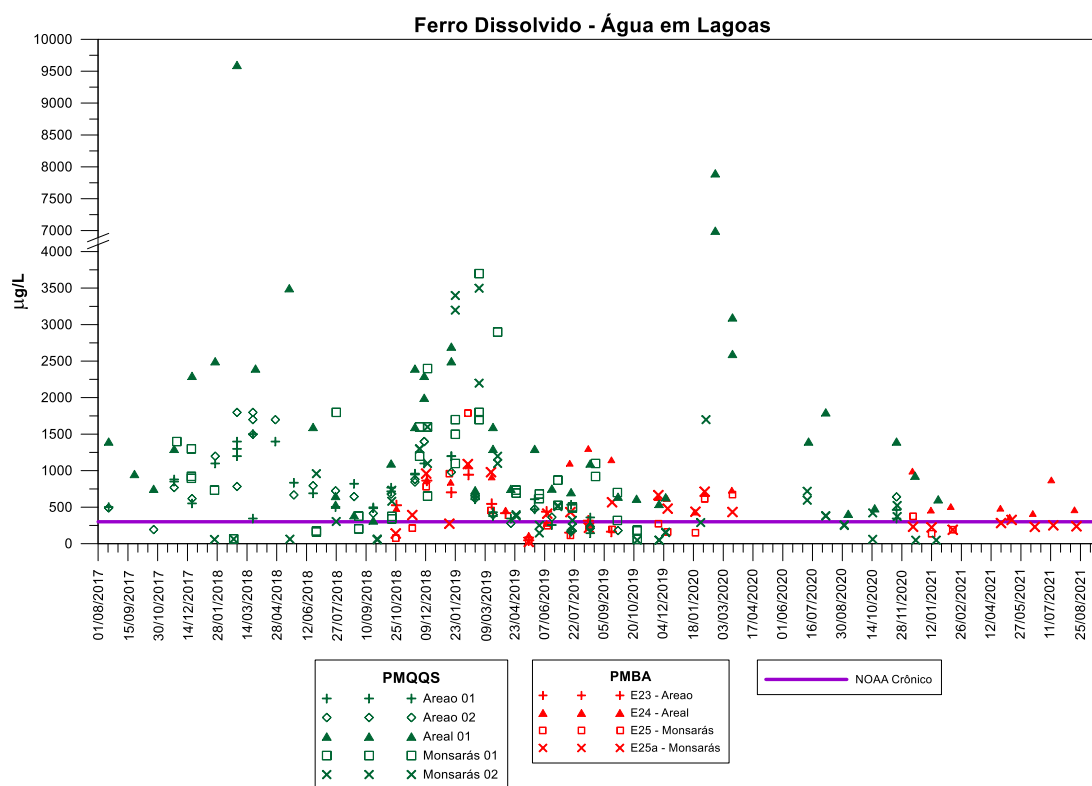
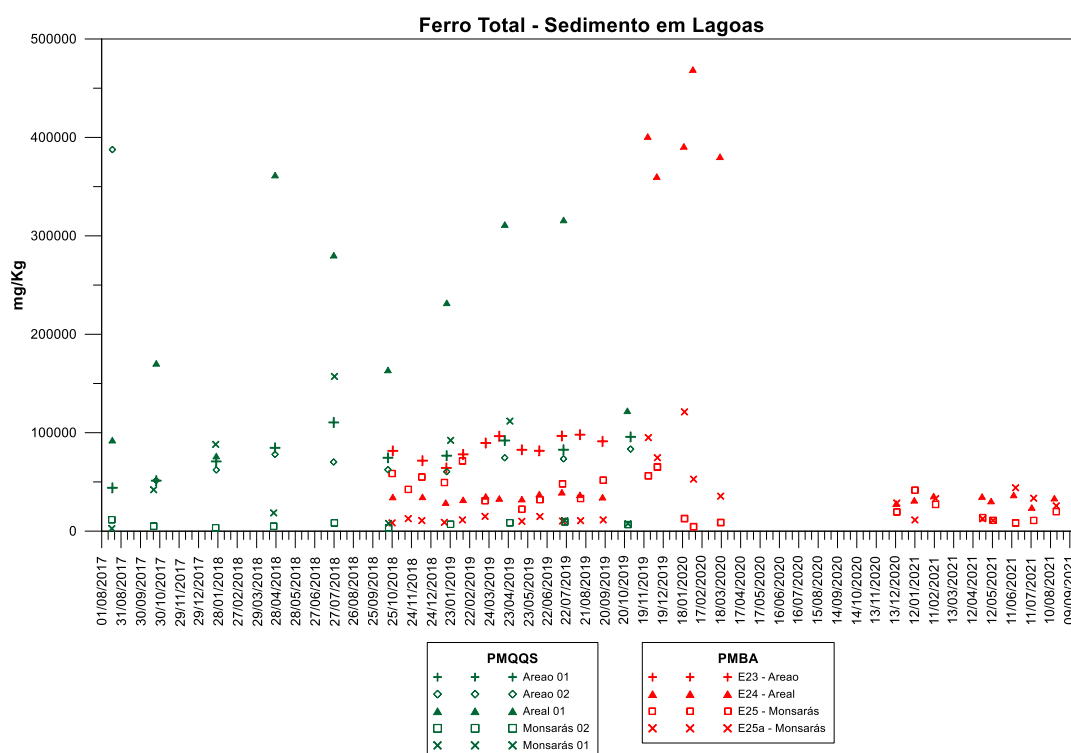


Figura 50: Teor de Ferro em Sedimentos em Lagoas obtidos pelo PMQQS e PMBA/Fest-RRDM.



Estes dados indicam haver uma certa variabilidade dos resultados entre PMBA/Fest-RRDM e PMQQS para os mesmos Lagos e Lagoas que podem ser justificadas pelas amostragens serem feitas em dias diferentes ou de forma diferente, entretanto os dados estão na mesma ordem de grandeza, sendo os resultados do PMQQS de modo geral, mais altos. Na Figura 50 fica evidente que a lagoa do Areal (E24) é a que tem os sedimentos com teores mais elevados de Fe, segundo as duas fontes de dados. Dados da Figura 49 mostram uma leve tendência de redução de Fe dissolvido com o passar do tempo para as Lagoas. Os dados mostram que o Fe está preferencialmente no MPS, com tendência de redução na sua forma solúvel, comportamento similar ao observado para o Mn.

No *Material Suplementar A3DAQS1* são apresentadas figuras com dados do PMQQS e PMBA/Fest-RRDM para cada lago, em separado, considerando os parâmetros Mn e Al em sedimentos (*Material Suplementar A3DAQS1, Figuras 35 e 36*).

Para as Lagoas tem-se dados de Mn e Al, dissolvido em água, total em água e em sedimentos (*Material Suplementar A3DAQS1, Figuras 29, 30, 31, 32, 33 e 34*). Ressalta-se que não foram obtidos dados antes do rompimento da barragem de Fundão para estes ambientes, para estudo comparativo.

2.3.4 Principais resultados- lagos e lagoas – contaminantes orgânicos

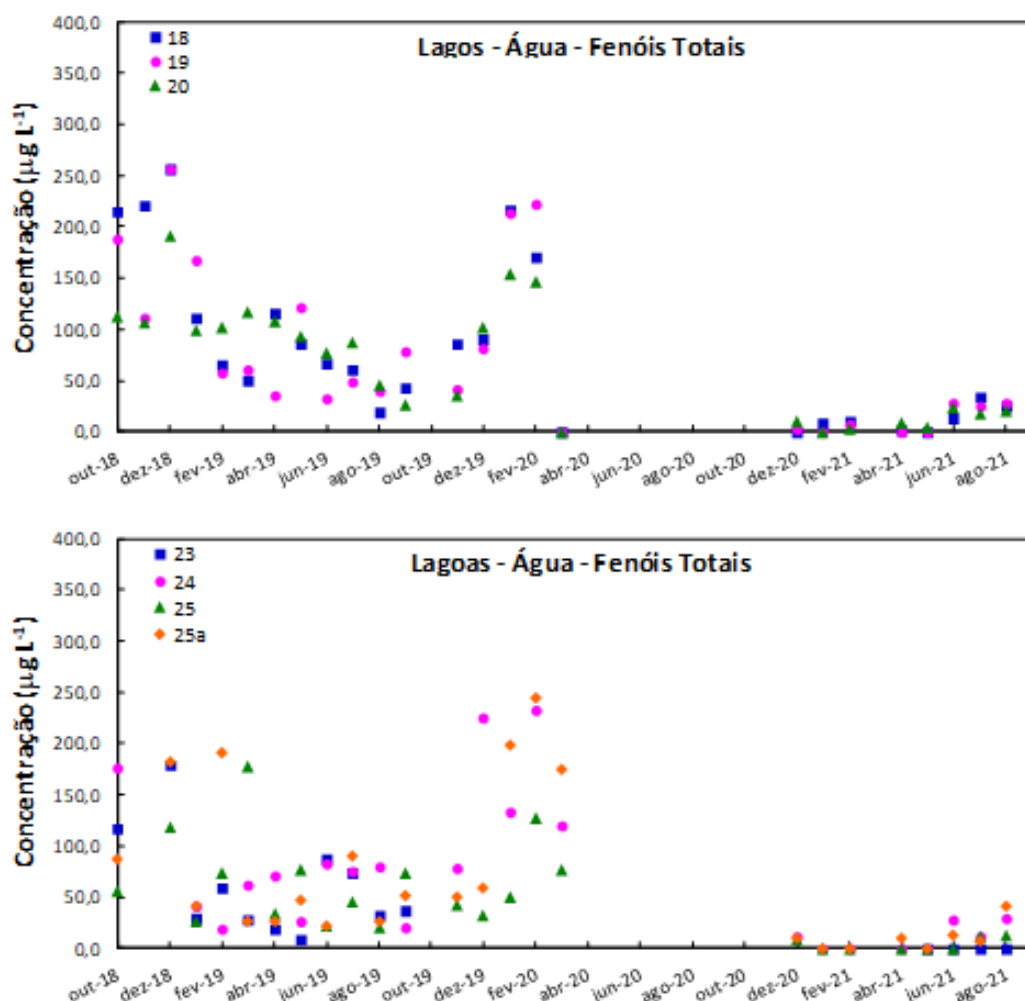
Conforme apresentado em relatórios anteriores, os resultados obtidos para alguns contaminantes orgânicos (Fenóis, Esteróis e PCBs) serão destacados neste documento e informações sobre os outros encontram-se no *Material Suplementar A3DAQS2*.

2.3.4.1 Fenóis

Os fenóis foram utilizados como biomarcadores para avaliar e distinguir diferentes fontes de contaminação por indústrias e atividades agrícolas na bacia do Rio Doce. A Figura 51 apresenta o gráfico com a avaliação temporal e espacial dos fenóis totais (somatória dos 21 fenóis analisados) para os Lagos e para as Lagoas. Percebe-se que houve uma variação diferenciada para cada ambiente e para cada lago e lagoa. Observou-se uma tendência de maiores concentrações nos períodos chuvosos (out/2018 a mar/2019 e out/2019 a mar/2020) e menores concentrações no período de estiagem (abr/2019 a set/2019). Esse comportamento do ambiente Lagos/Lagoas pode ser justificado pelo fato do período chuvoso favorecer os processos de lixiviação e arraste que contribuem com o aumento desses poluentes.

Um comportamento bastante interessante foi a grande queda dos valores de concentração dos Fenóis Totais, observada após a pandemia, tanto para os Lagos, como para Lagoas, o que confirma fortemente se tratar de contaminação antropogênica, ligada a atividades industriais e comerciais

Figura 51: Variação do teor de fenóis em água para os Lagos e Lagoas monitorados em todo o PMBA/Fest-RRDM.



Os 21 fenóis avaliados foram separados em grupos para subsidiar o entendimento de uso e ocupação das estações amostrais avaliadas ao longo do monitoramento (*Material Suplementar A3DAQS2, Figura 2, Figura 3 e Figura 4*).

- ✓ Grupo 1 corresponde ao fenol e cresóis (2-Metilfenol, 3-Metilfenol, 4-Metilfenol), analitos marcadores de **atividades industriais**, visto sua ampla aplicação industrial como precursor de muitas substâncias químicas, entre elas está a preparação de resinas e polímeros, síntese de medicamentos, preparação de explosivos, tintas e catalisadores. São também constituintes de alcatrão mineral e vegetal, subprodutos da produção de carvões e coques, ligados às atividades siderúrgicas existentes na bacia e ligados à atividade de polpação e produção de celulose.
- ✓ Grupo 2 corresponde aos nitrofenóis, marcadores de **atividades agrícolas**: 2,4-Dinitrofenol (conservantes de madeira, herbicidas, pesticidas); Dinoseb, 2-Ciclohexil-4,6-Dinitrofenol, 2-Metil-4,6-dinitrofenol (herbicidas da família no 2,4 dinitrofenol), 2-Nitrofenol, 4-Nitrofenol (precursor de herbicida).
- ✓ Grupo 3, clorofenóis, são compostos presentes na maioria dos **efluentes industriais e agrícolas**. Os clorofenóis avaliados foram: 4-cloro-3-metilfenol (antisséptico e conservante); 2-Clorofenol (desinfetante); 2,4-Diclofenol, 2,6-Diclofenol, 2,4-Dimetilfenol (precursor do herbicida 2,4- ácido

dicloro acético); Pentaclorofenol (fungicida, inseticida, bactericida e moluscocida sintético); 2,3,4,5-Tetraclorofenol, 2,3,4,6-Tetraclorofenol, 2,3,5,6-Tetraclorofenol, 2,4,5-Triclorofenol, 2,4,6-Triclorofenol (fungicida, herbicida, inseticida e antisséptico).

Avaliar a distribuição dos fenóis é extremamente importante para identificar se eles estão vindos de fontes industriais ou agrícolas, o que está sendo feito pelos pesquisadores de modo a buscar as fontes geradoras, permitindo assim uma mitigação mais eficaz e uma separação dos impactos ambientais orgânicos e inorgânicos. Dados mais completos são encontrados no *Material Suplementar A3DAQS2*.

Os fenóis são compostos tóxicos regulamentados por órgãos ambientais. Considerando a Resolução CONAMA 357/2005 classe 2, observou-se que Lagos apresentaram maiores números de não conformidades que a Calha do Rio Doce, que por sua vez apresentou valores similares aos das Lagoas. Os teores das não conformidades calculadas para os principais grupos de fenóis, para os três anos, que compreendem cinco semestres monitorados são apresentados a seguir:

- ✓ 2,4 –diclorofenol, precursor de herbicida, o qual refletiu em um percentual de não conformidades de 77,8%; 55,6%; 83,3%; 0% e 0% para os Lagos, para os respectivos períodos de coletas. Para as Lagoas, os valores foram, respectivamente, 31,6%; 33,3%; 80,0%; 0% e 0%.
- ✓ pentaclorofenol, herbicida, fungicida, inseticida, bactericida, o qual contribuiu para um percentual de não conformidades de 44,4%; 11,1%; 50%, 0% e 0% para os Lagos. Para as Lagoas os valores semestrais médios de não conformidades foram 26,3%; 0%; 40%; 0% e 0%.
- ✓ 2-clorofenol, desinfetante em geral, o qual gerou em um percentual de não conformidades de 44,4%; 33,3%; 66,7%, 0% e 0% para os Lagos e 15,8%; 4,2%; 33,3%, 0% e 0% para as Lagoas, para os respectivos períodos de coleta.

Os três parâmetros, representantes do grupo 3, clorofenóis, podem estar associados às atividades agrícolas, fortemente desenvolvidas na região. Dados por ambiente e por poluente são apresentados no *Material Suplementar A3DAQS2*.

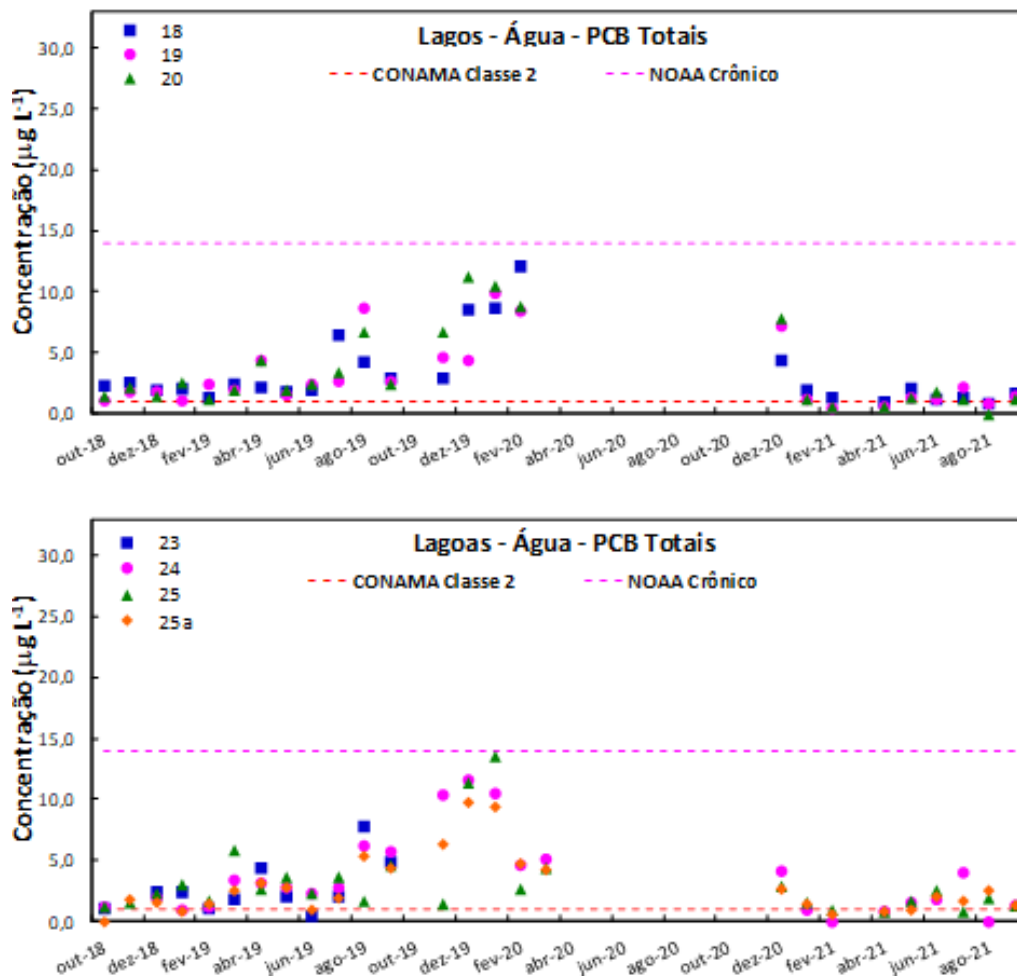
2.3.4.2 PCBs – Bifenilas policloradas

Os compostos do tipo PCBs foram analisados com o intuito de torná-los marcadores moleculares do material oriundo de fontes industriais. Os PCBs são usados em fluidos dielétricos em transformadores e condensadores; em óleos de corte, lubrificantes hidráulicos; tintas; adesivos; entre outros, portanto têm origem em atividades industriais, não estando relacionadas diretamente com o rompimento da barragem de Fundão. Atuam negativamente, sobretudo como interferentes dos sistemas endócrinos, sendo também apontados como carcinogênicos. Foram listados pelo Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP) como poluentes orgânicos persistentes (POPs) sob a Convenção de Estocolmo em 2001.

A Figura 52 apresenta o gráfico com a avaliação temporal e espacial dos PCBs totais (somatória dos 7 PCBs analisados) em Lagos e Lagoas, que apresentaram uma tendência semelhante, uma constância de concentração durante o período de out/2018 a set/2019 e aumento significativo das concentrações de nov/2019 a mar/2020. Esse aumento pode ser justificado pelo aumento das chuvas com índices

pluviométricos altos, que contribuíram com o aumento da lixiviação e arraste desses compostos para esses recursos hídricos. Estes valores reduziram após a parada devido à pandemia, com valores um pouco mais elevados no período chuvoso de dezembro de 2020. Os valores são menores que os limites do CONAMA, mas maiores que os limites NOAA crônico, o que merece atenção devido à toxicidade elevada destes compostos.

Figura 52: Concentrações de PCBs para os diferentes Lagos e Lagoas monitorados pelo PMBA- Fest-RRDM.



Os PCBs totais são compostos muito tóxicos regulamentados por órgãos ambientais. Dados numéricos que apresentam os limites e os valores percentuais de não conformidades referentes aos PCBs para os cinco períodos estão apresentados na *Tabela 4* do *Material Suplementar A3DAQS2*.

Considerando a resolução CONAMA 357/2005 classe 2, observou-se que os Calha do Rio Doce e Lagos/Lagoas apresentaram números de não conformidades semelhantes. Sendo que foi observado um percentual de não conformidades 100%; 100%; 100%; 77,8% e 66,7% para os Lagos. Já para as Lagoas, as não conformidades foram de 86,4%; 91,7%; 100%; 55,6% e 66,7% para os 5 períodos de out/2018 a set/2021.

Este dado revela-se altamente preocupante, uma vez que estas não conformidades elevadas vêm aparecendo em todos os semestres do PMBA, mesmo após a pandemia, sendo que os PCBs são compostos de grande toxicidade e impactantes à saúde humana, já sendo proibidos no Brasil desde 1981, mas com uso em equipamentos antigos e em óleos de transformadores elétricos. Ações devem ser tomadas no sentido de mitigar este problema, que também pode impactar a biota presente nos lagos e lagoas.

2.3.5 Principais resultados- calha do rio – contaminantes inorgânicos

A Tabela 8 apresenta os limites estabelecidos pelo CONAMA e NOAA e as porcentagens de amostras não conformes, bem como os elementos que apresentaram estas não conformidades para os **ambientes do Rio Guandu e Rio Doce** para todo o período de execução do PMBA/Fest-RRDM - Anos 1, 2 e 3, 5 semestres, já que houve uma interrupção no monitoramento devido à pandemia. A Tabela 8 apresenta não conformidades em relação aos Metais Dissolvidos.

Os dados mostram que há grandes índices de não conformidade para metais dissolvidos para Fe e Al, considerando os rios Doce e Guandu, sendo este último analisado como referência. O Alumínio apresenta maiores índices de não conformidades no Guandu, o que pode estar associado ao solo da região. Já o Ferro tem mais não conformidades na calha do Rio Doce, mas apresenta um comportamento decrescente, provavelmente pelo arraste do rejeito para o mar ao longo dos anos.

Um comportamento extremo aconteceu para o Alumínio foi observado no Rio Doce, com cerca de 94% das amostras não conformes no período chuvoso do ano 2 segundo CONAMA classe 2, o que não havia sido observado no primeiro ano, mantendo cerca de 42% de não conformidade no ano 3. Este fato mostra que o teor de Alumínio pode ter aumentado por arraste de material nas margens, durante a grande cheia do ano 2, impactando também no período chuvoso do ano 3, ratificando que o evento de out/2019 a mar/2020 equivaleu a um possível novo evento de derramamento de rejeito no ambiente, típico de um rompimento de barragem, muito provavelmente devido ao aporte de materiais depositados nas planícies aluviais.

Também cerca de 11% das amostras foram não conformes em relação ao La, no parâmetro metais dissolvidos segundo NOAA no período da maior cheia no ano 2 para o Rio Doce. Este comportamento do lantânio é relevante por se tratar de um elemento marcador do rejeito, cuja não conformidade não foi observada no Rio Guandu, onde não houve aporte de lama na época do rompimento da barragem de Fundão. Ressalta-se que La é uma das terras raras que estavam presentes no rejeito de Fundão, comportamento análogo para La foi observado nas Lagoas, conforme dados da Tabela 5.

Tabela 8: Principais Não-Conformidades e percentuais de amostras não conformes presentes no Ambiente Calha do RioDoce e Guandu, considerando os limites do CONAMA e NOAA para Metais Dissolvidos no PMBA.

Rio Doce - Não Conformidades - CONAMA Classe 2 - Água - Metal Dissolvido						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	100,0	0,0%	0,0%	94,4%	41,7%	0,0%
Cu	9,0	0,0%	0,0%	0,0%	8,3%	0,0%
Fe	300,0	36,4%	0,0%	44,4%	8,3%	4,2%
Rio Guandu - Não Conformidades - CONAMA Classe 2 - Água - Metal Dissolvido						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	100,0	0,0%	0,0%	75,0%	100,0%	16,7%
Cu	9,0	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Fe	300,0	33,3%	0,0%	25,0%	0,0%	0,0%
Rio Doce - Não Conformidades - NOAA Crônico - Água - Metal Dissolvido						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	87	9,1%	0,0%	94,4%	41,7%	0,0%
Ba	3,9	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	95,8%
Cu	9	0,0%	0,0%	0,0%	8,3%	0,0%
La	0,04	0,0%	0,0%	11,1%	0,0%	0,0%
Rio Guandu - Não Conformidades - NOAA Crônico - Água - Metal Dissolvido						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	87	0,0%	0,0%	75,0%	100,0%	33,3%
Ba	3,9	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Cu	9	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
La	0,04	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

Os dados da Tabela 9 mostram que o Mn e Pb apresentaram não conformidades em Metais Totais, considerando os limites do CONAMA. Para o Rio Doce o Mn mostrou não conformidade nos períodos out/19 a mar/20 e out/20 a mar/21, ou seja, nos períodos chuvosos, com valor significativo de 26% na grande cheia. Neste período agudo observou-se não conformidade muito significativa (25%, segundo CONAMA) para o Rio Guandu, no parâmetro Pb, que é bastante tóxico, o que não aconteceu para o Rio Doce.

Considerando-se os parâmetros do NOAA crônico, que são menores que os da CONAMA, observa-se na Tabela 9 que as não conformidades aumentam em número e em porcentagem. Segundo os padrões internacionais a água do Rio Doce está não conforme para os elementos Fe, Al, Mn, Ba, Co, Cu, Pb e V, sendo praticamente 100% não conforme para Al, Ba e Fe, até março de 2021, quando começou a reduzir o número de não conformidades. Resultado similar é observado para o Rio Guandu. Ambos os

rios apresentaram elevado índice de conformidade para o Pb, em especial nos períodos chuvosos. O Cu também se mostrou relevante para o Rio Doce, segundo os limites do NOAA.

Tabela 9: Principais Não-Conformidades e percentuais de amostras não conformes presentes no Ambiente Calha do RioDoce e Guandu, considerando os limites do CONAMA e NOAA para Metais Totais no PMBA.

Rio Doce - Não Conformidades - CONAMA Classe 2 - Água - Metais Totais						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Mn	100,0	0,0%	0,0%	26,3%	8,3%	0,0%
Pb	10,0	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Rio Guandu - Não Conformidades - CONAMA Classe 2 - Água - Metais Totais						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Mn	100,0	16,7%	0,0%	0,0%	0,0%	16,7%
Pb	10,0	0,0%	0,0%	25,0%	0,0%	0,0%
Rio Doce - Não Conformidades - NOAA Crônico - Água - Metais Totais						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	87	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Ba	3,9	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Co	3	34,8%	82,6%	21,1%	0,0%	0,0%
Cu	9	21,7%	82,6%	5,3%	16,7%	29,2%
Fe	1000	91,3%	95,7%	100,0%	100,0%	25,0%
Mn	80	13,0%	0,0%	42,1%	16,7%	0,0%
Pb	2,5	39,1%	4,3%	100,0%	83,3%	4,2%
V	19	0,0%	0,0%	15,8%	33,3%	8,3%
Rio Guandu - Não Conformidades - NOAA Crônico - Água - Metais Totais						
Elemento	Limite (mg L ⁻¹)	out/18 a mar/19	abr/19 a set/19	out/19 a mar/20	out/20 a mar/21	abr/21 a set/21
Al	87	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Ba	3,9	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%
Co	3	16,7%	83,3%	0,0%	0,0%	0,0%
Cu	9	0,0%	33,3%	0,0%	0,0%	16,7%
Fe	1000	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	83,3%
Mn	80	66,7%	0,0%	0,0%	33,3%	16,7%
Pb	2,5	83,3%	0,0%	100,0%	66,7%	16,7%
V	19	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	33,3%

A Figura 53 apresenta os dados obtidos para o chumbo durante o PMBA/Fest-RRDM para amostras coletadas nos rios Guandu e Doce. Ambos os rios apresentaram comportamento similar, com valor elevado de Pb para os períodos de chuva, nos três anos de pesquisas. Observa-se praticamente valores nulos para as amostras em tempo de estiagem, o que sugere uma decantação total deste

elemento ou arraste para o ambiente marinho. É interessante observar que comportamento similar acontece para o Rio Guandu, o que sugere que a região tenha Pb, o que é indicado no Atlas Geoquímico, pequena ocorrência na cabeceira do Guandu, em Afonso Cláudio. Este material pode também estar nas planícies aluviais ou em barragens, como rejeito ainda estocado, sendo aportado no ambiente fluvial durante o período chuvoso. Estas hipóteses precisam ser melhor investigadas.

Outro comportamento interessante ocorre com o Alumínio, bastante elevado nos períodos chuvosos, conforme mostra a Figura 54, tanto para o Rio Guandu como para o Rio Doce, estando bem superior aos limites permitidos pelo CONAMA classe 2 e NOAA crônico. O Al pode estar presente na forma de silicatos, combinado com o ferro, ou na forma de bauxita Al_2O_3 , na natureza. Este elemento tem sido encontrado em águas do Espírito Santo conforme dados do Atlas Geoquímico da Bacia do Rio Doce (VIGLIO; CUNHA, 2016), podendo então advir do ambiente ou do próprio rejeito de Fundão retido nas margens do rio e revolvidos nos períodos chuvosos.

Dados de teores de Ferro total são apresentados na Figura 55 e indicam elevação significativa também para período de coleta chuvoso, indicando valores superiores para o Rio Doce, chegando a quase $10.000 \mu g L^{-1}$ devido à grande cheia, valores bem acima dos permitidos pelo CONAMA e NOAA. Nos períodos não chuvosos, os valores de Fe total são similares para ambos os rios, mas há flutuações significativas.

Figura 53: Concentração de Chumbo Total em Água- Ambiente Dulcícola – Calha do Rio Guandu e do Rio Doce (com limite CONAMA e NOAA, para amostras do PMBA/Fest-RRDM)

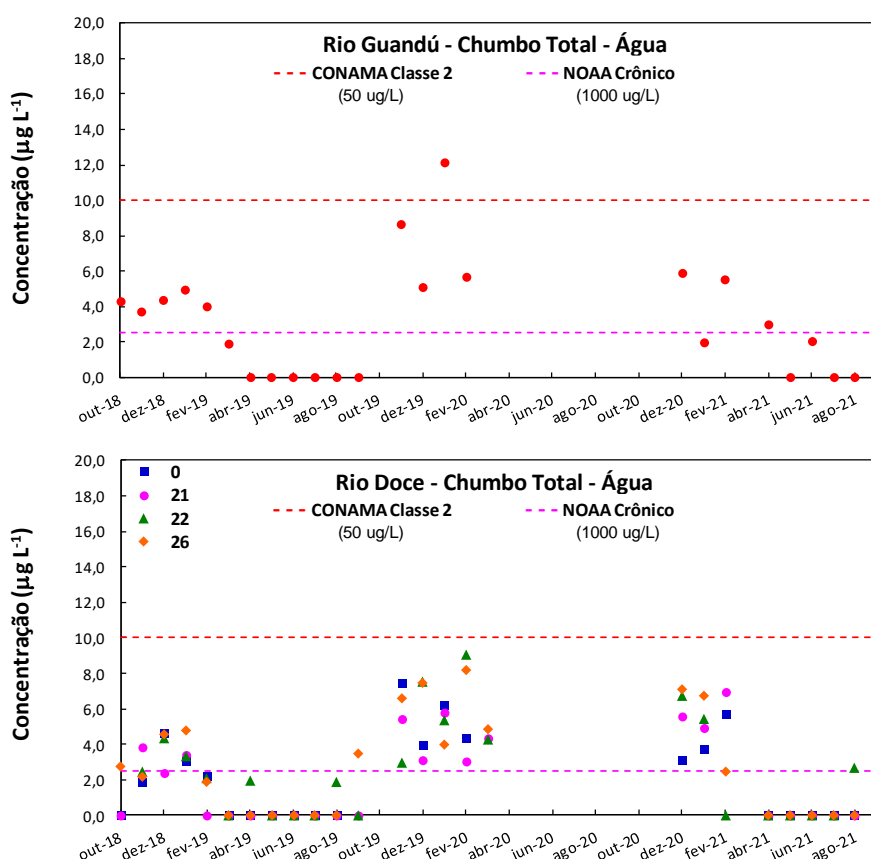


Figura 54: Concentração de Alumínio Total em Água- Ambiente Dulcícola- Calha do Rio Guandu e Rio Doce (com limite CONAMA e NOAA crônico) para amostras do PMBA/Fest-RRDM.

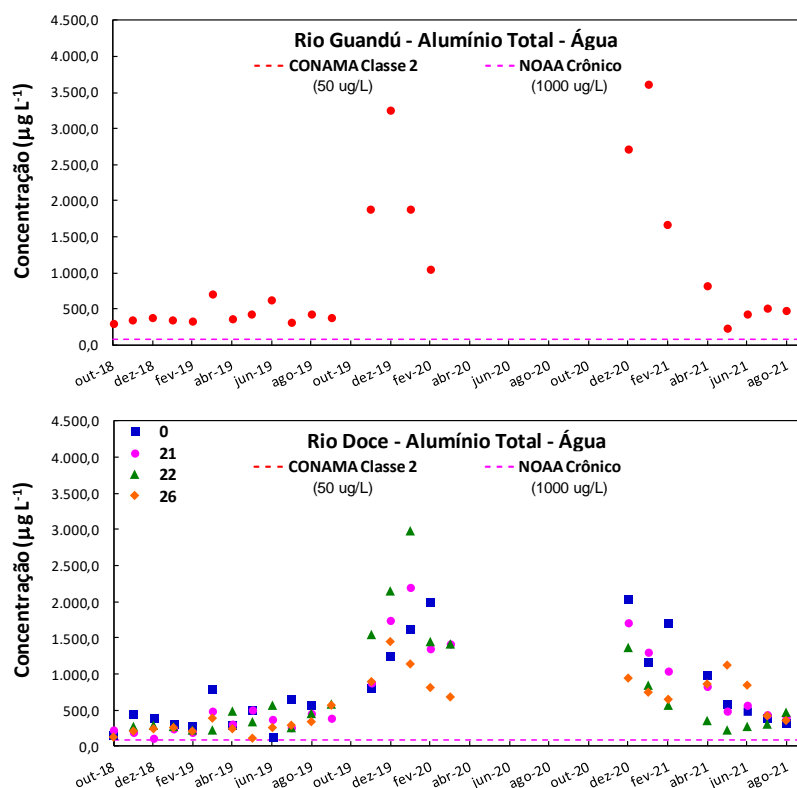
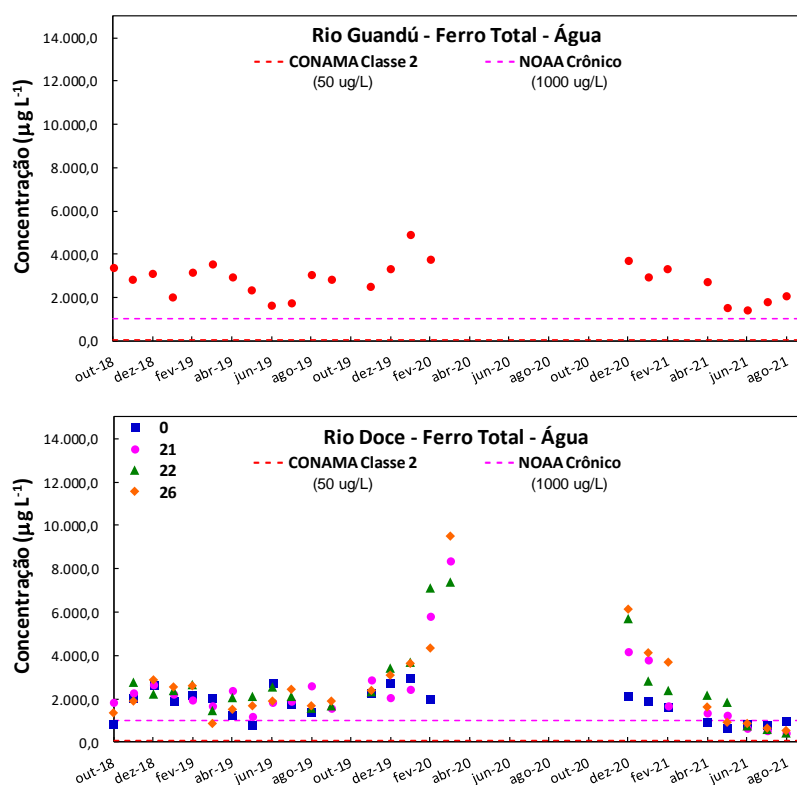


Figura 55: Concentração de Ferro Total em Água- Ambiente Dulcícola- Calha do Rio Guandu e Rio (com limite CONAMA e NOAA crônico) para amostras do PMBA/Fest-RRDM.



2.3.6 Dados pretéritos- calha do rio - contaminantes inorgânicos

As figuras Figura 56, Figura 57 e Figura 58 apresentam resultados de **comparação dos dados pretéritos** do IEMA, PMQQS com os dados do PMBA/Fest-RRDM. Estas figuras mostram também as vazões do Rio Doce para cada período, deixando muito claro que realmente o período chuvoso de out/2019 a mar/2020 foi atípico, o que foi constatado também pelos resultados de não conformidades e teores de metais, aqui apresentados.

O primeiro conjunto de dados em novembro de 2015 até fevereiro de 2016 refere-se ao período imediatamente após o rompimento da Barragem de Fundão em que se observam os valores bem mais elevados dos teores de Fe nos três parâmetros, Fe total em sedimentos (Figura 56), Fe total em água (Figura 57) e Fe dissolvido em água (Figura 58). Os valores mais elevados ocorreram nos períodos chuvosos de todos os anos subsequentes. Os valores de ferro dissolvidos e ferro em sedimentos caem a cada ano, conforme mostram as Figura 56 e Figura 58, indicando o arraste deste material para o ambiente marinho. Entretanto, o material que se depositou sobre a planície aluvial na época do rompimento é um reservatório potencial, que sempre é acionado pelas chuvas, trazendo o rejeito novamente para a calha do rio Doce. Observa-se que para o parâmetro Ferro total, que envolve o somatório do Fe dissolvido e do Fe no material particulado em suspensão (MPS), os valores são maiores, assumindo para as amostras do PMBA/Fest-RRDM valores próximos aos obtidos em anos anteriores, inclusive com amostra cujo teor é próximo de $10000 \mu\text{g.L}^{-1}$, similar aos valores observados na época do rompimento.

Os resultados do PMBA/Fest-RRDM para o período de seca, abril a setembro de 2019, foram superiores aos apresentados pelo programa PMQQS, podendo indicar diferenças na amostragem. Este comportamento não foi observado para o período chuvoso de outubro/2018 a março de 2019.

Figura 56: Comparação dados pretéritos- Ferro Total em Sedimentos no Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM, para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta.

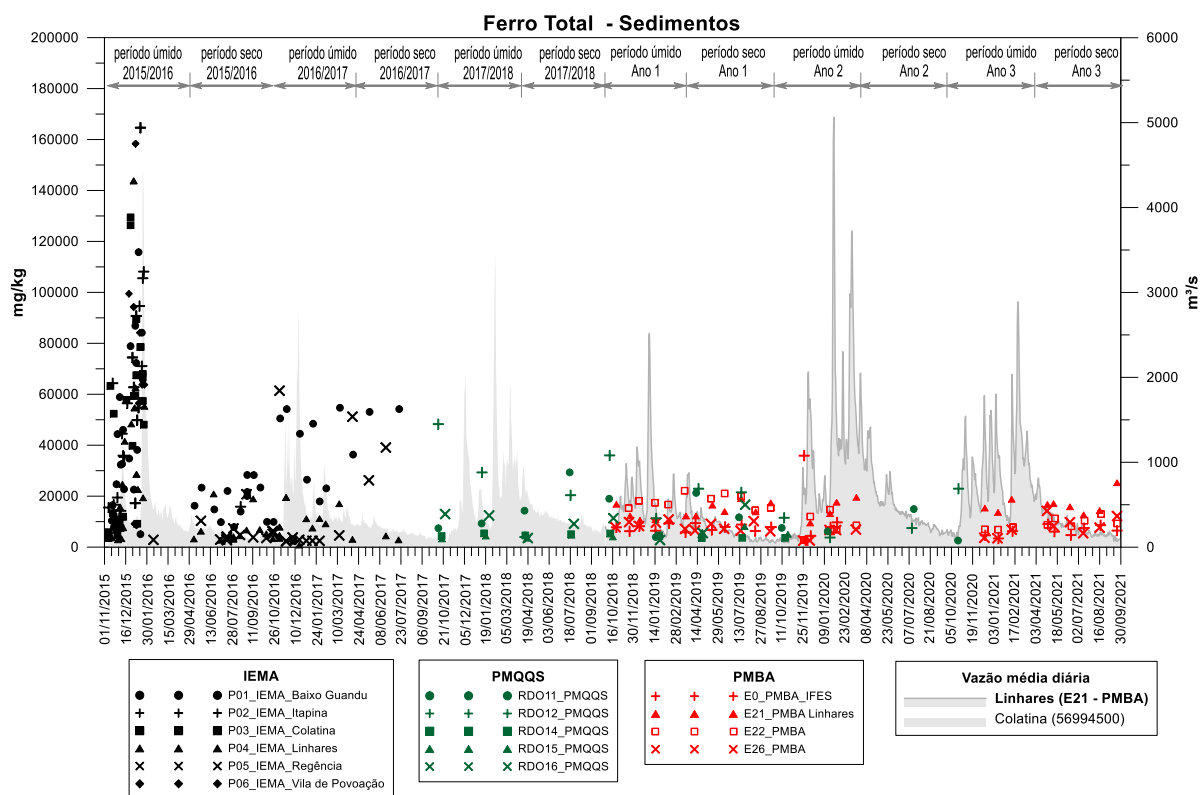


Figura 57: Comparação dados pretéritos para o Ferro Total em Água no Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM , para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta.

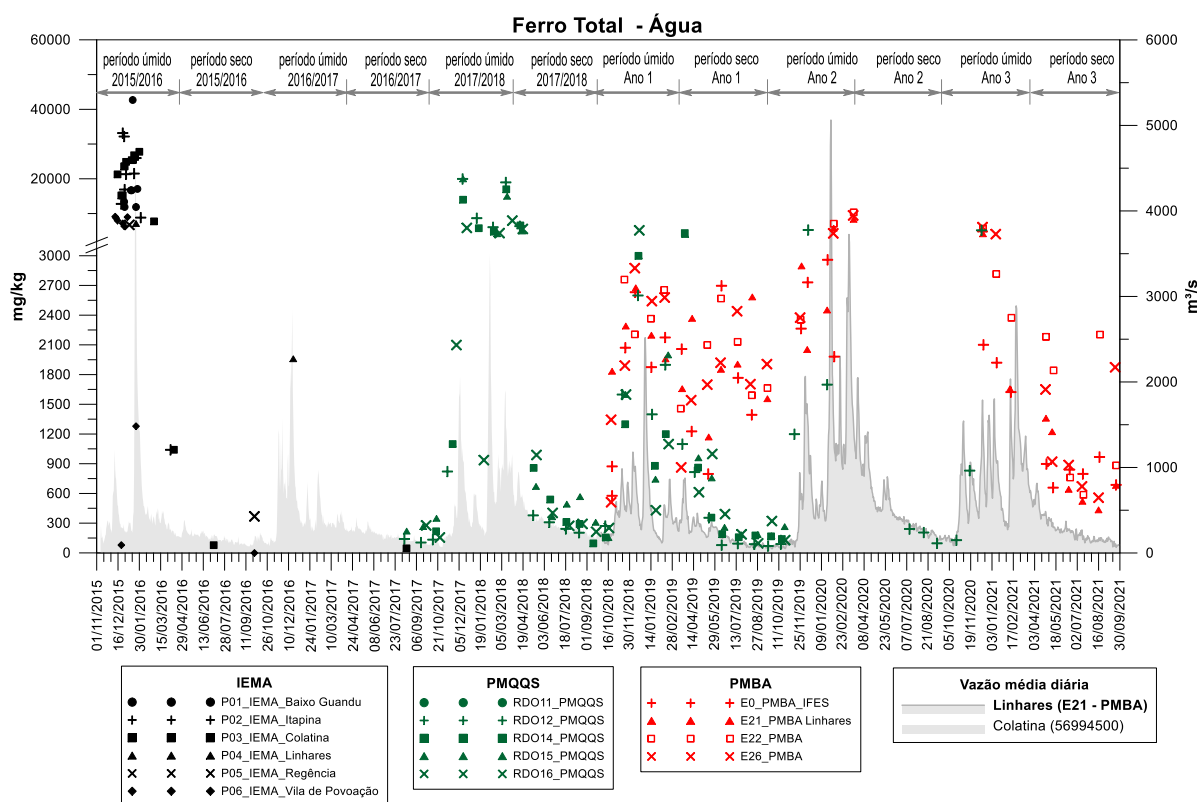
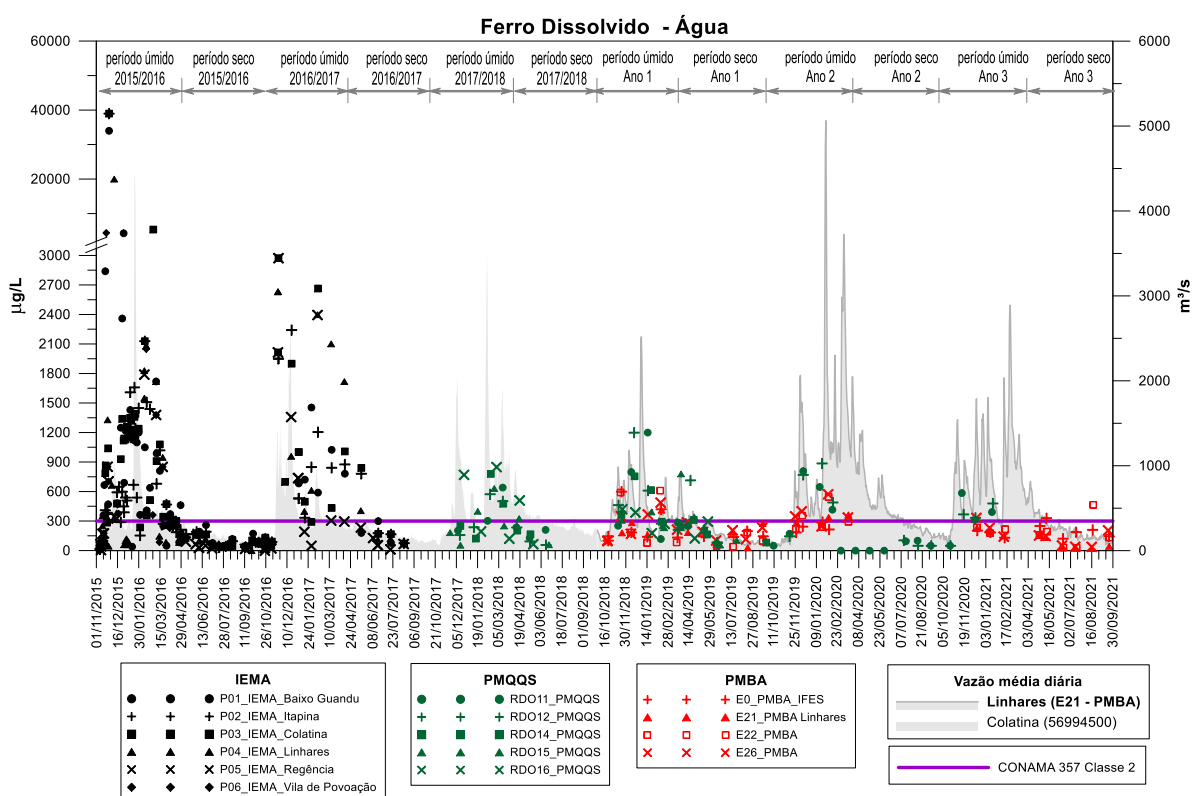


Figura 58: Comparação dados pretéritos para Ferro Dissolvido em Água no Rio Doce obtidos pelo IEMA, PMQQS e PMBA/Fest-RRDM , para diferentes períodos, com as vazões deste Rio no período de coleta.



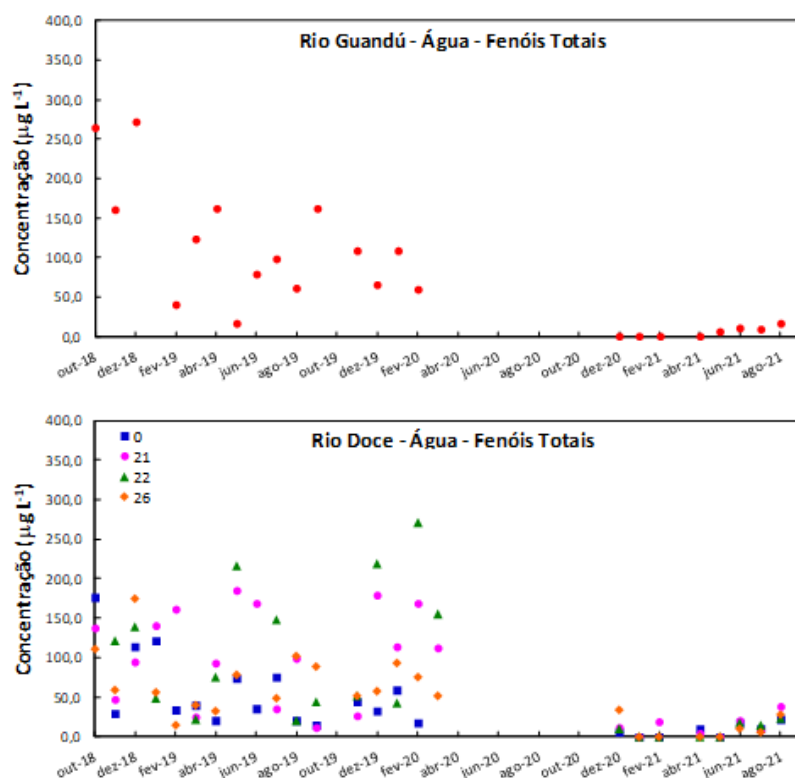
Os resultados apresentados para os contaminantes inorgânicos são bastante interessantes, especialmente porque, conforme mostram as figuras acima, as vazões do Rio Doce foram quase o dobro do observado para todos os anos pós rompimento de Fundão no ano da grande cheia (out/19 a mar/20), o que modificou significativamente a bacia do Rio Doce, conforme aqui apresentado. Resultados complementares são apresentados no *Material Suplementar AD3AQS1* e no banco de dados brutos.

2.3.7 Principais resultados - calha do rio – contaminantes orgânicos

2.3.7.1 Fenóis

A Figura 59 apresenta o gráfico com a avaliação temporal e espacial dos fenóis totais (somatória dos 21 fenóis analisados) ao longo da Calha do Rio Doce e do Guandu. As calhas dos rios apresentaram os resultados de fenóis totais bastante oscilantes com uma tendência de maiores concentrações nos períodos chuvosos (out/2018 a mar/2019 e out/2019 a mar/2020) e menores concentrações no período de estiagem (abr/2019 a set/2019) provavelmente por arraste de poluentes pelas águas das chuvas. É interessante observar que após a pausa da pandemia da COVID-19 estes teores reduziram-se fortemente, tanto nos Rios como Lagos e Lagoas, indicando que alguma atividade geradora importante foi cessada na bacia do Rio Doce.

Figura 59: Concentração de fenóis em amostras coletadas nas calhas do Rio Guandu e Doce, durante a execução do PMBA/Fest-RRDM.



Considerando a resolução CONAMA 357/2005 classe 2, observou-se que Lagos/Lagoas apresentaram números de não conformidades tão elevados quanto os da Calha do Rio Doce. Os índices de maiores percentuais de não conformidades foram observados para os períodos chuvosos. As não conformidades por grupo são apresentadas a seguir para os três períodos de amostragem:

- a) 2,4 –diclorofenol, precursor de herbicida com um percentuais semestrais de não conformidades de 40,9%; 50%; 57,9%, 0% e 0% na região da Calha do Rio Doce e para o Rio Guandu são: 80%; 66,7%; 100%; 0%; 0%.
- b) pentaclorofenol, herbicida, fungicida, inseticida, bactericida com um percentual de não conformidades de 36,4%; 18,2%; 36,8%; 0% e 0% na região da Calha do Rio Doce e para o Rio Guandu são: 80%; 33,3%; 25%; 0%; 0%.
- c) 2-clorofenol, desinfetante em geral com um percentual de não conformidades de 13,6%; 18,2%; 31,6; 0% e 0% na região da Calha do Rio Doce e 60%; 33,3%, 25%, 0% e 0% no Guandu.

Os três parâmetros, representantes do grupo 3, clorofenóis, podem estar associados com atividades agrícolas, fortemente desenvolvida na região, e atividades de desinfecção em geral. Dados por ambiente e por poluente são apresentados no *Material Suplementar A3DAQS2*.

2.3.7.2 Esteróis

A *Figura 5 (Material Suplementar A3DAQS2)* apresenta uma avaliação temporal e espacial dos esteróis totais (somatória dos 12 esteróis analisados) ao longo da Calha do Rio Doce e Rio Guandu. A Calha do Rio Doce apresentou uma tendência semelhante ao dos Lagos e Lagoas com uma constância de concentração durante o período de out/2018 a nov/2019 e aumento significativo das concentrações de dez/2019 a mar/2020. Esse aumento pode ser justificado pelo aumento das chuvas com índices pluviométricos altos, que contribuíram com o aumento da presença de esgotos nesses ambientes aquáticos.

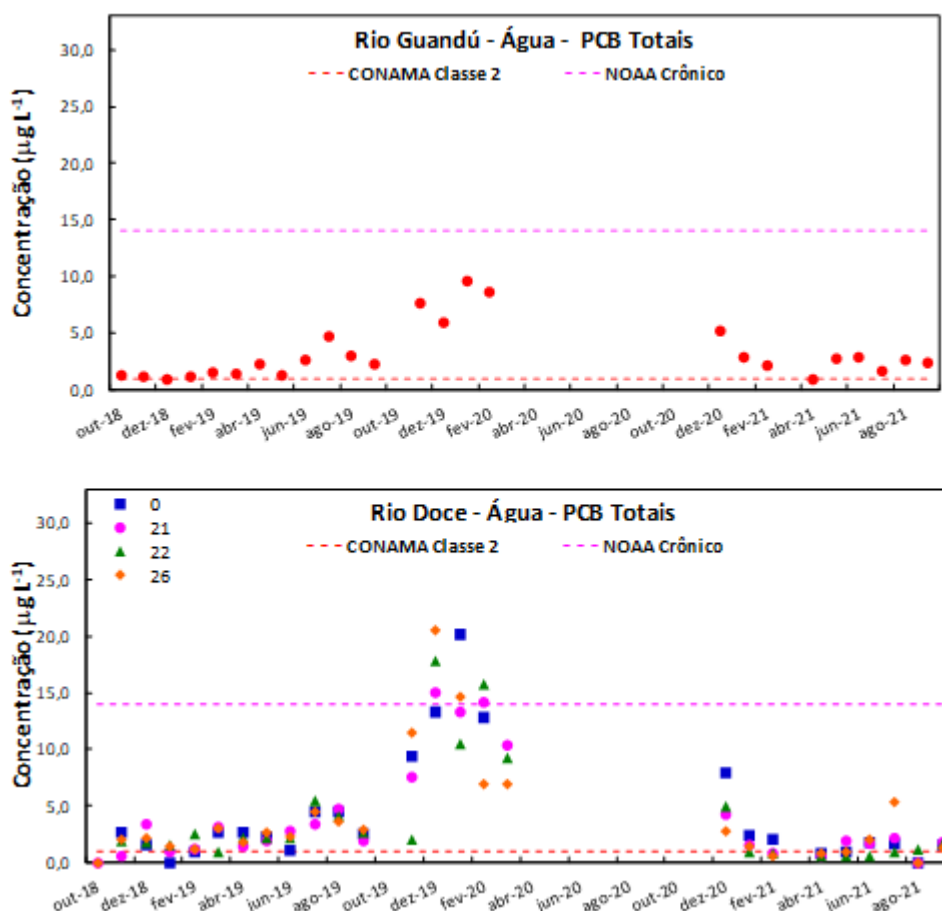
A distribuição de esteróis em todos os ambientes (*Material Suplementar A3DAQS2, Figura 6*) apresentou maiores medianas para os compostos ergosterol (de origem fúngica), estigmasterol (origem vegetal), demosterol (precursor do colesterol) e colesterol (origem animal e fezes humanas). Entretanto, a variabilidade mostrou-se um pouco diferente, com maiores variabilidades de campesterol, estigmasterol e 3B-Taraxerol (origem vegetal) para o Rio Doce. Verificou-se ainda, que a presença do coprostanol (5 β -Cholestan-3 β -ol), epicoprostanol (5 β -Cholestan-3 β -ol) e coprostanona (5 β -Cholestan-3-ona) é encontrada em todos os ambientes, mostrando que todos são influenciados pelas contaminações domésticas, sendo encontrados com maiores concentrações no Rio Doce e Rio Guandu, respectivamente.

Os três fenóis indicadores de contaminação fecal: coprostanol (5 β -Cholestan-3 β -ol), 5 α -Cholestan-3 β -ol e coprostanona (5 β -Cholestan-3-ona) foram somados a comportamento dos fenóis totais, mostrando que o aumento de dez/2019 a mar/2020 se deve principalmente a contaminação dos recursos hídricos por esgoto doméstico.

2.3.7.3 PCBs- Bifenilas Policloradas

A Figura 60 apresenta o gráfico com a avaliação temporal e espacial dos PCBs totais (somatória dos 7 PCBs analisados) ao longo da Calha do Rio Doce e do Rio Guandu.

Figura 60: Concentração de PCBs em amostras coletadas nas calhas do Rio Guandu e Rio Doce, durante a execução do PMBA/Fest-RRDM.



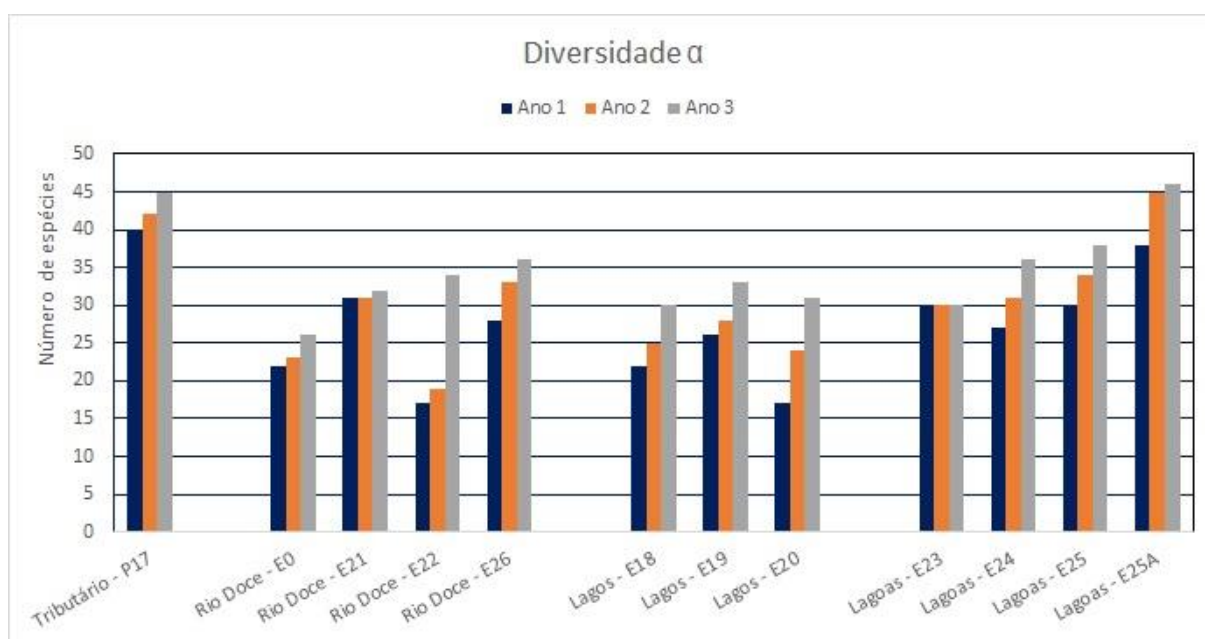
Assim como nos lagos e lagoas observou-se um crescimento dos teores com o volume elevado de chuva de out/19 a mar/20, considerada a grande cheia destes 3 anos de monitoramento e posterior redução após o evento da pandemia.

Considerando a resolução CONAMA 357/2005 classe 2, observou-se que a Calha do Rio Doce apresentou 68,2%; 100%; 100 %; 66,7% e 50% de não conformidades, para os períodos monitorados. Estes são resultados bastante preocupantes devido à toxicidade e aos prejuízos potenciais à saúde humana, demandando ações de remediação imediatas.

2.4 MACRÓFITAS

A diversidade γ amostrada resultou em 107 táxons pertencentes a 65 gêneros e 33 famílias, das quais cinco famílias e 10 espécies correspondem a plantas vasculares sem sementes e 28 famílias e 97 espécies a angiospermas (*Material Suplementar A3DMS2*). Das amostras coletadas, apenas duas estão identificadas em nível de família (Poaceae sp.1 e Poaceae sp.2) pela natureza estéril das amostras. Dada a inexistência de dados pretéritos para comparação, a diversidade γ de macrófitas encontrada é considerada alta frente aos resultados apresentados, para diferentes ambientes aquáticos, por vários autores [FERREIRA et al. (2010) - 37 espécies; KUFNER et al. (2011) - 42 espécies; ARAÚJO et al. (2012) - 52 espécies; e SOUZA et al. (2017) - 66 espécies] e semelhante ao registrado no sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais [PIVARI et al. (2011) – 184 espécies], onde foi realizado um levantamento ao longo de 4 anos em 72 ambientes aquáticos lacustres. A alta riqueza provavelmente se deve ao número de diferentes ambientes aquáticos monitorados (12 estações de amostragem) em comparação aos dados apresentados pelos autores acima mencionados, que realizaram seus levantamentos em uma única área ao longo de 5-12 meses de amostragem. As informações referentes à metodologia utilizada pelo Subprojeto Macrófitas do Anexo 3 Dulcícola PMBA/Fest-RRDM encontram-se no *Material Suplementar A3DMS1*.

Figura 61: Riqueza acumulada de macrófitas aquáticas nas diferentes estações amostrais.



Ao longo dos três anos de monitoramento, houve aumento na diversidade α praticamente em todas as estações amostrais, exceto E23 (Lagoa do Areão), em razão da inacessibilidade ao ponto de coleta a partir do Ano 2 (Figura 61, Figura 62, *Material Suplementar A3DMS2*). Ressalta-se que nos resultados, para o 17º mês de monitoramento, foram inseridos apenas os dados de Lagoas (E24 - Areal, E25 e E25a - Monsarás) e calha do Rio Doce (E21 - Porto de Linhares, E22 - Povoação e E26 - Porto de Regência), devido à paralisação da campanha amostral pela pandemia de COVID-19. A diversidade α foi variável (17 a 40 táxons) e semelhante aos valores citados por Ferreira et al. (2010), Kufner et al.

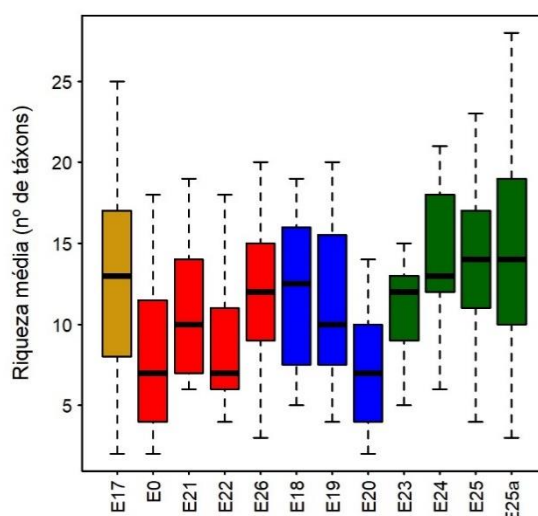
(2011), Araújo et al. (2012) e Souza et al. (2017). É possível inferir, mesmo que de forma indireta, que apesar das áreas monitoradas no PMBA/Fest-RRDM abrangerem os sistemas lacustres e fluviais, a riqueza e abundância de espécies, entre as 12 estações amostrais do PMBA/Fest-RRDM e o sistema lacustre do Vale do Rio Doce em Minas Gerais (Pivari et al. 2011), foram similares. Imagens das espécies de macrófitas podem ser visualizadas em *Material Suplementar A3DMS3* e a distribuição dentre as estações amostrais em *Material Suplementar A3DMS4*.

A maioria das espécies (99 spp.) é nativa, possuindo ampla distribuição geográfica no território brasileiro. Dentre elas, três são consideradas endêmicas do Brasil, a saber: *Rhynchospora corymbosa* (Cyperaceae), *Stromanthe thalia* (Marantaceae) e *Nymphaea lingulata* (Nymphaeaceae); e seis são consideradas naturalizadas (*Acmella oleraceae*, *Centella asiatica*, *Cyperus esculentus*, *Eleusine indica*, *Panicum repens* e *Urochloa brizantha*). Apenas uma espécie é considerada ameaçada de extinção, na categoria vulnerável (*Sagittaria lancifolia* - Alismataceae). *Sagittaria lancifolia*, apesar de não ser endêmica do Brasil, é considerada vulnerável dada às especificidades e exigências ambientais. Nas áreas de monitoramento, a espécie só foi registrada para as estações E23 (lagoa Areão) e E24 (lagoa Areal), em praticamente todos os meses, áreas que provavelmente tiveram intrusão de rejeitos de minério, conforme indicativo de imagens de satélite do período compreendido entre janeiro e fevereiro/2016, e de assinaturas digitais das massas d'água das lagoas e do Rio Doce. Tal informação é altamente relevante quanto à manutenção e conservação da espécie. Apesar disso, ressalta-se que essa informação para E23 pode não ser mais factual, uma vez que o monitoramento ambiental nesta estação permanece interrompido.

As famílias mais representativas foram Poaceae (24 spp.), Cyperaceae (22 spp.), Amaranthaceae (seis spp.), Onagraceae (cinco spp.) e Nymphaeaceae (quatro spp.), enquanto os gêneros com maior número de espécies foram *Cyperus* (10 spp.), *Panicum* (seis spp.), *Eleocharis* e *Ludwigia* (cinco spp.), *Nymphaea* (quatro spp.) e *Polygonum* e *Utricularia* (três spp. cada). As formas de vida mais representativas foram as plantas anfíbias/emergentes (46 spp.), seguidas das exclusivamente anfíbias (30 spp.) e flutuantes fixas (11 spp.). As demais formas de vida são exclusivamente flutuantes livres (seis spp.), exclusivamente emergentes (cinco spp.), flutuantes fixas/livres (três spp.), submersas fixas (duas spp.), e emergentes/flutuantes fixas (*Centella asiática*), anfíbias/epífitas (*Cyperus gardneri*) e epífitas/flutuantes livres (*Utricularia gibba*). A predominância das espécies anfíbias e emergentes pode ser atribuída à capacidade das mesmas de sobrevivência e colonização de áreas alagadas e secas (Moreira et al. 2011), pois as zonas marginais dos espelhos d'água fornecem condições favoráveis ao seu estabelecimento, dentre elas a baixa profundidade e a resistência à redução do volume de água (Neves et al. 2006). Porém, vale destacar que alterações na qualidade da água, também podem ocasionar a substituição de espécies submersas por emergentes e flutuantes (THOMAZ, 2002). Os resultados quanto à maior predominância de anfíbias e emergentes aqui apresentados corroboram trabalhos realizados em diferentes regiões do Brasil (FRANÇA et al. 2003; FERREIRA et al. 2010; KUFNER et al. 2011, PIVARI et al. 2011; ARAÚJO et al. 2012; SOUZA et al. 2017).

Todas as estações amostrais apresentaram acréscimos na riqueza de espécies (Figura 62), exceto em E23, pela impossibilidade de se realizar coletas na área após o 13º mês de monitoramento. Em E22 (Rio Doce próximo à Povoação), ocorreu o maior acréscimo, 15 táxons. No entanto, a riqueza média mostra que as estações de Lagoas (E25A, E25 e E24), juntamente com o Rio Guandu (E17) são as mais ricas. Os menores valores de riqueza média foram encontrados no Rio Doce, em destaque os pontos das estações 0 (Itapina) e 22 (Povoação), e nos Lagos, principalmente no Lago Juparanã (E20) (Figura 62).

Figura 62: Gráfico da riqueza média espacial. Amarelo – Rio Guandu (E17); Vermelho – Rio Doce (E0, E21, E22 e E26); Azul – Lagos (E18, E19 e E20); Verde – Lagoas (E23, E24, E25 e E25A).



Em relação ao aspecto temporal (Figura 63), a riqueza de espécies, apesar de continuar diminuindo em relação ao tempo, quando analisada de forma geral, há uma tendência de aumento quando os ambientes são analisados separadamente, onde os rios Guandu e Doce (Figura 64A e B) e os Lagos (Figura 64C) estão em constância, enquanto as Lagoas apresentaram oscilações na riqueza ao longo do tempo (Figura 64D).

Figura 63: Gráfico da riqueza média temporal.

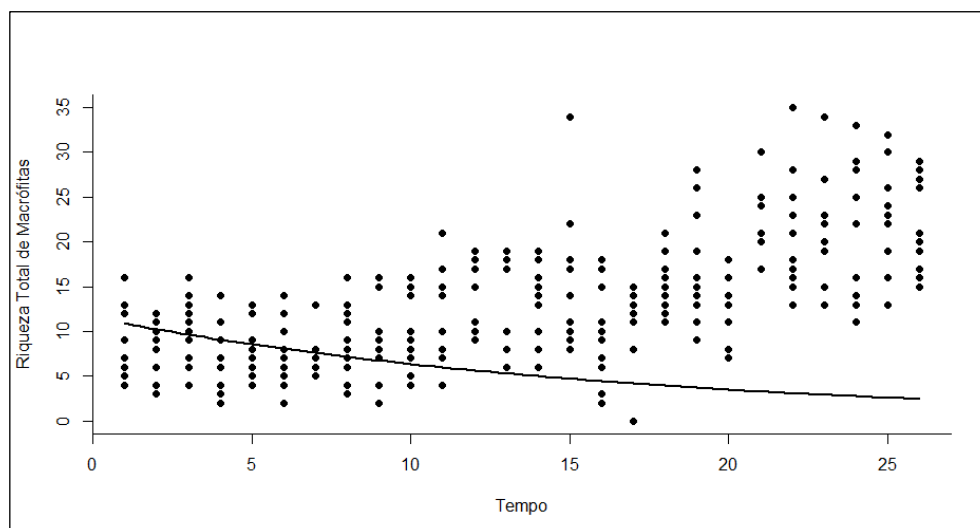
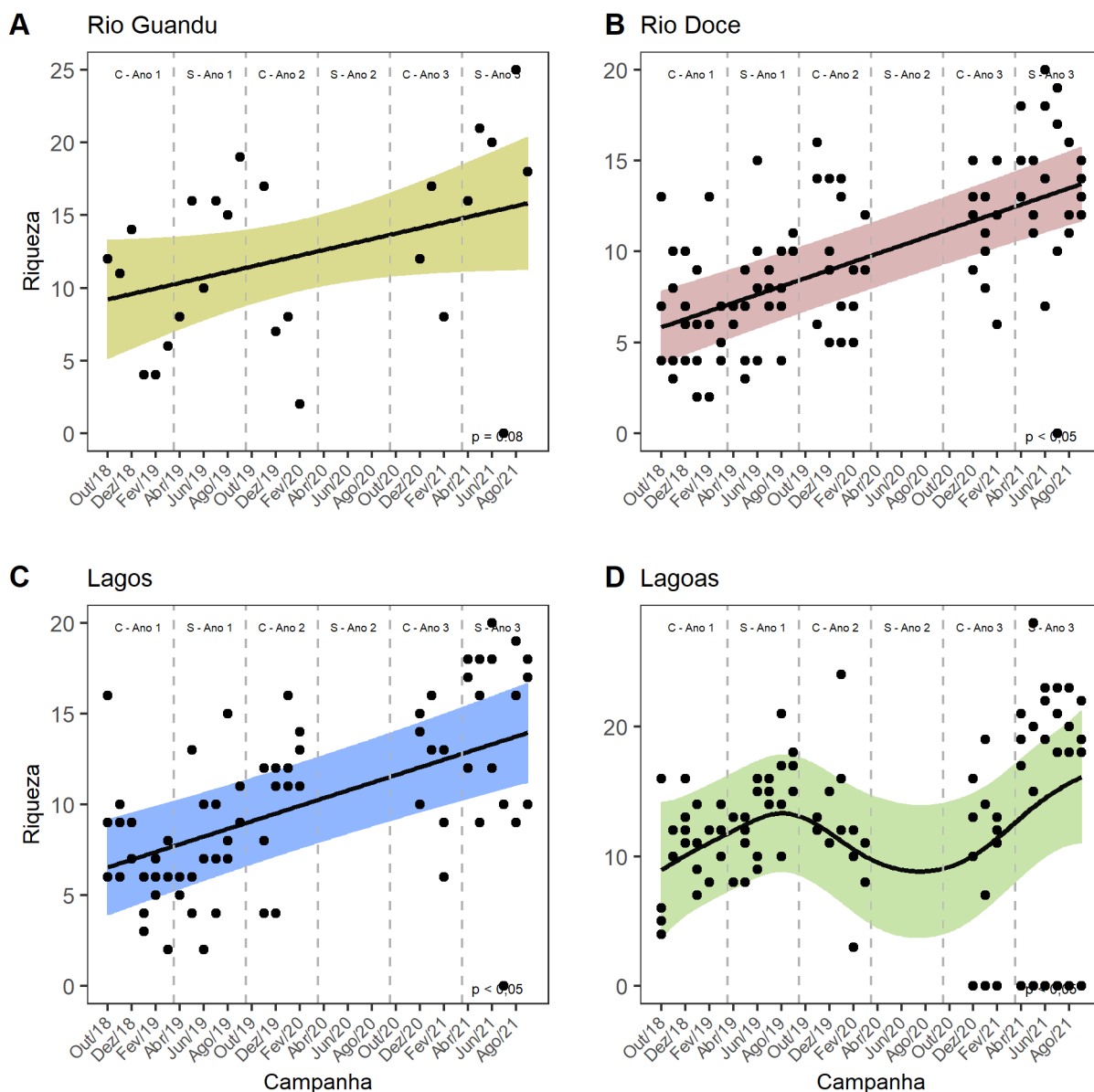


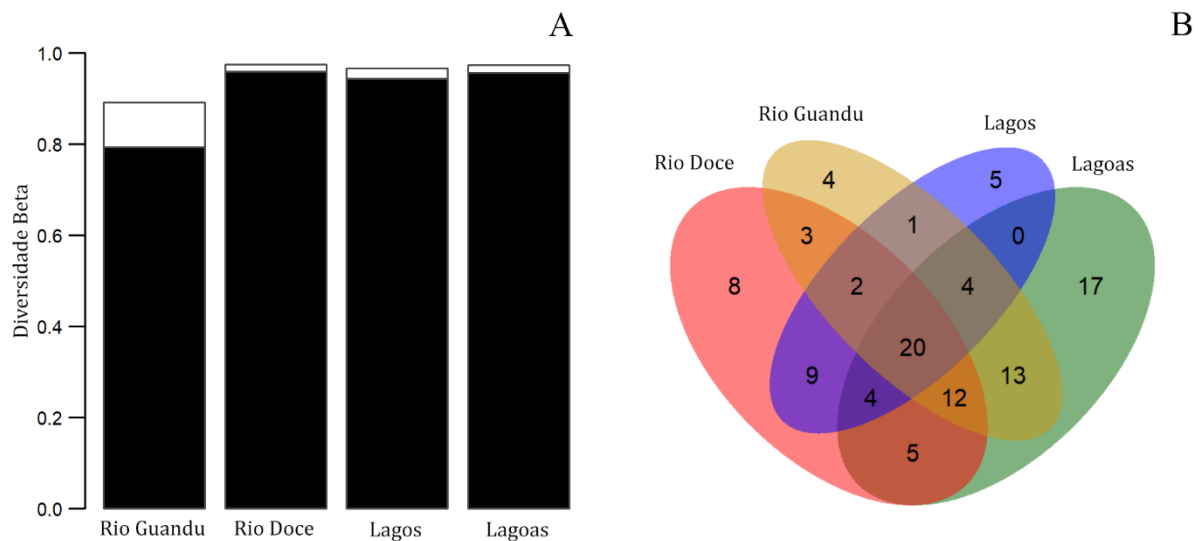
Figura 64: Análise GAMM – Tendência temporal de variação da riqueza de espécies em cada ambiente analisado.



Os resultados da diversidade β regional mostraram que sua variação ocorre principalmente devido uma maior troca de espécies em detrimento do aninhamento de espécies, sendo os maiores valores de Turnover (troca de espécies) para as Lagoas, Rio Doce e Lagoas, respectivamente, e o menor para o Rio Guandu. Consequentemente, o Rio Guandu foi o ambiente que apresentou o maior valor de Nestedness (aninhamento) (Figura 65A).

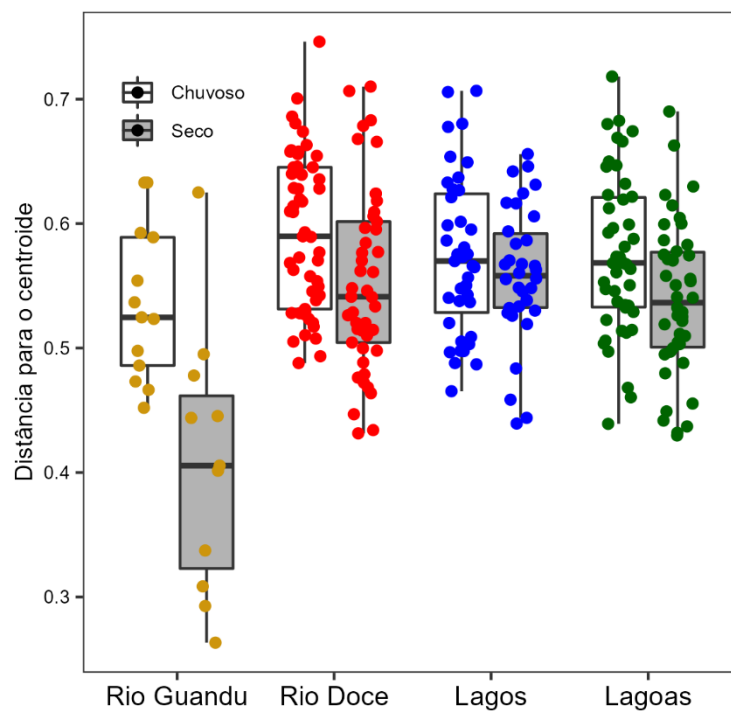
Além disso, em relação ao número de espécies que foram registradas exclusivamente para um ambiente, as Lagoas apresentaram o maior número de registros exclusivos (Figura 65B), com 17 espécies registradas somente neste ambiente, seguido, respectivamente pelo Rio Doce (oito spp.), Lagoas (cinco spp.) e Rio Guandu (quatro spp.). Por outro lado, 20 espécies são compartilhadas entre os quatro ambientes, apenas três são compartilhadas entre os ambientes lóticos (Rio Doce e Rio Guandu), enquanto nenhuma espécie é compartilhada exclusivamente entre Lagoas e Lagoas.

Figura 65: Diversidade beta. A. Partição dos componentes da diversidade beta nos ambientes. Preto = Turnover e Branco = Nestedness. B. Diagrama indicando o número de espécies de cada ambiente e as espécies comuns.



A diversidade beta também foi avaliada em relação a sazonalidade de período chuvoso ou seco, quanto a homogeneidade ou heterogeneidade da estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas. Como resultado, em termos de estruturação e abundância, apenas o Rio Guandu apresentou maiores índices de heterogeneidade, tanto comparando período seco vs. chuvoso, como comparando dentro de cada período sazonal (Figura 66).

Figura 66: Diversidade Beta comparando os períodos sazonais por ambiente.



A análise de partição da variância (Tabela 10), evidenciou que no período chuvoso, os metais possuem maior influência na estruturação da comunidade de macrófitas, em relação ao ambiente e ao espaço, enquanto para o período seco, os fatores de maior influência são aqueles relacionados ao ambiente. A análise supracitada mostra o efeito puro de cada componente (ambiente, metais e espaço), excluindo assim a influência de um sobre o outro na estruturação da comunidade. A saber, por ambiente considerou-se as seguintes variáveis: profundidade, temperatura, turbidez, transparência, material particulado em suspensão, salinidade, sólidos totais dissolvidos, condutividade, pH, alcalinidade total, potencial de oxi-redução da água, oxigênio dissolvido, clorofila a, fósforo total, fosfato, nitrogênio total, nitrito, nitrato, amônio, sulfatos e carbono orgânico total; por metais considerou-se os seguintes: alumínio, arsênio, bário, cádmio, cromo, cobre, ferro, manganês, chumbo e vanádio; e por espaço, a conectividade dos fluxos d'água, ou seja, das respectivas estações amostrais (Figura 61). Além disso, todas as correlações entre os três componentes com a comunidade de macrófitas aquáticas foram significativas, independentemente de período chuvoso ou seco (Tabela 10). Os valores médios e desvio padrão dos índices de diversidade em cada estação amostral por período sazonal são apresentados na Tabela 11.

De uma maneira geral, os fatores abióticos que podem ser citados como influenciadores diretos na riqueza e composição de macrófitas aquáticas são área (OERTLI et al. 2002; JONES et al. 2003; ROLON et al. 2008), altitude (JONES et al. 2003; ROLON et al. 2008), condições hidroquímicas na água e no sedimento (RICHARDSON et al. 1999, HEEGAARD et al. 2001), luminosidade (LACOU; FREEDMAN, 2006) e flutuações hidrológicas (MALTCHIK et al. 2005; VAN GEEST et al. 2005). O componente biótico aqui analisado fornece indicativos populacionais de possíveis alterações na qualidade do ambiente em resposta a pelo menos duas dessas condições: hidroquímicas e flutuações hidrológicas.

Tabela 10: Partição da variância da comunidade de Macrófitas Aquáticas em relação ao Ambiente, Metais, Espaço por período sazonal.

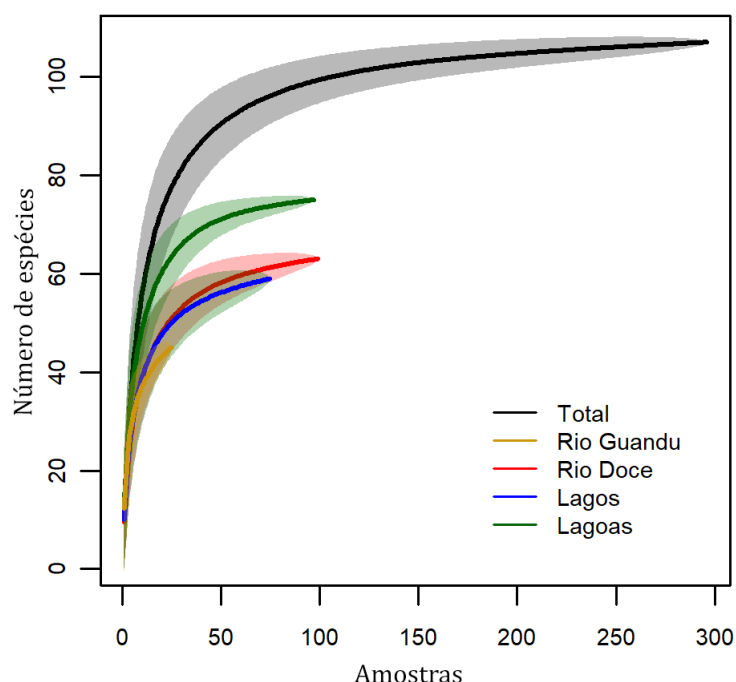
	Chuvoso		Seco	
	R ² (%)	p-valor	R ² (%)	p-valor
Ambiente [A]	3.55	0.001	7.29	0.001
Metais [M]	5.04	0.001	4.30	0.001
Espaço [E]	4.91	0.001	4.26	0.001
[A]x[M]	5.51	NA	5.65	NA
[A]x[E]	0.09	NA	0.96	NA
[M]x[E]	-0.01	NA	0.04	NA
[A]x[M]x[E]	1.09	NA	0.91	NA
Resíduos	79.84	NA	76.60	NA

Tabela 11: Valores médios e desvio padrão dos índices de diversidade de cada estação amostral por período sazonal.

Estação Amostral	Período Sazonal	Riqueza	Abundância	Simpson	Shannon	Equitabilidade
E17	Chuvoso	6.5 ± 4.1	49.6 ± 46.3	0.72 ± 0.15	1.54 ± 0.61	0.91 ± 0.08
E17	Seco	9.3 ± 4.7	73.5 ± 56.5	0.8 ± 0.11	1.9 ± 0.58	0.91 ± 0.05
E0	Chuvoso	9.4 ± 4.9	52.7 ± 40.4	0.79 ± 0.15	1.9 ± 0.63	0.91 ± 0.07
E0	Seco	16.7 ± 4.8	143.6 ± 99.1	0.91 ± 0.03	2.57 ± 0.3	0.93 ± 0.04
E21	Chuvoso	9 ± 2.9	76.4 ± 61.5	0.83 ± 0.05	1.94 ± 0.25	0.91 ± 0.06
E21	Seco	12.4 ± 3.8	116.7 ± 84.7	0.87 ± 0.03	2.26 ± 0.27	0.92 ± 0.04
E22	Chuvoso	9.1 ± 3.2	94.3 ± 84	0.83 ± 0.05	1.95 ± 0.3	0.91 ± 0.07
E22	Seco	13.2 ± 4.8	121.6 ± 76.3	0.88 ± 0.06	2.31 ± 0.43	0.92 ± 0.05
E26	Chuvoso	11.9 ± 3	72.7 ± 44	0.82 ± 0.1	2.09 ± 0.33	0.86 ± 0.13
E26	Seco	16.5 ± 2.9	158.5 ± 107.6	0.9 ± 0.02	2.53 ± 0.16	0.91 ± 0.03
E18	Chuvoso	11.5 ± 3.7	157 ± 128.2	0.81 ± 0.07	1.97 ± 0.34	0.83 ± 0.1
E18	Seco	12.8 ± 5.4	180.3 ± 152.8	0.85 ± 0.06	2.18 ± 0.41	0.89 ± 0.05
E19	Chuvoso	10.8 ± 3.8	61.4 ± 37.4	0.85 ± 0.07	2.12 ± 0.41	0.93 ± 0.04
E19	Seco	12.2 ± 4.1	97.6 ± 76.8	0.88 ± 0.04	2.28 ± 0.35	0.93 ± 0.03
E20	Chuvoso	7.2 ± 2.8	57.3 ± 42.1	0.76 ± 0.07	1.63 ± 0.33	0.86 ± 0.07
E20	Seco	10.4 ± 4.6	164.9 ± 154.2	0.83 ± 0.07	2 ± 0.42	0.89 ± 0.05
E23	Chuvoso	10.2 ± 3.6	40.6 ± 20.6	0.85 ± 0.08	2.1 ± 0.46	0.93 ± 0.06
E23	Seco	11.5 ± 2.7	52.8 ± 4.6	0.88 ± 0.03	2.29 ± 0.25	0.94 ± 0.03
E24	Chuvoso	7.5 ± 4.2	50 ± 29.2	0.73 ± 0.18	1.65 ± 0.62	0.87 ± 0.11
E24	Seco	7.8 ± 3.3	70.1 ± 53.7	0.71 ± 0.22	1.64 ± 0.6	0.81 ± 0.16
E25	Chuvoso	11.3 ± 3.4	86 ± 51.2	0.85 ± 0.06	2.15 ± 0.36	0.91 ± 0.07
E25	Seco	17.7 ± 4.6	187.4 ± 133.3	0.9 ± 0.02	2.58 ± 0.26	0.91 ± 0.04
E25A	Chuvoso	12.1 ± 4.9	103.1 ± 100	0.85 ± 0.09	2.16 ± 0.47	0.9 ± 0.06
E25A	Seco	17.2 ± 6.3	217.6 ± 189.2	0.89 ± 0.04	2.49 ± 0.36	0.9 ± 0.06

As curvas de rarefação (Figura 67) indicaram que a amostragem como um todo, considerando os quatro ambientes, está caminhando para uma suficiência amostral, dada uma possível estabilização da curva com base na abundância observada nas estações amostrais (intervalo de confiança de 95%). Contudo, analisando as curvas para cada ambiente, percebemos que, individualmente, nenhum deles ainda atingiu a suficiência amostral, principalmente os Lagos e Rio Guandu, uma vez que as respectivas curvas ainda estão em uma crescente.

Figura 67: Curva de rarefação total e para cada ambiente.



A abundância total foi significativamente maior ($F=4.3251$, $p=0.005676$) nas lagoas e nos lagos, especialmente em E18, E19, E25 e E25A, em relação ao Rio Doce (maiores abundâncias em E21 e E22) e ao tributário, e corrobora o apresentado em RRDM (2020), porém contraria o apresentado nos 12 meses iniciais de monitoramento, quando a abundância total foi significativamente maior nas lagoas e no tributário. Sazonalmente, a abundância continua respondendo ao tempo, aumentando ao longo do monitoramento (Figura 68 e Figura 69), independente dos períodos chuvosos e secos. O aumento da abundância se deu principalmente devido à propagação de espécies dominantes e tolerantes, como *Eichhornia azurea*, *E. crassipes*, *Salvinia auriculata* e *S. biloba*, especialmente nos períodos chuvosos.

O crescente aumento da abundância ao longo dos períodos sazonais nos quatro ambientes, assim como da riqueza no Rio Doce e Lagos, pode ser atribuído ao comportamento fenológico de alguns táxons, por exemplo: *Ludwigia torulosa* (Onagraceae) é uma espécie emergente/anfíbia que foi primeiramente registrada no terceiro mês de monitoramento na E24 (lagoa Areal), permanecendo exclusiva para tal ponto até o sétimo mês, quando, a partir da oitava expedição amostral, a espécie foi encontrada também na E18 (lago do Limão); *Cabomba furcata* (Cabombaceae), foi registrada na E24 (lagoa Areal) da 4ª à 7ª campanha amostral, não sendo mais encontrada a partir da 8ª expedição. E, por fim, *Polygonum punctatum* (Polygonaceae) que foi registrada apenas a partir da 10ª campanha amostral na E17 (Rio Guandu) e E23 (lagoa Areão). Todas essas espécies só foram encontradas em áreas sem exposição direta ao pulso de rejeitos de minério.

Figura 68: Gráfico da abundância total ao longo das campanhas amostrais.

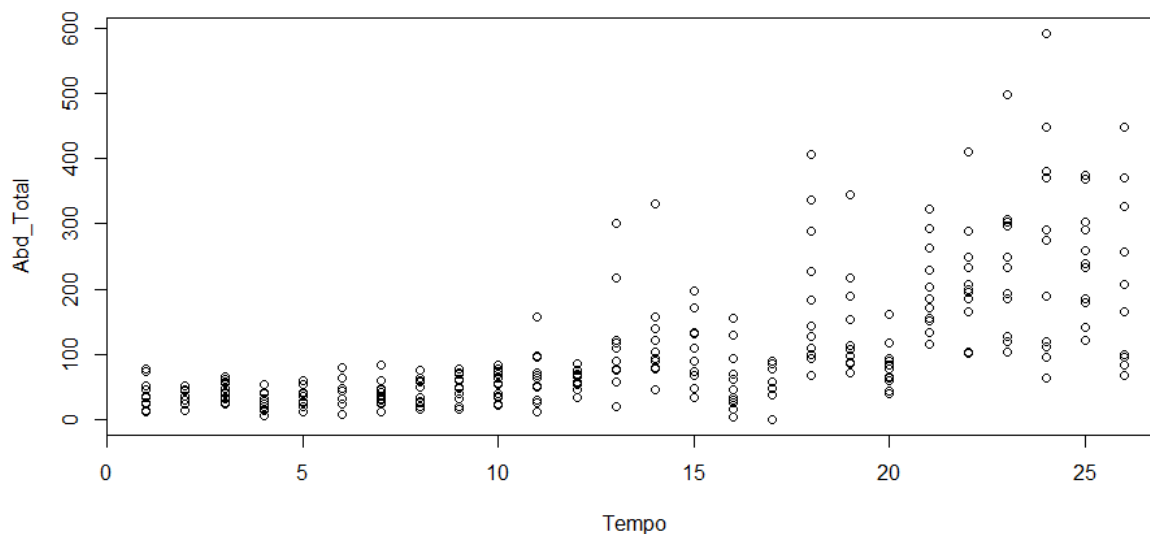
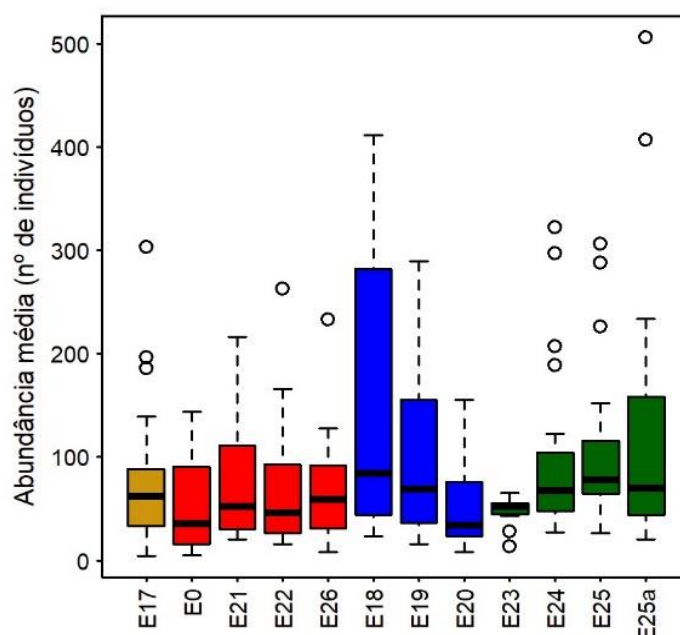


Figura 69: Gráfico de abundância média para cada estação amostral. Amarelo – Rio Guandu (E17); Vermelho – Rio Doce (E0, E21, E22 e E26); Azul – Lagos (E18, E19 e E20); Verde – Lagoas (E23, E24, E25 e E25A).

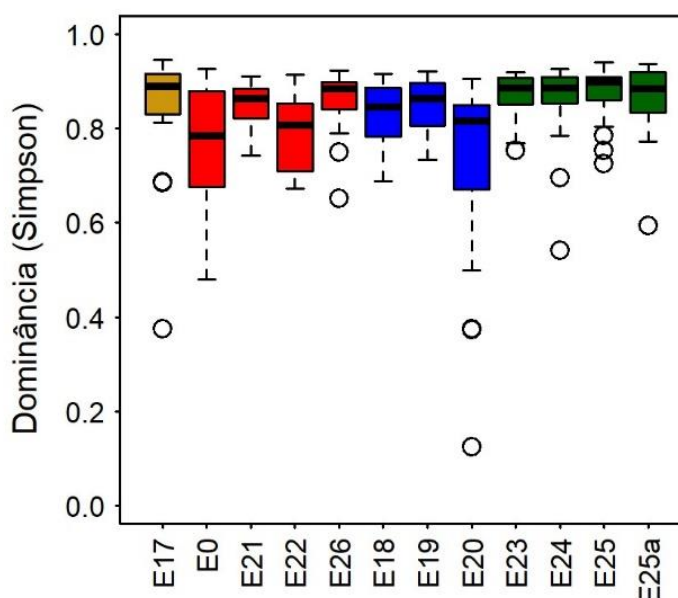


As diferenças nos ciclos de vida das espécies podem afetar a abundância e riqueza locais, uma vez que muitas das macrófitas registradas são anuais. Segundo Parolin (2002), o efeito inundação para algumas espécies pode representar um momento para rápido crescimento caulinar nos primeiros estágios de vida ou mesmo a única estratégia na tentativa de escapar da total submersão e morte do indivíduo. Outros aspectos que podem incidir diretamente no aparecimento/desaparecimento de macrófitas ao longo do tempo são o fotoperíodo e a temperatura que, de acordo com Mantovani & Martins (1988), despontam como os fatores de maior influência no desenvolvimento dessas plantas,

considerando que há disponibilidade hídrica durante todo o ano. Investigações realizadas por Neiff (1990) sugerem que o crescimento de diferentes espécies de macrófitas coexistentes não ocorre no mesmo período no ecossistema aquático, onde a sobreposição dos períodos de crescimento não foi observada. Além disso, outras plantas aquáticas desaparecem rapidamente quando cobertas pela água (NEIFF, 1990). Segundo esse autor, a composição vegetal com estruturas e dominâncias relativas são variadas, sofrendo alterações em função da altura da coluna d'água.

As análises de dominância no aspecto espacial (Figura 70), demonstraram que os menores valores estão nas Lagoas e no Rio Guandu – tributário, onde, contrariamente são registradas as maiores riquezas. Dentre as Lagoas, os maiores valores de dominância são observados em E25A. Enquanto os maiores valores para dominância foram evidenciados no Rio Doce, especialmente nas estações amostrais E0 (Itapina) e E22 (Povoação), e nos Lagos, principalmente na estação amostral E20 (Lago Juparanã), evidenciando que estes ambientes possuem poucas espécies, sendo estas não tão abundantes, mas dominantes em relação a outras.

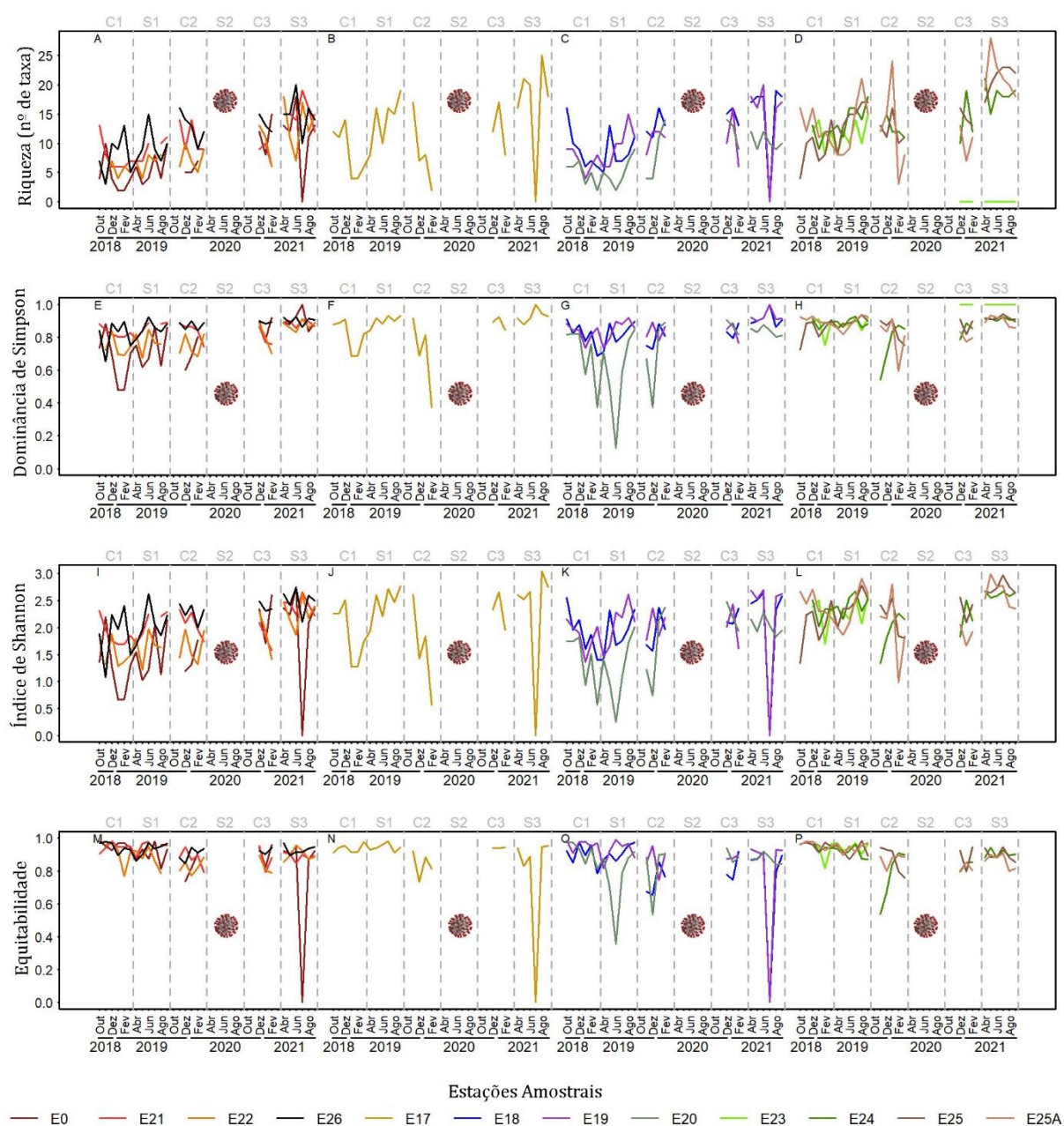
Figura 70: Gráfico da dominância ao longo das estações amostrais. Amarelo – Rio Guandu (E17); Vermelho – Rio Doce (E0, E21, E22 e E26); Azul – Lagos (E18, E19 e E20); Verde – Lagoas (E23, E24, E25 e E25A).



Em relação ao aspecto temporal, tanto a riqueza de espécies quanto os valores apresentados da Dominância de Simpson, Índice de Shannon e Equitabilidade, apresentaram um padrão de variação mensal em cada uma das estações amostrais nos diferentes ambientes, lóticos e lênticos, ao longo dos três anos de monitoramento (Figura 71). Não existem registros no Período seco/Ano 2 (S2, abril/2020 a setembro/2020), pois refere-se ao período de pandemia de COVID-19 no qual não foram realizadas atividades de campo. No Rio Doce foi observada uma diminuição nos índices de diversidade e na riqueza de espécies, com aumento da dominância no Período seco/Ano 3 (S3, abril/2021 a setembro/2021), destaque para E0 registrando os menores valores em junho/2021, mas com uma tendência de aumento a partir de agosto/2021. O mesmo padrão pode ser observado no Rio Guandu e lagos no período S3, com destaque para E18 e E19, já que E20 apresentou uma variação menor nos

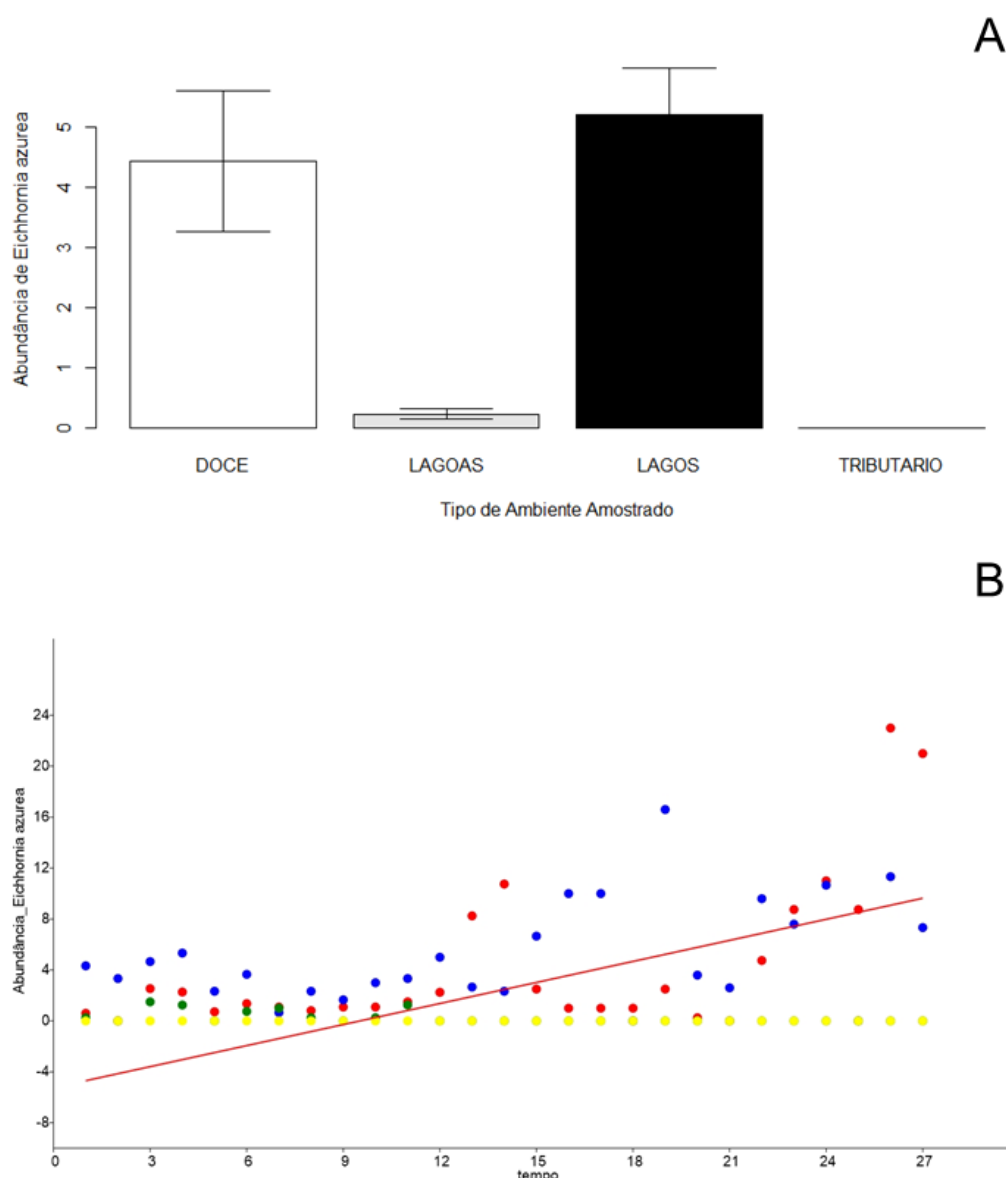
valores dos índices. No entanto, no Período seco/Ano 1 (S1, abril/2019 a setembro/2019), houve uma diminuição nos índices de diversidade, riqueza e dominância, em E20, enquanto em E18 e E19 tiveram variações menores. Nas lagoas, apesar de apresentarem variação ao longo dos meses de monitoramento, não houve nenhuma tendência sazonal de diversidade. A estação amostral 23 se manteve sem variações a partir do Período chuvoso/Ano 2 (C2, outubro/2019 a março/2020), pois não houve coletas na referida área de outubro/2019 até o presente momento, por problemas logísticos de acesso à estação.

Figura 71: Riqueza de espécies (A-D), Dominância de Simpson (E-H), Índice de Shannon (I-L) e Equitabilidade (M-P) da comunidade de macrófitas aquáticas ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1 = Chuvoso 1; S1 = Seco 1; C2 = Chuvoso 2; S2 = Seco 2; C3 = Chuvoso 3; S3 = Seco 3.



Quando analisa-se apenas a espécie *Eichhornia azurea*, classificada como bioindicadora de má qualidade ambiental, e que ocorre nas estações de coleta do Rio Doce, lagos e lagoas (Figura 72A), percebe-se aumento significativo da sua abundância ao longo do tempo (Figura 72B), principalmente no Rio Doce (em vermelho), a partir da 19ª campanha amostral, e nos lagos (em azul), a partir da 15ª campanha amostral, com quedas na 20ª e 21ª campanha e tendência crescente a partir da 22ª. Nas lagoas (em verde) houve uma pequena variação, com registros de poucos indivíduos entre a 3ª e 11ª campanha amostral.

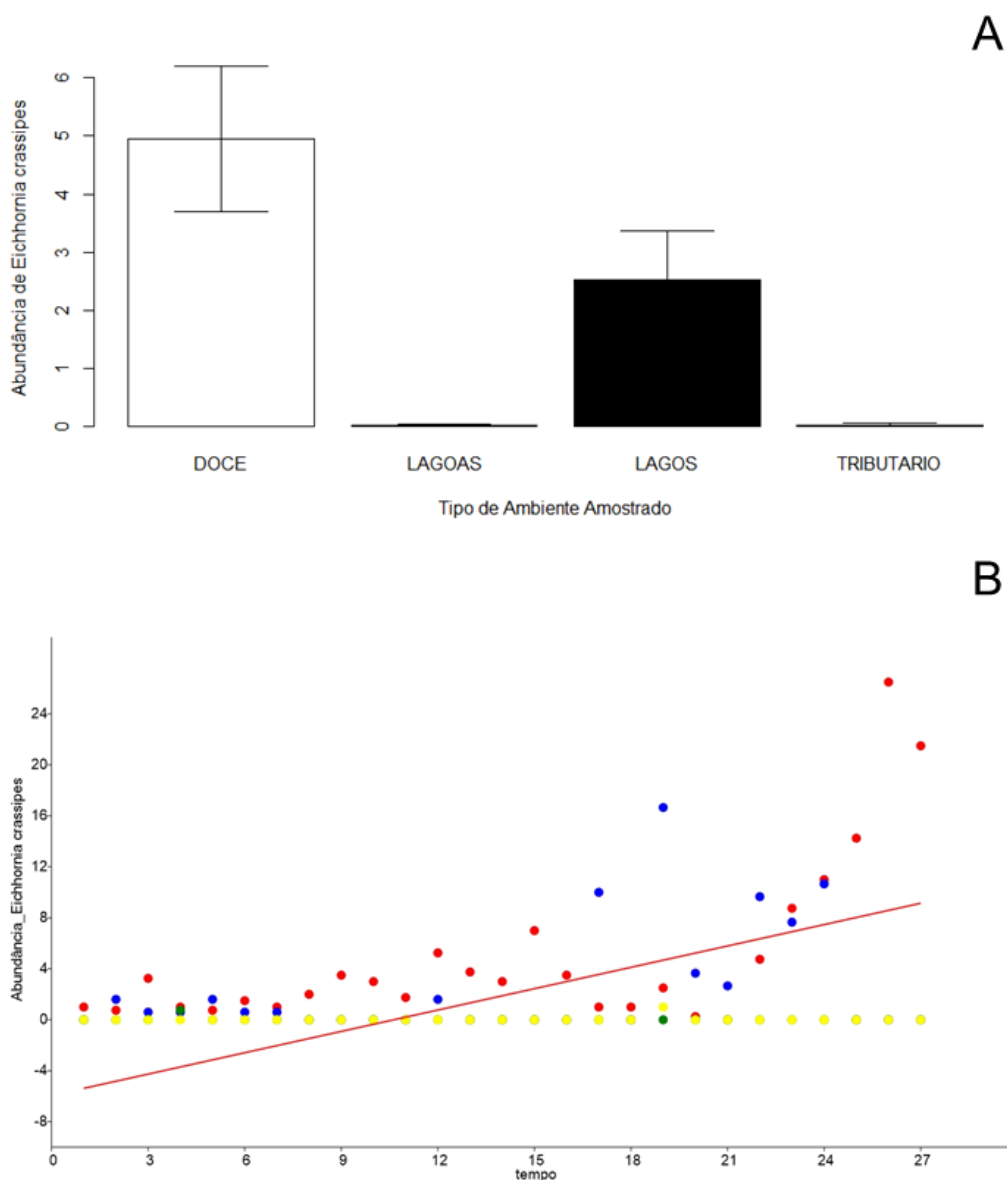
Figura 72: Gráficos de abundância de *Eichhornia azurea*. A. Abundância espacial. B. Abundância temporal.



Na análise de *Eichhornia crassipes*, também classificada como bioindicadora de má qualidade ambiental, e encontrada apenas no Rio Doce e nos Lagos (Figura 73A), percebe-se aumento significativo da abundância desta espécie ao longo do tempo, principalmente no Rio Doce (em vermelho) a partir da 12ª campanha amostral e nos lagos (em azul) a partir da 17ª campanha amostral.

Para as lagoas (em verde) e Rio Guandu – tributário (em amarelo) a análise temporal permanece sem valores, uma vez que essa espécie ainda não foi registrada nos respectivos ambientes (Figura 73B).

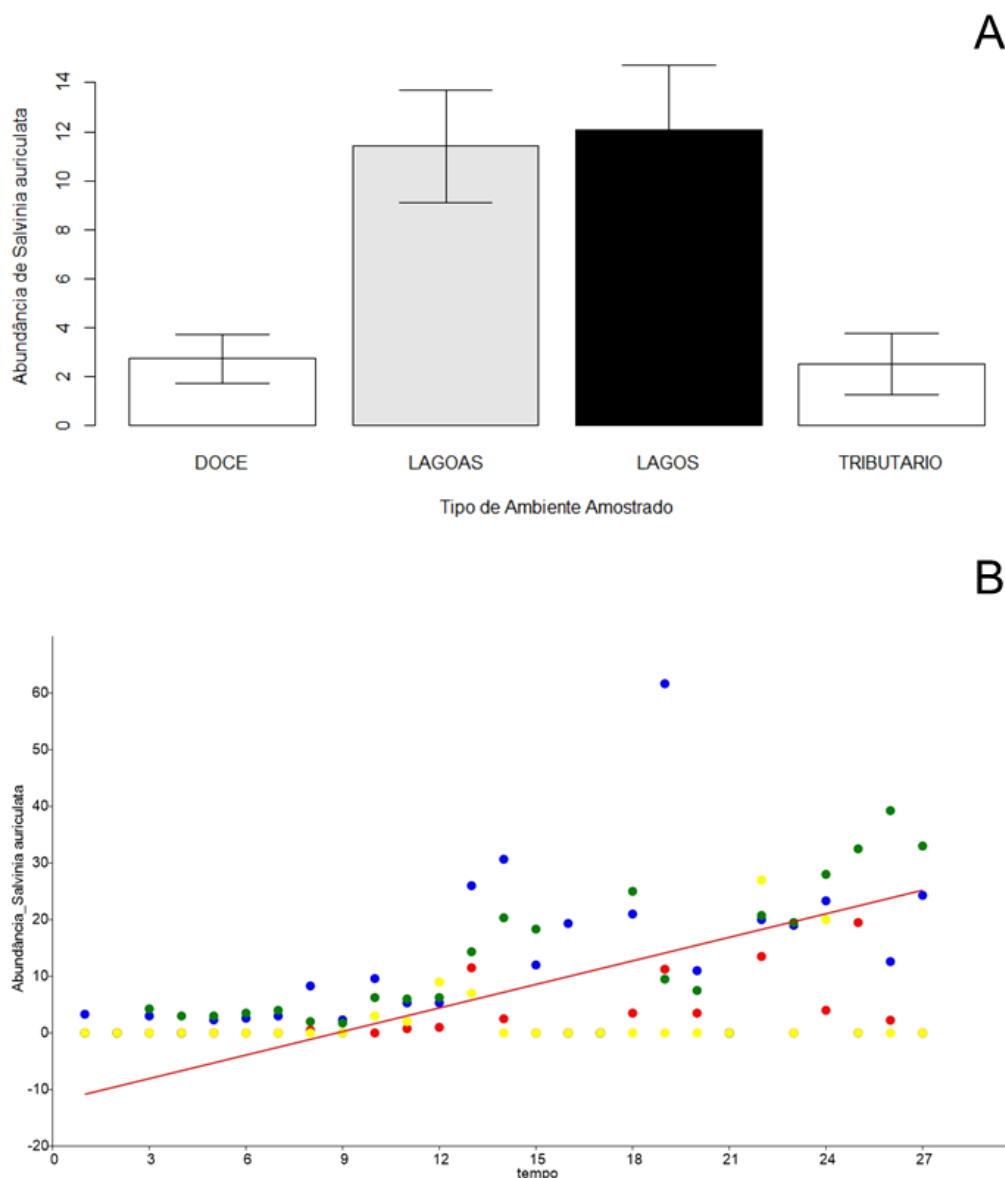
Figura 73: Gráficos de abundância de *Eichhornia crassipes*. A. Abundância espacial. B. Abundância temporal.



Assim como as duas espécies acima citadas, as espécies do gênero *Salvinia* também são consideradas bioindicadoras de má qualidade ambiental. *Salvinia auriculata* apresentou um aumento da abundância ao longo do tempo. Esse aumento foi registrado em todos os ambientes com maior abundância nos Lagos (em azul), Lagoas (em verde), Rio Doce (em vermelho) e Rio Guandu (em amarelo), respectivamente (Figura 74A). Nos ambientes lânticos, a tendência foi semelhante, com um aumento da abundância observado a partir da 13ª campanha amostral, sofrendo variações, mas mantendo a tendência, nos Lagos e Lagoas. Já nos ambientes lóticos, o aumento também foi registrado a partir da

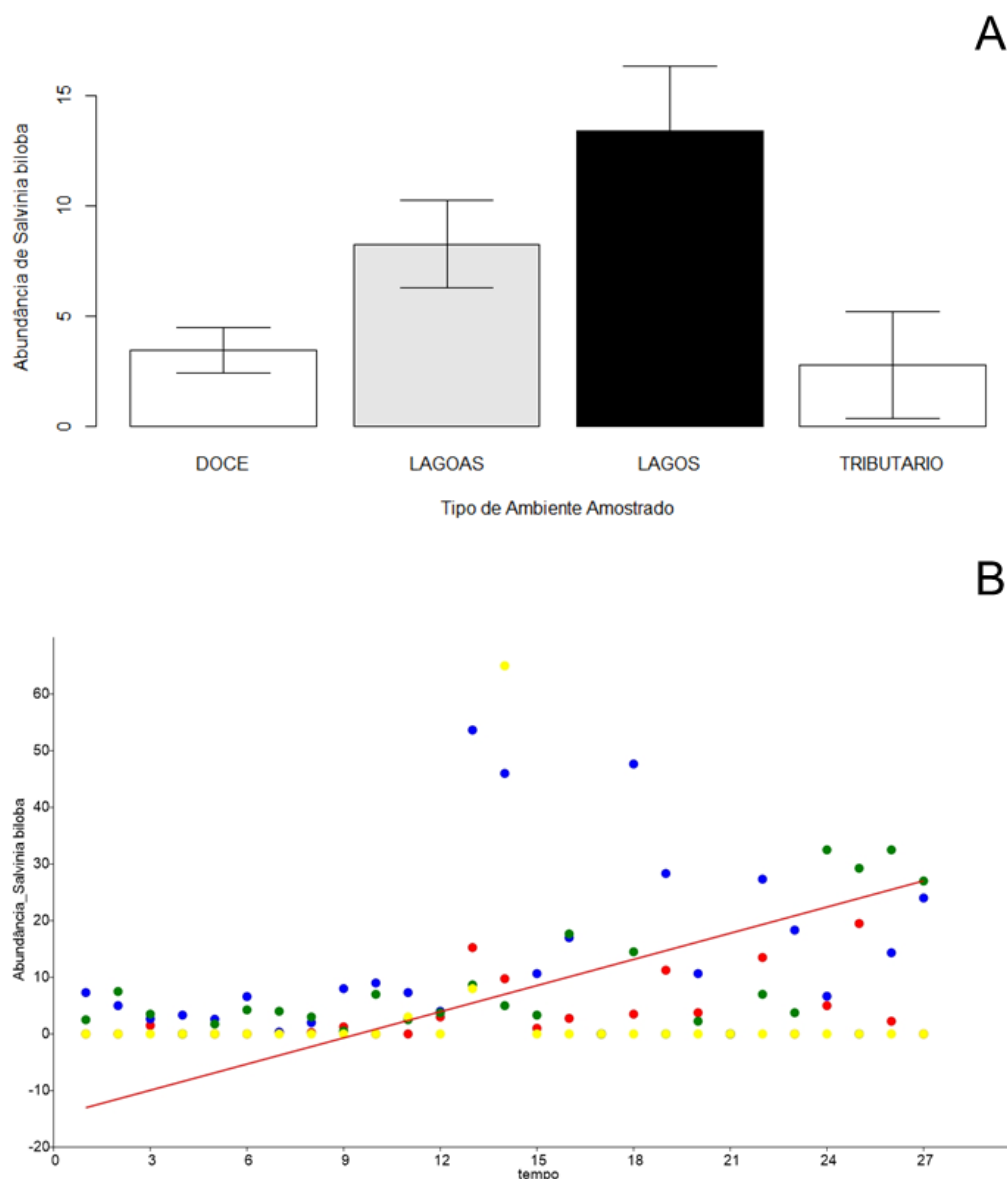
13ª campanha, sofrendo variações de queda e aumento ao longo do tempo, enquanto no Rio Guandu – tributário, a abundância foi registrada de forma esporádica ao longo do tempo, mas quando presente, apresentou valores semelhantes aos vistos no Rio Doce (Figura 74B).

Figura 74: Gráficos de abundância de *Salvinia auriculata*. A. Abundância espacial. B. Abundância temporal.



Os resultados das análises de *Salvinia biloba* foram semelhantes aos encontrados em *Salvinia auriculata*, com as maiores abundâncias nos Lagos (em azul), Lagoas (em verde), Rio Doce (em vermelho) e Rio Guandu (em amarelo), respectivamente (Figura 75A). Sazonalmente, foi observado que a abundância também está em crescimento, com aumento registrado a partir da 13ª campanha amostral para os ambientes lênticos e Rio Doce, entretanto, para o Rio Guandu – tributário, houve registros apenas na 13ª e 14ª campanha amostral, sendo os maiores valores nesta última, enquanto nas demais campanhas do monitoramento, esta espécie não foi registrada (Figura 75B).

Figura 75: Gráficos de abundância de *Salvinia biloba*. A. Abundância espacial. B. Abundância temporal.



Analisando a abundância temporal das espécies de *Eichhornia* em relação à algumas variáveis abióticas, percebemos que para os Lagos e Lagoas, ambientes afetados indiretamente pela pluma de rejeitos, três dos principais metais apresentaram uma correlação estatisticamente significativa: Ferro (Fe, Figura 76A), Vanádio (V, Figura 76B) e Zinco (Zn, Figura 76C). Inicialmente, houve um aumento da abundância das espécies [(para V até cerca de 1 mg/L, Zn até 3 mg/L e para Fe, de forma mais perceptível, até cerca de 300 mg/L, nos Lagos (Figura 76A), e 1900 mg/L, nas Lagoas (Figura 77)], mas com o aumento das concentrações desses metais, ocorreu o declínio da abundância. Alguns estudos já confirmaram a tolerância de espécies aquáticas a metais pesados, com altas taxas de acúmulo em relação a sua biomassa, dentre elas destacam-se as espécies dos gêneros *Eichhornia* e *Salvinia* (Pio et al. 2013; Rai 2009). Porém, Rodrigues et al. (2016) observaram que em elevadas concentrações há um acúmulo de antocianinas nos pecíolos e estolões, escurecimento nas raízes e

redução na emissão de novas raízes, ocasionando a diminuição da biomassa. Segundo Ingole & Bhole (2003) e Guimarães et al. (2008), a perda de biomassa e abundância, em altas concentrações de metais, deve-se à interferência dos metais pesados no metabolismo de macro e micronutrientes, que compromete o crescimento das plantas, e a perda de clorofila e carotenoides, afetando a fotossíntese, pela inativação das enzimas responsáveis pela biossíntese desses pigmentos (Rodrigues et al. 2016).

Segundo Rai (2009), Guala et al. (2010), Yadav (2010) e Nacke et al. (2013), os metais são essenciais ao crescimento dos vegetais, pois fazem parte da constituição de enzimas e proteínas, como o Zn e o Cu, entretanto, podem se tornar tóxicos às plantas quando em elevadas concentrações. Já o Fe é um micronutriente essencial para quase todos os organismos vivos, por desempenhar um papel crítico em processos metabólicos (ROUTH, SAHOO 2015). No entanto, a toxidez por Fe é reconhecida como a desordem nutricional de maior ocorrência em ambientes alagados (SCHMIDT et al. 2013). Embora o Fe seja um dos metais mais abundantes, a sua disponibilidade para as plantas em ambientes aeróbicos é muito baixa, sendo as contaminações provenientes de ambientes externos aos naturais (MORISSEU; GUERINOT, 2009). Xing et al. (2008) demonstrou que o aumento da concentração de Fe e o tempo de exposição, mostraram inibição significativa na viabilidade das células das pontas das raízes, causando a morte das mesmas e consequentemente dos indivíduos. Devido ao alto teor de Fe os sintomas de toxicidade em plantas podem ser observados durante todo o período de crescimento até quando em alguns casos, as populações entram em colapso e desaparecem (WU et al. 2014).

A análise entre a abundância temporal das espécies de *Eichhornia* e as variáveis abióticas, registradas no Rio Doce, revelou uma correlação com os metais Bário (Ba), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn) e Vanádio (V), mas resultados significativos só foram observados para *E. crassipes* e os metais Cu e Mn (Figura 78 e Figura 79). Os dados apresentados nos gráficos indicam uma tendência geral de diminuição da abundância das espécies em relação ao aumento nos níveis dos metais, porém, analisando individualmente as regressões (Figura 78 e Figura 79), percebe-se um aumento da abundância das espécies até um limite de concentração dos metais pesados (Ba 30 mg/L, Cu 13 mg/L, Fe 3000 mg/L, Mn 70 mg/L e V 1 mg/L), e posteriormente há uma diminuição da abundância, seguida por uma tendência a estabilidade. Kay et al. (1984) observaram o limiar de toxicidade para o Cu, em *E. crassipes*, entre 1 e 2 mg/L, e acima desse limite de toxicidade, as plantas desenvolveram clorose, suprimiram o desenvolvimento de novas raízes e reduziram as taxas de crescimento relativo.

Figura 76: de regressão de *Eichhornia azurea* nos Lagos. A. Abundância de *Eichhornia azurea* vs. Ferro (Fe). B. Abundância de *Eichhornia azurea* vs. Vanádio (V). C. Abundância de *Eichhornia azurea* vs. Zinco (Zn).

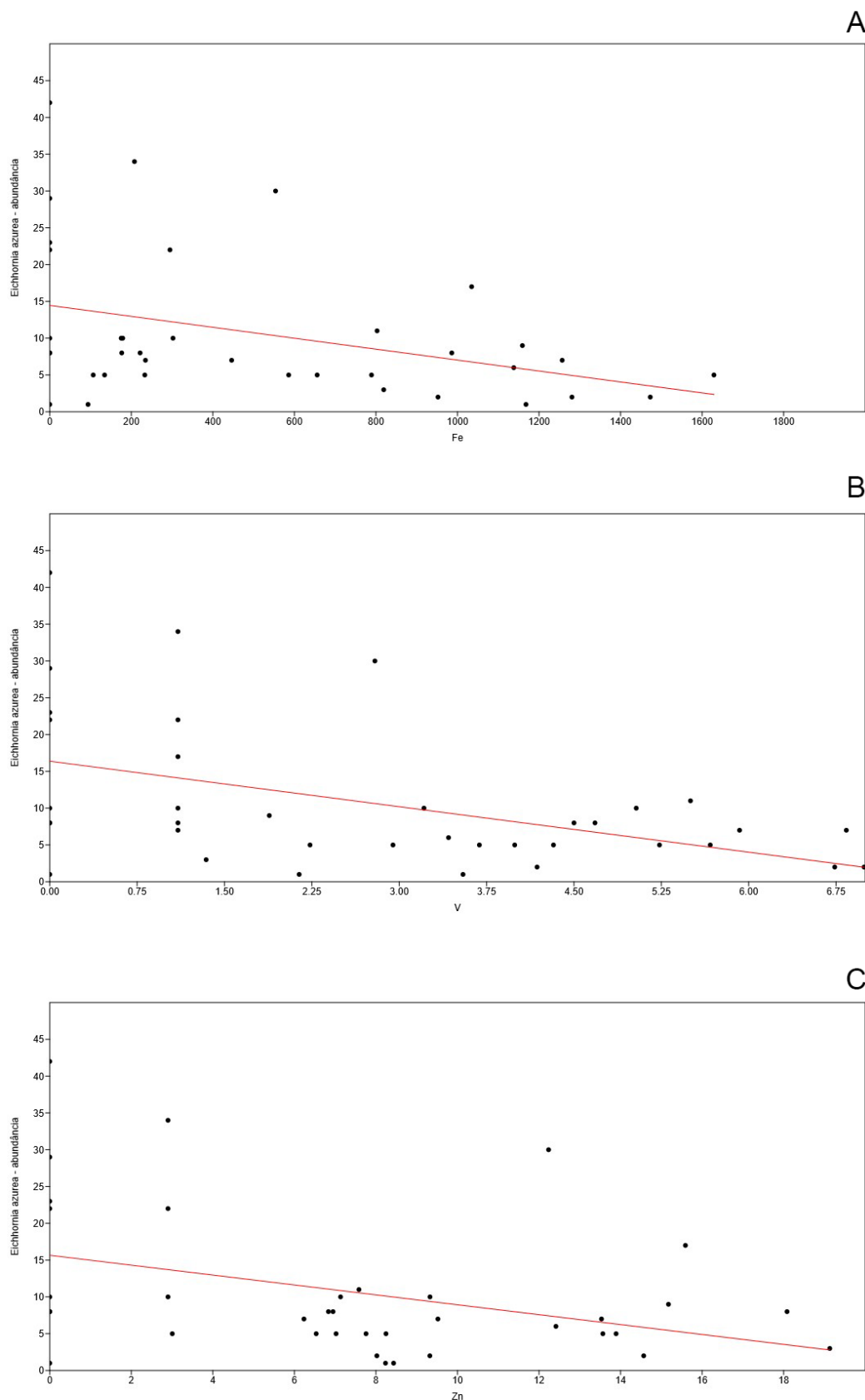


Figura 77: Análise de regressão de *Eichhornia azurea* vs. Ferro (Fe) nas Lagoas.

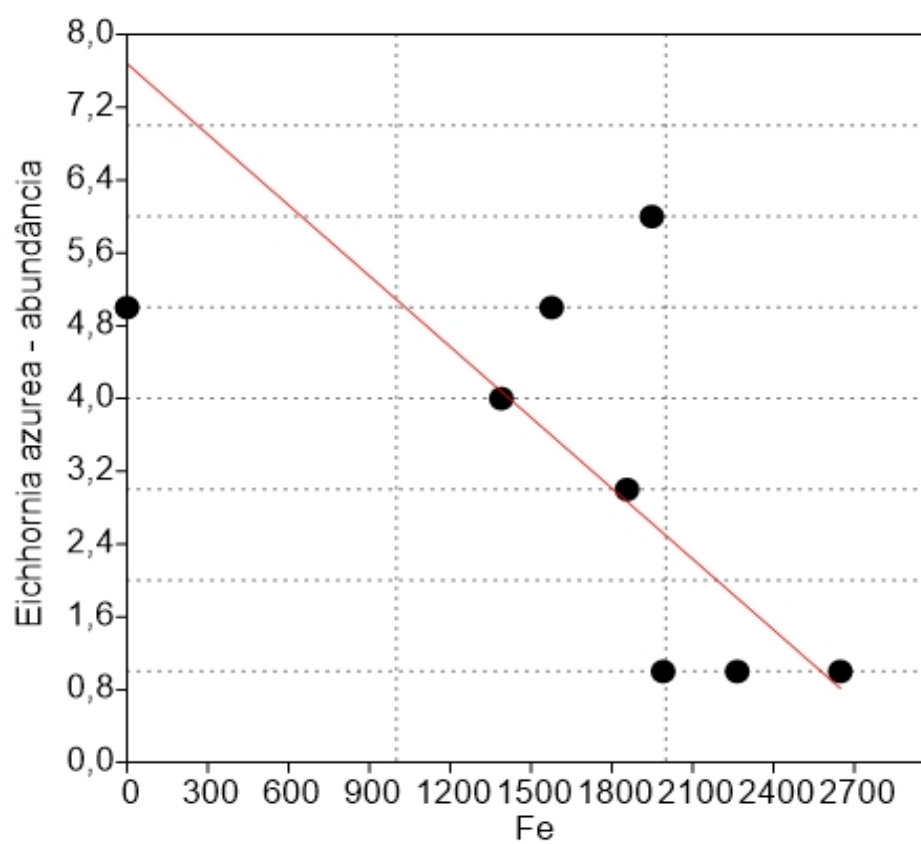


Figura 78: Análises de regressão de *Eichhornia azurea* no Rio Doce. A. Abundância de *Eichhornia azurea* vs. Bário (Ba). B. Abundância de *Eichhornia azurea* vs. Cobre (Cu). C. Abundância de *Eichhornia azurea* vs. Ferro (Fe). D. Abundância de *Eichhornia azurea* vs. Manganês (Mn). E. Abundância de *Eichhornia azurea* vs. Vanádio (V).

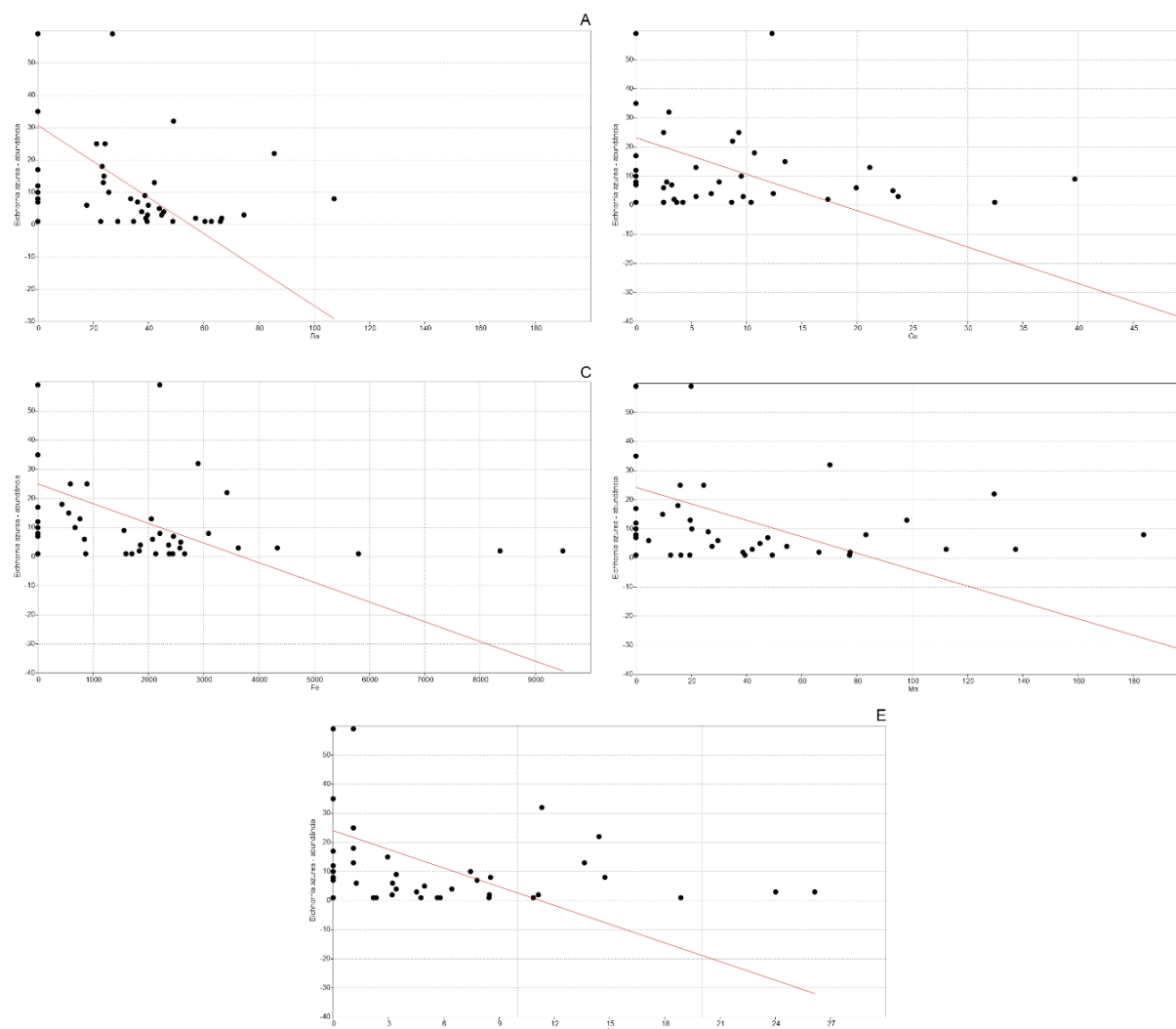
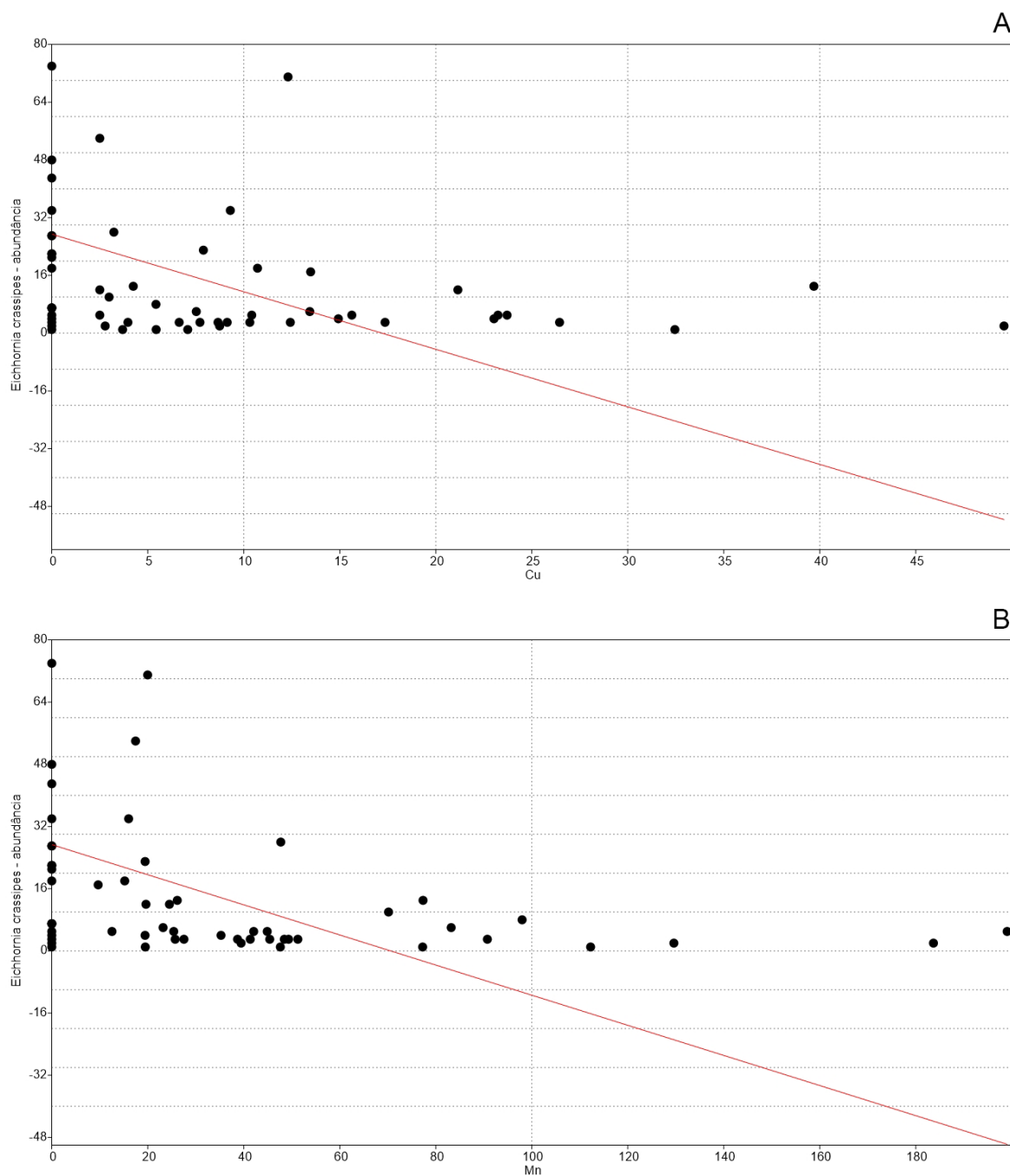


Figura 79: Análises de regressão de *Eichhornia crassipes* no Rio Doce. A. Abundância de *Eichhornia crassipes* vs. Cobre (Cu).
B. Abundância de *Eichhornia crassipes* vs. Manganês (Mn).



Nos ambientes lênticos, a análise da abundância temporal das espécies de *Salvinia* (Figura 80 e Figura 81) em relação às variáveis abióticas, mostrou resultados semelhantes aos encontrados para as espécies de *Eichhornia*, entretanto, a abundância de *Salvinia biloba* foi afetada pela concentração de Mn, com os maiores valores de abundância da espécie encontrados na concentração de Mn entre 3 mg/L e 20 mg/L. (Figura 81). Acima da concentração de 20mg/L, ocorreu declínio inicial na abundância e, posteriormente, uma tendência ao equilíbrio. Segundo Lizieri et al. (2011) o acúmulo de Mn em macrófitas expostas a altas concentrações deste elemento, leva a sintomas de toxicidade, como clorose, consequência da redução na clorofila total. Essa redução pode estar associada à deficiência de Fe nos tecidos, causada pelo excesso de Mn, ou pelo fato do Mn substituir o íon Mg na molécula de clorofila, impedindo assim, a sua função metabólica (CSATORDAY et al. 1984; MUKAOPADHYAY; SHARMA, 1991). Ainda assim, Lizieri et al. (2011) ressaltam que as plantas estudadas não tiveram o crescimento totalmente afetado, podendo ser utilizadas para biorremediação.

Figura 80: Análises de regressão de *Salvinia auriculata* nos Lagos. A. Abundância de *Salvinia auriculata* vs. Ferro (Fe). B. Abundância de *Salvinia auriculata* vs. Vanádio (V).

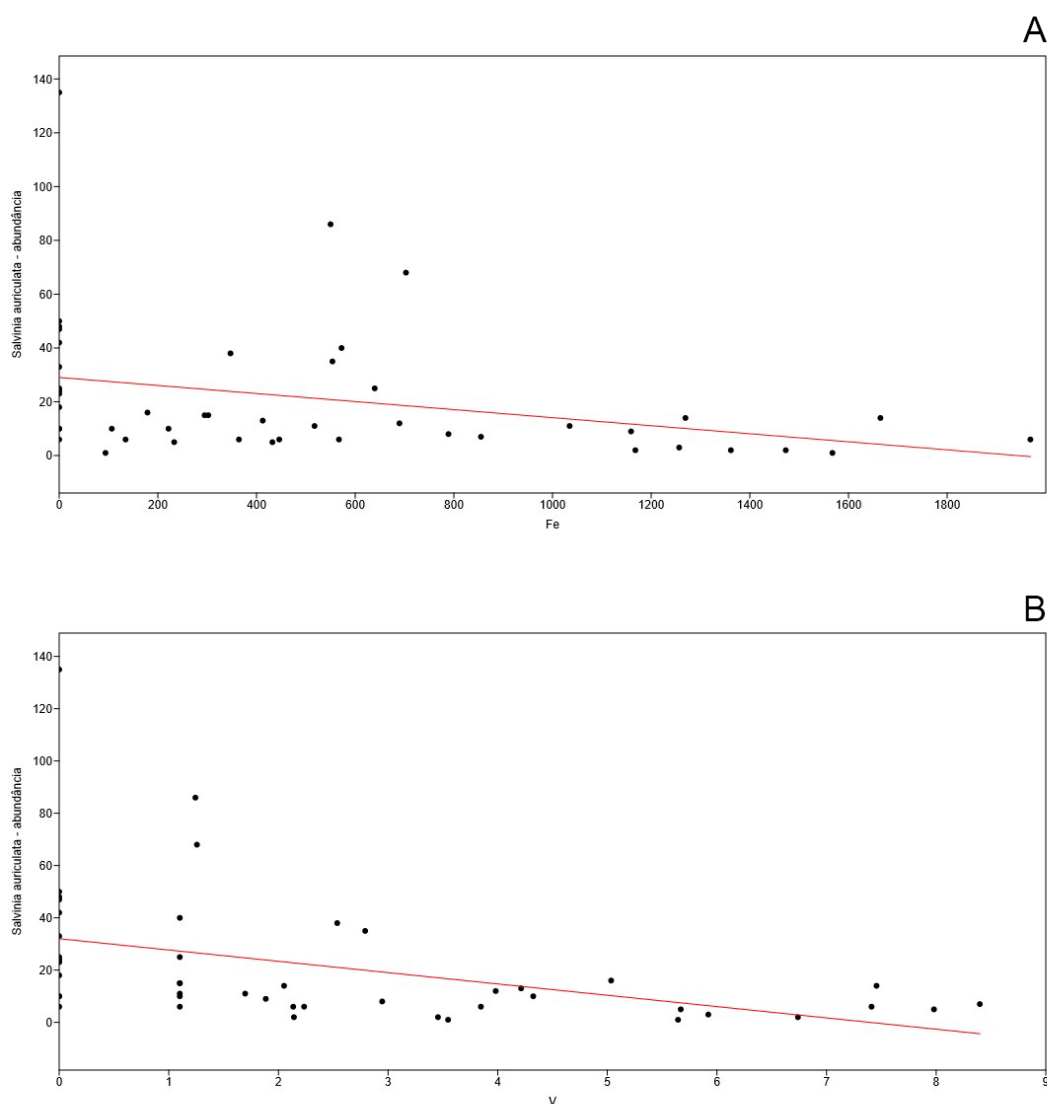
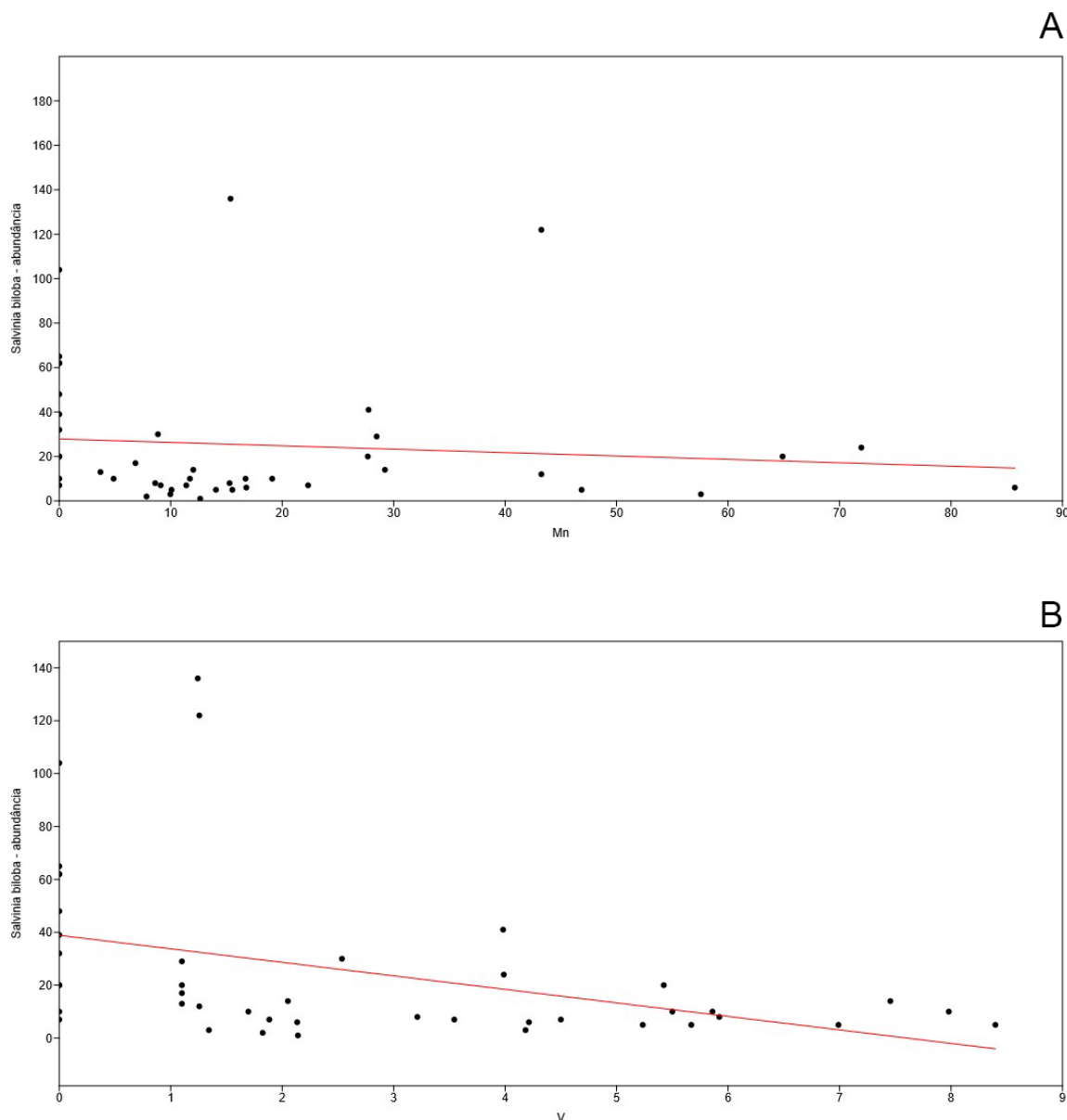


Figura 81: Análises de regressão de *Salvinia biloba* nos Lagos. A. Abundância de *Salvinia biloba* vs. Manganês (Mn). B. Abundância de *Salvinia biloba* vs. Vanádio (V).



Para os ambientes lóticos, ocorreu a mesma tendência na redução da abundância à medida que aumenta as concentrações dos metais, observados para as espécies de *Eichhornia*. A redução foi observada a partir das seguintes concentrações de metais: 50 mg/L de Ba, 1 mg/L de Cu, 400 mg/L de Fe e 20 mg/L de Zn (Figura 82, Figura 83 e Figura 84). Entretanto, as regressões com Mn e V não foram explicativas para *Salvinia*, enquanto Zn não foi explicativo para *Eichhornia*. Para Zn (Figura 82) e Ba (Figura 84) no Rio Doce, houve uma grande variação nos valores de abundância antes da uma redução. Espécies de *Salvinia* podem tolerar níveis elevados metais, porém o nível de tolerância irá variar de metal para metal: são sensíveis a altos níveis de Cu, Cd e Zn; moderadamente tolerantes ao Pb e Co, e altamente tolerante a Fe, Cr e Ni (DHIR; SRIVASTAVA, 2013).

Wolff et al. (2009) realizaram experimentos em laboratório em ambiente controlado para avaliar a capacidade das macrófitas na remoção de metais pesados e observaram acúmulo de Zn nos tecidos de *Salvinia auriculata* quando submetidos a concentrações entre 0 e 10 mg/L. Espinoza-Quñones et al. (2009) corroboram em seus estudos cinéticos que *Salvinia auriculata* apresenta boa capacidade de remoção de Pb em concentrações que variaram de 1 a 10 mg/L. Bizzo et al. (2014) estudaram a fisiologia da *Salvinia auriculata* quando exposta ao estresse por Cu, e concluíram que a espécie é promissora na remoção do metal em sistemas aquáticos. No entanto, quando submetidas a concentrações elevadas, podem levar à morte do vegetal. Porém, é importante ressaltar que nem todas as plantas apresentam o mesmo comportamento de absorção dos metais pesados e que vários fatores estão envolvidos no processo, como afinidade com os elementos químicos, espécies de plantas e forma iônica que se encontram na natureza (SOOD et al. 2012; DE JESUS et al. 2015).

Figura 82: Análise de regressão de *Salvinia auriculata* vs. Zinco (Zn) no Rio Doce.

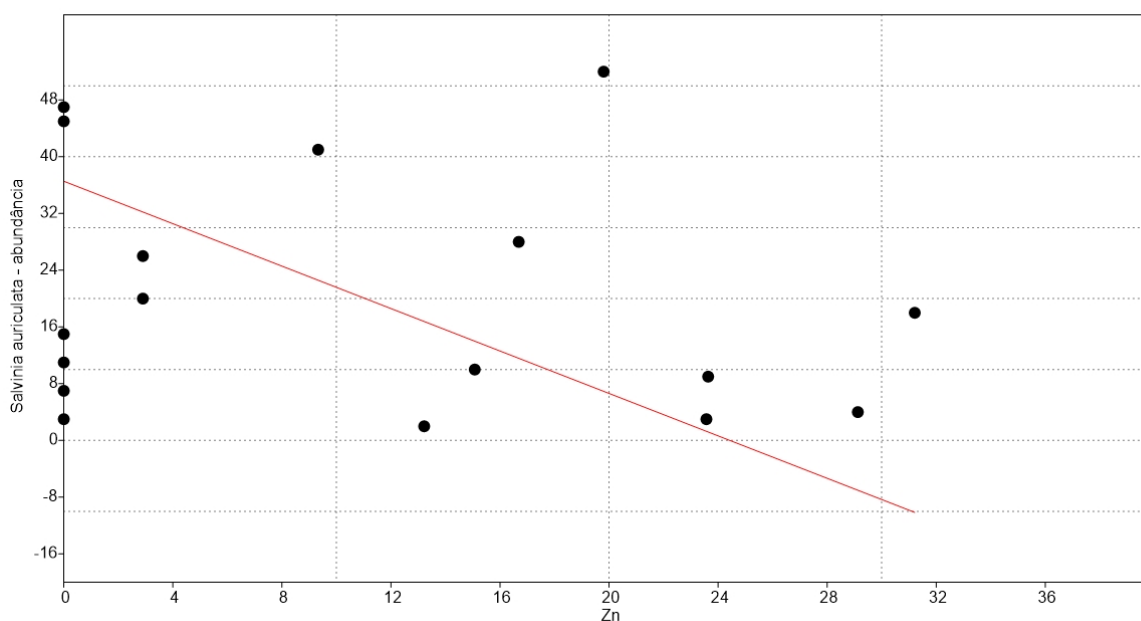


Figura 83: Análises de regressão de *Salvinia auriculata* no Rio Guandu. A. Abundância de *Salvinia auriculata* vs. Cobre (Cu). B. Abundância de *Salvinia auriculata* vs. Ferro (Fe). C. Abundância de *Salvinia auriculata* vs. Zinco (Zn).

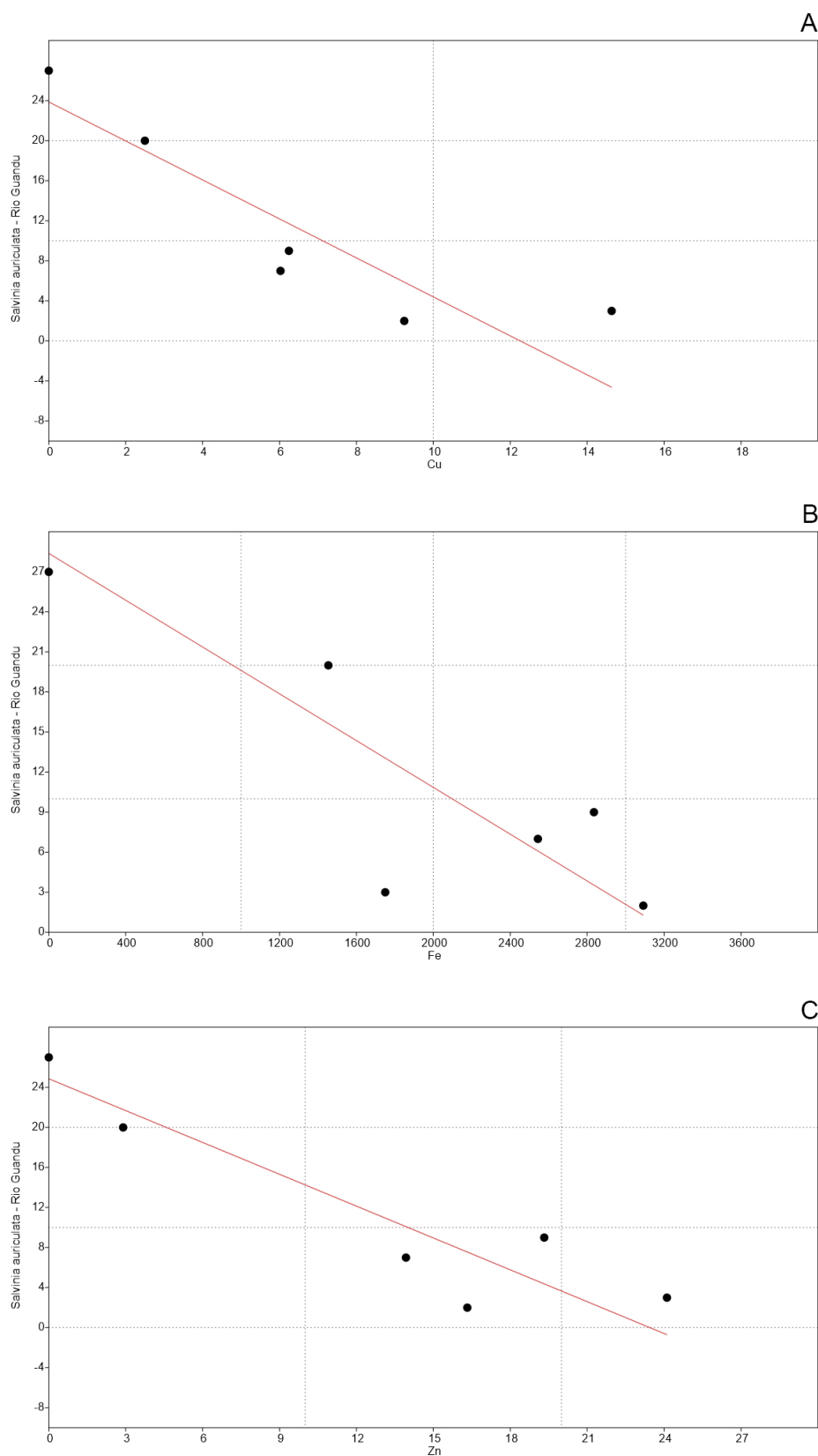
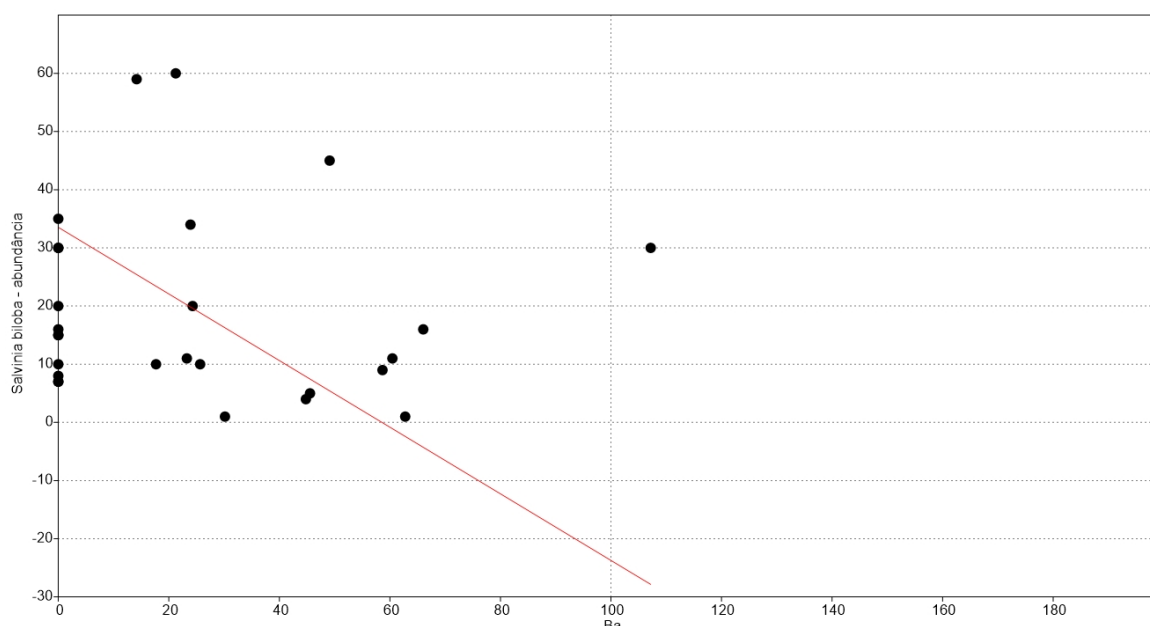


Figura 84: Análise de regressão de *Salvinia biloba* vs. Bário (Ba) no Rio Doce.



As demais correlações lineares das variáveis abióticas em relação à abundância de *Eichhornia azurea*, *E. crassipes*, *Salvinia auriculata* e *S. biloba* podem ser visualizadas no *Material Suplementar A3DMS5*.

Os grupos de ambientes amostrados (Rio Doce, Rio Guandu, Lagos e Lagoas) seguiram o padrão de divergência em termos de composição de espécies, onde a dissimilaridade média entre as áreas comparadas agora é de 42% ($R=0.4288$) (vs. 45% para o primeiro ano e 56% para o segundo ano de monitoramento). Como esperado, considerando os resultados prévios, as comunidades diferiram estatisticamente e o mapa de ordenação, construído pelo NMDS, aponta a partição das comunidades (Tabela 12, Figura 85).

Tabela 12: Dissimilaridade SIMPER entre as áreas analisadas.

Ambiente	Rio Doce	Rio Guandu	Lagos	Lagoas
Rio Doce		0,4146	0,4238	0,5159
Rio Guandu	0,4146		0,5125	0,4241
Lagos	0,4238	0,5125		0,3029
Lagoas	0,5159	0,4241	0,3029	

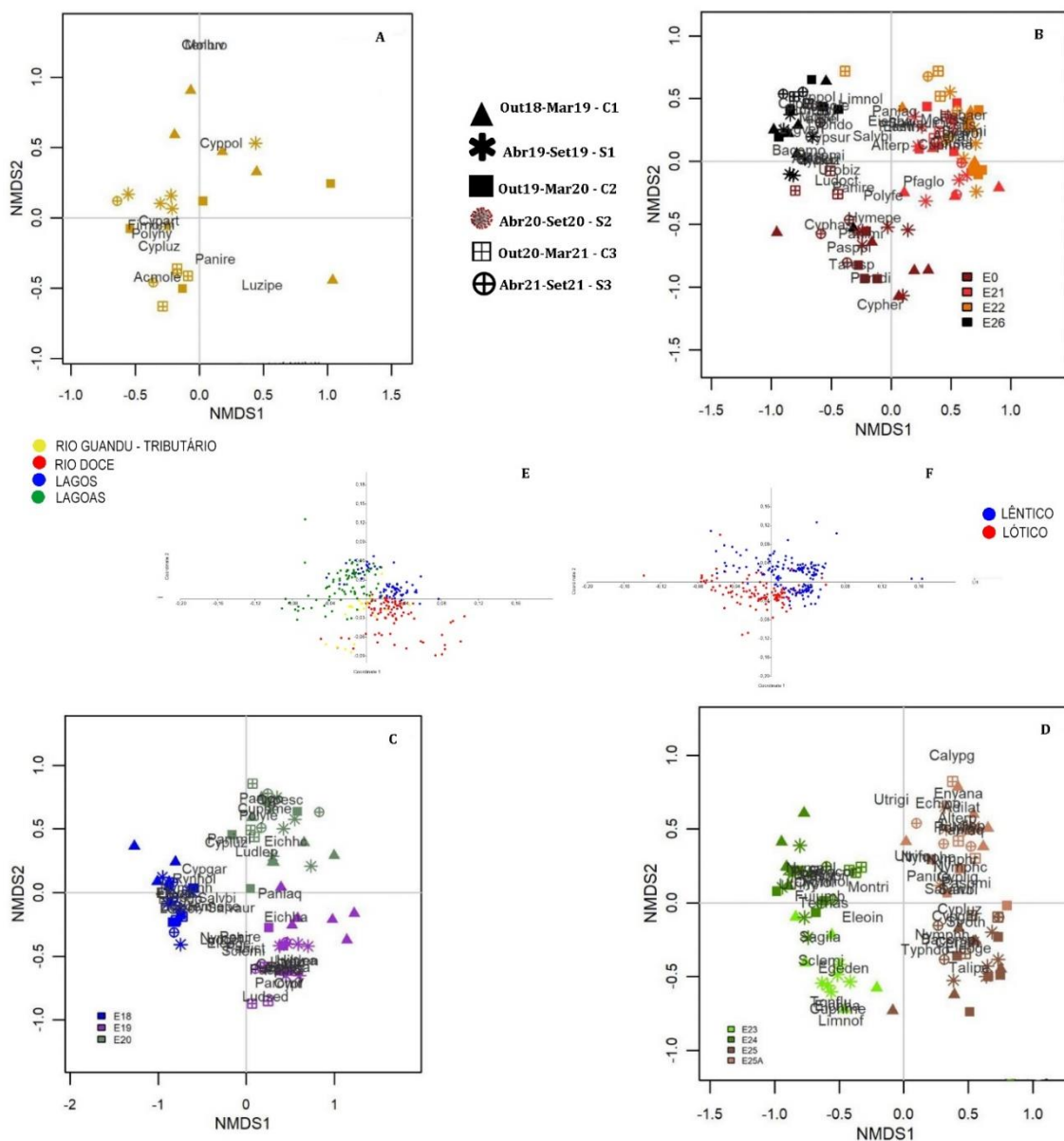
No mapa de ordenação NMDS para os quatro ambientes, foi evidenciada uma diferença parcial entre os ambientes lóticos e lênticos, sendo os valores da abundância de *Cyperus gardneri*, *Pfaffia glomerata*, *Sagittaria lancifolia*, *Salvinia auriculata* e *Cuphea melvilla* os que mais contribuem para essa segregação. Rio Doce e Rio Guandu estão posicionados majoritariamente na parte negativa do eixo 1, onde o primeiro (Rio Doce) está posicionado no 4º quadrante e o segundo (Rio Guandu) no 3º quadrante. As espécies que mais contribuíram para esta segregação entre Rio Doce e Rio Guandu

foram *Alternanthera tenella*, *Pfaffia glomerata*, *Torenia thouarsii*, *Ludwigia octovalvis* e *Cuphea melvilla*. Estatisticamente menos ricas e de composições essencialmente formadas por uma flora oportunista, as estações amostrais localizadas no Rio Doce possuem uma composição bem definida, sendo dissimilares. Porém, compartilham táxons pertencentes a gêneros de plantas que apresentaram abundâncias médias elevadas como as espécies do gênero *Eichhornia* (Pontederiaceae) e *Salvinia* (Salviniaceae). Táxons estes que são comumente associados a ambientes eutrofizados e/ou altamente perturbados. Segundo Pompeo (2008), elevados valores de abundância nas comunidades, baseados principalmente no crescimento vegetativo, podem indicar alterações químicas na água como a presença de elementos tais quais nitrogênio, fósforo e carbono inorgânicos dissolvidos em altas concentrações.

Já as lagoas estão localizadas predominantemente na parte negativa do eixo 2, sendo posicionada no 2º quadrante, enquanto os lagos estão dispostos de forma mais dispersa entre o 1º e 2º quadrante, na parte positiva no eixo 1. Além disso, essa dissimilaridade entre ambientes lóticos e lênticos é verificada quando analisamos o conjunto de dados utilizando apenas essa classificação dos respectivos ambientes. As espécies *Cyperus gardneri*, *Montrichardia linifera*, *Eleocharis intersticta*, *Torenia thouarsii* e *Salvinia auriculata* foram as que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os dois ambientes lacustres.

Para o Rio Guandu, percebemos que, dentre a composição total para essa estação, aquela proveniente do S1, Período chuvoso/Ano 3 (C3, outubro/2020 a março/2021) e S3 está mais agrupada. Ou seja, a variação temporal no Rio Guandu foi mais estática em relação ao Período chuvoso/Ano1 (C1, outubro/2018 a março/2019) e C2, onde estes últimos possuem composição parcialmente dissimilar em comparação com os demais períodos sazonais. Já para as estações inseridas na calha do Rio Doce, verificamos uma diferenciação espacial, principalmente em E0 (Itapina) e E26 (Regência), enquanto as estações E21 (Porto de Linhares) e E22 (Povoação) estão mais relacionadas. Temporalmente, dentro das quatro estações acontece o mesmo efeito, estando mais relacionadas a composição no C2 e períodos secos (S1, S2 e S3), enquanto no C1 e C3, são mais esparsas. Comparando as estações de lagos, existe uma nítida separação espacial, sobretudo para o Lago Limão (E18), onde também é verificada uma diferença temporal, principalmente entre os períodos chuvosos. Já no Lago Nova (E19), a composição do C2 e período seco, estão mais associadas em detrimento da composição dos demais períodos sazonais, que é mais esparsa. Fato esse que se repete no Lago Juparanã (E20), onde a composição dos períodos sazonais é esparsa, principalmente dos períodos secos. Assim como nos Lagos, nas Lagoas foi verificada uma dissimilaridade espacial na composição das estações amostrais, formando dois grupos informais, o primeiro formado por E23 (Lagoa Areão) e E24 (Lagoa Areal) e o segundo composto com E25 (Lagoa Monsarás) e E25A (Lagoa Monsarás). No primeiro, as duas estações também estão separadas espacialmente, possuindo composição “específica”. Em E23, onde houve monitoramento apenas até o 12º mês, a composição dos períodos secos é mais estável, enquanto a dos períodos chuvosos é mais flutuante. Já em E24, percebe-se que a composição pouco variou entre os períodos sazonais. Porém, em E25 e E25A, houve uma maior variação da composição em relação aos períodos sazonais, especialmente no C1 e C2.

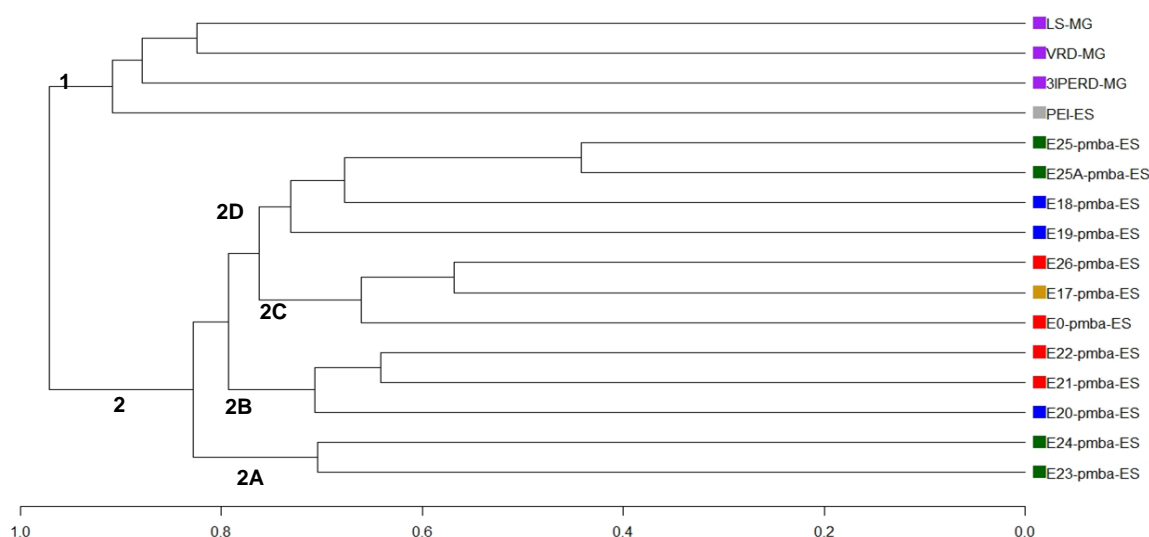
Figura 85: Mapa do Escalonamento Multidimensional Não Métrico – NMDS para as estações amostrais. A. Rio Guandu – Tributário. B. Rio Doce. C. Lagos. D. Lagoas. E. NMDS para os ambientes. F. NMDS para os tipos de ambientes.



A análise de UPGMA (correlação cofenética = 0,9248) resultou em dois grandes grupos (Figura 86), o primeiro (1) formado pelas áreas fora do PMBA/Fest-RRDM, composto pelo Parque Estadual de Itaúnas (PEI-ES), Espírito Santo, que está posicionado na base do agrupamento; e as três áreas lacustres do vale do Rio Doce na porção de Minas Gerais, onde as áreas VRD-MG (Vale do Rio Doce) e LS-MG (Lagoa Silva) foram as mais similares floristicamente. Já o segundo grande grupo (2), composto pelas 12 estações do PMBA/Fest-RRDM, foi segregado em quatro subgrupos (2A, 2B, 2C e 2D). O subgrupo 2A é formado por duas áreas lacustres, E23 (Lagoa Areão) e E24 (Lagoa Areal). O subgrupo 2B é composto por três estações, E20 (Lago Juparanã), que está na base do agrupamento e E21 e E22, que são mais similares e ambas estão situadas na calha do Rio Doce. Já o subgrupo 2C é formado por três áreas fluviais, E0 – Itapina que está na base do agrupamento, e E26 e E17 sendo as mais

semelhantes. Por fim, o subgrupo 2D é composto por quatro áreas lacustres, E19 (Lago Nova), que está na base do agrupamento, E18 (Lago Limão) que está mais relacionado as estações 25 e 25A localizadas na Lagoa Monsarás.

Figura 86: Análise de agrupamento UPGMA entre áreas da bacia hidrográfica do Rio Doce e uma área externa. Lilás: áreas lacustres do alto Rio Doce: LS-MG – Lagoa Silva (Pivari et al. 2008); VRD-MG – Vale do Rio Doce (Pivari et al. 2011); 3IPERD-MG – Três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce (Ferreira et al. 2010). Cinza: área externa à bacia hidrográfica do Rio Doce: PEI-ES – Parque Estadual de Itáunas. Verde: Estações de lagoas do PMBA/Fest-RRDM: E25-pmba-ES – Lagoa Monsarás; E25A-pmba-ES – Lagoa Monsarás; E24-pmba-ES – Lagoa Areal; E23-pmba-ES – Lagoa Areão. Azul: Estações de lagos do PMBA/Fest-RRDM: E18-pmba-ES – Lago Limão; E19-pmba-ES – Lago Nova; E20-pmba-ES – Lago Juparanã. Vermelho: Estações da calha do Rio Doce do PMBA/Fest-RRDM: E0-pmba-ES – Itapina; E21-pmba-ES – Porto de Linhares; E22-pmba-ES – Povoação; E26-pmba-ES – Regência. Amarelo: Estação de rio tributário ao Rio Doce do PMBA/Fest-RRDM: E17-pmba-ES – Rio Guandu.



O subgrupo 2A é justificado por ser formado por duas lagoas geograficamente próximas, com riqueza semelhante e que compartilham treze espécies: *Bacopa monnieri*, *Eleocharis intersticta*, *Fuirena umbellata*, *Hymenachne pernambucensis*, *Ludwigia octovalvis*, *Montrichardia linifera*, *Nymphaea lingulata*, *Rhynchospora holoschoenoides*, *Sagittaria lancifolia*, *Salvinia auriculata*, *Scleria mitis*, *Telmatoblechnum serrulatum* e *Typha domingensis*. Já o subgrupo 2B, mesmo sendo composto por uma área lacustre e duas fluviais, é justificado pela ligação direta de E20 (Lago Juparanã) com o Rio Doce, por meio do rio Pequeno, que se encontra com o Rio Doce nas proximidades da E21, e que possui uma composição florística similar com E22. Essas três estações do subgrupo 2B compartilham nove espécies, enquanto E21 e E22 possuem quatorze espécies em comum. Já o subgrupo 2C é composto somente por áreas fluviais, onde a foz do Rio Doce, representada por E26, é mais semelhante floristicamente com a estação do Rio Guandu (E17), compartilhando 22 espécies, enquanto E0, localizada na calha do Rio Doce, em Itapina, compartilha 16 espécies com a foz. Por fim, o subgrupo 2D possui o maior número de áreas entre os agrupamentos, todas lacustres, onde os lagos (E19 e E18) aparecem na base, por não possuírem uma flora similar quando comparada com as duas estações (E25 e E25A) localizadas na lagoa Monsarás, que apresentam a maior similaridade florística entre todas as áreas comparadas na UPGMA, compartilhando 29 espécies.

Com isso, conclui-se que as estações amostrais no âmbito do PMBA/Fest-RRDM possuem uma composição florística própria e detectou-se a ausência de muitas das espécies já registradas para o alto Rio Doce (*Apalanthe granatensis*, *Cuphea strigulosa*, *Echinodorus bolivianus*, *Echinodorus macrophyllus*, *Ludwigia decurrens*, *Ludwigia hyssopifolia*, *Ludwigia lagunae*, *Ludwigia nervosa*, *Ludwigia sedioides*, *Mayaca fluviatillis*, *Mayaca sellowiana*, *Miryophyllum aquaticum*, *Najas conferta*, *Polygonum acuminatum*, *Sauvagesia erecta*, *Utricularia breviscapa*, *Utricularia poconensis* e *Xyris jupica*). Isso pode ser visto como um indicativo de perda de diversidade, uma vez que as literaturas aqui utilizadas (PIVARI et al. 2008; FERREIRA et al. 2010; PIVARI et al. 2011) foram realizadas antes do rompimento da barragem de Fundão. No entanto, a ausência de dados pretéritos dificulta uma análise mais assertiva.

Dada a capacidade (ou incapacidade) de tolerância a perturbações antrópicas, alguns grupos de macrófitas podem ser utilizadas como bioindicadoras de qualidade ambiental. Informações de registro de espécies associados aos valores de abundância nas suas populações devem ser levados em consideração para determinação de ambientes com níveis toleráveis (água de boa qualidade) ou com elevadas taxas de macro e micromoléculas em suspensão na água (POMPEO, 2008), como altas concentrações de compostos orgânicos, como P e N, e de metais pesados, como Ca, Pb, Cr, Mn, Zn, Ni e Fe (SHOTYK; LE ROUXY, 2005). É importante, ao avaliar o nível de contaminação por metais pesados em corpos hídricos e sua variabilidade de concentração espacial e temporal, levar também em consideração as condições físico-químicas do meio e os efeitos ambientais decorrentes da sazonalidade (NEGRÃO et al. 2021). As macrófitas aquáticas têm sido associadas em todo mundo com seu potencial para fitorremediação de corpos hídricos contaminados, principalmente, por metais pesados. Isso se deve ao seu rápido crescimento, alta absorção dos elementos disponíveis e elevada produção de biomassa. Muitos estudos têm demonstrado a possibilidade de uso de macrófitas em estratégias de descontaminação de corpos hídricos contaminados com metais pesados, pois acumulam concentrações elevadas desses elementos em seus tecidos.

Os dados coletados durante os três anos de monitoramento ambiental da porção capixaba do Rio Doce, no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, mostram a necessidade de se monitorar as populações das espécies inventariadas, ao longo do tempo, para que seja possível apontar prováveis alterações na riqueza, abundância, dominância e composição de espécies de macrófitas aquáticas. Em relação aos ambientes não ou pouco impactados com a intrusão de rejeitos, se monitorados e bem analisados, podem servir de repositórios naturais de espécies ambientalmente exigentes e que já não são encontradas ou possuem suas populações em declínio nos ambientes que foram diretamente atingidos pela pluma de rejeitos.

Devido à ausência de dados pretéritos, não há observações pertinentes quanto à riqueza possivelmente perdida após o rompimento da barragem. No entanto, os resultados aqui obtidos podem servir de base para o acompanhamento das populações e testar os efeitos crônicos nas mesmas durante as próximas décadas.

Visto isso, a análise e o monitoramento da produtividade da biomassa de espécies-chave em detrimento à qualidade ambiental ao longo dos próximos anos são de crucial importância para determinar possíveis ações mitigatórias, visando o possível restabelecimento do equilíbrio natural da biota de macrófitas aquáticas nos ambientes e as estações contidos neste monitoramento.

2.5 FITOPLÂNCTON

2.5.1 Biodiversidade da comunidade fitoplanctônica

Com as análises qualitativas, foram registrados 830 táxons, 48 táxons a mais que os registrados no ano 2 (valor aproximadamente 6,14% maior que o número registrado anteriormente – 782 táxons), entre aqueles já identificados em nível específico e aqueles em processo de identificação. A ficoflórula registrada até o presente momento está distribuída em 17 Classes, sendo Zygnemaphyceae a mais bem representada, com 21,08% dos táxons, seguida por Chlorophyceae (20,60%), Cyanophyceae (18,67%), Bacillariophyceae (16,87%) e Euglenophyceae (10,48%) (*Material Suplementar - A3DFS1*). A elevada biodiversidade, especialmente dos lagos e lagoas, tem sido registrada desde estudos realizados por Huszar *et al.* (1990), que avaliaram a estrutura da comunidade fitoplanctônica de 18 lagoas da região do Baixo Rio Doce, entre elas, lagoa Juparanã (E19) e lagoa Nova (E20), também contempladas neste estudo. Barros *et al.* (2013), ainda que em menor número de táxons, relataram elevada riqueza de espécies para a região do Médio Rio Doce, registrando 481 táxons e caracterizando uma ampla heterogeneidade biótica para a região. As informações referentes à metodologia utilizada pelo Subprojeto Fitoplâncton encontram-se no *Material Suplementar A3DFS2*.

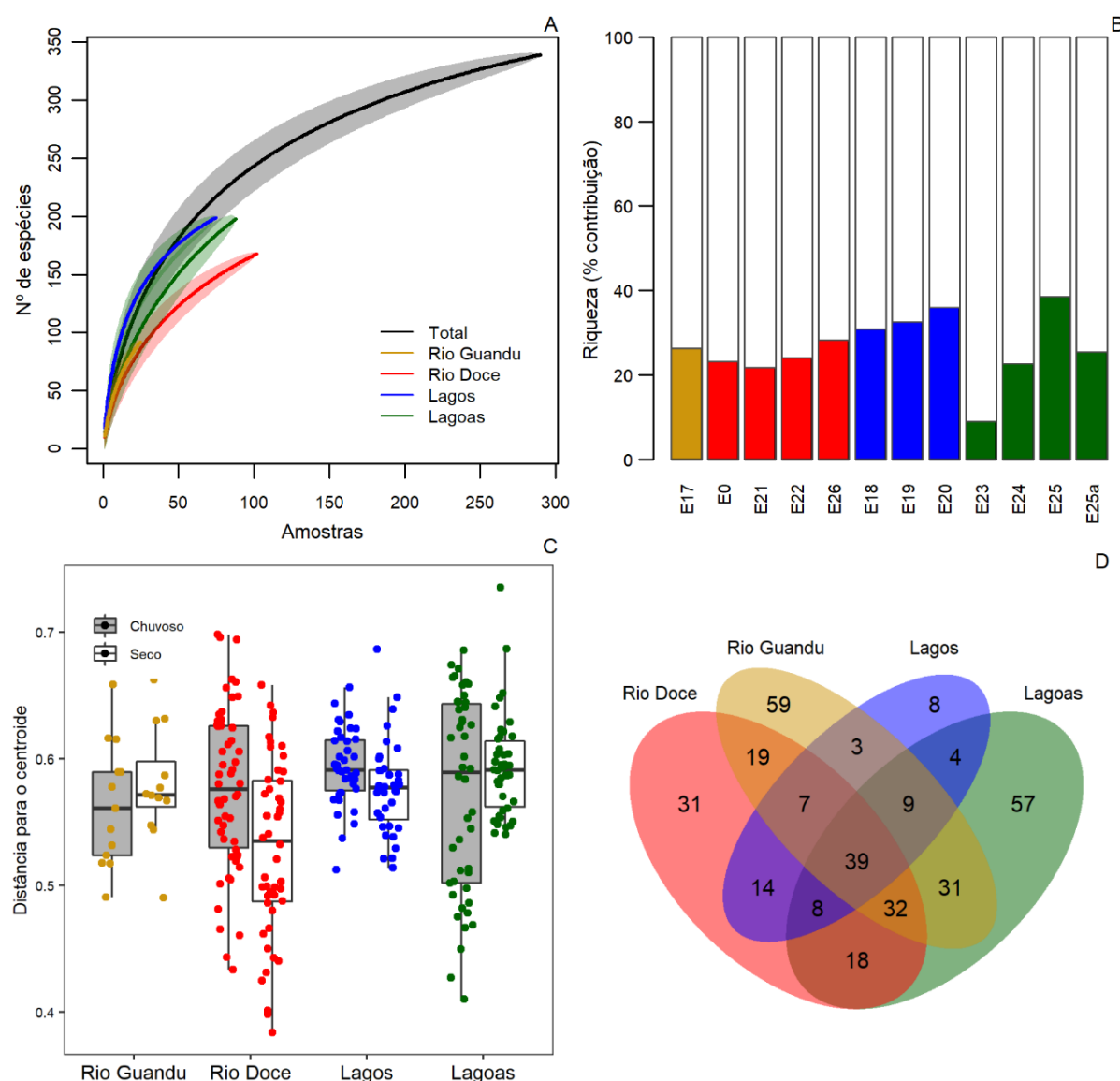
A análise quantitativa foi utilizada como base para a verificação dos principais parâmetros de diversidade da comunidade. Nesta análise, até o presente momento, foram registrados 351 táxons, distribuídos em 14 classes, sendo a classe Bacillariophyceae a mais bem representada em número de táxons (24%), seguida por Chlorophyceae (21%), Cyanophyceae (18%), Zygnemaphyceae (13%), Euglenophyceae (11%) e Trebouxiophyceae (4%). As demais classes (Dinophyceae, Xanthophyceae, Chamydophyceae, Cryptophyceae, Crysophyceae, Klebsormidiophyceae, Oedogoniophyceae e Synurophycae) somam 9% da riqueza observada na análise quantitativa.

Embora tenha sido registrada uma riqueza relativamente elevada, a curva de rarefação de espécies (Figura 87A) ainda apresenta inclinação acentuada, porém com aparente início de estabilização no incremento do número de novos registros pelo aumento das amostragens. Ainda assim, é visível a inclinação acentuada da curva quando avaliados os ambientes separadamente, mostrando que a riqueza da comunidade fitoplanctônica do Baixo Rio Doce ainda se encontra subestimada. Isso evidencia a necessidade de continuação no monitoramento para melhor conhecimento da estrutura comunidade na região e as respostas por ela apresentadas ao longo do tempo e espaço.

As maiores contribuições relativas para a riqueza de espécies foram registradas para a lagoa Monsarás (E25) com riqueza de cerca de 40% da riqueza total, seguida pelos lagos, principalmente lagos Nova

(E19) e Juparanã (E20), que apresentaram aproximadamente 35% do total de táxons registrados para a região do baixo rio Doce até o momento. (Figura 87B). As lagoas Areão (E23) e Areal (E24) apresentaram menores contribuições para a riqueza, com menos de 10% e 20%, respectivamente, assim como algumas estações do Rio Doce, como E21, com cerca de 20% de contribuição. É importante ressaltar que a baixa contribuição observada na E23 é devido à falta de amostragem no local, em decorrência de problemas logísticos, não refletindo necessariamente a riqueza real da lagoa.

Figura 87: Curva de rarefação de espécies (A), contribuição na riqueza total (B), boxplot da diversidade beta (C) e compartilhamento de espécies da comunidade fitoplanctônica entre os ambientes estudados (D).



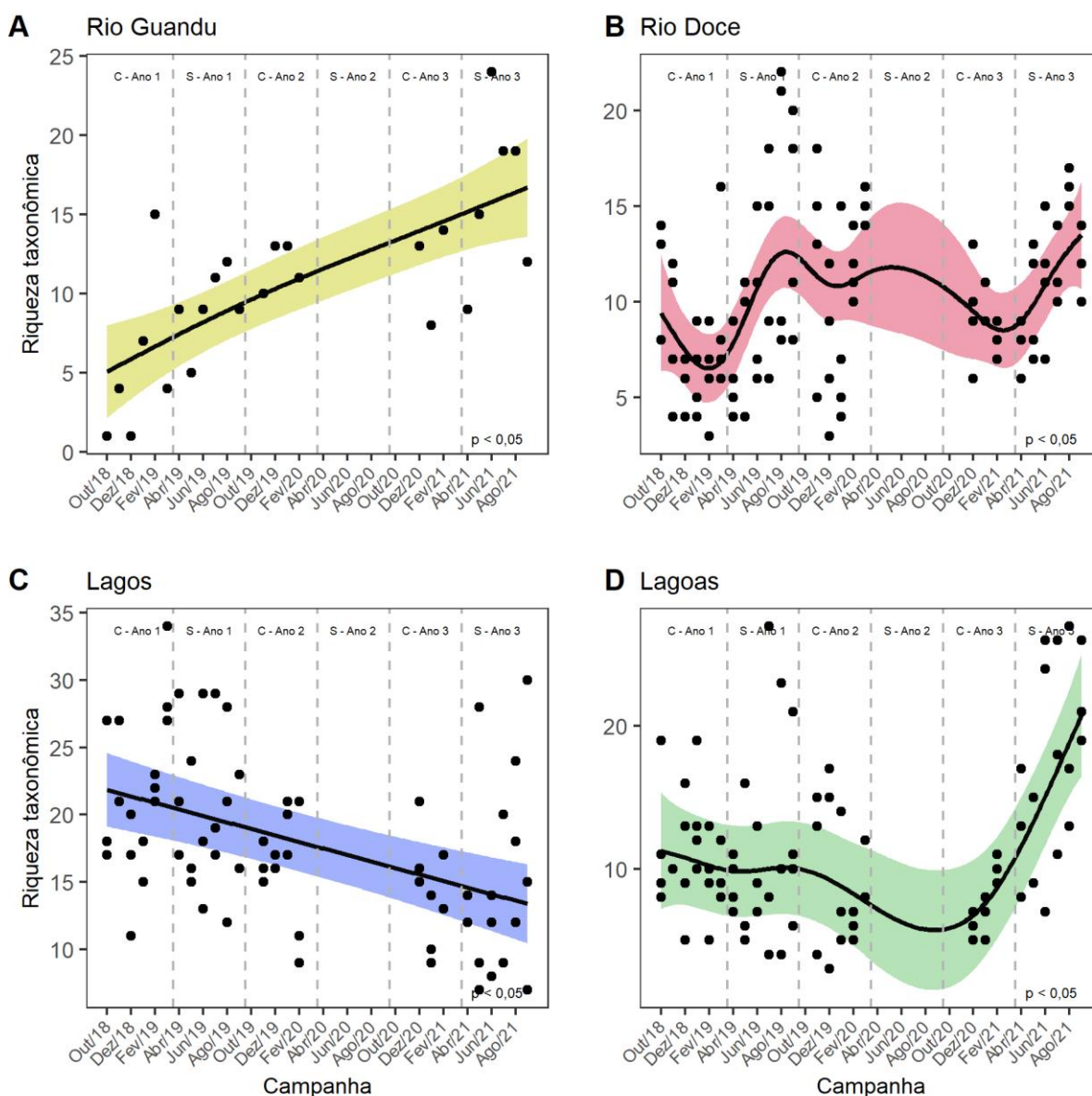
Todos os quatro ambientes estudados apresentaram elevado padrão de substituição de espécies, principalmente em relação à sazonalidade, sendo que nas estações chuvosas houve maior substituição de espécies, mostrados a partir da diversidade beta (Figura 87C). Este padrão mostra que a comunidade fitoplanctônica não se mantém estável ao longo do tempo e do espaço, podendo ser quase

que completamente substituída de acordo com a variabilidade ambiental, incluindo os estresses ambientais, apresentados por cada ambiente em cada período estudado, como relatado por alguns autores (NABOUT *et al.*, 2007; NOGUEIRA *et al.*, 2010; BASELGA, 2010). Ou seja, a variabilidade de curto prazo também representa um papel importante na estruturação e na dinâmica da comunidade fitoplanctônica do baixo Rio Doce.

A composição específica da comunidade muitas vezes foi perceptivelmente distinta entre campanhas amostrais, devido à substituição de espécies, que por vezes se tornaram táxons abundantes na amostra. Ao longo do monitoramento, foram registradas 39 espécies comuns a todos os ambientes estudados (Figura 87D). O Rio Guandu apresentou o maior número de táxons exclusivos (58), seguido pelas lagoas (56), Rio Doce (31) e lagos (8). Embora os lagos tenham apresentado maiores valores de contribuição relativa na riqueza total de táxons, grande parte de seus registros foram concomitantes com um ou mais dos demais ambientes estudados, indicando que podem ser importantes fontes de dispersão de espécies após eventos de cheia nestes ecossistemas, ou até mesmo fontes de propágulos de táxons por outras formas de dispersão.

É possível observar, com a variação temporal nos padrões de riqueza (Figura 88), que no Rio Guandu (E17) houve tendência ao aumento da riqueza ao longo do período estudado, sendo registrados no ano 3 os maiores valores de riqueza. A baixa riqueza observada no início do monitoramento para a E17 pode ter sido devido ao forte fluxo e alta turbidez apresentado para o rio nos primeiros meses de monitoramento. Para o Rio Doce existe uma tendência temporal de aumento da riqueza no período seco, em que pode ocorrer aumento na concentração de nutrientes que favorecem ao desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica, criando condições propícias para sustentar um maior número de táxons competindo por tais recursos. Para os lagos, apesar da grande dispersão nos dados de riqueza ao longo do tempo, a análise de GAMM evidencia tendência geral de redução no número de táxons nestes ambientes durante todo o monitoramento. Já para as lagoas, a tendência mostrada pela análise foi de forte aumento na riqueza destes ambientes no período de seca do ano 3, possivelmente por circunstâncias semelhantes ao que ocorre no Rio Doce, com a redução dos níveis de água e consequentemente mudança na condição ambiental capaz de sustentar a estrutura da comunidade fitoplanctônica. É possível observar grande variação temporal nos valores de riqueza da comunidade fitoplanctônica para a região do Baixo Rio Doce, causadas provavelmente pela heterogeneidade das condições ambientais em função do tempo e do compartimento ambiental analisado.

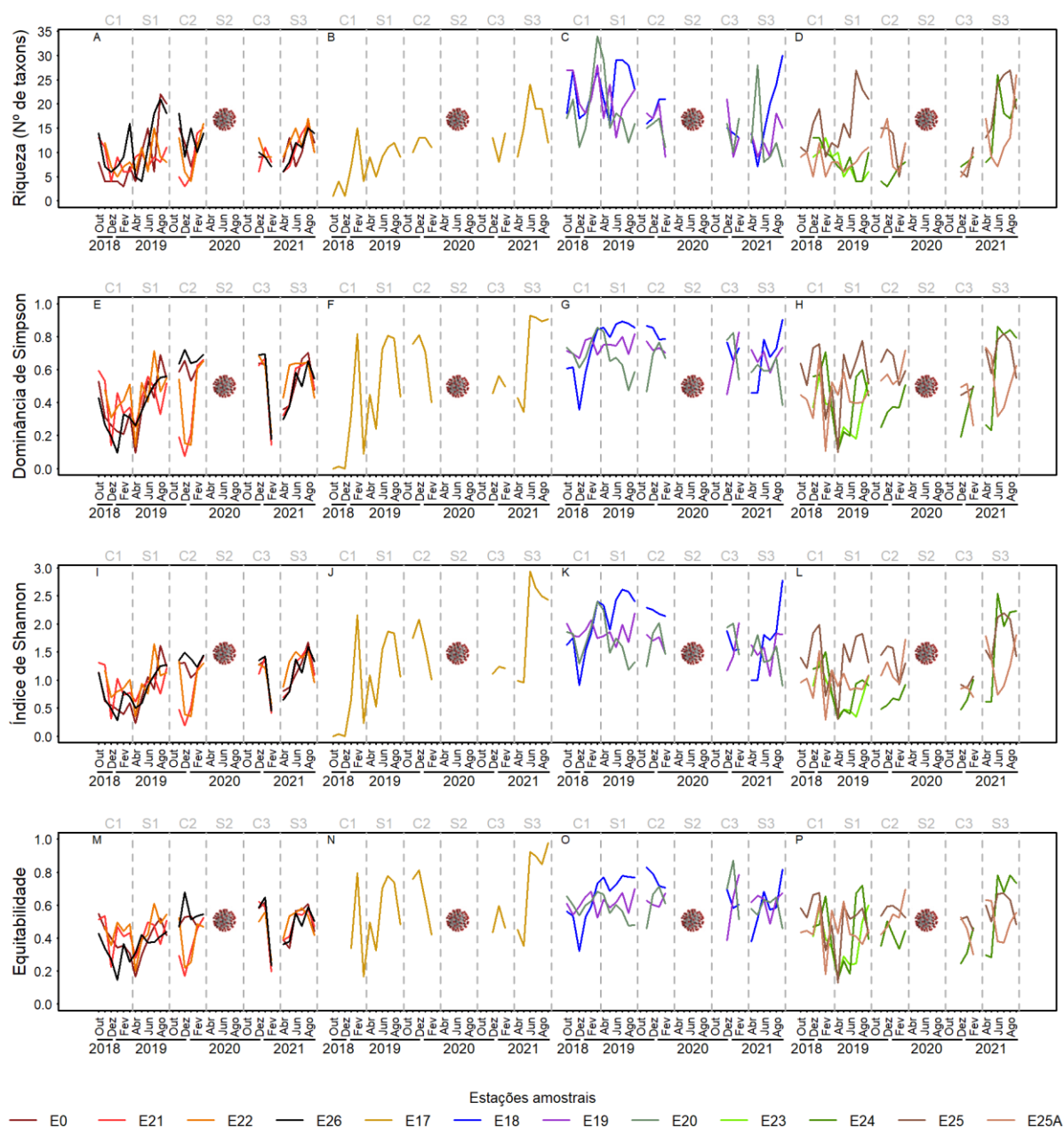
Figura 88: Análise de variação temporal da riqueza de espécies da comunidade fitoplancônica C1: chuvoso 1; S1: seco 1; C2: chuvoso 2; S2: seco 2; C3: chuvoso 3; S3: seco 3.



Na análise quantitativa, a riqueza de espécies variou entre um único táxon, registrado nas amostras do Rio Guandu em outubro e dezembro de 2018 até o máximo de 36 táxons, registrados no lago Juparanã (E20s) em março de 2019 (Figura 89). Houve maior tendência de aumento da riqueza de espécies nos períodos C2 e S3, porém o padrão de diferenciação espacial se manteve mais pronunciado que o temporal para todos os ambientes estudados (Figura 89 - A, B, C e D). No Rio Doce, a E26, localizada na foz do rio, apresentou valores de riqueza mais elevados em relação aos demais pontos do rio, sendo que no período S3 houve maior homogeneidade em relação à riqueza nos pontos do rio. Foram observadas grandes variações entre campanhas amostrais em todos os quatro ambientes estudados, possivelmente influenciadas pelas condições ambientais acarretadas pela pluviosidade. O Rio Guandu apresenta destaque neste padrão de grande variação em curto prazo nos valores de riqueza (Figura

89B). Nos lagos (Figura 89C) as maiores riquezas foram registradas nos períodos C1 e S3, para lago Juparanã (E20) e Limão (E18). E nas lagoas houve predomínio em S1 e S3 para Monsarás (E25).

Figura 89: Análise de variação temporal da riqueza de espécies da comunidade fitoplancônica C1: chuvoso 1; S1: seco 1; C2: chuvoso 2; S2: seco 2; C3: chuvoso 3; S3: seco 3.



Com relação à diversidade, foram registrados valores entre 0 e 2,9; para a dominância, 0 a 1 e para a equitabilidade, 0 a 1. O padrão observado desde o ano 1 se mantém, indicando alto grau de estresse ou médio estresse, segundo classificação descrita por Wilhm e Dorris (1968). Os valores de dominância se mantiveram elevados, em todos os ambientes estudados, devido principalmente a elevadas densidades de cianobactérias picoplancônicas do gênero *Synechocystis*, registradas em todos os ambientes (Figura 89 - E, F, G e H). *Synechocystis* é uma cianobactéria cocóide, de biovolume diminuto e alta relação superfície/volume, o que facilita a absorção de nutrientes (REYNOLDS *et al.*, 2002).

Necessita de concentrações baixas de nutrientes e recursos, sendo encontradas tanto em ambientes oligotróficos (WEHR & SHEATH, 2003) quanto em ambientes eutróficos (KOMÁREK & ANAGNOSTIDIS, 1999). Além disso, espécies deste gênero possuem uma ampla variedade de sistemas especializados na absorção de ferro (QIU *et al.*, 2021), o que confere uma vantagem seletiva para manter o sucesso de suas populações, como registrado na região do Baixo Rio Doce.

Apesar de apresentarem uma tendência a valores mais elevados de diversidade no presente estudo, os valores registrados nos lagos ainda são bastante reduzidos se comparados a outros ecossistemas lacustres. Por exemplo, Huszar *et al.* (1994), em seu estudo na região do Baixo Rio Doce, registraram valores mais elevados de diversidade para a comunidade fitoplanctônica (entre 3,2 e 3,5), no lago Juparanã. A tendência à redução da diversidade com o aumento da dominância e baixa equitabilidade, encontrada nesse monitoramento, é bastante observada em ecossistemas impactados e com florações fitoplanctônicas (MARGALEF, 1983, REYNOLDS, 2006). Segundo esses autores, é comum a alta densidade de espécies ruderais e/ou espécies nocivas, capazes de impactar ainda mais a qualidade ambiental do ecossistema, além de representar perigo à saúde humana, por meio de produção de cianotoxinas (CODD *et al.*, 2005, LEE *et al.*, 2017). Nesse monitoramento, foram registrados 13 táxons de Cianobactérias produtores de toxinas, como registrado por Sant'Anna *et al.* (2008), sendo alguns deles (principalmente *Synechocystis* spp) registrados como dominantes e/ou abundantes nos ambientes monitorados na região do baixo rio Doce.

2.5.2 Densidade e biomassa da comunidade fitoplanctônica

Os valores de densidade total fitoplanctônica variaram entre 0,34 a $129,4 \times 10^3$ ind/mL (Figura 90 - A-D), sendo que tanto o valor máximo quanto o valor mínimo foram registrados para o rio Guandu, respectivamente nas amostras de outubro de 2018 e fevereiro de 2019. Foi possível verificar padrões sazonais nos valores de densidade, com aumento na densidade de indivíduos nos períodos C2 para o Rio Doce (Figura 90A) e período C1 para o rio Guandu e lagos (Figura 90 - B e C). Para as lagoas, houve pronunciado aumento de densidade total no período S1 para as lagoas Areal (E24) e Areão (E23) (Figura 90D), provavelmente relacionado às menores profundidades destas lagoas, com possíveis circulações diárias da coluna d'água. Em ambientes rasos, devido à ação de ventos, ocorre a desestratificação química e térmica em curtos espaços de tempo, favorecendo uma distribuição quase que homogênea das populações algais na coluna d'água (HUZSAR *et al.*, 1994). Em todos os ambientes houve tendência de queda na densidade durante os períodos C3 e S3.

É importante ressaltar que grande parte dessa densidade de organismos é composta por cianobactérias, que por vezes chegaram a representar 100% da densidade total registrada. Para o Rio Doce, essa contribuição ficou próxima de 85%, porém com valores até 99% da densidade total na foz do rio (E26). Já nos lagos e lagoas, a contribuição média de cianobactérias para a densidade total de indivíduos foi cerca de 76 e 84%, respectivamente, com um aumento nessa contribuição para a lagoa Monsarás (E25) no período S3, com cerca de 80%.

O grupo das cianobactérias é composto por organismos de distribuição cosmopolita, sendo registrados em todo o ciclo sazonal e por vezes em densidades elevadas, tanto em região tropical como em região temperada, porém são sensíveis às mudanças abruptas das condições ambientais (HYENSTRAND *et al.*, 1998). Além disso, apresentam diferentes estratégias adaptativas, como por exemplo a fixação de nitrogênio atmosférico (N_2), a capacidade de armazenar fósforo (PAERL, 1988) e sistemas bem adaptados para a absorção de ferro (QIU *et al.*, 2021). Essas adaptações possibilitam uma elevada capacidade competitiva resultando numa contribuição significativa na composição da comunidade fitoplanctônica em termos de densidade como observado por Yunes *et al.* (1996), Magalhães & Azevedo (1998), Mathiensen *et al.* (1999, 2000), Jardim *et al.* (2000, 2004), Morales (2003), Yunes *et al.* (2003), Fernandes *et al.* (2005), Anjos *et al.* (2006), Costa *et al.* (2006).

Comparando os valores de densidade fitoplanctônica encontrados no PMBA/FEST-RRDM com aqueles registrados no PMQQS, os valores encontrados no presente estudo se mostraram extremamente maiores em todas as estações amostradas, tanto para a densidade total (ind/mL), quanto para densidade de células de cianobactérias (cel/mL). Embora tenha sido usada, em ambos os trabalhos, a mesma metodologia de análise quantitativa por sedimentação em câmaras (UTERMOHL, 1958), não é especificada a fórmula usada para o cálculo da densidade fitoplanctônica no relatório do PMQQS e os valores apresentados são surpreendentemente baixos.

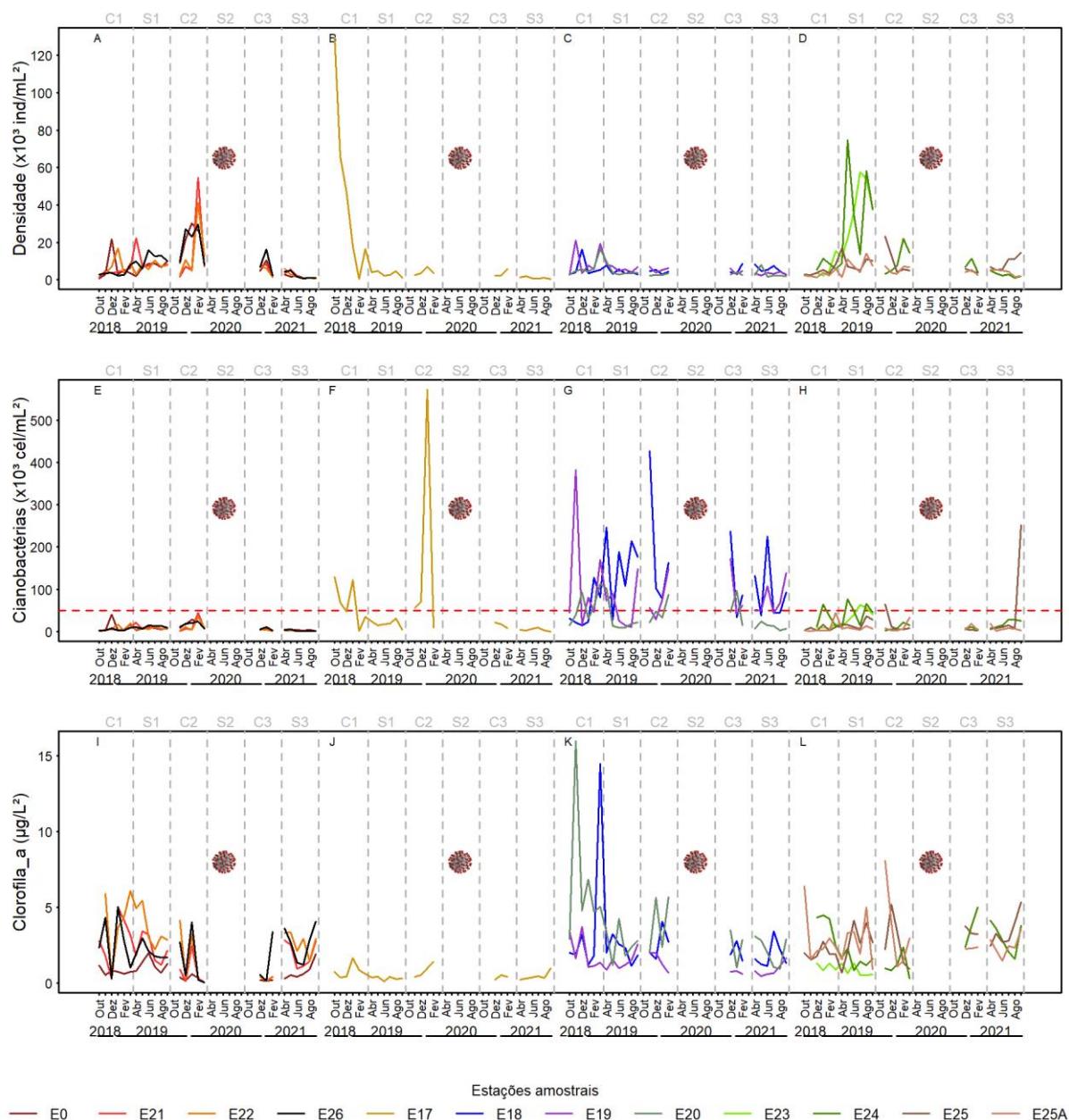
Quando observada a contribuição quantitativa das células de cianobactérias, percebemos uma concentração significativamente maior de cel/mL nos lagos, principalmente nos períodos C1 e C2, quando comparados aos sistemas fluviais (Figura 90 - E-H). Para o Rio Doce, há uma tendência de aumento na densidade de células de cianobactérias no período C2 (Figura 90E), entretanto essa contribuição se dá principalmente por espécies unicelulares do gênero *Synechocystis*, de tamanho reduzido e pertencente à fração picoplanctônica (células entre 0,2 e 2 μ m). O mesmo padrão é observado para o Rio Guandu (Figura 90F), onde há significativo aumento na densidade de células de cianobactérias no período C2, porém sem aumento significativo na densidade total (Figura 90B). Este fato se dá pela grande contribuição dos táxons coloniais, com grande número de células, *Aphanocapsa incerta* e *Epigloeosphaera brasílica* e do táxon filamentoso *Pseudanabaena limnetica* em detrimento da unicelular *Synechocystis*. Ambos os ecossistemas fluviais permaneceram grande parte do tempo abaixo do limite máximo determinado pela resolução CONAMA 357/2005 para águas de classe 2 (50.000 cél/mL), sendo este limite ultrapassado no rio Guandu, nos períodos C1 e C2, quando as condições climáticas que favorecem a dominância desse grupo são mais comumente instaladas (MANTZOUKI *et al.*, 2018).

Para os ecossistemas lacustres, a densidade de células de cianobactérias se mostrou pronunciadamente mais elevada nos lagos (Figura 90G) do que nas lagoas, a exceção do período S3 para Monsarás (Figura 90H), entretanto este resultado foi também influenciado pela composição de espécies registradas em cada ambiente. Nos lagos, além da típica *Synechocystis*, registrada em todos os ambientes contemplados pelo PMBA/FEST-RRDM, foram registradas espécies dos gêneros *Aphanocapsa*, *Merismopedia* e os táxons filamentosos, com grande número de células,

Dolichospermum, *Raphidiopsis raciborskii*, *Oscillatoria* e *Pseudanabaena*, o que causou a elevação significativa na densidade de células destes organismos. Já para as lagoas, embora tenham sido registrados indivíduos de táxons coloniais ou filamentosos, grande parte da densidade se deu pela predominância do gênero unicelular *Synechocystis*. Também é possível verificar a distinção sazonal nestes ambientes, sendo representadas tendências de aumento nas concentrações de células de cianobactérias nos períodos C1 e C2, característicos por elevação nas temperaturas, capazes de beneficiar o desenvolvimento destes organismos (RIGOSI *et al.*, 2018). Vale ressaltar que para os ambientes lacustres os valores da contribuição da Classe Cyanophyceae permaneceram acima dos limites estabelecidos pelo CONAMA Resolução 357 (Figura 90 - G e H) que estabelece limite para contribuição dessas algas que podem apresentar potencialidade na liberação de toxinas nos ecossistemas, trazendo inúmeros prejuízos e consequências que podem comprometer os usos da água.

A biomassa algal, medida pela concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g/mL}$), variou entre 0,03 $\mu\text{g/mL}$, nas estações do Rio Doce no período C2 (Figura 90I), e 17,37 $\mu\text{g/mL}$ no lago Juparanã (E20) no período C1 (Figura 90K). No Rio Guandu, houve tendência de aumento da clorofila-*a* nos períodos chuvosos (Figura 90J), enquanto nas lagoas não houve padrão sazonal bem definido (Figura 90L). Aumentos de biomassa em períodos de maior pluviosidade podem ser associados a maiores entradas de nutrientes alóctones que favorecem o crescimento do fitoplâncton. A contribuição externa de nutrientes, principalmente fósforo, via pluviosidade (KIM *et al.*, 2007) e via deposição atmosférica (HESSEN *et al.*, 2006) tem sido relacionada como fontes importantes para o crescimento do fitoplâncton. Não foram registrados valores de clorofila *a* acima do limite máximo determinado pela resolução CONAMA 357/2005 para corpos hídricos de classe 2 (30 $\mu\text{g/mL}$). Existe um aumento de biomassa no período S3 para Monsarás (E25), que condiz com aumento na contribuição na densidade de células de cianobactérias para o mesmo momento, porém não ocorre esse aumento da densidade total, o que pode ser explicado pelas características do táxon *Planktolyngbya limnetica*, uma vez que se trata de uma espécie filamentosa com grande número de células.

Figura 90: Densidade total (A-D), densidade de células de cianobactérias (E-H) e concentração de clorofila-a (I-L) da comunidade fitoplanctônica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. C1: chuvoso 1; S: seco 1; C2: chuvoso 2; S2: seco 2; C3: chuvoso 3, S3: seco 3. Linha vermelha representa limites máximos para corpos hídricos de classe 2, segundo resolução CONAMA 357/2005.



2.5.3 Cianobactérias potencialmente tóxicas e relação com saúde pública

A presença de cianobactérias merece uma atenção especial, devido ao seu potencial de produção de toxinas, capazes de representar risco direto à saúde humana, pelo consumo de água contaminada e/ou risco de forma indireta, devido ao acúmulo de toxinas em tecidos de consumidores primários ou secundários (zooplâncton, peixes e/ou moluscos) (LAGOS *et al.*, 1999; LEE *et al.*, 2017). Esse potencial tóxico das cianobactérias pode ser influenciado positivamente em populações algais submetidas a

condições de estresse (AMÉ & WUNDERLIN, 2005). Alguns estudos apontam que cepas de cianobactérias originadas de populações naturais, ao serem submetidas a condições adversas, como incremento de diversos metais, podem apresentar alterações fisiológicas capazes de induzir florações e produção de toxinas nestes organismos (HYENSTRAND *et al.*, 2000, BANCÍ *et al.*, 2004, AMÉ & WUNDERLIN, 2005, MARTÍNEZ-RUIZ & MARTÍNEZ-JERÓNIM, 2016). É importante ressaltar também que, foram registrados táxons com comprovação de produção de toxinas para outros ecossistemas brasileiros (Tabela 13), segundo Sant’Anna *et al.* (2008), inclusive táxons que só eram observados em outros ambientes estão se dispersando para novos ecossistemas, como é o caso de *Planktothrix isothrix* e *Microcystis aeruginosa* que passaram a ser numericamente importantes na comunidade fitoplanctônica das lagoas e o táxon *Planktolyngbya* sp. que passou a ter representatividade numérica no Rio Doce. O registro de *Synechocystis aquatilis*, *Synechococcus nidulans*, *Pseudanabaena limnetica*, *Raphidiopsis raciborskii*, entre outros táxons com grande potencial de produção de toxinas, mesmo que em densidades reduzidas, torna indispensável o monitoramento contínuo em regiões com usos intensivos da água, uma vez que cada célula de cianobactéria é uma unidade produtora de toxina em potencial. A região do Baixo Rio Doce fornece recursos hídricos para abastecimento doméstico (calha principal do rio) e uso recreativo, nos lagos Nova e Juparanã (E19 e E20), respectivamente, e/ou pesca intensiva, como nas estações E21 e E26 da calha principal do Rio Doce e nas lagoas Areal (E24) e Monsarás (E25 e E25a), e piscicultura intensiva como nos lagos Limão e Juparanã, o que torna imprescindível o monitoramento da qualidade da água e da comunidade fitoplanctônica. Em comparação ao relatório anterior, durante as análises realizadas no ano 3, foram registrados três novos táxons, (*Microcystis aeruginosa* e *Planktothrix isothrix* – para as lagoas e *Planktolyngbya* sp. – para o rio Doce) (Tabela 13), já com registros de produção de toxinas para outros ecossistemas brasileiros (Sant’Anna *et al.*, 2008). De fato, o monitoramento de cianobactérias se torna ainda mais importante quando há diversos usos humanos das águas continentais. O caso conhecidamente ocorrido em Caruaru/PE, mostrou que a presença de cianotoxinas na água utilizada para hemodiálise de pacientes provocou a morte de 52 pacientes, no caso conhecido como “Síndrome de Caruaru” (GRADÍSSIMO *et al.*, 2020).

Tabela 13: Lista de cianobactérias já registradas como produtoras de toxina para outros ecossistemas aquáticos brasileiros segundo Sant’Anna *et al.* (2008) Destaque em vermelho para novas ocorrências nos ambientes.

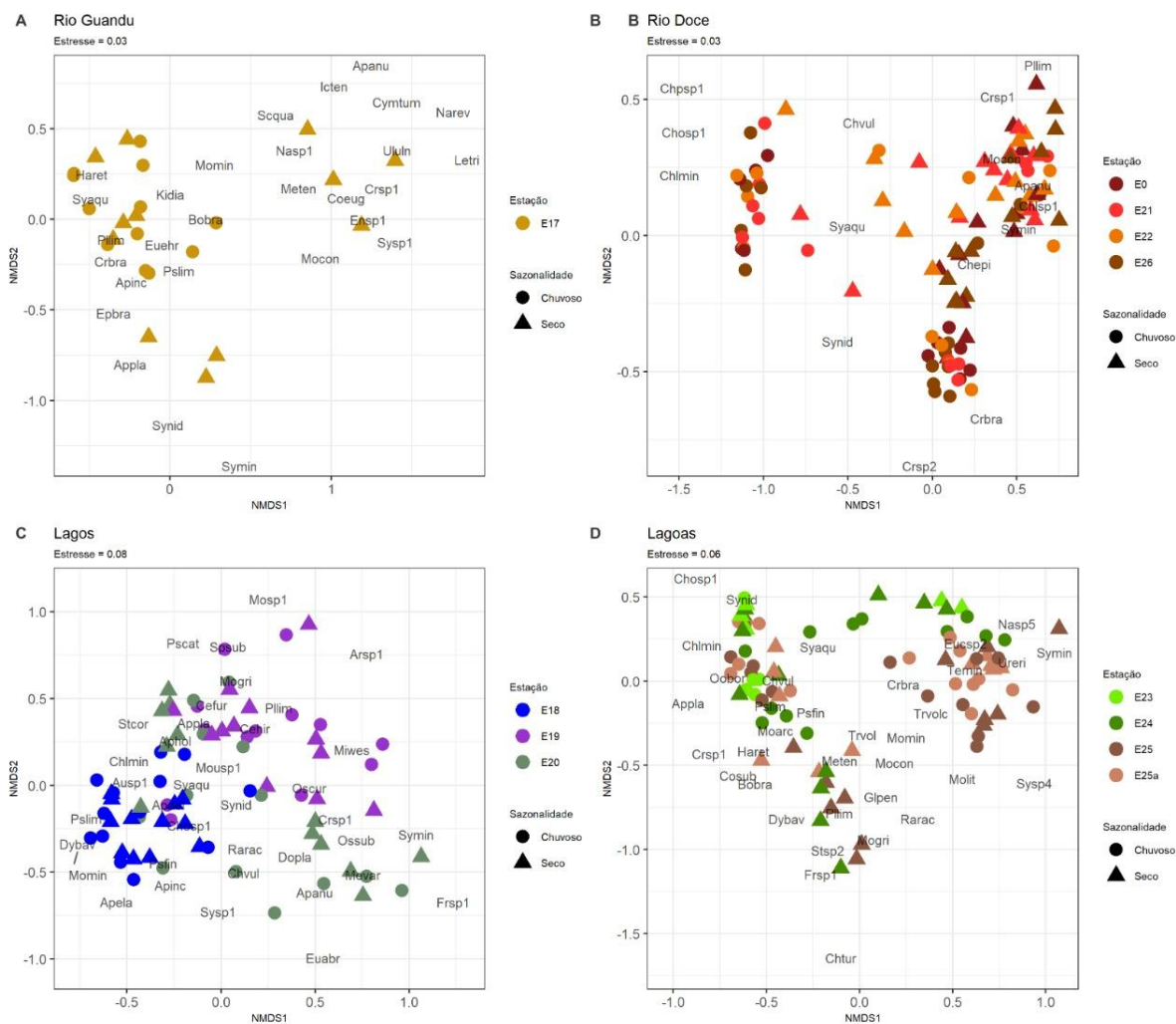
Espécie	Rio Doce	Rio Guandu	Lagos	Lagoas
<i>Aphanothece</i> sp.			X	
<i>Raphidiopsis raciborskii</i>	X	X	X	X
<i>Dolichospermum planctonica</i>	X		X	
<i>Dolichospermum</i> sp.				X
<i>Anagnostidinema amphibium</i>			X	X
<i>Microcystis aeruginosa</i>			X	X
<i>Microcystis wesenbergii</i>			X	
<i>Planktolyngbya</i> sp.	X			
<i>Planktothrix agardhii</i>				X
<i>Planktothrix isothrix</i>		X		X

Espécie	Rio Doce	Rio Guandu	Lagos	Lagoas
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	X	X	X	X
<i>Synechococcus nidulans</i>	X	X	X	X
<i>Synechocystis aquatilis</i>	X	X	X	X

2.5.4 Composição da comunidade fitoplanctônica

As análises de ordenação espaço-temporal da composição de espécies fitoplanctônicas em alguns momentos não evidenciaram nítida separação (Figura 91), sugerindo, no rio, por exemplo, a existência de um *continuum* de distribuição de espécies. Entretanto, é necessária a avaliação da comunidade após grandes eventos de cheia, a fim de verificar as trocas de espécies entre a calha principal do rio e os ecossistemas lacustres adjacentes. Além disso, é possível observar em alguns momentos uma ordenação temporal e espacial.

Figura 91: Ordenação das estações amostrais do rio Guandu (A), rio Doce (B), lagos (C) e lagoas (D) em função da composição de espécies, utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrica (nMDS).



Para o Rio Guandu, o primeiro eixo separou o período seco, caracterizado por *Ulnaria ulna*, *Merismopedia tenuissima*, *Navicula* sp. e *Scenedesmus quadricauda* no período chuvoso, representado por táxons como *Synechocystis aquatilis*, *Planktolyngbya limnetica*, *Aphanocapsa incerta* e *Hariotina reticulata* (Figura 91A).

No Rio Doce (Figura 91B) o eixo 1 separou o período seco, relacionado a densidades de *Synechocystis minuscula*, *Aphanocapsa annulata*, *Chlorella* sp., *Monoraphidium contortum* e *Chlamydomonas epibiotica*, enquanto o período chuvoso esteve relacionado a *Choricystis* sp., *Chlorella minutissima* e *Chlorella vulgaris*. O eixo 2 ordenou no seu lado negativo as estações E0 (rio Doce – Itapina) e E21 (rio Doce – Linhares) ao período chuvoso, relacionado ao táxon *Cryptomonas brasiliensis*.

Para os lagos, o primeiro eixo da nMDS separou o lago Limão (E18) dos lagos Nova (E19) e Juparanã (E20) (Figura 91C). O lago Limão foi ordenado do lado negativo do eixo 1 e teve maior representatividade dos táxons *Aulacoseira* sp., *Pseudanabaena limnetica*, *Dinobryon bavaricum*, *Choricystis* sp. e *Monoraphidium minutum* para os períodos seco e chuvoso. Para os lagos Nova e Juparanã, grande parte das amostras estiveram ordenadas no lado positivo do primeiro eixo. Estando a E19 (lago Nova) relacionada com *Microcystis wesenbergii*, *Planktolyngbya limnetica*, *Monoraphidium griffithii*, *Arthrospira* sp. e *Monoraphidium* sp., enquanto a E20 (lago Juparanã) esteve relacionada a *Cryptomonas* sp., *Synechocystis minuscula*, *Oscillatoria subbrevis* e *Dolichospermum planctonicum*.

Nas lagoas, a nMDS não apresentou um padrão claro, porém observa-se uma tendência de ordenação das estações Areão e Areal (E23 e E24) na parte positiva do eixo 2 e negativa do eixo 1, estando mais relacionadas a *Synechococcus nidulans*, *Synechocystis aquatilis*, *Pseudanabaena limnetica*, *Monoraphidium arcuatum*, *Merismopedia tenuissima*, *Dinobryon bavaricum* e *Navicula* sp.5. Enquanto na lagoa Monsarás (E25 e E25a) no período chuvoso, teve seu agrupamento no lado positivo do eixo 1 se relacionando a *Trachelomonas volvocinopsis*, *Urosolenia eriensis*, *Eucapsis* sp.2 e *Tetraedron minimum*. É possível observar uma semelhança na estruturação da comunidade fitoplânctônica das três lagoas, principalmente durante o período de seca, sendo a comunidade formada, em parte, por táxons compartilhados. Essa semelhança também foi observada no período chuvoso, entretanto boa parte do período chuvoso esteve agrupado no quadrante superior direito do plot (Figura 91D), relacionada principalmente a presença de táxons como *Synechocystis minuscula* e *Urosolenia eriensis*.

2.5.5 Relação entre a comunidade fitoplânctônica e as principais variáveis ambientais e metais totais

A Figura 92 apresenta os resultados dos modelos de regressão entre as variáveis bióticas e os metais, onde pode-se observar a relação negativa entre alumínio dissolvido, células de cianobactérias e lagos na estação seca. Já Cromo total e vazão total apresentaram forte correlação negativa na estação chuvosa com a densidade de cianobactérias e o Rio Guandu. Alguns metais pesados atuam diretamente no processo fotossintético. O Cobre em excesso age como um inibidor do fotossistema II, bloqueando o transporte de elétrons (DEWEZ *et al.*, 2005) De qualquer forma, o efeito tóxico do Cobre

pode provocar a diminuição da biomassa fitoplanctônica nesses ambientes aquáticos (DEWEZ *et al.* 2005). Outros metais, como Zinco e Cádmio também podem inibir a fotossíntese em determinadas concentrações (CORCOLL *et al.*, 2011).

Já as relações positivas significativas estão estabelecidas entre Bário total e Chumbo total com densidade de cianobactérias na estação chuvosa no rio Guandu. Cromo total e Arsênio total se relacionaram positivamente com células de cianobactérias na estação seca no Rio Doce. Já Manganês total se relacionou positivamente com células de cianobactérias na estação seca para os lagos. O aumento na concentração de alguns metais em ambientes aquáticos dulcícolas pode induzir o desenvolvimento e ocorrência de florações de cianobactérias (HYENSTRAND *et al.*, 2000; MARTÍNEZ-RUIZ & MARTÍNEZ-JERÓNIM, 2016) e a produção de cianotoxinas, como registrado para cepas tóxicas de *Microcystis aeruginosa* submetidas a concentrações elevadas de Ferro (LUKAC & AEGERTER, 1993; UTKILEN & GJOLME, 1995; WILHELM, 1995; HYENSTRAND *et al.*, 2000; AMÉ & WUNDERLIN, 2005) e Níquel (MARTÍNEZ-RUIZ & MARTÍNEZ-JERÓNIM, 2016). Entretanto, até o presente momento do monitoramento, não foram observadas florações para nenhum dos ambientes monitorados. O crescimento de *Synechococcus* já foi associado positivamente às concentrações elevadas de Cobre (AXELSEN & PALMGREN, 1998; BANCÍ *et al.*, 2004), assim como para *Synechocystis* (BANCÍ *et al.*, 2004), ambos gêneros com espécies potencialmente produtoras de cianotoxinas (SANT'ANNA *et al.*, 2008) e registradas como dominantes e abundantes nos ambientes monitorados pelo PMBA.

Figura 92: Regressão entre as variáveis bióticas e o grupo de variáveis metais. Vermelho com relação negativa significativa, azul com relação positiva significativa. Cinza relação não significativa.

		R ² Ajustado		Al diss		Ba Total		Cr Total		Fe Total		Mn Total		V Total		As Total		Pb Total	
		Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso
R. Guandú	Riqueza	0.74	0.70	0.03		-0.06				0.02				0.06	0.70			-2.49	
	Shannon	0.82	0.47	0.03	0.00	-0.08				0.00		-0.01		0.10				-3.81	
	Cel. Cianobactérias	0.38	0.77			524.91	2609.74		-25612.90					-782.34	-16526.31				62435.60
R. Doce	Riqueza	0.15	0.15		0.00							-0.02	0.00			0.90			
	Shannon	0.32	0.11					-0.13				-0.01	0.00			0.29			
	Cel. Cianobactérias	0.40	0.16			97.88		2127.18									5560.91		
Lagoas	Riqueza	-	-																
	Shannon	0.15	-					0.29										-0.20	
	Cel. Cianobactérias	0.20	-	-1584.73								799.14							
Lagoas	Riqueza	0.30	-	-0.01						0.00						0.33			
	Shannon	0.28	-	-0.02															
	Cel. Cianobactérias	0.08	-									-101.25							

A análise de partição da variância é capaz de explicar, em porcentagem, a influência de cada grupo de variáveis preditoras em uma variável resposta, aqui representada pela dinâmica da comunidade fitoplanctônica. Vale ressaltar que, embora os valores das interações entre grupos de variáveis preditoras sejam apresentados, apenas seus efeitos puros podem ser testados (Tabela 14).

Tabela 14: Análise de particionamento da variância sobre a variação da comunidade fitoplanctônica em relação aos grupos da variáveis preditoras: ambiente (temperatura da água, material particulado em suspensão, condutividade elétrica, Fósforo total, Nitrogênio total e silicato), metais (Alumínio total, Bário total, Cromo total, Ferro total e Manganês total) e espaço (Mapas de Vetores Assimétricos – Coeficiente I de Moran) para a região do baixo rio Doce.

	Chuvoso		Seco	
	R ² (%)	p-valor	R ² (%)	p-valor
Ambiente (A)	3.87	0.001	7.53	0.001
Metais (M)	3.22	0.001	4.21	0.001
Espaço (E)	3.34	0.001	3.07	0.001
(A)x(M)	6.61	NA	4.63	NA
(A)x(E)	0.13	NA	1.04	NA
(M)x(E)	-0.11	NA	-0.09	NA
(A)x(M)x(E)	0.80	NA	0.27	NA
Resíduos	82.14	NA	79.33	NA

Para a variação da comunidade fitoplanctônica, todos os três grupos de variáveis abióticas foram significativos. Entretanto, é possível observar o aumento dos valores explicativos de cada grupo de variáveis no período de seca, principalmente para as variáveis ambientais (A), mostrando o forte efeito da sazonalidade nas condições ambientais capazes de influenciar a variação da comunidade fitoplanctônica na região do Baixo Rio Doce. O aumento na representatividade das condições ambientais e das concentrações de metais no período de seca pode ter relação com o baixo volume de água, capaz de concentrar as quantidades de nutrientes e metais, além de diminuir o fluxo de água, promovendo efeitos sazonais agudos na dinâmica da comunidade fitoplanctônica. Este mesmo efeito sazonal, causado pela seca se reflete na diminuição da explicação das variáveis espaciais na dinâmica do fitoplâncton. Esta variável espacial (E) é caracterizada pela distância e conectividade entre os pontos amostrais, bem como o fluxo unidirecional, sendo este um fator com menor poder de influência na comunidade fitoplanctônica em épocas de menor vazão.

Muitos trabalhos destacam a relação entre variáveis físico-químicas e metais que impactam o ambiente na atividade fisiológica dos componentes algais, as quais apresentam como respostas, por exemplo, a produção de compostos tóxicos (LUKAC & AEGERTER, 1993; AMÉ & WUNDERLIN, 2005, MARTÍNEZ-RUIZ & MARTÍNEZ-JERÓNIM, 2016). As porcentagens de explicação entre as variáveis ambientais e os metais (A x M) merecem atenção por serem maiores que as de efeito puro, mostrando que as condições ambientais podem influenciar diretamente nos efeitos dos metais sobre a comunidade fitoplanctônica, seja por seu efeito tóxico ou a partir de características ambientais capazes de melhorar ou piorar a biodisponibilidade destes elementos.

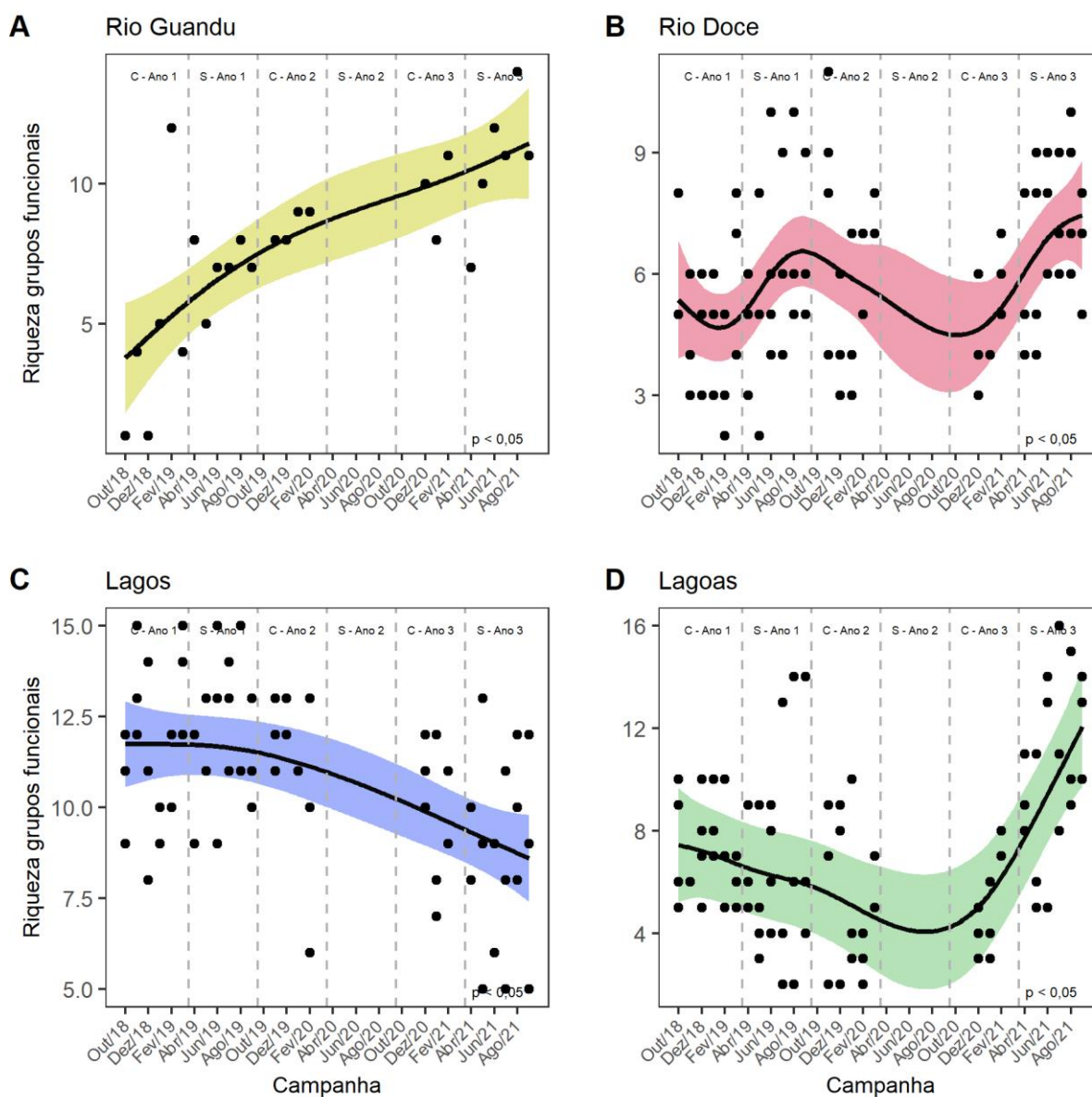
A capacidade fisiológica das células de algas em absorver nutrientes pode ser alterada pela presença de substâncias tóxicas, como Arsênio (ANDERSON & BRULAND, 1991) e o Ferro, que pode influenciar de forma positiva o desenvolvimento de táxons fitoplanctônicos, principalmente cianobactérias, uma vez que o Ferro é um micronutriente importante para o crescimento fitoplanctônico por estar envolvido na produção de enzimas que atuam na síntese de clorofila (WILHELM, 1995). Por isso, a baixa disponibilidade de Ferro tem sido reportada como um fator limitante para as cianobactérias (HYENSTRAND *et al.*, 2000), e o aumento em sua disponibilidade, decorrente de atividades antrópicas como a mineração, pode levar a florações algais. Ressalta-se que esses nutrientes necessários em concentrações-traço, como o Ferro, quando em grandes concentrações, pode provocar efeitos tóxicos ao longo da cadeia trófica, diminuindo a diversidade e abundância de espécies do fitoplâncton (VUORI, 1995).

2.5.6 Variação temporal da riqueza funcional da comunidade fitoplanctônica

Corroborando dados anteriormente apresentados é possível verificar variação espaço-temporal da riqueza dos grupos funcionais, a partir da diversidade funcional, nesse caso os valores de riqueza são mais baixos, pois é importante ressaltar que, embora tenha relação positiva entre os valores de riqueza taxonômica e funcional (Figura 88 e Figura 93), o aumento no número de táxons em uma amostra, por vezes não significa aumento na riqueza funcional. Os lagos foram os ambientes com maiores valores de riqueza funcional, apresentando valores e variação semelhantes entre si, mesmo com composição de espécies distintas, embora apresente um padrão de declínio nos períodos S3 e C3. Por se tratar de ecossistemas com dinâmica mais estável em comparação a ecossistemas fluviais ou lagoas rasas (LEWIS, 1987), há o desenvolvimento de maior diversidade de formas de vida e maior uniformidade na distribuição de indivíduos. Para as lagoas, houve discreta tendência de redução nos valores de riqueza funcional nos períodos secos S1 e S2, acompanhados de um aumento no ciclo 3. As lagoas Areal e Areão apresentaram grande contribuição de algas cocóides da classe Chlorophyceae, o que pode ter contribuído para os valores baixos de riqueza.

Ao longo do estudo tem-se verificado variação espacial e temporal das estações amostrais de acordo com sua composição de espécies, ditada pela abundância, e sua relação com cada grupo de variáveis abióticas. Na calha principal do Rio Doce, tem-se verificado que espécies de cianobactérias como as do gênero *Synechocystis*, que são potenciais produtoras de toxinas, podem ser influenciadas e favorecidas pelas concentrações de metais, além de outros fatores como concentração de nutrientes e material particulado. Essas variações bióticas no espaço e no tempo têm sido estudadas em diferentes ecossistemas aquáticos continentais, como fator essencial para o planejamento de uso dos recursos hídricos, principalmente aqueles submetidos a elevada carga de estresse derivado de atividades antrópicas com potencial poluidor, como a mineração.

Figura 93: Análise de tendência da variação temporal para os grupos funcionais gerados a partir da análise de diversidade funcional da comunidade fitoplanctônica C1: chuvoso 1; S1: seco 1; C2: chuvoso 2; S2: seco 2; C3: chuvoso 3; S3: seco 3.



2.6 PERIFÍTON

Na análise qualitativa, foram registrados 1067 táxons de algas perifíticas, muitos ainda em processo de identificação (*Material Suplementar A3DPS2, Quadro 1*). O levantamento florístico registrou a presença de 19 Classes de algas, principalmente representado por Bacillariophyceae (376 táxons), sendo que 7 táxons que se encontram em Classes ainda não definidas. As informações referentes à metodologia utilizada pelo Subprojeto Perifíton encontram-se no *Material Suplementar A3DPS1*.

A análise quantitativa foi utilizada para calcular os resultados de diversidade e demais testes para verificar padrões de variação temporal e espacial, relação com variáveis ambientais, dentre outros, de

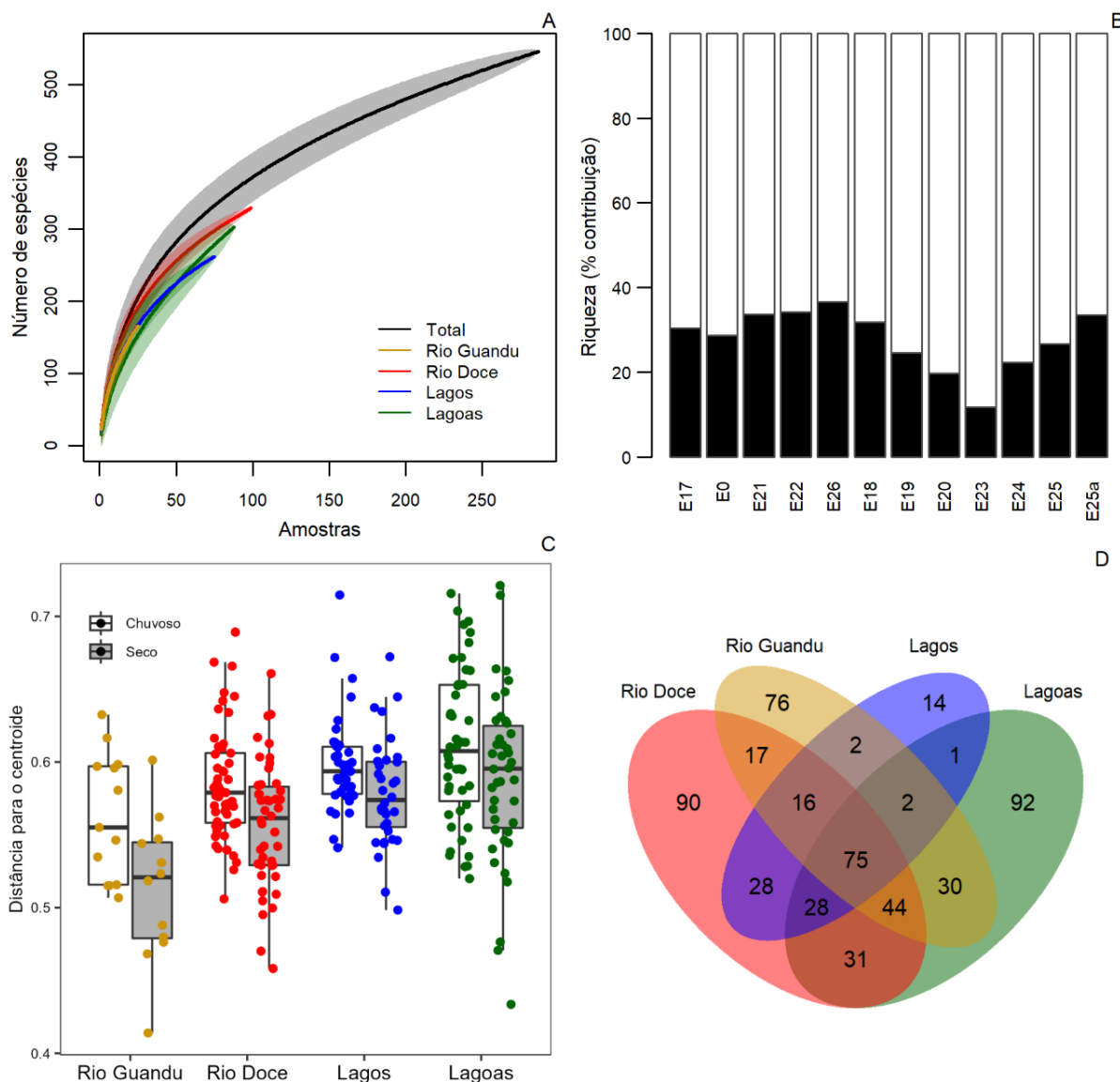
modo que o esforço amostral fosse padronizado. Na análise quantitativa foram registrados 547 táxons, divididos em 18 Classes, sendo as mais representativas as Classes Bacillariophyceae (31,6%), Zygnematophyceae (20,3%) e Cyanophyceae (17,2%). A análise de rarefação de espécies (ou curva do coletor; Figura 94A) indica que ainda é esperado o registro de novas espécies na Bacia do Baixo Rio Doce com a inclusão de novas amostragens, uma vez que não foi observada, até o momento, tendência a estabilização do número de espécies com o incremento no número de amostras. O registro de espécies inéditas com a inclusão de novas amostras também é esperado para o Rio Doce, Rio Guandu, lagos e lagoas. O número de amostras coletadas até o momento é, portanto, insuficiente para se conhecer pormenorizadamente a biodiversidade de algas perifíticas nas regiões amostradas.

As estações E21, E22 e E26 (Rio Doce) e E25a (Lagoa Monsarás) foram aquelas com maior contribuição para a biodiversidade da Bacia do Baixo Rio Doce, com cerca de 35% do total de espécies registrados, enquanto a lagoas Areal e o lago Juparanã apresentaram os menores números de táxons (~20% do total de espécies; Figura 94B). A lagoa Areão (E23) foi desconsiderada nesta comparação pelo menor número de amostragens devido à interrupção das campanhas após o Ano 1.

Ao longo dos três anos de monitoramento da comunidade perifítica foi observado que a variação da composição de espécies (diversidade beta taxonômica) entre os diferentes ambientes e os períodos chuvoso e seco foi maior nas lagoas e menor no Rio Guandu (Figura 94C). Ainda, para todos os ambientes analisados (Rio Guandu, Rio Doce, Lagos e Lagoas) houve maior homogeneização das comunidades durante o período de seca. Esse padrão sazonal pode ser indicativo de grande variação ambiental na bacia, relacionado com baixa heterogeneidade de paisagem na bacia hidrográfica (e.g. grandes áreas de pastagem). A baixa heterogeneidade da paisagem na bacia tem sido relacionada ao aumento da amplitude das condições locais nos ambientes aquáticos ao longo do tempo, levando a mudanças mais expressivas nas comunidades aquáticas (SOININEN et al., 2015).

Setenta e cinco táxons foram comuns ao Rio Doce, Rio Guandu, lagos e lagoas (Figura 94D). As lagoas são os locais com mais táxons exclusivos (92), seguido do Rio Doce (90), Rio Guandu (76) e lagos (14). O Rio Doce compartilha grande parte de suas espécies com os demais ecossistemas avaliados. Esses resultados indicam a importância dos ecossistemas adjacentes (afluentes, lagos e lagoas) na manutenção da biodiversidade de algas perifíticas no Rio Doce, uma vez que podem servir como fonte de propágulos após algum distúrbio de intensidade maior, como foi o caso da passagem do rejeito de minério da Barragem de Fundão. A conectividade entre ambientes aquáticos em uma bacia hidrográfica é um importante fator na dinâmica das comunidades, considerando os processos de dispersão e colonização de habitat que sofreram perturbações (ALTERMATT et al., 2011).

Figura 94. Curva de rarefação de espécies (A), contribuição por estação amostral na riqueza total (B), diversidade beta entre ambientes e períodos chuvosos e secos (C) e compartilhamento de espécies entre os ambientes estudados (D).



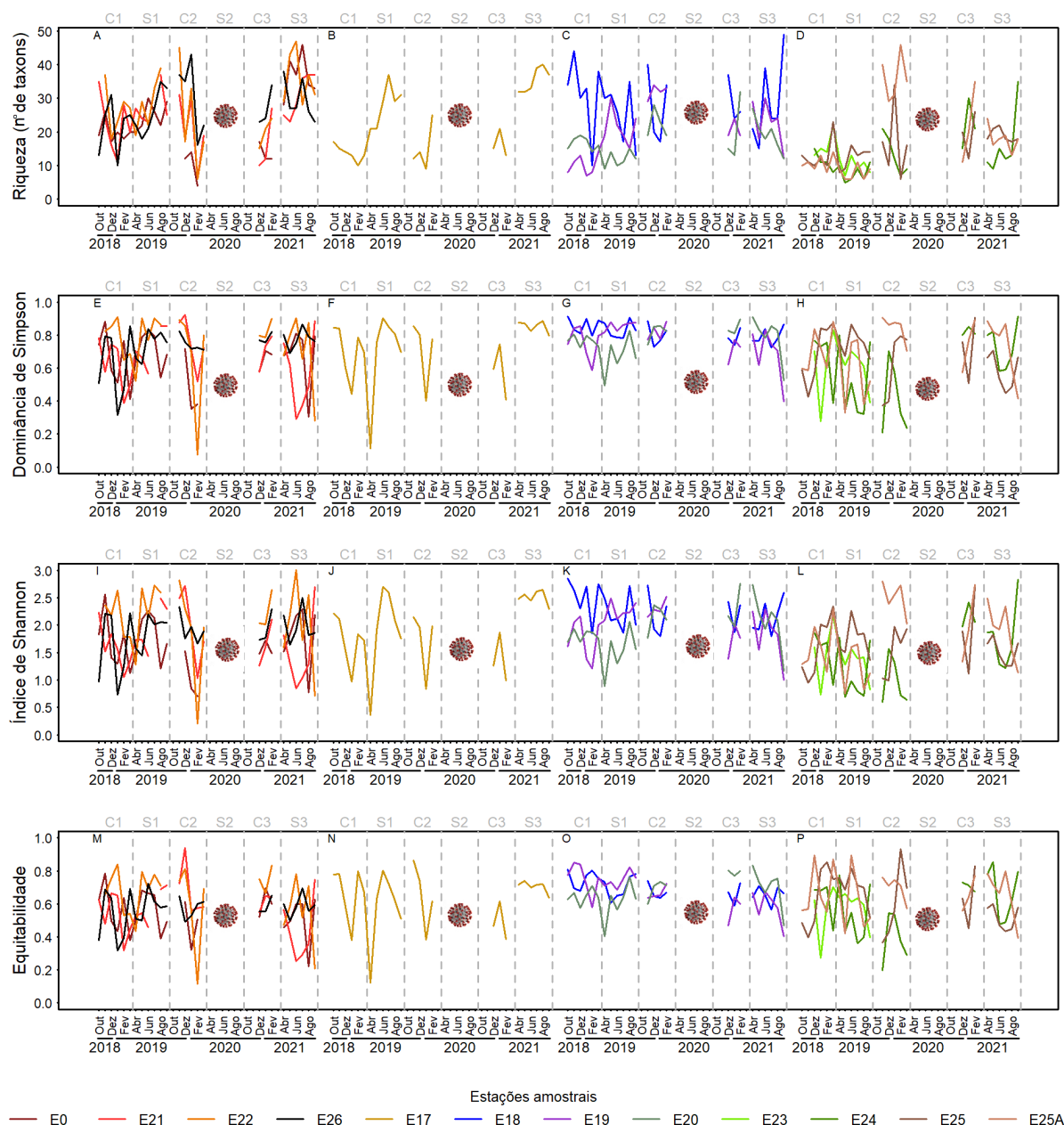
A riqueza taxonômica na bacia do Baixo Rio Doce, avaliada em cada amostra coletada, variou entre 4 e 49 táxons (Figura 95 A-D), sendo esses valores extremos registrados nas amostras do Rio Doce e no lago Limão. A variação de riqueza ao longo do tempo pode ser observada entre campanhas, com padrões sazonais ocorrendo nos ambientes. Os ambientes lóticos (Rio Doce e Rio Guandu; Figura 95 A e B) apresentaram tendência de maiores aumentos durante os períodos de seca (ver discussão sobre a tendência temporal da riqueza nos ambientes mais à frente). No Rio Doce, as estações amostrais seguiram esse mesmo padrão. Entretanto, nos lagos foi possível observar diferenças nos padrões temporais entre os três sistemas: o lago Juparanã (E18) possuiu menor riqueza e menor variação ao longo do tempo, enquanto os lagos Nova (E19) e Limão (E20) apresentaram oscilações mais evidentes entre campanhas (Figura 95 C). Nas lagoas (Figura 95 D), houve baixa riqueza nos períodos seco e

chuvoso do Ano 1, com aumento expressivo no período chuvoso do Ano 2, e posterior decréscimo e manutenção da riqueza de espécies durante o Ano 3.

Os valores dos índices de diversidade (Índice de Shannon, Equitabilidade e dominância de Simpson) apresentaram padrões semelhantes nas estações amostrais ao longo dos três anos de monitoramento (Figura 95 E-P). A dominância de Simpson variou entre 0,07 e 0,92, o índice de diversidade de Shannon variou entre 0,20 e 3,00 bits ind⁻¹ e a Equitabilidade variou entre 0,11 e 0,94. No Rio Doce, foram observados picos mais baixos de diversidade e de dominância de espécies durante os períodos Chuvosos, em todos os anos. A diversidade no Rio Doce (considerando essas três métricas) atingiu o menor valor nos meses chuvosos do ano 2 (especialmente Jan/Fev 2020), e posterior aumento após o período sem coleta. No Rio Guandu, a variação da diversidade foi mais evidente ao longo das campanhas, indicando que a variação ambiental de curto prazo é mais importante para os índices de diversidade do que a sazonalidade (diferente do que ocorre para a riqueza). Lagos e lagoas, apesar da variação entre campanhas, não apresentaram tendências sazonais em sua diversidade. Contudo, o lago Juparanã (E20) e a lagoa Areal (E24) apresentaram os menores valores de diversidade, sendo este último ocorrido principalmente nos Anos 1 e 2.

Menores valores de diversidade têm sido registrados em ambientes aquáticos impactados (JOHNSTON & ROBERTS, 2009). Contudo, não existem valores de referência para definir quais seriam os ambientes impactados. Comparando os ambientes estudados, os rios e as lagoas parecem ser os ambientes mais impactados da bacia. No Rio Doce, a tendência queda dos valores de diversidade nos períodos chuvosos indica um efeito alóctone dependente da precipitação, que pode estar relacionado com o uso do solo (ZORZAL-ALMEIDA et al., 2018). Entre os lagos, o lago Juparanã (E20) apresentou os menores valores de diversidade, sugerindo que este ambiente seja o mais impactado, enquanto o lago Limão (E18) apresentou maior diversidade dentre os três lagos estudados. Entretanto, no Ano 3 foi registrado aumento na diversidade do lago Juparanã equivalente àqueles encontrados nos lagos Nova e Limão.

Figura 95. Riqueza de espécies (A-D), Dominância de Simpson (E-H), Índice de Shannon (I-L) e equitabilidade (M-P) da comunidade perifítica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. Períodos - C1: chuvoso Ano 1; S1: seco Ano 1; C2: chuvoso Ano 2; S2: seco Ano 2; C3: chuvoso Ano 3; S3: Seco Ano 3. O vírus representa o período de coletas interrompido pela pandemia do COVID-19.



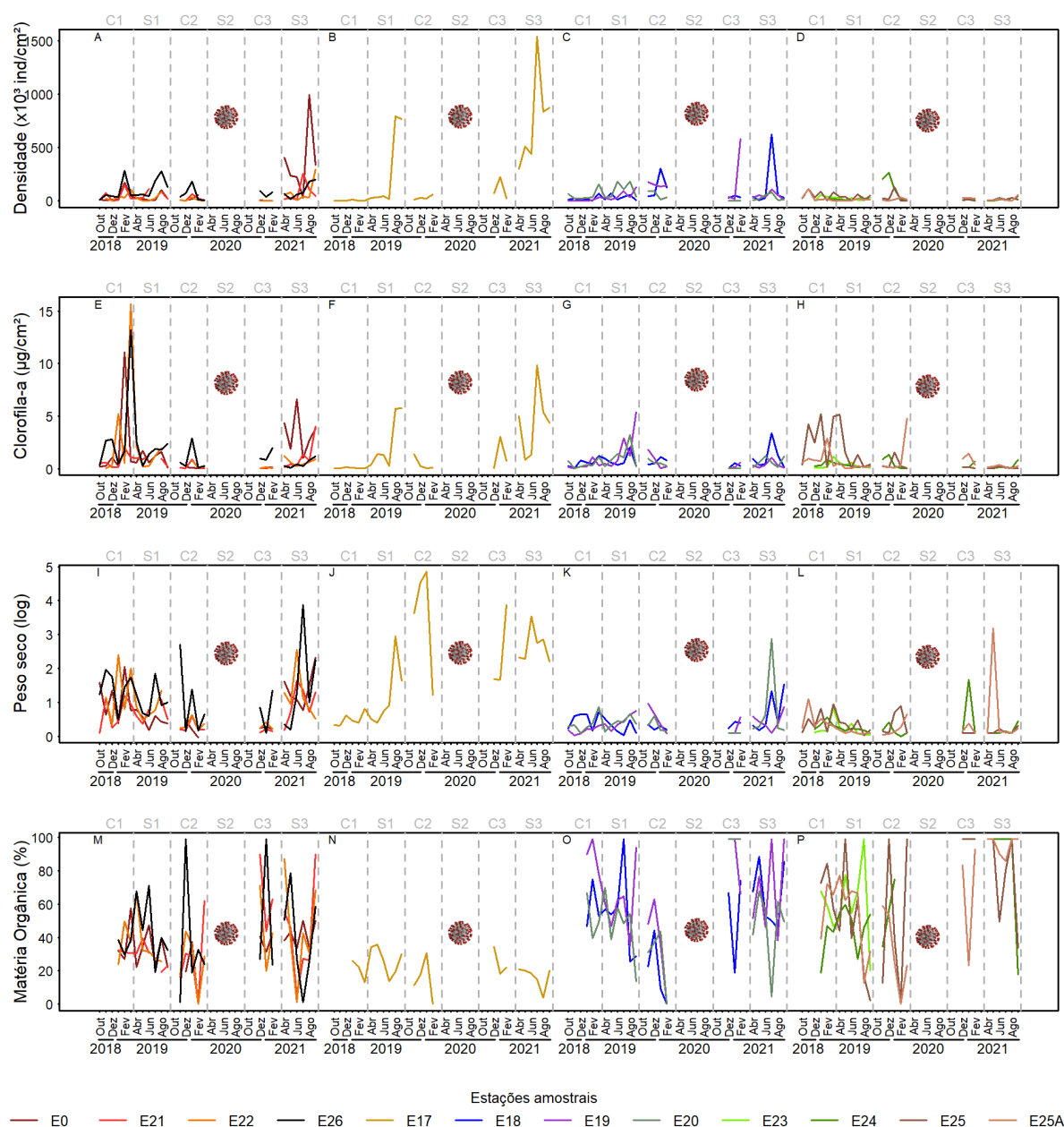
A comunidade perifítica da bacia do Baixo Rio Doce apresentou densidade de indivíduos variando de 343 a 1.541.415 indivíduos cm^{-2} (Figura 96A-D). O maior valor foi registrado no Rio Guandu, no período de seca S3. Aumento de densidade nesse período foi também observado no Rio Doce (destaque para E0) e no lago Limão. Na lagoa Areal (E24), houve aumento da densidade de indivíduos no início da estação chuvosa C2, e diminuição nas últimas coletas. A tendência de aumento de densidade no período seco pode ser devido à diminuição do fluxo (vazão e turbidez, observação de campo - RRDM, 2019 - RT-18B) nos rios Doce e Guandu e à diminuição das chuvas (condição esta que reduz a remoção mecânica do perifíton; PIÑOSA, 2018).

A biomassa algal (Figura 96E-H), medida pela clorofila-a do perifiton, variou entre 0,05 e 15,7 $\mu\text{g cm}^{-2}$. Os maiores valores de clorofila-a foram registrados ao final do período C1 no Rio Doce e nas lagoas, e nos períodos de seca S3 no Rio Guandu e S1 nos lagos. Para o Rio Doce e o Rio Guandu, que são ambientes lóticos, os picos de clorofila podem estar relacionados com momento de maior estabilidade na velocidade de corrente (SMITH & DUCAN, 1999), devido ao menor aporte de água das chuvas. Nos ambientes lênticos (lagos e lagoas), o mecanismo de controle da biomassa algal pode ter sido o mesmo para a densidade: a remoção mecânica pela chuva. A biomassa também pode ser controlada por outros fatores como a predação (BECK et al., 2018), mas nenhuma discussão acerca da herbivoria pode ser realizada, uma vez que este processo não foi tema de análise no presente relatório.

O peso seco da comunidade perifítica na Bacia do Baixo Rio Doce variou de 0,01 a 127,60 mg cm^{-2} (Figura 96I-L), e o percentual de matéria orgânica, baseado na contribuição do peso seco livre de cinzas no peso seco total, variou entre 1.1 e 99.0% (Figura 96M-P). O peso seco perifítico nos ambientes lóticos variaram ao longo do tempo, com destaque para o aumento no Rio Guandu, no período chuvoso C2. Nota-se, contudo que esse aumento foi devido ao aporte inorgânico de material na água, uma vez que os níveis de matéria orgânica (peso seco livre de cinzas) se mantêm similares (salvo pequenas variações) ao longo dos meses. Essa matéria inorgânica tem, provavelmente, origem alóctone que é incorporada ao rio por carreamento de material de solos descobertos. No Rio Doce observou-se maiores valores de peso seco nos períodos C2 e S3 e maior aporte de matéria orgânica em dois períodos chuvosos (C2 e C3), especialmente na foz (E26). Esses resultados sugerem a possibilidade de entrada de material inorgânico alóctone no Rio Doce e no Rio Guandu, que pode conter elementos prejudiciais à biodiversidade aquática. Nos lagos e lagoas verificou-se que, geralmente a maior parte do peso seco do perifiton foi composto por matéria orgânica, com grande variação temporal.

Vale ressaltar que o entendimento de alguns padrões relacionados a sazonalidade foi prejudicado por causa da interrupção das coletas devido à pandemia do Covid-19, principalmente, no período de seca do Ano 2. Nossos resultados indicaram que houve expressivo padrão sazonal, principalmente nos ambientes lóticos, provavelmente relacionado à precipitação e seu efeito no transporte de material (nutrientes, metais e outros particulados; RRDM, 2019 - RT-18B) e velocidade de vazão.

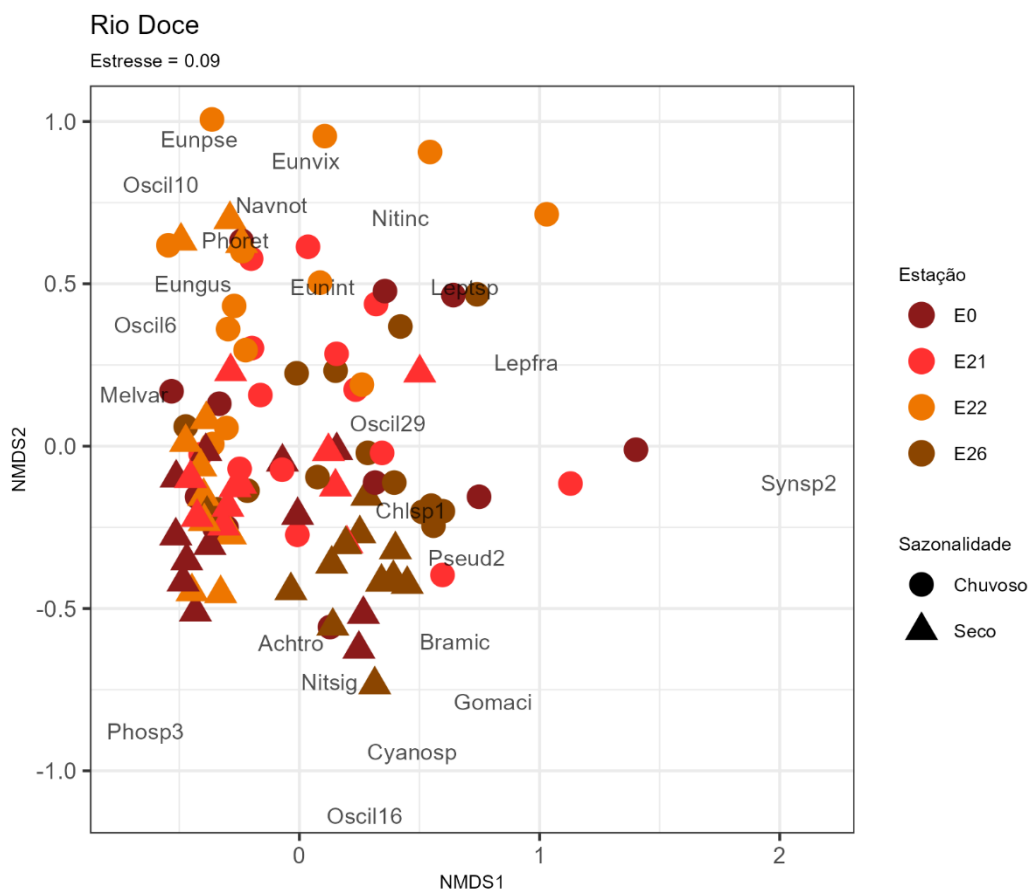
Figura 96. Densidade total (A-D), clorofila-a (E-H), peso seco (I-L) e percentual de matéria orgânica (M-P) da comunidade periférica ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo Rio Doce. Períodos - C1: chuvoso Ano 1; S1: seco Ano 1; C2: chuvoso Ano 2; S2: seco Ano 2; C3: chuvoso Ano 3; S3: Seco Ano 3. O vírus representa o período de coletas interrompido pela pandemia do COVID-19.



A ordenação das estações amostrais (espacial e temporalmente) foi realizada com a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS - *Non-metric multidimensional scaling*), onde todas as análises apresentaram valor de estresse menor ou igual a 0,11 (considerando um valor considerável de ajuste; BUTTIGIEG & RAMETTE, 2014). As estações amostrais no Rio Doce não apresentaram clara ordenação no primeiro eixo, porém em relação ao segundo eixo observou-se ordenação principalmente em função da sazonalidade (Figura 97). Na parte superior do eixo 2 está ordenada a maioria das estações amostrais do período chuvoso, relacionadas principalmente com maiores densidades de táxons do gênero *Eunotia*, *Nitzschia*, *Navicula* e cianobactérias filamentosas

simples. Na parte inferior estão ordenadas a maioria das estações amostrais do período seco, relacionadas às maiores densidades de cianobactérias filamentosas como *Phormidium* e da Ordem das Oscillatoriales, além de espécies de diatomáceas como *Achnanthyidium tropicocatenatum*. Espécies de pequeno tamanho, como do gênero *Achnanthyidium*, vem sendo classificadas como ruderais com vantagens de crescimento populacional em ambientes perturbados ou instáveis (BIGGS et al. 1998), como parece ser o caso do Rio Doce no período chuvoso C2. Em termos espaciais, a comunidade de algas perifíticas da estação E26 (foz do Rio Doce) parece se distanciar, especialmente no período seco, das demais estações. A diminuição da vazão do rio neste período pode permitir alterações ambientais locais relacionadas com a proximidade com o mar, que podem causar alterações mais pontuais na comunidade.

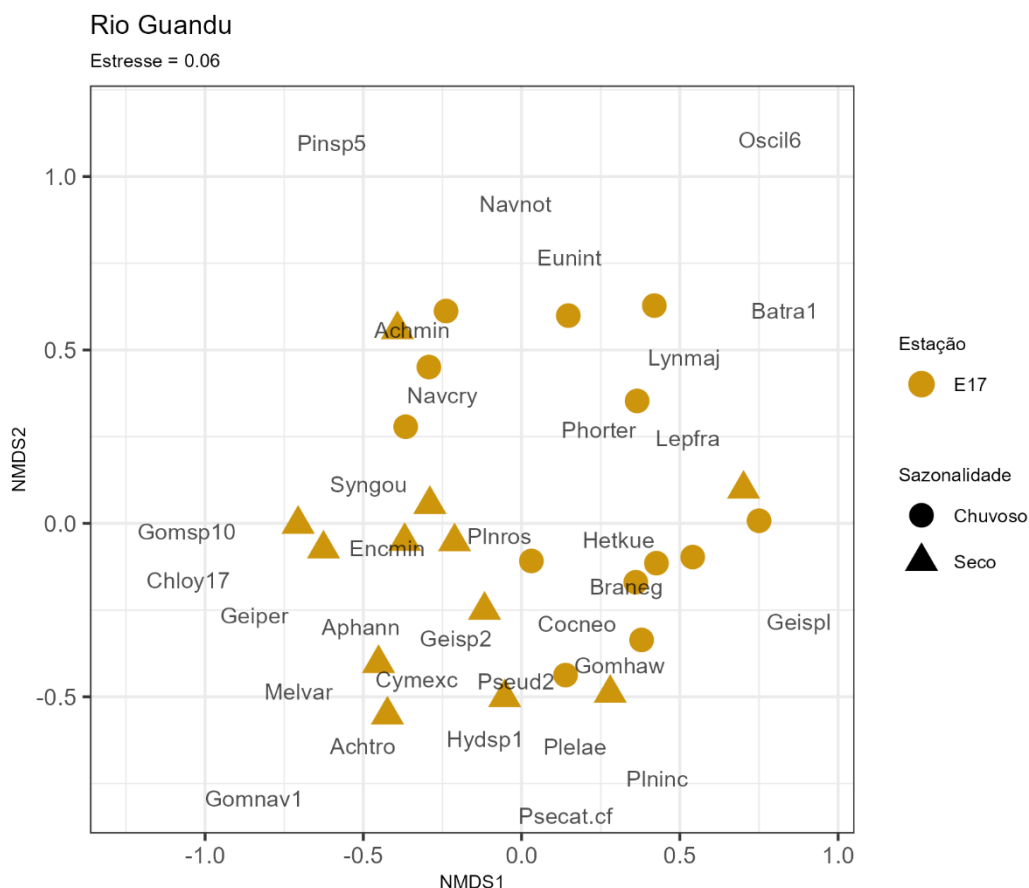
Figura 97. Ordenação das estações amostrais no Rio Doce utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). Código das espécies em *Material Suplementar A3DPS2, Quadro 1*.



O fato do rio Guandu (E17) possuir apenas um ponto de coleta evidencia forte influência sazonalidade (Figura 98), uma vez que não há fator espacial na distribuição das espécies. A maioria das estações amostrais do período seco foi ordenada do lado esquerdo do eixo 1, estando relacionadas à maior abundância de espécies de diatomáceas como aquelas dos gêneros *Achnanthyidium*, *Gomphonema*, *Melosira*, *Pleurosira* e *Hydrosera*. Esses três últimos gêneros formam longas cadeias, com células unidas por almofadas de mucilagem, que se desenvolvem em ambientes mais estáveis. O aumento da vazão do Rio Guandu pode estar relacionado com o aumento da remoção de algas dos substratos,

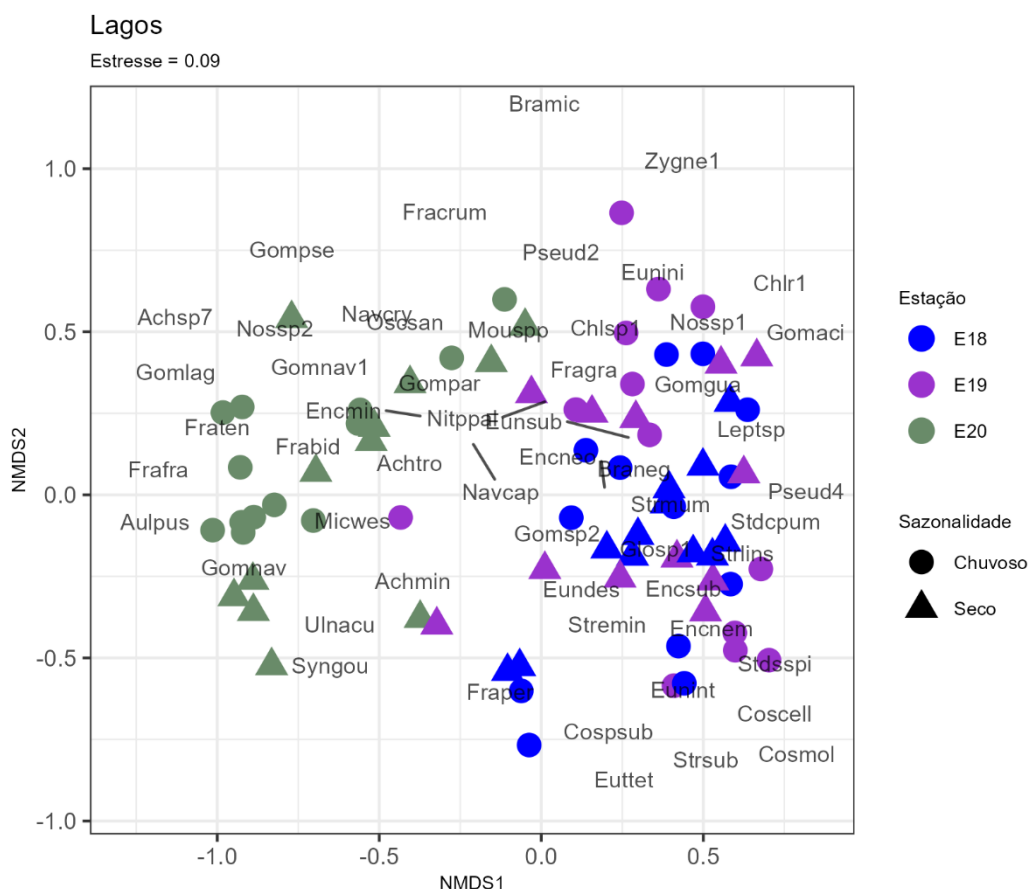
impedindo a formação dessas cadeias mais longas. As campanhas na estação chuvosa (lado direito do eixo 1) estão relacionadas com espécies de cianobactérias filamentosas e diatomáceas ruderais (como *Achnantheidium minutissimum*) e com espécies móveis como *Brachysira* cf. *neglectissima*. Esta característica confere vantagem em matrizes perifíticas com maior quantidade de material particulado (BARBOUR et al 1999), o que ocorre no rio Guandu nos períodos chuvosos.

Figura 98. Ordenação das campanhas amostrais no rio Guandu utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). Código das espécies em *Material Suplementar A3DPS2, Quadro 1*.



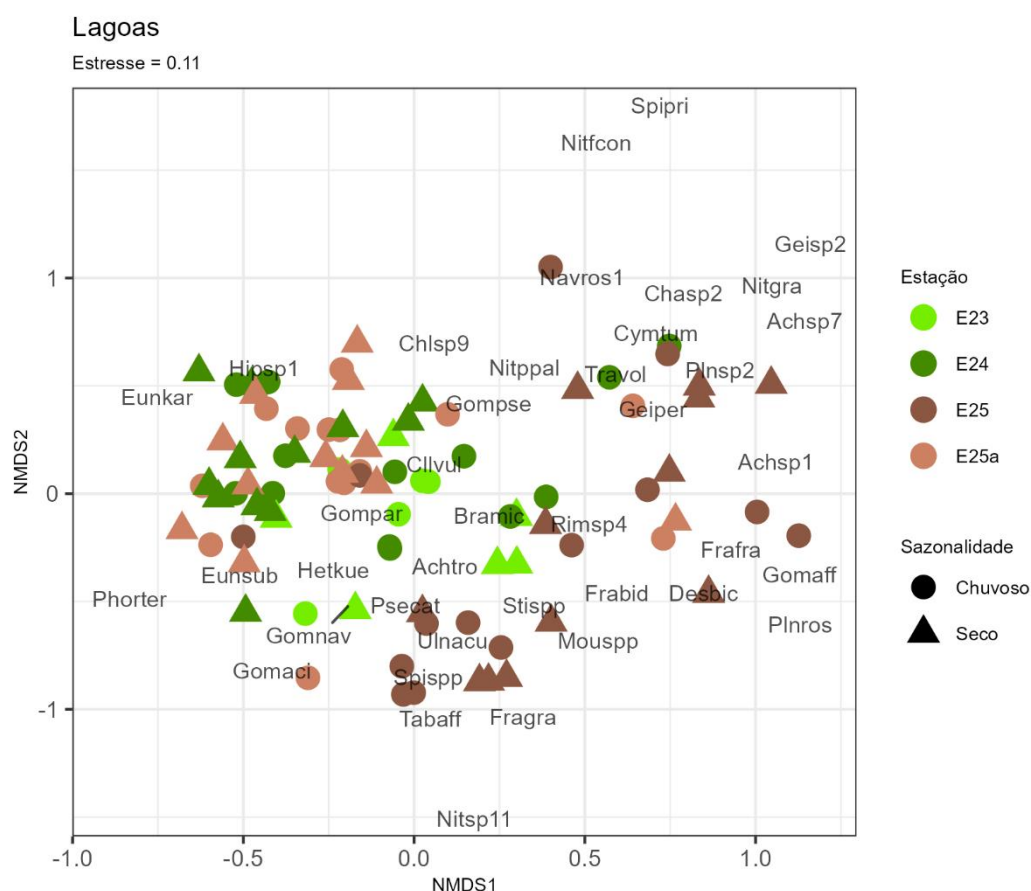
Nos lagos (Figura 99), existe evidente distinção entre as comunidades do lago Juparanã (E20) e dos lagos Limão (E18) e Nova (E19). As estações do lago Juparanã estão relacionadas com maiores densidades de espécies do gênero *Gomphonema* e *Fragilaria*. Espécies como *Gomphonema naviuloides* e *Gomphonema lagenula* têm sido relacionadas a ambientes meso-eutróficos (VAN DAM et al., 1994; SALOMONI et al., 2006, 2011), indicando que o lago Juparanã possa ter maior grau de impacto por poluição orgânica dentre os três analisados. Ainda, espécies do gênero *Achnantheidium* estão mais relacionadas com o lago Juparanã. *Achnantheidium minutissimum* tem sido classificada como espécie tolerante à presença de metais pesados na água (CATTANEO et al., 2004; OLENICI et al., 2017; LUIS et al., 2011). Contudo, sua presença deve ser avaliada com cautela por se tratar de uma espécie cosmopolita e ruderal.

Figura 99. Ordenação das estações amostrais nos lagos utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). Código das espécies em *Material Suplementar A3DPS2, Quadro 1*.



Para as lagoas, verificou-se a ordenação espacial das estações amostrais entre os ambientes estudados, de acordo com a composição de espécies (Figura 100). No lado positivo do primeiro eixo ordenou-se a maioria das estações amostrais da lagoa Monsarás na região próxima à praia (E25), relacionados com maiores densidades de *Fragilaria*, *Mougeotia* e *Spirogyra*. Essa região possui maiores concentrações de íons (alta condutividade – RRDM, 2019 - RT-18B) e os gêneros *Mougeotia* e *Spirogyra* possuem afinidade com esse tipo de ambiente (HAENZ et al. 2009; ÇELEKLI et al. 2017). Ainda, essa estação amostral está relacionada com as espécies *Gomphonema affine* e *Planothidium rostratoholarcticum*, ambas com afinidade a ambientes com alta condutividade (MORO & FURSTENBERG, 1997; BAK & LANGE-BERTALOT, 2011). No lado esquerdo do primeiro eixo estiveram ordenadas a maioria das estações amostrais das lagoas Areal (E24) e Monsarás (ponto E25A – região mais afastada da influência marinha), as quais tiveram relacionadas com maiores densidades de *Eunotia*, principalmente *Eunotia karanae*.

Figura 100. Ordenação das estações amostrais das lagoas utilizando a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS). Código das espécies em *Material Suplementar A3DPS2, Quadro 1*.

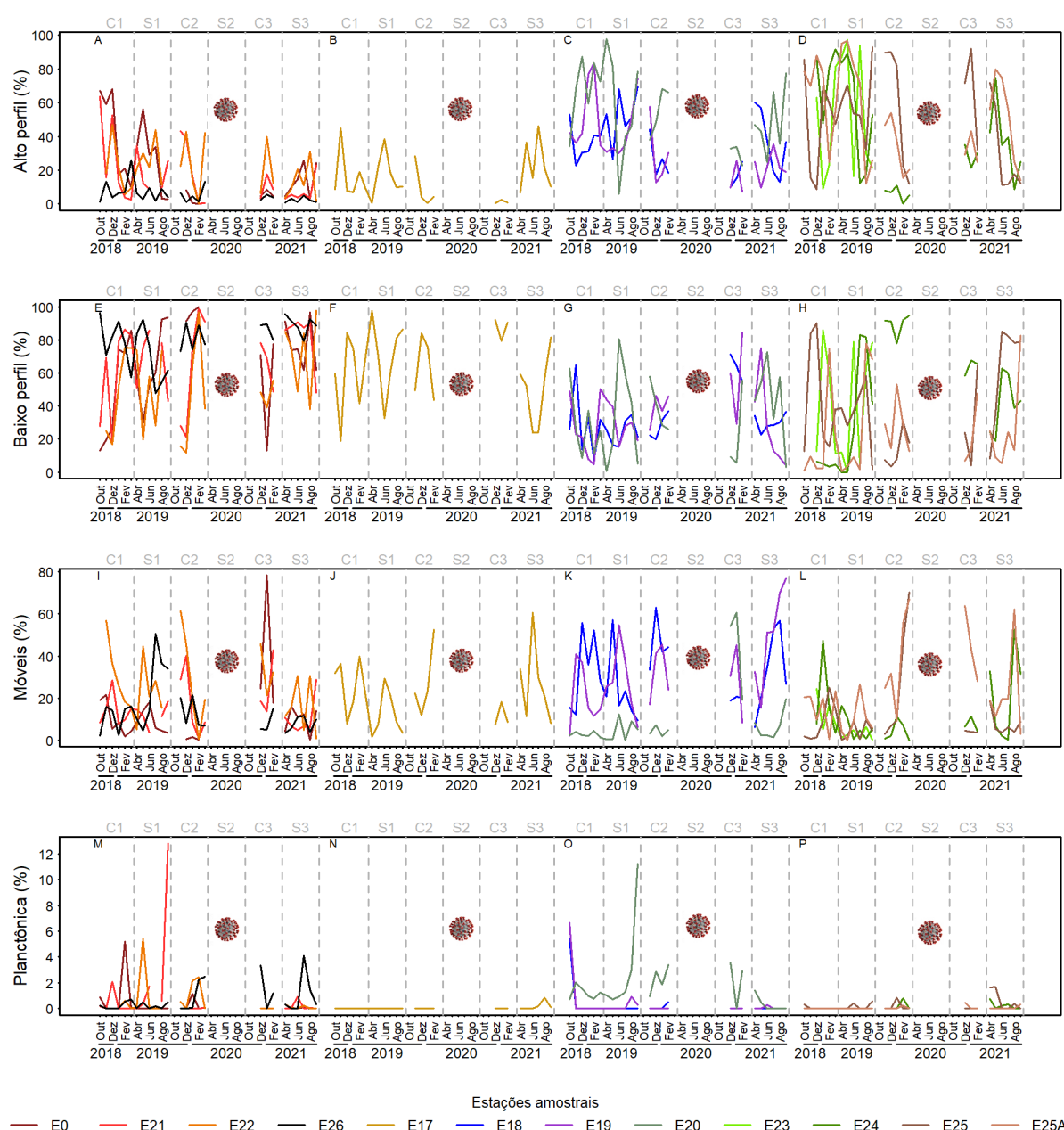


Os grupos funcionais de Passy (2007) – baixo perfil, alto perfil e móvel – com a inclusão do grupo planctônico de Rimet e Bouchez (2011), foram utilizados para inferências sobre as alterações da qualidade de água nos ecossistemas estudados na bacia do Baixo Rio Doce. Para todos os grupos funcionais, exceto o planctônico, houve grande variação temporal. As algas classificadas como alto perfil (Figura 101A-D) foram mais representativas nos ambientes lênticos (lagos e lagoas), enquanto as de baixo perfil (Figura 101D-H) foram mais representativas nos ambientes lóticos. Este resultado está de acordo com Passy (2007), que descreve as algas de baixo perfil como mais adaptadas aos ambientes com maior fluxo de água e com menores quantidades de nutrientes, e as algas de alto perfil como adaptadas aos locais com menor fluxo e maior quantidade de nutrientes. Algas de baixo perfil também são mais resistentes aos pulsos de inundação (STENGER-KOVÁCS et al., 2013).

Quanto às algas móveis (Figura 101I-L), houve aumento da contribuição relativa desse grupo nos períodos chuvosos C2 e C3 no Rio Doce, o qual pode estar relacionado ao aporte de material particulado no corpo d'água causado pelo carreamento das chuvas nesse período. Maiores valores deste grupo nos lagos, principalmente nos períodos de chuva, podem estar relacionados tanto com a entrada de particulado inorgânico quanto a presença de outros contaminantes. O estudo de Rimet e Bouchez (2011) relacionou a maior contribuição de algas móveis (mais especificamente diatomáceas) com contaminação por pesticidas; ainda, este grupo pode estar também relacionado com aumento da

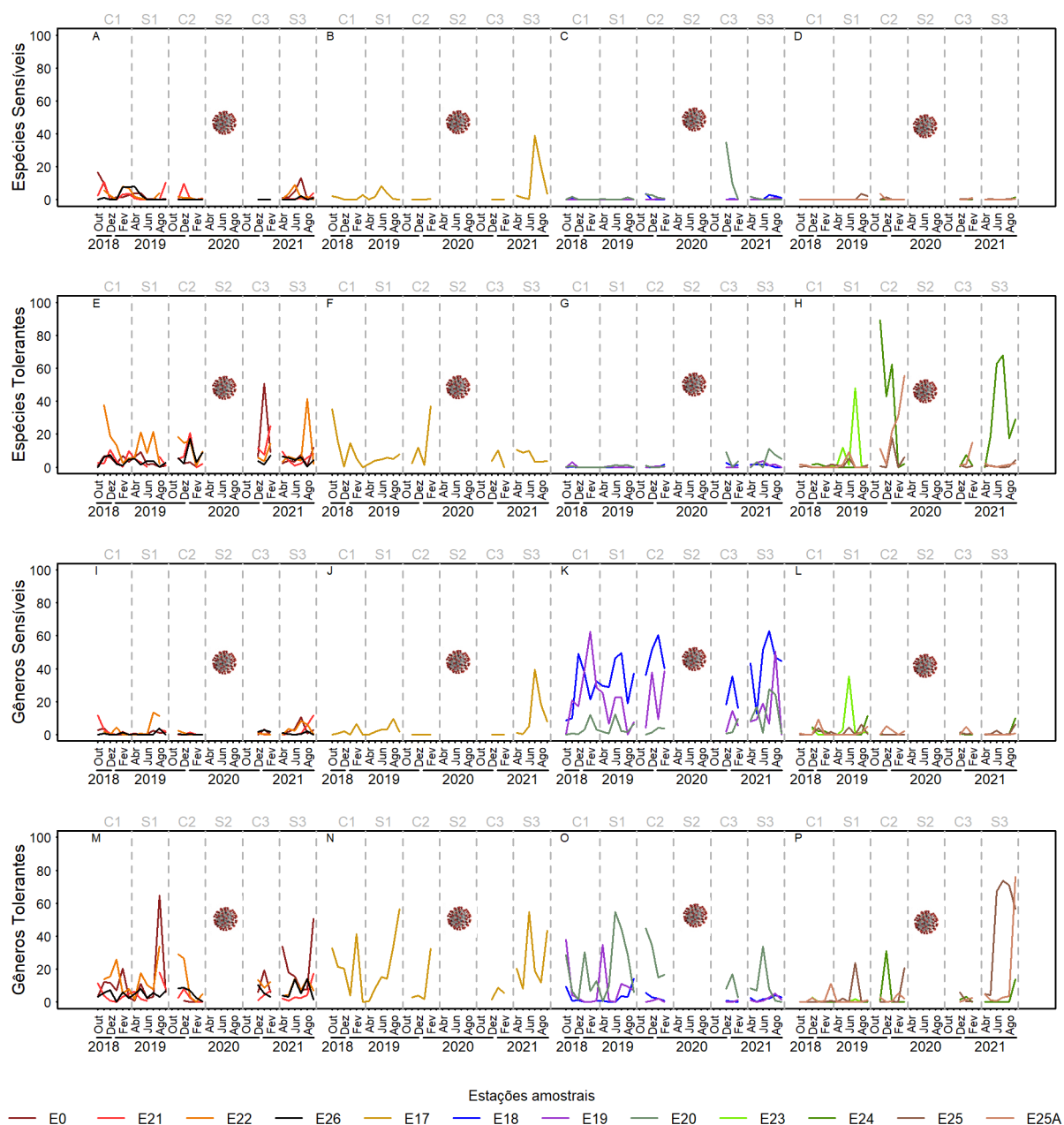
poluição orgânica (BERTHON et al., 2011). Contudo, são necessárias mais informações na literatura para confirmar essa relação e não há muitos relatos em artigos sobre esse assunto específico. A relação inversa entre as algas móveis (positivamente relacionadas ao aumento de nutrientes) e algas de baixo perfil (sensíveis ao aumento de nutrientes) pode indicar que o lago Juparanã (E20) esteja impactado por nutrientes, principalmente relacionado ao lançamento de efluentes orgânicos. Por último, o grupo de algas planctônicas na comunidade perifítica esteve presente na maioria das amostras, porém sempre com baixa contribuição (Figura 101M-P). Não foram encontrados estudos sobre a variação desses grupos funcionais relacionados aos impactos causados por metais pesados.

Figura 101. Contribuição relativa na abundância de drupos funcionais da comunidade perifítica – alto perfil (A-D), baixo perfil (E-H), móveis (I-L) e fitoplantônica - ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo rio Doce. Períodos - C1: chuvoso Ano 1; S1: seco Ano 1; C2: chuvoso Ano 2; S2: seco Ano 2; C3: chuvoso Ano 3; S3: Seco Ano 3. O vírus representa o período de coletas interrompido pela pandemia do COVID-19.



Em relação à sensibilidade ou tolerância aos metais, verificou-se baixa contribuição de espécies sensíveis em todos os ambientes (Figura 102A-D). Entretanto, foi observada maior contribuição de espécies tolerantes a metais nos rios e lagoas, alcançando valores de mais de 50% de abundância relativa na lagoa Areal (E24) nos períodos chuvoso (C2) e seco (S3) (Figura 102E-H). Quanto aos gêneros, os lagos mostraram maiores contribuições de táxons sensíveis a metais, principalmente no Limão (E18) e no Nova (E19) (Figura 102I-L), enquanto que maiores contribuições de gêneros tolerantes foram observadas nos rios, na lagoa Juparanã (E20) e nas outras lagoas, com um aumento da contribuição nos períodos de seca (Figura 102M-P). O aumento da contribuição dos gêneros tolerantes a metais pode estar relacionado com a diminuição de efeitos de componentes alóctones aos corpos hídricos (provenientes dos eventos de precipitação), ressaltando os efeitos dos componentes já presentes no ambiente. A análise dos táxons tolerantes/sensíveis fica mais evidente quando é realizada pela abordagem de gêneros. Entretanto, é importante que as conclusões sejam feitas com cautela, uma vez que espécies dentro do mesmo gênero podem apresentar requerimentos ambientais diferentes (BICUDO et al. 2016).

Figura 102. Contribuição relativa na abundância de espécies e gêneros tolerantes ou sensíveis a metais ao longo das campanhas nas estações amostrais do Baixo rio Doce. Períodos - C1: chuvoso 1; S1: seco 1; C2: chuvoso 2; S2: seco 2; C3: chuvoso 3; S3: seco 3. O vírus representa o período de coletas interrompido pela pandemia do COVID-19.



A análise de partição da variância avalia o percentual de contribuição de grupos de variáveis preditoras sobre um conjunto de variáveis resposta. Para avaliação da variação da estrutura da comunidade periférica da Bacia do Baixo Rio Doce, foi utilizado o conjunto de variáveis que representam as características ambientais (temperatura da água, material particulado suspenso, condutividade, fósforo e nitrogênio totais, e silicato), conjunto de metais pesados na águas (alumínio, bário, cromo, ferro e manganês, todos na fração total), e um conjunto de variáveis espaciais, representado por um vetor criado pelo método de Mapas de Vetores Assimétricos (BLANCHET et al. 2008, 2009), que leva em consideração a proximidade das estações amostrais, a conectividade entre elas e a direção do fluxo

hídrico. São passíveis de teste de significância apenas os chamados efeitos puros, ou seja, aqueles efeitos de um dado conjunto de variáveis já desconsiderando os efeitos dos dois outros conjuntos de variáveis. Ainda, são apresentados os efeitos das interações desses conjuntos de variáveis na estrutura da comunidade perifítica. Todos os conjuntos de variáveis apresentados foram significativos na variação da comunidade perifítica, tanto no período chuvoso quanto na seca (Tabela 15). As condições ambientais e os metais foram os conjuntos de variáveis com maior contribuição na estruturação da comunidade perifítica, nesta ordem de importância. É interessante notar como a importância dos conjuntos de variáveis foi dependente da sazonalidade. Houve aumento de importância em todos os três conjuntos de variáveis no período seco. Durante o período chuvoso outros fatores, provavelmente de origem alóctone, podem ter influenciado a comunidade e isso diminuiria os efeitos locais do ambiente. No período seco, por outro lado, sem a influência externa causada pelo escoamento superficial causado pelas chuvas, ocorreu o aumento dos efeitos das variáveis ambientais e de metais. Apesar de baixa importância no contexto do Baixo Rio Doce, a conectividade entre as estações amostrais é significativamente importante, e o barramento dessas conexões, como o barramento entre o lago Juparanã e o Rio Doce, podem causar alterações na estruturação das comunidades (e.g. relacionados a dispersão de propágulos e recolonização de áreas impactadas – NASELLI-FLORES et al. 2016). Por último, é interessante notar a interação entre o ambiente e os metais. A importância dessa interação é relevante tanto no período chuvoso quanto seco. Esse resultado sugere que os efeitos dos metais são, em parte, dependentes das condições ambientais (relacionados com as variáveis analisadas). Isso pode implicar que mudanças nas condições ambientais condicionam o impacto dos metais na Bacia do Baixo Rio Doce.

Tabela 15. Efeitos e significância dos componentes puros e compartilhados (Ambiente, Metais e Espaço) na variação da comunidade perifítica da Bacia do Baixo Rio Doce. (NA = Partições não testáveis).

	Chuvoso		Seco	
	R ² (%)	p-valor	R ² (%)	p-valor
Ambiente [A]	4.93	0.001	6.41	0.001
Metais [M]	3.02	0.001	5.61	0.001
Espaço [E]	0.3	0.036	0.77	0.004
[A]x[M]	5.71	NA	5.86	NA
[A]x[E]	0.08	NA	-0.25	NA
[M]x[E]	0.04	NA	0.04	NA
[A]x[M]x[E]	0.04	NA	-0.09	NA
Resíduos	85.89	NA	81.64	NA

A análise das métricas de diversidade em relação a alguns dos metais presentes na Bacia do Rio Doce indica que a variação dos metais nos ambientes lóticos (rios Guandu e Doce) e nas lagoas são importantes na caracterização da biodiversidade de algas perifíticas (Tabela 16). Os efeitos dos metais foram principalmente observados em relação à riqueza de espécies, salvo algumas exceções nos Rios Guandu e Doce. Destaca-se o efeito negativo do bário e cromo na redução da riqueza de espécies nos

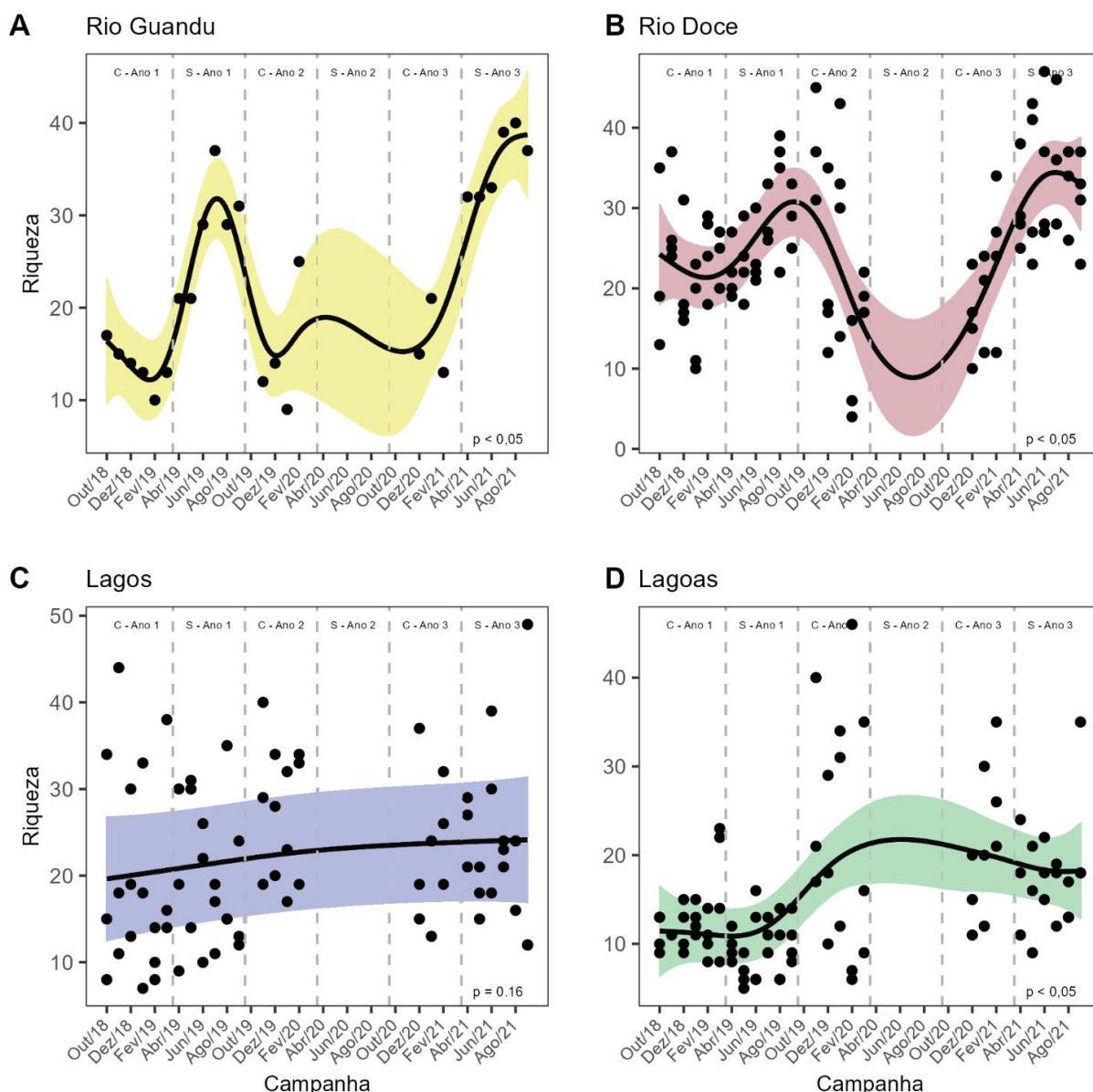
ambientes lóticos e nas lagoas. A biodiversidade da comunidade perifítica do Rio Guandu pareceu ser a mais sensível às alterações dos metais, com exceção do vanádio e do arsênio. Apesar de Bário e Cromo apresentarem influência negativa na diversidade de algas perifíticas no Rio Doce, a relação negativa do Arsênio destacou-se por ocorrer apenas no Rio Doce. Os níveis desse metal na calha do Rio Doce, antes e após a passagem do rejeito, foram similares. Entretanto, houve acúmulo do rejeito na planície de inundação do Rio Doce, que foi atingida após o rompimento da Barragem de Fundão (DUARTE et al. 2021). Esta pode ser uma possível fonte do metal, principalmente nos períodos de chuva, onde o escoamento superficial leva material alóctone para a calha do rio. No monitoramento dos metais na calha do rio foi observado aumento dos valores de Arsênio durante o período chuvoso (*Material Suplementar A3DPS2, Figura 1; RRDM, 2019 - RT-18F*). O efeito negativo do arsênio na diversidade de algas perifíticas no Rio Doce somente durante o período chuvoso, a observação desse evento somente neste ambiente, os indícios de acumulação do rejeito rico deste metal na planície de inundação do rio e o aumento de sua concentração apenas no período chuvoso, sugerem possível efeito do rejeito residual na diversidade de algas perifíticas.

A utilização dos Modelos Aditivos Generalizados Mistos permite a análise temporal da riqueza de espécies por ambiente, considerando a especificidade de cada estação amostral que compõe o conjunto de dados. Assim, pode-se observar a formação de padrões significativos relacionados com a sazonalidade no Rio Guandu (Figura 103A) e no Rio Doce (Figura 103B), com aumento da riqueza nos períodos de seca (como observado anteriormente). Nota-se que o modelo indica uma estabilidade durante o período sem coleta, mas não é possível avaliar esse intervalo devido à falta de dados. Quanto aos ambientes lânticos, parece haver uma estabilidade da riqueza nos lagos ao longo dos três anos de monitoramento (modelo não significativo), enquanto nas lagoas há tendência ao aumento da riqueza quando comparado o ano 1 ao ano 3. Essas análises são mais robustas do que a simples visualização gráfica da riqueza e nos informa a tendência conjunta ao longo do monitoramento.

Tabela 16. Ajuste dos modelos de regressão múltipla entre as métricas de diversidade (riqueza, índice de Simpson e índice de Shannon) e metais nos períodos Chuvoso e Seco. Marcações em cinza indicam não significância e exclusão da variável do modelo final e marcações coloridas indicam significância e inclusão no modelo final para cada variável (azul: efeito positivo; vermelho: efeito negativo).

		R ² ajust.		Al diss.		Ba total		Cr total		Fe diss.		Mn total		V totam		As total		Pb total	
		Chuvoso	Seca	Chuvoso	Seca	Chuvoso	Seca	Chuvoso	Seca	Chuvoso	Seca	Chuvoso	Seca	Chuvoso	Seca	Chuvoso	Seca	Chuvoso	Seca
R. Guandu	Riqueza	0,90	0,75																
	Simpson	.	0,84																
	Shannon	.	0,82																
R. Doce	Riqueza	0,46	0,07																
	Simpson	.																	
	Shannon	0,18																	
Lagoas	Riqueza	.	0,10																
	Simpson	.																	
	Shannon	.																	
Lagoas	Riqueza	0,15	0,53																
	Simpson	.																	
	Shannon	0,10	0,14																

Figura 103. Análise da tendência temporal da riqueza de espécies da comunidade perifítica na Bacia do Baixo Rio Doce utilizando Modelos Aditivos Generalizados Mistos.



Em suma, o presente relatório evidencia forte influência da sazonalidade na comunidade perifítica do Baixo Rio Doce, marcadamente nos ambientes lóticos, com tendência de aumento da diversidade nos períodos secos. Esse padrão pode ser explicado pela maior heterogeneidade espacial e instabilidade durante o período chuvoso e maior estabilidade ambiental no período seco, permitindo maior riqueza. Ainda, foi observado que as variações das condições ambientais e das concentrações de metais são determinantes na estruturação da comunidade perifítica na Bacia do Baixo Rio Doce, sendo provável que parte dos efeitos causados pelos metais nesta comunidade sejam dependentes das condições do ambiente. Essas mudanças na comunidade, medidas principalmente pela diversidade, sugerem que os ambientes lóticos e as lagoas sejam os ambientes mais impactados pelos metais. Especificamente para Rio Doce, que recebeu cargas elevadas de rejeito após o rompimento da barragem, a relação do

Arsênio com a riqueza de espécies da comunidade perifítica parece ser uma possível evidência dos efeitos residuais/crônicos desse rejeito de minério.

2.7 ZOOPLÂNCTON

O presente RA2021 sintetiza as principais tendências observadas ao longo do período amostral (março/2018 a setembro/21) para a comunidade zooplanctônica dulcícola (metodologia disponível no *Material Suplementar A3DZS2*). O zooplâncton desempenha papel chave na cadeia alimentar aquática, sendo um elo fundamental de transferência de energia entre produtores primários e elos superiores da cadeia alimentar. Além disso, as rápidas respostas às variações ambientais os tornam excelentes indicadores de condições e impactos (Hébert et al., 2017), sendo, portanto, uma comunidade fundamental no monitoramento da integridade ambiental.

Este relatório anual considerou os dados geoquímicos e de diversidade taxonômica e funcional referentes aos levantamentos realizados na calha fluvial, lagos e lagoas, durante 3 estações chuvosas: C1 – dezembro/2018 a março/2019; C2 – novembro/2019 a março/2020 e C3 – dezembro/2020 a fevereiro/2021 e 2 estações secas: S1 – abril a setembro/2019 e S3 – abril a agosto/2021.

A variação temporal dos metais típicos da assinatura geoquímica do rejeito (Al, Ba, Fe, Mn e Zn) indicou maiores concentrações de metais nos períodos chuvosos C2 e C3 (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 1 e 2*), especialmente nas estações fluviais (Rio Guandu e Rio Doce) e lagoas (Areal, Areão e Monsarás).

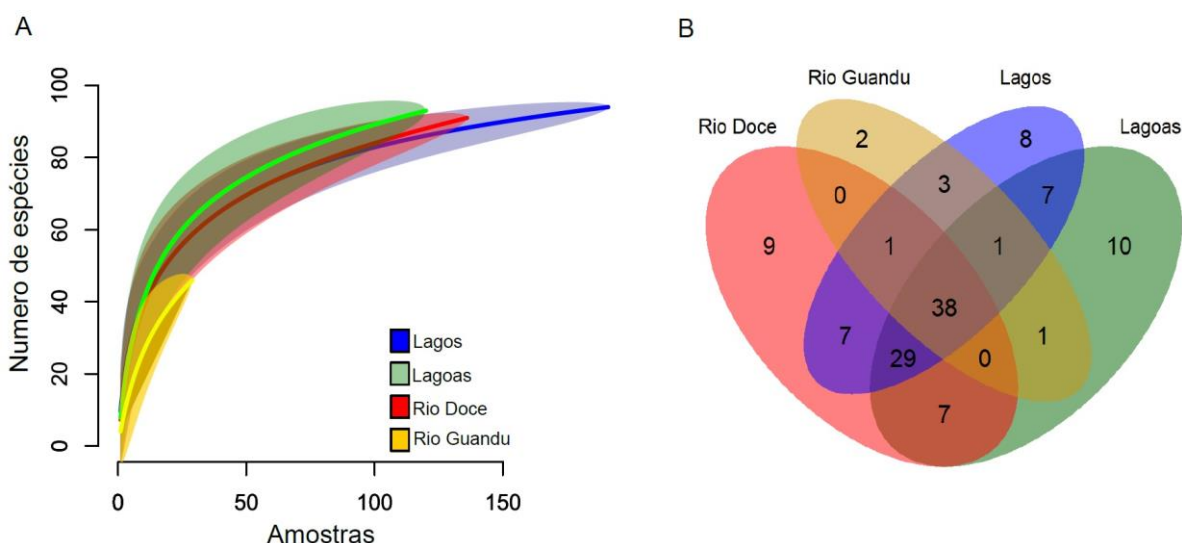
O Ano 2 (2019/2020) registrou o maior número de estações amostrais com concentrações de ferro dissolvido superiores ao estabelecido na resolução CONAMA 357/2005 (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 3*) e apresentou maior precipitação anual média (199,8 mm) em relação ao Ano 1 e 3 (191,2 e 136,4 mm respectivamente) (INMET, 2021; estação pluviométrica de Linhares-ES). Durante grandes períodos de chuvas, como o ocorrido em 2019, pode ocorrer maior turbulência nos ambientes aquáticos e consequentemente a ressuspensão do sedimento, influenciando diretamente a turbidez e a dinâmica de contaminantes (Bloesch, 2009), sobretudo nos ecossistemas lacustres rasos como as lagoas (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 4*). As características morfométricas dos ecossistemas lacustres do Baixo Rio Doce exercem forte influência sobre a dinâmica temporal dos contaminantes vinculados ao rejeito (notadamente Al, Fe e Mn), criando uma combinação complexa de filtros ambientais para a colonização de espécies zooplanctônicas (Santos et al., 2021).

Durante os 3 anos foram encontradas 125 espécies do zooplâncton, sendo 2 espécies exclusivas do Rio Guandu, 9 do Rio Doce, 8 exclusivas dos lagos e 10 encontradas apenas nas lagoas (Figura 104B) (*Material Suplementar A3DZS1, Tabela 1*). O diagrama de Venn indica ainda um compartilhamento de espécies entre lagos e os sistemas fluviais (Rio Guandu e Rio Doce), indicando padrões de dispersão e conectividade biótica (Figura 104B). Duas espécies exóticas foram registradas: o copépode *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957, que ocorreu em todos os ambientes estudados e o rotífero

Kellicottia bostoniensis (Rousselet, 1908), com registros no Médio Rio Doce em Minas Gerais (Peixoto, 2010).

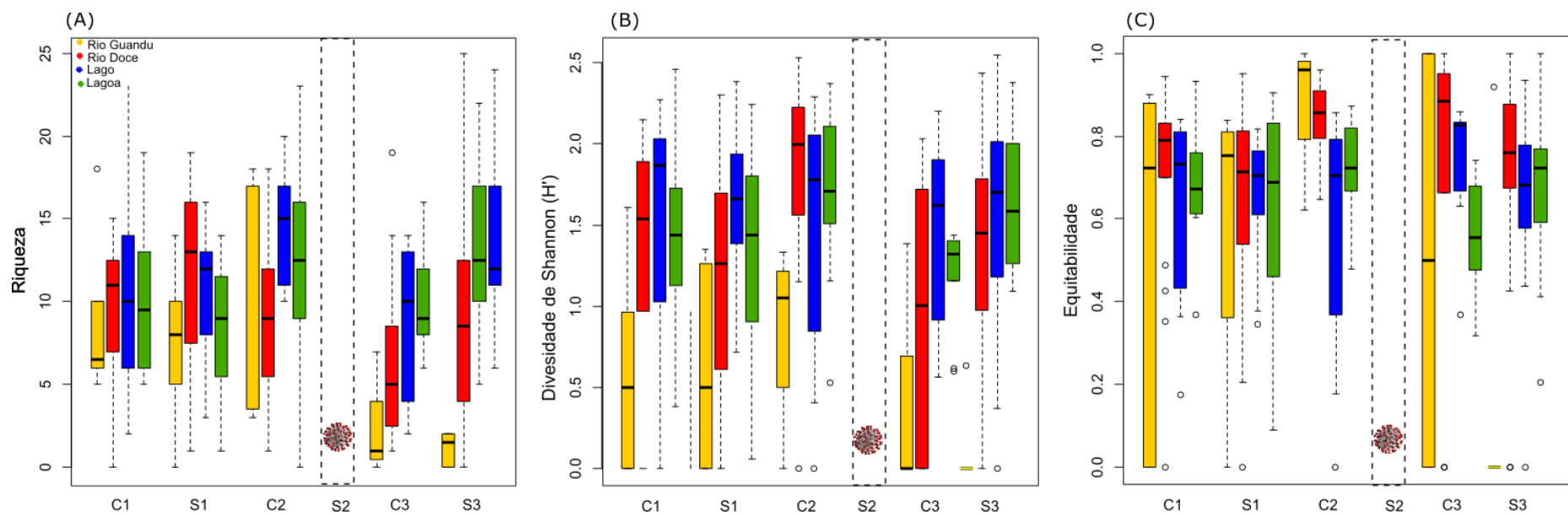
A curva de acumulação de espécies revelou que nenhum dos 3 ambientes estudados atingiu a estabilidade (Figura 104A), indicando uma insuficiência amostral e a necessidade de maior número de coletas para uma estimativa real da biodiversidade zooplanctônica no Baixo Rio Doce.

Figura 104 - Curvas de acumulação de riqueza de espécies (A) e diagrama de Venn (B) para os ambientes estudados durante os 3 anos do PMBA/Fest-RRDM.



O ambiente fluvial apresentou menor riqueza (diversidade alfa) e menor diversidade de Shannon na C3, em relação às lagoas e aos lagos (Figura 105 A e B) (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 5*). Já a equitabilidade foi maior no ambiente fluvial (Figura 105C), indicando maior uniformidade na distribuição das espécies nesse ambiente, com poucas espécies altamente dominantes. Esses resultados podem ser um reflexo da heterogeneidade espacial fluvial, uma vez que os ambientes fluviais podem apresentar mudanças graduais ao longo do seu percurso (banco de macrófitas, descarga de afluentes, etc.) e nas características físicas, químicas e biológicas (hidrodinâmica do rio, qualidade da água, microbiota, etc.). Essas variações espaciais podem afetar a distribuição quantitativa das espécies zooplanctônicas, através dos efeitos de filtros ambientais (Massicotte et al., 2014).

Figura 105 - Variação espacial da Riqueza, Diversidade de Shannon e Equitabilidade do zooplâncton nos ambientes estudados (C1 – dezembro/2018 a março/2019; S1 – abril a setembro/2019; C2 – novembro/2019 a março/2020; S2 - abril/2021 a setembro/2020; C3 – dezembro//2020 a fevereiro/2021; S3 – abril a agosto/2021). As linhas tracejadas indicam o período em que não houve coleta devido às restrições sanitárias da pandemia Covid-19.



Lagos e lagoas apresentaram sempre maiores valores de densidade do zooplâncton em relação à calha fluvial (Figura 106A), com constância dos valores ao longo do tempo em todos os ambientes ($p > 0,05$) (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 7C e D*). A biomassa total mudou de forma significativa para lagos ($F = 3,62$; $p = 0,014$) e lagoas ($F = 5,40$; $p = 0,0024$), mostrando uma tendência de aumento ao longo do tempo (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 7G e H*).

O Rio Guandu foi o ambiente que apresentou menor biomassa, variando de 0 a $5,01 \mu\text{g.L}^{-1}$ (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 6*), apresentando também uma tendência de redução ao longo dos anos ($F = 4,85$; $p = 0,038$) (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 7E*). A biomassa na calha fluvial do Rio Doce também foi baixa, variando de 0 a $24,5 \mu\text{g.L}^{-1}$, e mostrou estabilidade, com valores baixos que não se alteraram de forma significativa ao longo do tempo (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 7F*). Quanto à flutuação da biomassa de jovens ao longo do tempo (recrutamento), a variação não foi significativa ao longo do tempo para lagos e lagoas, enquanto a biomassa das formas jovens na calha fluvial do Rio Doce revelou valores reduzidos, com tendência de estabilidade temporal, especialmente nos últimos anos ($F = 4,77$; $p = 0,025$) (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 7J*). No Rio Guandu, a biomassa dos jovens reduziu ao longo dos anos ($F = 4,84$; $p = 0,039$) (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 7I*). Os resultados indicam uma certa estagnação no incremento de formas jovens do zooplâncton na calha fluvial, o que pode ser preocupante. Isso porque embora o zooplâncton se depare com várias demandas conflitantes “trade-offs” ao longo de sua história de vida, uma das vantagens de investir em reprodução e alcançar o recrutamento, é conseguir manter populações estáveis mesmo diante de altas taxas de predação ou variações ambientais (Litchman et al., 2013). Assim, essa redução no incremento de jovens pode sugerir que o zooplâncton estará ainda mais vulnerável diante de impactos ou alterações ambientais.

A análise temporal revelou uma tendência de perda de espécies no Rio Guandu ($F = 21,70$; $p = 0,00013$) e perda de traços funcionais no Rio Doce ($F = 4,09$; $p = 0,04$) ao longo dos anos de monitoramento (Figura 107A e F), enquanto para os lagos foi observada tendência de ganho de espécies ($F = 16,69$; $p < 0,001$) e traços funcionais ($F = 5,50$; $p = 0,017$) (Figura 107 4C e G). Para as lagoas, após um pequeno declínio, a riqueza de espécies mostra uma tendência de estabilidade ao longo dos anos (Figura 107 4D). A riqueza funcional nas lagoas não mostrou variação significativa ao longo do tempo (Figura 107 4H).

Figura 106 - Variação espacial e temporal da abundância, biomassa e recrutamento do zooplâncton nos ambientes estudados (C1 – dezembro/2018 a março/2019; S1 – abril a setembro/2019; C2 – novembro/2019 a março/2020; S2 - abril/2021 a setembro/2020; C3 – dezembro/2020 a fevereiro/2021; S3 – abril a agosto/2021). As linhas tracejadas indicam o período em que não houve coleta devido às restrições sanitárias da pandemia Covid-19.

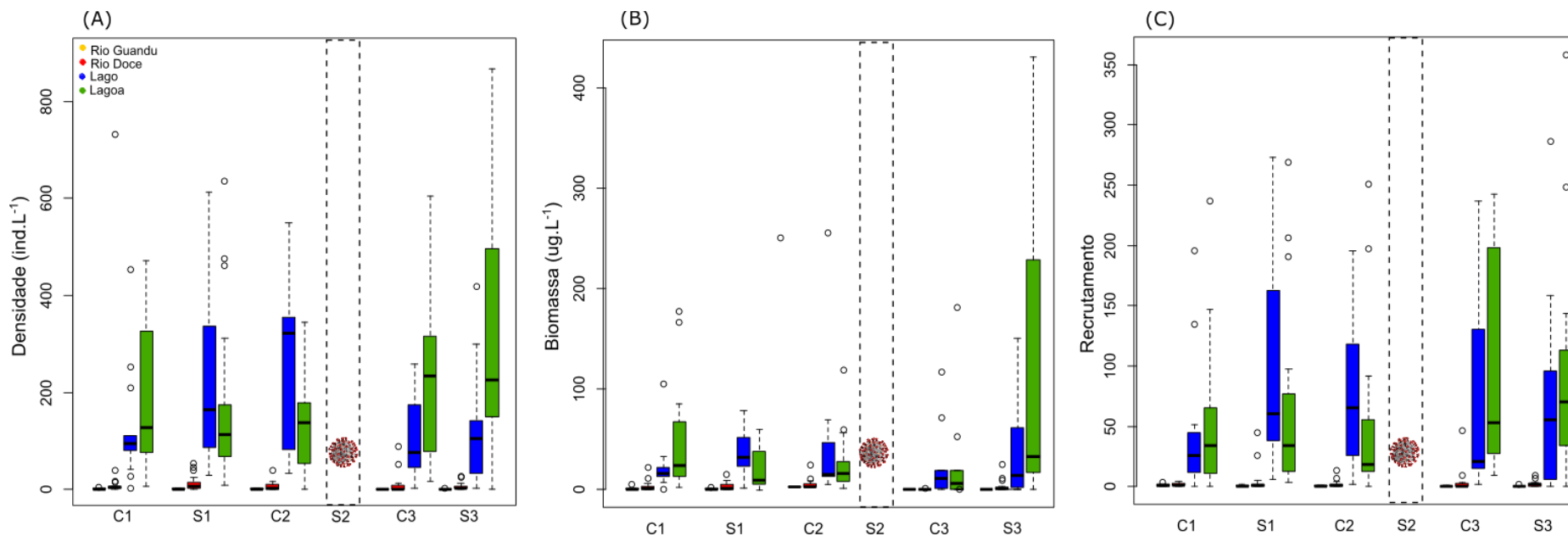
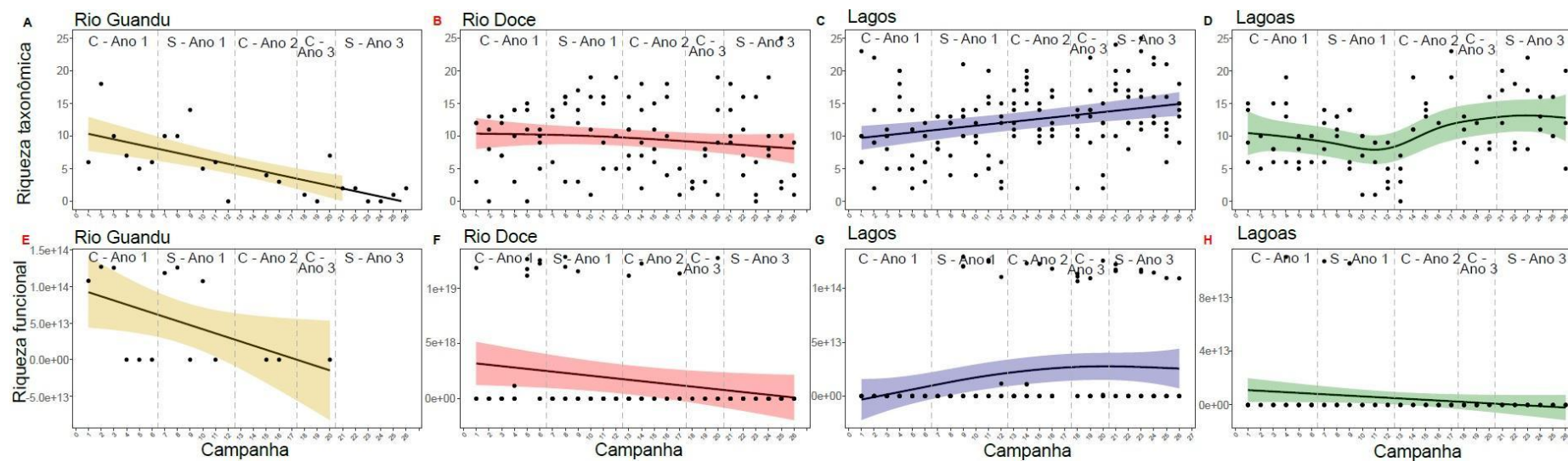


Figura 107 - Curvas de suavização obtidas com modelos GAMM, mostrando flutuações temporais na riqueza taxonômica (A ao C) e funcional (D ao F) do zooplâncton ao longo dos 3 anos de monitoramento, considerando o lago, lagoa, Rio Doce e Rio Guandu. As linhas sombreadas indicam o intervalo de confiança dos dados $\pm 95\%$. Em vermelho (E) o único modelo que não foi significativo. C1 – dezembro/2018 a março/2019; C2 – novembro/2019 a março/2020; S1 – abril a setembro/2019; C3 – dezembro/2020 a fevereiro/2021; S3 - abril a agosto/2021.



A composição de espécies (Pseudo $F = 4,85$; $p = 0,001$) e de traços funcionais (Pseudo $F = 12,59$; $p < 0,001$) diferiu entre os tipos de ambiente ao longo dos três anos, sendo a diversidade beta taxonômica e funcional maior para a calha fluvial e lagoas do que para os lagos (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 8*). Nesse caso, a comunidade zooplanctônica na calha fluvial apresentou uma composição de espécies e funcional particularmente distinta da observada nos outros ecossistemas aquáticos adjacentes (sobretudo lagos). Esse resultado indica que embora esteja ocorrendo uma elevada troca de espécies e traços funcionais, principalmente no Rio Guandu e Rio Doce, como esses ambientes estão perdendo espécies e traços ao longo do tempo (ver Figura 107), há um “risco ambiental médio” no cenário de perda de funções ecossistêmicas (Simões et al., 2020). O risco é enquadrado como médio, pois mesmo diante da simplificação taxonômica e dos traços funcionais, a calha fluvial ainda consegue manter uma elevada diversidade beta (Simões et al., 2020). As causas que determinam essa variação taxonômica e funcional podem estar associadas às questões hidrodinâmicas da calha fluvial, mas também podem ter origem no filtro ambiental presente no trecho fluvial.

A composição das espécies também diferiu entre os anos e períodos hidrológicos ($p < 0,05$) (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 9*). Para o Rio Doce, independentemente do período hidrológico, a diversidade beta foi maior nos últimos anos do monitoramento ($p > 0,05$) (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 9B e F*). Como mencionado anteriormente, embora esse resultado possa ser visto como positivo, não podemos sugerir indícios de recuperação biológica da calha, uma vez que nesse mesmo ambiente espécies e traços funcionais estão sendo perdidos. Quanto aos lagos ($F = 11,23$; $p < 0,001$) e lagoas ($F = 4,75$; $p = 0,04$), embora no período seco a diversidade beta tenha diminuído no último ano (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 9G ao H*), esses ambientes estão ganhando espécies e traços funcionais. Como a biota aquática pode apresentar renovação cíclica de espécies, seguindo a dinâmica ambiental (Benincà et al. 2015), reforçamos a importância de escalas temporais maiores para maximizar a compreensão dos processos ecológicos.

A riqueza funcional (FRic) apresentou uma correlação negativa com os metais ao longo dos três anos, indicando uma menor ocupação de nicho e um número de funções ecológicas limitadas (Ger et al., 2014). A correlação positiva da equitabilidade funcional (FEve) com a concentração total de metais mostra uma distribuição uniforme do conjunto de espécies com as mesmas funções (Schleuter et al., 2010) nos ambientes estudados. Esses resultados indicam que os ecossistemas aquáticos do Baixo Rio Doce são caracterizados por uma menor variedade de espécies e um *pool* de espécies mais adaptadas a ambientes com altas concentrações de metais desempenhando a mesma função ecológica (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 10 e 11*).

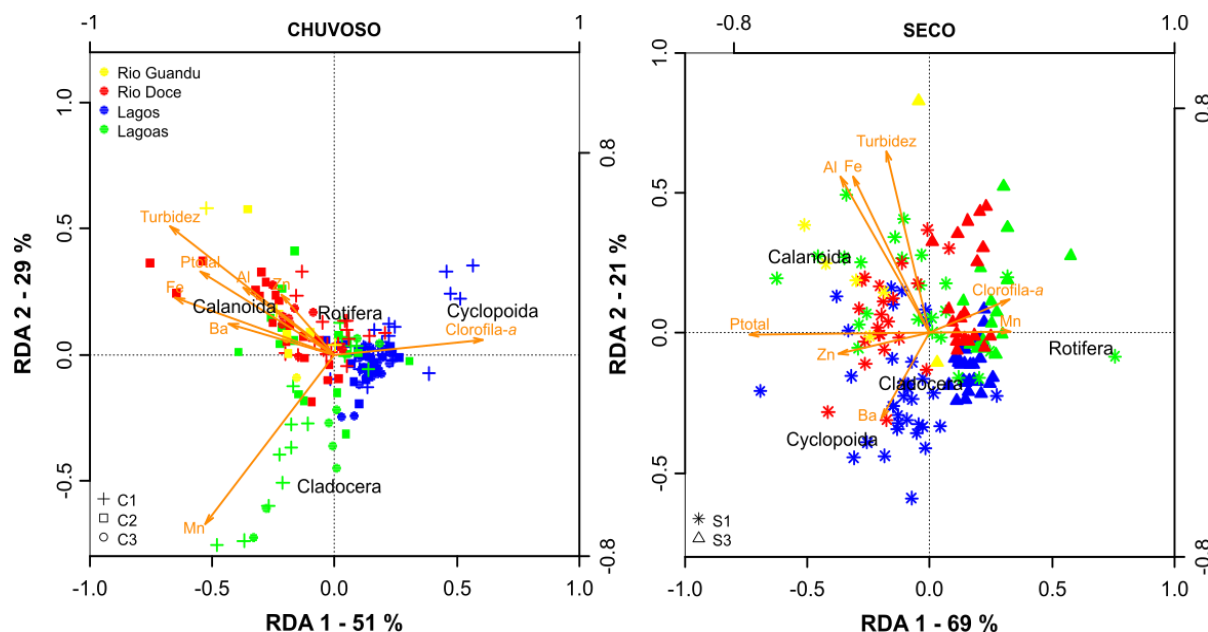
As condições ambientais e a distância espacial entre os ambientes contribuíram significativamente para estruturação da comunidade zooplanctônica apenas no período seco (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 12*). No período chuvoso, nenhum dos conjuntos de variáveis (ambiental, metais e espaço) explicaram a variação na comunidade zooplanctônica (*Material Suplementar A3DZS1, Figura 12*), sugerindo que outros fatores, provavelmente de origem alóctone, ou mesmo processos aleatórios (estocásticos) podem estar impulsionando os padrões da comunidade zooplanctônica. Além disso,

esse resultado é esperado para o período chuvoso, uma vez que nessa época a maior conexão entre os ambientes acaba favorecendo a dispersão do zooplâncton. Assim, é interessante notar como a importância do conjunto de variáveis para o zooplâncton é dependente da sazonalidade na Bacia do Baixo Rio Doce (*Material Suplementar A3DZS1, Tabela 2*). No período seco, ao contrário, os ambientes estão mais isolados e a dispersão do zooplâncton pode se tornar limitada, justificando a importância das condições ambientais e dos processos espaciais nesse período (Dias et al., 2016). Além disso, diante da limitação da dispersão, observada no período seco, se torna mais difícil, inclusive, a recolonização do zooplâncton em ambientes mais impactados.

A análise de RDA indicou maior influência de metais (Al, Ba, Fe e Zn), e turbidez nos sistemas fluviais (rios Guandu e Doce) ao longo do período estudado, sem variações sazonais (Figura 108). Esse resultado é um indicativo da contínua influência dos marcadores de rejeito sobre as amostras ambientais na calha fluvial. No período seco a biomassa algal (clorofila *a*) também foi representativa na distinção dos sistemas fluviais e lacustres, indicando maior produção biológica associada a esses ambientes. Os grupos zooplanctônicos indicativos das condições ambientais sazonais foram sobretudo os copépodos Calanoida, corroborando outro estudo em lagoas do Baixo Rio Doce, que também encontrou maior associação de copépodos Calanoida com ambientes turvos (Santos et al., 2021). Os Cyclopoida em geral estavam associados aos lagos, independentes da sazonalidade, negativamente relacionados com a turbidez e positivamente com a Clorofila *a*, como também observado por Perbiche-Neves et al. (2016) e Fetahi et al. (2011).

Em síntese, os resultados da análise do zooplâncton dulcícola indicam uma influência significativa dos marcadores geoquímicos do rejeito na caracterização ambiental do Baixo Rio Doce, sobretudo pela ocorrência constante dos metais Al, Ba, Fe, Mn e Zn. Para o zooplâncton, a série temporal de coletas ainda não permitiu avançar com suficiência na plena análise da biodiversidade do Baixo Rio Doce. As lagoas apresentaram sempre maior densidade (Ind.L⁻¹), biomassa (ug.L⁻¹) e tendência de ganho de espécies ao longo do tempo, constituindo-se em importantes áreas de adensamento das populações zooplanctônicas. O recrutamento das formas jovens do zooplâncton mostra indícios de estagnação na calha fluvial, enquanto para lagos e lagoas ainda não foram detectados padrões mais consistentes. Foi constatada uma tendência de perda de espécies no Rio Guandu e de traços funcionais do Rio Doce, o que pode ser considerado um importante sinal de filtros ambientais restritivos para maior diversificação taxonômica (riqueza de espécies) e funcional (funções funcionais) do zooplâncton no Baixo Rio Doce. Apesar da erosão da riqueza funcional e taxonômica, a diversidade beta no Rio Doce, ou seja, a variação na composição de espécies e de traços entre os ambientes, teve aumento ao longo dos anos de monitoramento, sugerindo que a composição do zooplâncton da calha fluvial apresenta uma maior variabilidade. Ainda não há elementos para avaliar se o aumento da diversidade beta na calha fluvial é uma resposta positiva na evolução da qualidade ambiental do Baixo Rio Doce após a passagem e a permanência da onda de rejeito de mineração. Entretanto, ressaltamos que como a calha fluvial ainda está perdendo espécies e traços funcionais é difícil prever um cenário de recuperação ambiental.

Figura 108 - Análise de Redundância (RDA) com os grupos zooplancônicos, variáveis limnológicas e metais nos ambientes estudados durante o período chuvoso (C1 – dezembro/2018 a março/2019; C2 – novembro/2019 a março/2020; C3 – dezembro/2020 a fevereiro/2021) e seco (S1 – abril a setembro/2019 e C3 – dezembro/2020).



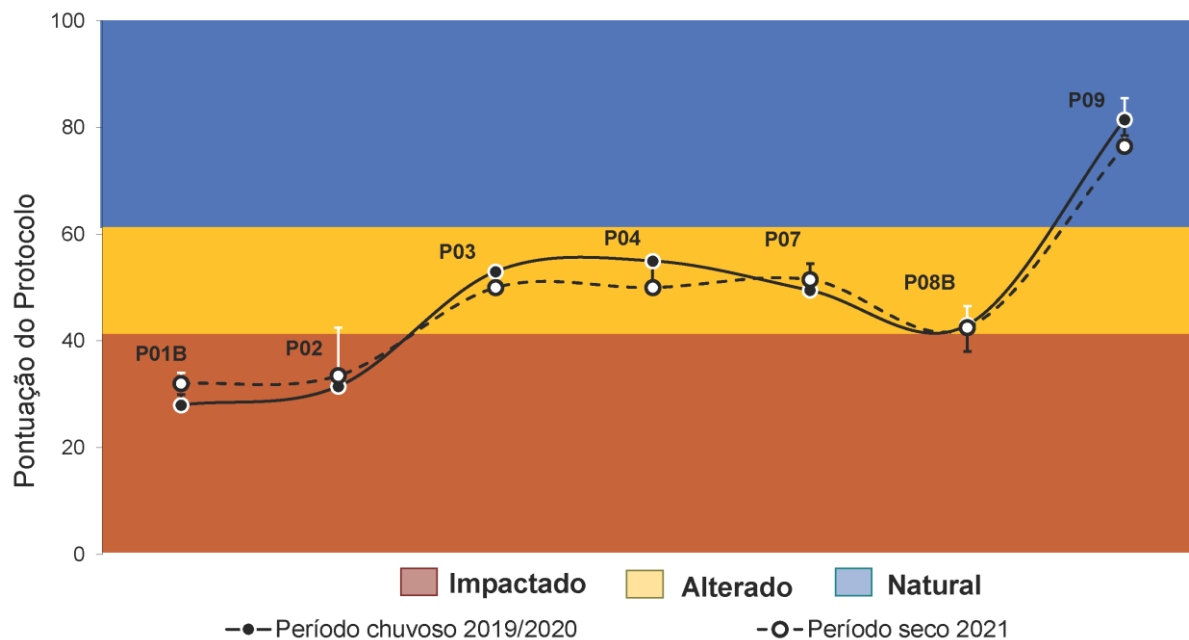
3 ANEXO 7 DULCÍCOLA

3.1 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

3.1.1 Caracterização ecológica de habitats dos trechos lóticos do Baixo Rio Doce.

A aplicação do protocolo de caracterização rápida de condições ecológicas proposto por Callisto et al. (2002) nos períodos chuvoso de 2019/2020 e período seco de 2021, permitiu classificar dois pontos em condições ecológicas de habitats impactados, em todas as avaliações (P01B e P02, ≤ 40 pontos); 4 pontos amostrais em condições alteradas (P03, P04, P07 e P08, ≤ 60 e ≥ 41 pontos) e apenas um ponto amostral em condição menos alterada relativa à condição natural (P09 – Córrego São Pedro Frio, ≥ 61 pontos); As barras apresentam as varrições nas amplitudes das pontuações, na aplicação do protocolo (Figura 109). As tabelas do protocolo (Quadro 2 e Quadro 3) apresentam os principais parâmetros avaliados na aplicação do protocolo de avaliação rápida de habitats e as pontuações alcançadas por cada ponto amostral nos dois períodos sazonais de chuva e seca em que foram aplicados. Os pontos P03 e P04 apresentaram pontuação próxima de condições menos alteradas, enquanto o P08B apresentou pontuação de condições ecológicas que variou na interface entre condição impactada e alterada, o que indica que embora estes pontos apresentaram a mesma condição de impactado, houve variação na qualidade de seus habitats.

Figura 109. Resultado da aplicação do protocolo de avaliação de condições ecológicas de habitats segundo CALLISTO et al. (2002). Valores médios do período chuvoso 2019/2020 e período seco 2021. As barras representam as variações das amplitudes das pontuações em cada campanha de amostragem.



Quadro 2: Parâmetros avaliados pelo protocolo de caracterização de condições ecológicas nos pontos lóticos do trecho baixo da bacia do Rio Doce segundo CALLISTO et al. (2002) no período chuvoso 2019/2020. Os valores dos somatórios representam os valores médios das pontuações das campanhas no período.

Parâmetros avaliados	Pontos de coleta						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Vegetação natural	Campo de pastagem/Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Campo de pastagem/Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Vegetação natural
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Acentuada	Acentuada	Ausente	Ausente	Moderada	Ausente	Ausente
3. Alterações antrópicas	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Ausente	Ausente	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)
4. Cobertura vegetal no leito	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Parcial	Ausente	Parcial
5. Odor da água	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum
6. Oleosidade da água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
7. Transparência da água	Opaca ou colorida	Opaca ou colorida	Opaca ou colorida	Opaca ou colorida	Turva/cor de chá-forte	Opaca ou colorida	Transparente
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
10. Tipo de fundo	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Pedras/ cascalho

Parâmetros avaliados	Pontos de coleta						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
11. Tipos de fundo	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos freqüentemente modificados.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos freqüentemente modificados.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos freqüentemente modificados.	Mais de 50% com habitats diversificados; pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.
12. Extensão de rápidos	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.
13. Frequência de rápidos	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidos; rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.
14. Tipos de substrato	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.

Parâmetros avaliados	Pontos de coleta						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
15. Deposição de lama	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.
17. Alterações no canal do rio	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.
18 Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio;	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio;	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio;

Parâmetros avaliados	Pontos de coleta						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
	mínima quantidade de substrato exposta.	menos de 25% do substrato exposto.	mínima quantidade de substrato exposta.	quantidade de substrato exposta.	25% do substrato exposto.	menos de 25% do substrato exposto.	mínima quantidade de substrato exposta.
19. Presença de mata ciliar	Menos de 50% da mata ciliar nativa; deflorestamento muito acentuado.	Menos de 50% da mata ciliar nativa; deflorestamento muito acentuado.	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de deflorestamento; todas as plantas atingindo a altura “normal”.	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura “normal”.	Menos de 50% da mata ciliar nativa; deflorestamento muito acentuado.	Menos de 50% da mata ciliar nativa; deflorestamento muito acentuado.	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura “normal”.
20 Estabilidade das margens	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária menor entre 6 e 12	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m;	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m;	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m;	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m;

Parâmetros avaliados	Pontos de coleta						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
	m; influência antrópica intensa.	ou ausente devido à atividade antrópica.	mínima influência antrópica.	atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	influência antrópica intensa.	influência antrópica intensa.	mínima influência antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídos no rio, substrato com perifiton.
Pontuação total	28	32	53	55	50	43	82

Quadro 3: Parâmetros avaliados pelo protocolo de caracterização de condições ecológicas nos pontos lóticos do trecho baixo da bacia do Rio Doce segundo CALLISTO et al. (2002) no período seco 2021. Os valores dos somatórios representam os valores médios das pontuações das campanhas no período.

Parâmetros avaliados	Pontos de coleta						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Vegetação natural	Campo de pastagem/Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Campo de pastagem/Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Campo de pastagem/ Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento	Vegetação natural
2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	Acentuada	Acentuada	Ausente	Ausente	Moderada	Ausente	Ausente
3. Alterações antrópicas	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Ausente	Ausente	Ausente	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)	Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)
4. Cobertura vegetal no leito	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Parcial	Ausente	Parcial
5. Odor da água	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum
6. Oleosidade da água	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
7. Transparência da água	Turva/cor de chá-forte	Turva/cor de chá-forte	Turva/cor de chá-forte	Turva/cor de chá-forte	Turva/cor de chá-forte	Turva/cor de chá-forte	Turva/cor de chá-forte
8. Odor do sedimento (fundo)	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum	Nenhum
9. Oleosidade do fundo	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
10. Tipo de fundo	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Lama/areia	Pedras/ cascalho

Parâmetros avaliados	Pontos de coleta						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
11. Tipos de fundo	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos freqüentemente modificados.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos freqüentemente modificados.	Mais de 50% com habitats diversificados; pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.
12. Extensão de rápidos	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.
13. Frequência de rápidos	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas; rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.

Parâmetros avaliados	Pontos de coleta						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
14. Tipos de substrato	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.
15. Deposição de lama	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.
17. Alterações no canal do rio	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.

Parâmetros avaliados	Pontos de coleta						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
18 Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.
19. Presença de mata ciliar	Menos de 50% da mata ciliar nativa; deflorestamento muito acentuado.	Menos de 50% da mata ciliar nativa; deflorestamento muito acentuado.	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de deflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; deflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da mata ciliar nativa; deflorestamento muito acentuado.	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; deflorestamento evidente, mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".
20 Estabilidade das margens	Instável; muitas áreas com erosão; frequentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão frequentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.

Parâmetros avaliados	Pontos de coleta						
	P01B	P02	P03	P04	P07	P08B	P09
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária menor entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídos no rio, substrato com perifiton.
Pontuação total	32	34	50	50	52	43	77

3.1.2 Estrutura e composição de comunidades de macroinvertebrados bentônico

Em relação à estrutura e composição das comunidades bentônicas nos ambientes lóticos e lênticos no período chuvoso 2019/2020, foram coletados um total de 1050 indivíduos distribuídos em 76 táxons nos trechos lóticos e um total de 1933 indivíduos distribuídos em 48 táxons nos ambientes lênticos. Larvas de dípteros da família Chironomidae, minhocas d'água (Oligochaeta) e dípteros da família Simuliidae foram predominantes, representando respectivamente 66%, 10% e 9% dos organismos coletados nos ambientes lóticos (Figura 110). Nos ambientes lênticos, quironomídeos e oligoquetos representaram respectivamente 78% e 15% dos macroinvertebrados coletados (Figura 111).

No período seco 2021, foram coletados um total de 5363 macroinvertebrados bentônicos distribuídos em 115 táxons nos ambientes lóticos e um total de 1296 indivíduos coletados distribuídos em 56 táxons nos ambientes lênticos do Baixo Rio Doce. Larvas de díptera da família Chironomidae e moluscos da família Hydrobiidae foram os mais abundantes e representaram simultaneamente 55% e 17% nos ambientes lóticos (Figura 112) enquanto que nos ambientes lênticos quironomídeos e minhocas d'água oligoquetos predominaram e representaram respectivamente 68% e 15% dos organismos coletados (Figura 113).

Figura 110. Abundância relativa das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos ambientes lóricos no período chuvoso 2019/2020 no Baixo Rio Doce

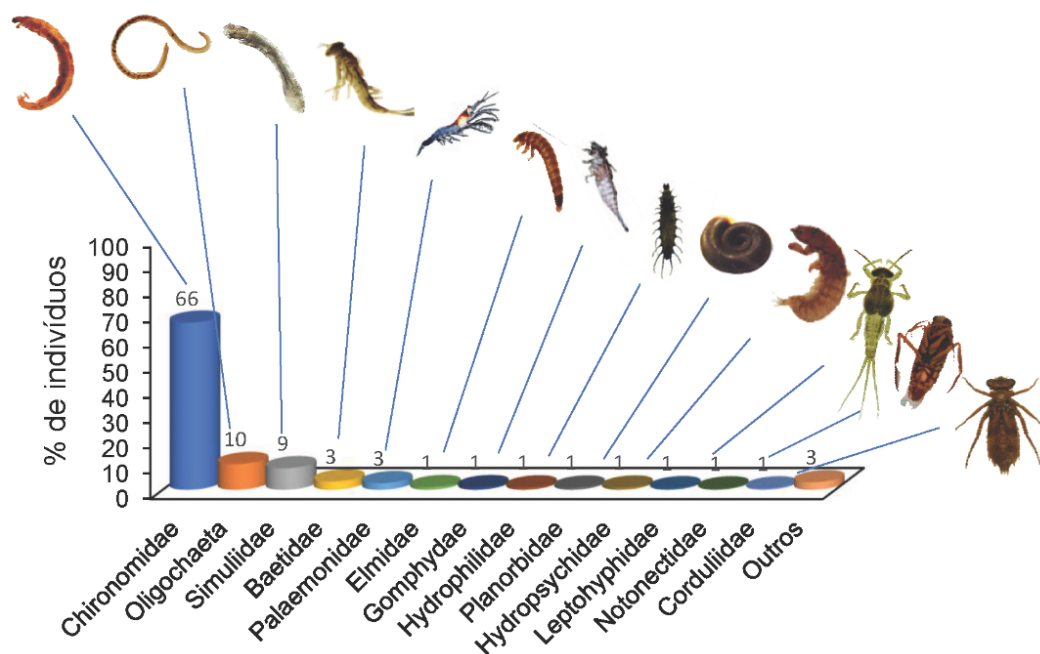


Figura 111. Abundância relativa das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos ambientes lânticos no período chuvoso 2029/2020 no Baixo Rio Doce.

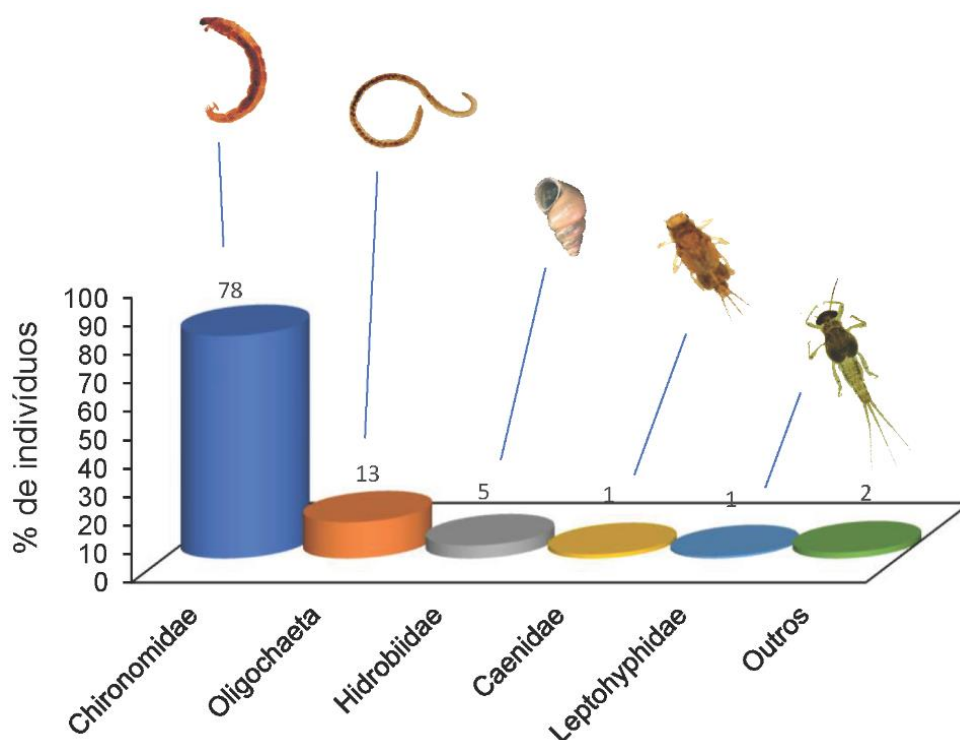


Figura 112. Abundância relativa das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos ambientes lóticos no período seco 2021 no Baixo Rio Doce

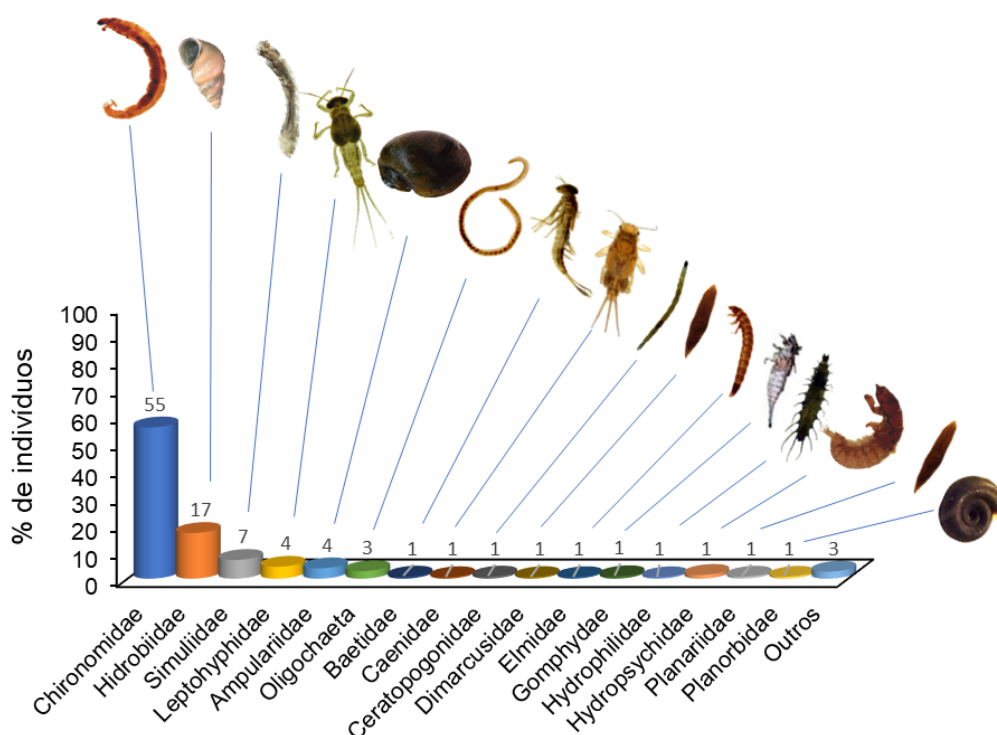
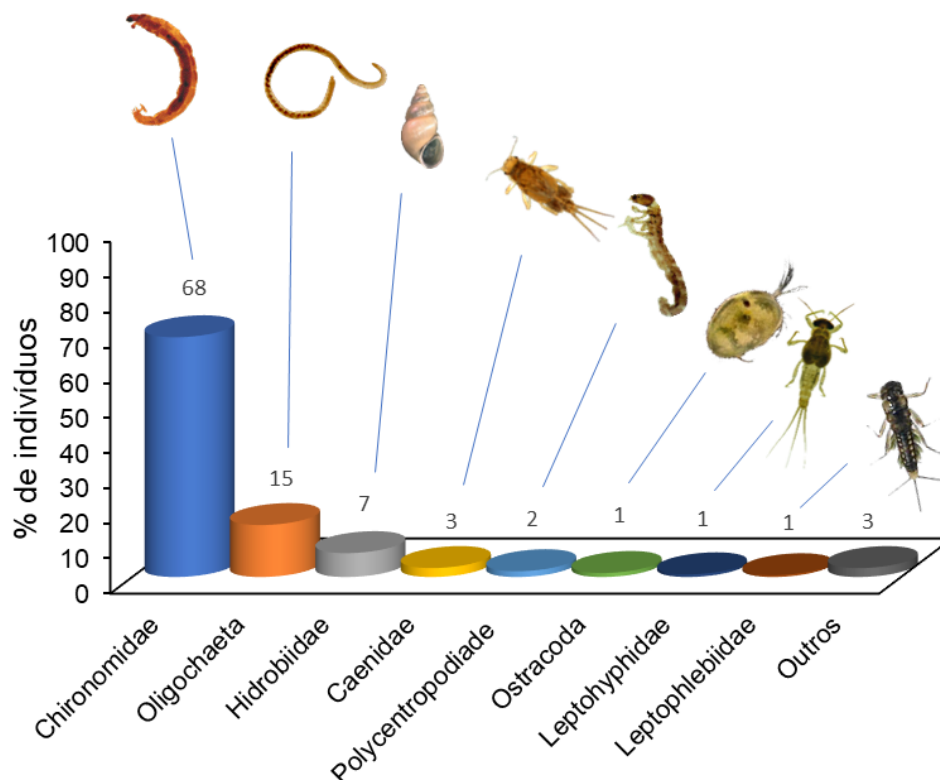


Figura 113. Abundância relativa das principais famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados nos ambientes lânticos no período seco 2021 no Baixo Rio Doce.



As identificações das famílias foram refinadas até o nível de gênero quando possível. No geral, nos trechos lóticos as riquezas foram maiores no período seco. No período chuvoso a riqueza variou de 1 táxon à 32 táxons, enquanto que no período seco a riqueza variou de 3 táxons à 50 táxons. As maiores riquezas taxonômica de macroinvertebrados bentônicos foram encontradas nos pontos amostrais P07 (50 táxons, ribeirão Palmas) seguido dos pontos P09 (31 táxons, córrego São Pedro Frio), P04 (30 táxons), P03 (28 táxons) e P02 (24 táxons). Os pontos P01B e P02 apresentaram os menores valores de riqueza principalmente no período chuvoso (Figura 114). Em relação as densidades (ind/m²), os valores encontrados apresentaram um padrão parecido com a riqueza onde as maiores abundâncias de macroinvertebrados foram encontradas no período seco. A maior densidade de organismos foi encontrada no ponto P07(aproximadamente 7000 ind/m²) seguido dos pontos P04 (aproximadamente 4000 ind/m²) e P01B (aproximadamente 3000 ind/m²). As menores variações nos valores de densidade no período seco foram encontradas nos pontos P08 (calha do Rio Doce) e P09 (córrego São Pedro Frio, Figura 115).

Figura 114. Riqueza de macroinvertebrados bentônicos coletados nos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021 na calha do Rio Doce e tributários durante o PMBA/Fest-RRDM.

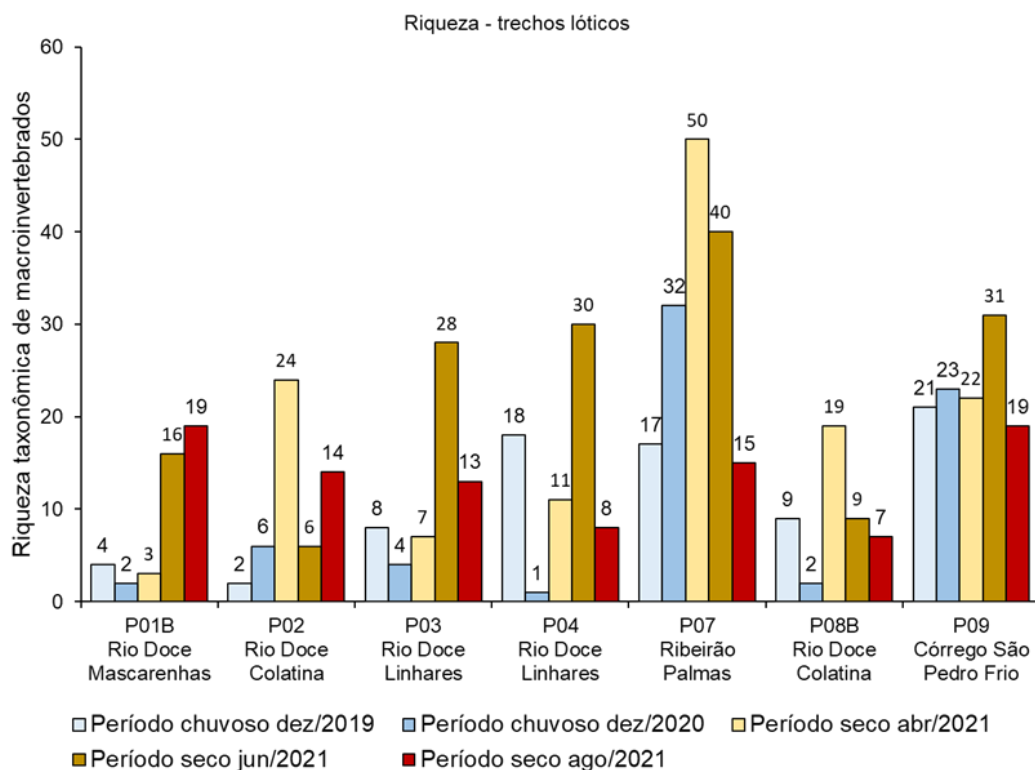
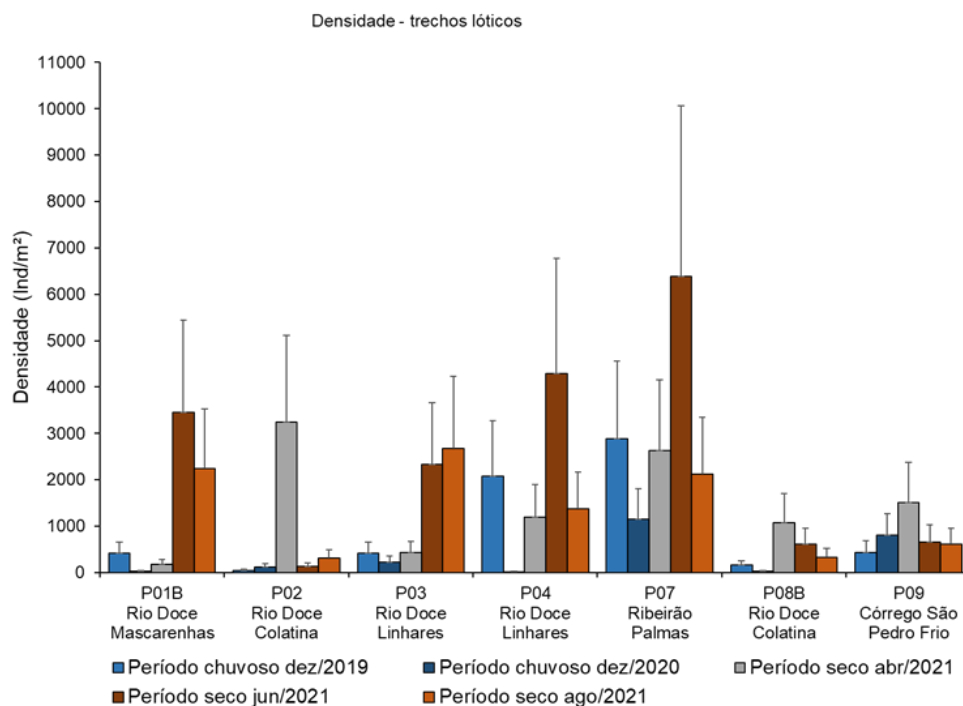


Figura 115. Densidade média (ind/m²) e erro padrão (Erropad) das amostragens de macroinvertebrados bentônicos coletados na calha do Rio Doce e tributários nos períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021 durante o PMBA/Fest-RRDM.



Nos lagos do Baixo Rio Doce diferente dos trechos lóticos, a riqueza de táxons de macroinvertebrados bentônicos não apresentou um padrão aparente na distribuição taxonômica. As maiores riquezas de táxons no período seco foram encontradas no Lago do Óleo P06 (28 táxons) e Lago do Limão P05 (20 táxons) enquanto que no Lago das Palmas (P10) a maior riqueza taxonômica foi encontrada no período chuvoso (23 táxons) e menor riqueza (7 táxons) no período seco em junho de 2021 (Figura 116). Em relação as densidades em todos os lagos os maiores valores foram encontrados no período chuvoso. No Lago do Limão P05 e Lago das Palmas P10 foi observado uma diminuição gradual ao longo da série temporal com um ligeiro aumento no Lago do Limão no período seco de agosto de 2021 enquanto que no Lago do Óleo P06 houve um aumento da densidade na campanha do período seco jun/2021 em relação à campanha no período seco abr/2021 (Figura 117).

Figura 116. Riqueza de macroinvertebrados bentônicos coletados nos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021 em três lagos no Baixo Rio Doce durante o PMBA/Fest-RRDM.

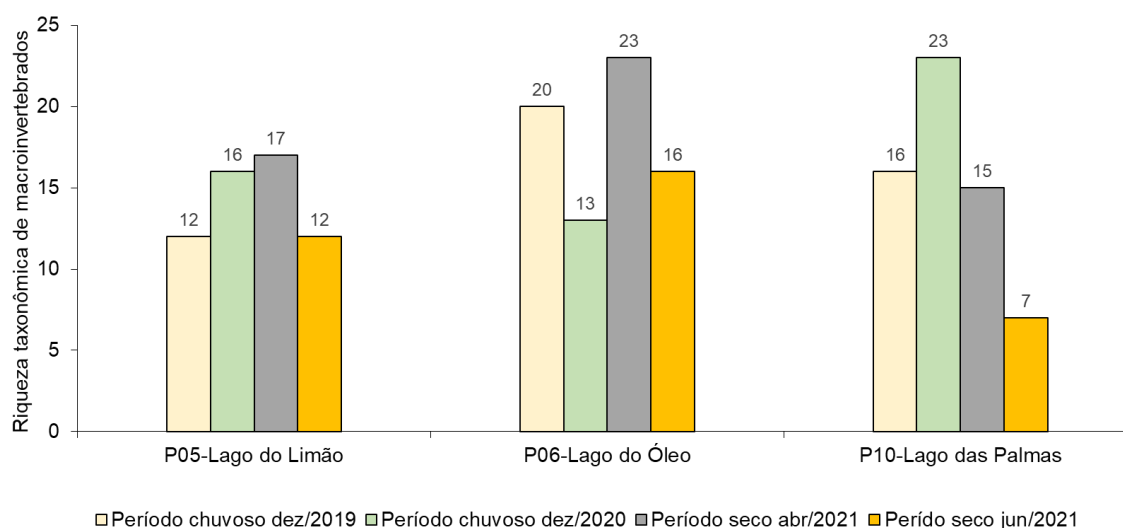
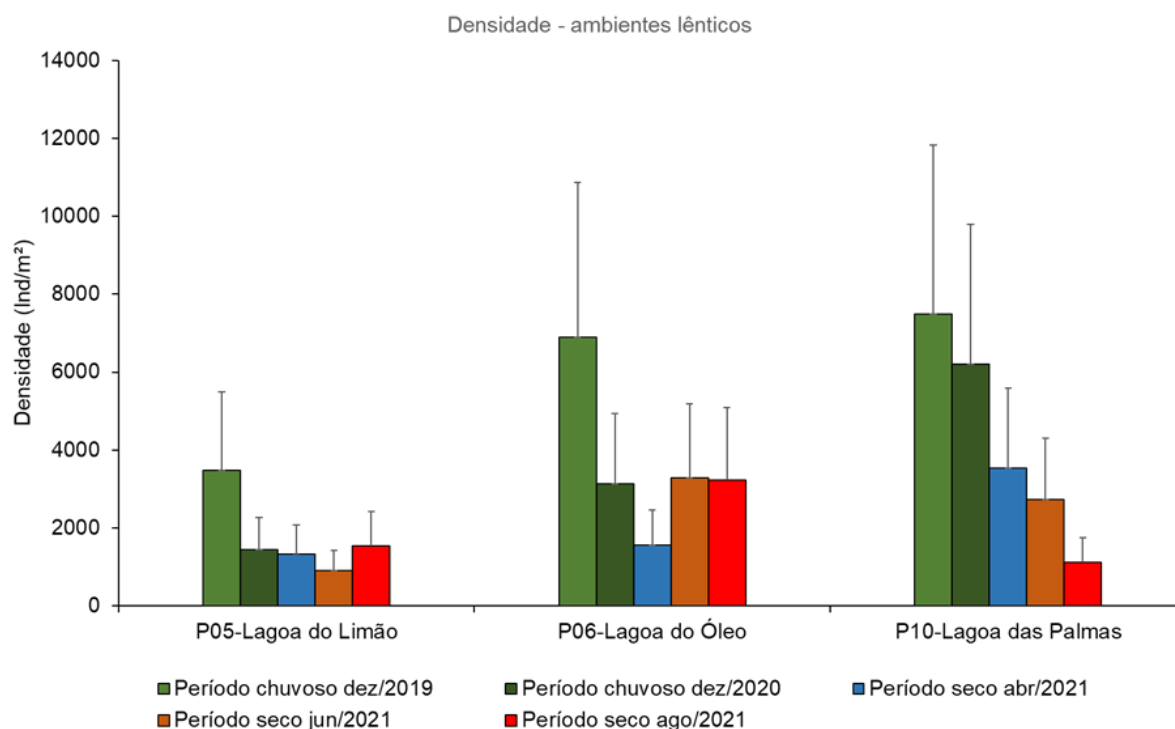


Figura 117. Densidade média (ind/m²) e erro padrão (Erropad) das amostragens de macroinvertebrados bentônicos coletados em três lagos do Baixo Rio Doce nos períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021 durante o PMBA/Fest-RRDM.



As tabelas a seguir (Tabela 17, Tabela 18, Tabela 19, Tabela 20) apresentam os dados de densidades (Ind/m²) dos macroinvertebrados, índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson (D_s) nos períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021. Ainda nas tabelas, são apresentados em destaque (vermelho) o IndVal, com base na análise de espécie indicadora. Nesta análise são elencados os organismos relacionados pela sua especificidade aos ambientes avaliados.

Em relação às densidades nos trechos lóticos no período chuvoso, os dípteros da família Chironomidae e minhocas d'água (Oligochaeta) foram predominantes. Dentro da família Chironomidae, o gênero *Goeldichironomus* foi o mais abundante (770,4±314,5 Ind/m²) encontrado no ponto P07, seguido do gênero *Polypedilum* (674,1±275,2 Ind/m²) no ponto P04 (calha do Rio Doce) e P07 (237±96,8 Ind/m², ribeirão Palmas). Estes dois gêneros são classificados como coletores-catadores que se alimentam de matéria orgânica particulada fina (MOPF) que se deposita no sedimento. Os gêneros *Asheum* e *Tanytarsus* também foram abundantes no ponto P07 (303,7±124 e 266,7±108,9 Ind/m²) classificados como predador e filtrador. Minhocas d'água da classe Oligochaeta foi o segundo grupo mais abundante com ausência apenas no ponto P08B (calha do Rio Doce). A maior densidade de oligoquetos foi encontrada no ponto P07 (681,5±278,2 Ind/m², ribeirão Palmas) e P01B (185,2±75,6 ind/m²) seguido do ponto P09 e P01B (400,0±203,7; 370,4±413,0 Ind/m²) e a menor no ponto P03 (14,8±25,7 Ind/m²).

Com base na análise de espécie indicadora, 7 gêneros da família Chironomidae, Oligochaeta, Mollusca Planorbidae, Coleóptera Elmidae e Hydrophilidae (destaque em vermelho na Tabela 17) apresentaram valores de indicação significativos (IndVal, $p < 0,05$) nos os trechos lóticos do Baixo Rio Doce no período Chuvoso. Quatro gêneros da família Chironomidae foram exclusivos indicadores do ponto P07 (*Goeldichironomus*, *Asheum*, *Endotribelos*, *Chironomus*), um Mollusca (Planorbidae) e um gênero de Odonata (*Progomphus*); um gênero de quironomídeo (*Cricotopus*) e um coleóptero da família Elmidae foram exclusivos indicadores do ponto P09 (córrego São Pedro Frio, Tabela 17).

Os cálculos dos índices de diversidade mostram que os pontos P07, P08 e P09 (córrego São Pedro Frio) apresentaram maiores diversidades Shannon-Wiener ($H' = 2,72$; $H' = 2,20$ e $H' = 2,40$) e o ponto P01B apresentou a menor diversidade Shannon ($H' = 0,72$). A equitabilidade e Pielou foram maiores nos pontos P02, P03 e P08B ($J' = 0,91$; $0,79$ e $0,96$) e a menor no ponto P01B ($J' = 0,40$). A dominância de Simpson mostra que os pontos P07 e P08B apresentaram seus valores mais próximos a 1 ($D_s = 0,90$ e $D_s = 0,88$) o que implica que nestes pontos, a diversidade é maior e a dominância das espécies é mais homogeneamente distribuída (Tabela 17).

No período seco 2021 as comunidades bentônicas nos trechos lóticos foram dominadas, com maiores densidades, por larvas de dípteros da família Chironomidae e moluscos Gastropoda da família Hidrobiidae (Tabela 18). O ponto P07 se destacou dos demais pontos em relação às espécies indicadoras onde foi encontrado 17 táxons exclusivos com valores de IndVal significativos ($p < 0,05$). Desses 17 táxons, cinco foram representados por gêneros de Chironomidae (*Djalmabatista*, *Riethia*, *Goeldichironomus*, *Ablabesmyia* e *Stenochironomus*) e quatro moluscos (família Hidrobiidae, *Melanoides*, *Pomacea* e Planorbidae). O ponto P01B foi representado exclusivamente pelo gênero de quironomídeo *Aedokritus*, o ponto P03 pelo gênero *Caladomyia* e o ponto P09 foi representado exclusivamente por cinco gêneros: Coleoptera Elmidae (*Microcylloepus*), quironomídeos (*Rheotanytarsus*, *Cricotopus* e *Thienemannia*) e um gênero de Trichoptera (*Leptonema*) (Tabela 18). O índice de diversidade de Shannon-Wiener indicou que os pontos P07 e P09 foram os mais diversos na composição das comunidades bentônicas (respectivamente $H' = 4,14$ e $3,81$). O índice de Pielou (J') mostrou que os pontos P07 e P09 foram maiores e semelhantes entre si. A dominância de Simpson foi mais próxima de 1 nos pontos P03, P04 e P08B indicando que nestes pontos as comunidades foram mais homogeneamente distribuídas (Tabela 18).

Nos lagos do Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020 lagoas, as densidades foram dominadas por dípteros da família Chironomidae e minhocas d'água da Classe Oligochaeta (Tabela 19). Destaque para o gênero *Goeldichironomus* que predominou com elevada densidade ($3970,8 \pm 1623,9$ ind/m²) no Lago das Palmas P10, classificado segundo sua alimentação funcional como coletor-catador. No Lago do Limão P05 e Lago do Óleo P06 o gênero *Tanytarsus* filtrador predominou ($1251,9 \pm 511,1$ e $1911,1 \pm 780,2$ Índ/m²). A maior densidade de minhoca-d'água (oligoquetos) foi encontrada no ponto P06 ($1488,9 \pm 607,8$ Ind/m²) e a menor densidade foi encontrada no Ponto P05 ($377,8 \pm 154,2$ Ind/m²) (Tabela 19).

Em relação as espécies indicadoras destes ambientes, dois gêneros de quironomídeos foram indicadores exclusivos do Lago do Óleo P06 (*Endotribelos* e *Chironomus*) e três gêneros e uma família de Gastropoda foram exclusivos do Lago das Palmas P10 (*Asheum*, *Goeldichironomus*, *Cryptochironomus* e Hidrobiidae). O Lago do Limão P05 não apresentou espécie indicadora valor de IndVal não significativo ($p > 0,05$) (Tabela 19).

O índice de diversidade de Shannon no período chuvoso 2019/2020 indicou que o Lago do Limão P05 foi ligeiramente mais diverso na composição de comunidades bentônicas ($H' = 1,88$) enquanto que o Lago do Óleo e Lago das Palmas apresentaram índices de diversidade de Shannon semelhantes ($H' = 1,62$ e $1,65$). O índice de equitabilidade de Pielou, que mede a proporção entre as espécies, foi ligeiramente maior no Lago do Limão P05 ($J' = 0,60$) e apresentou valores semelhantes nos Lagos do Óleo P06 e das Palmas P10 ($J' = 0,51$ e $0,50$). A dominância de Simpson foi ligeiramente maior e semelhante nos Lagos do Limão P05 e do Óleo P06 ($Ds = 0,71$ e $0,73$) indicando uma tendência de maior homogeneidade na distribuição das espécies nestes lagos em relação ao Lago da Palmas ($Ds = 0,64$) (Tabela 19).

No período seco 2021 os lagos do baixo Rio Doce também foram dominados por larvas de quironomídeos e oligoquetos. A maior densidade total ($18755,6 \text{ ind/m}^2$) nas duas campanhas de amostragens foi registrado no Lago das Palmas P10, seguido dos Lagos do Óleo P06 ($14533,3 \text{ ind/m}^2$) e do Limão P05 ($6666,7 \text{ ind/m}^2$). O Lago do Óleo apresentou os mesmos gêneros exclusivos indicadores do período chuvoso 2019/2020 (*Chironomus* e *Endotribelos*). O Lago das Palmas P10 apresentou *Goeldichironomus* como gênero indicador e o Lago do Limão compartilhou com o Lago do Óleo o gênero *Fissimentum* (Chironomidae), *Caenis* (Ephemeroptera) e *Oligochaeta* (Annelida) como indicadores destes ambientes (Tabela 20). O índice de Shannon apontou os Lagos do Limão P05 e do Óleo P06 ($H' = 1,82$ e $2,06$) como ambientes mais diversos na composição de comunidades bentônicas do que o Lago das Palmas P10 ($H' = 1,69$). A equitabilidade de Pielou (J') foi similar nos três lagos ($J' = 0,51$; $0,56$ e $0,54$). A dominância de Simpson também foi maior e mais próximos de 1 nos Lagos do Limão e do Óleo ($Ds = 0,90$ e $0,83$) com as comunidades bentônicas mais homogeneamente distribuídas do que o Lago das Palmas ($Ds = 0,69$) ($Ds = 0,67$) (Tabela 20).

Tabela 17. Densidade (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) das unidades amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), Grupos Tróficos Funcionais (GTF), Frequência (Freq), índices de diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020 durante o PMBA/Ufes-RRDM.

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do baixo Rio Doce e tributários							IndVal	$p < 0,05$
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
Insecta											
Diptera											
Chironomidae											
<i>Ablabesmyia</i>	Predador	14					81,5 \pm 33,3		16,5 \pm 6,7	71	0,005
<i>Aedokritus</i>	Coletor-catador	2			7,4 \pm 3						
<i>Alotanyus</i>	Predador	2				14,8 \pm 6					
<i>Asheum</i>	Predador	10					303,7 \pm 124			82	0,005
<i>Beardius</i>	Fragmentador	10					22,2 \pm 9,1		9,3 \pm 3,8		
<i>Chironomus</i>	Coletor-catador	17				7,4 \pm 3	177,8 \pm 72,6		14,8 \pm 6	78	0,005
<i>Coelotanyus</i>	Predador	10			22,2 \pm 9,1	7,4 \pm 3		7,4 \pm 3			
<i>Corynoneura</i>	Coletor-catador	2					7,4 \pm 3				
<i>Cricotopus</i>	Coletor-catador	12					7,4 \pm 3		13 \pm 5,3	76	0,005
<i>Cryptochironomus</i>	Coletor-catador	10				7,4 \pm 3	7,4 \pm 3	7,4 \pm 3	1,9 \pm 0,8		
<i>Dicrotendipes</i>	Coletor-catador	2				7,4 \pm 3					
<i>Djalmabatista</i>	Predador	5				51,9 \pm 21,2					
<i>Endotribelos</i>	Fragmentador	17					140,7 \pm 57,5	7,4 \pm 3	7,4 \pm 3	81	0,005
<i>Fissimentum</i>	Coletor-catador	12		7,4 \pm 3		29,6 \pm 12,1	14,8 \pm 6		1,9 \pm 0,8		
<i>Fittkauimyia</i>	Predador	2					7,4 \pm 3				

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p < 0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
<i>Goeldichironomus</i>	Coletor-catador	19			29,6 ± 12,1		770,4 ± 314,5			90	0,005
<i>Labrundinia</i>	Predador	5			7,4 ± 3				1,9±0,8		
<i>Microchironomus</i>	Coletor-catador	7		7,4 ± 3		7,4 ± 3		7,4 ± 3			
<i>Onconeura</i>	Coletor-catador	2					7,4 ± 3				
<i>Parachironomus</i>	Predador	10				14,8 ± 6	81,5 ± 33,3	14,8 ± 6			
<i>Paracladius</i>	Coletor-catador	2					7,4 ± 3				
<i>Pelomus</i>	Coletor-catador	2				7,4 ± 3					
<i>Pentaneura</i>	Coletor-catador	2					7,4 ± 3				
<i>Polypedilum</i>	Coletor-catador	48	7,4 ± 3	29,6 ± 12,1	133,3 ± 54,4	674,1 ± 275,2	237 ± 96,8	22,2 ± 9,1	3,7 ± 1,5		
<i>Stempellina</i>	Predador	2					7,4 ± 3				
<i>Stenochironomus</i>	Fragmentador	7					51,9±21,2		3,7 ± 1,5		
<i>Tanypus</i>	Predador	2				14,8 ± 6					
<i>Tanytarsus</i>	Filtrador	38			14,8 ± 6	81,5 ± 33,3	266,7 ± 108,9	7,4 ± 3	11,1 ± 4,5	83	0,005
<i>Ubatubaneura</i>	Predador	5					14,8 ± 6		3,7 ± 1,5		
Ceratopogonidae	Predador	12				7,4 ± 3	14,8 ± 6		5,6 ± 2,3		
Muscidae	Coletor-catador	2					7,4 ± 3				
Simuliidae											
<i>Cnesiamima</i>	Filtrador	5							250 ± 102,1		
Anellida											
<i>Oligochaeta</i>	Coletor-catador	45	185,2 ± 75,6	14,8 ± 6	22,2 ± 9,1	29,6 ± 12,1	681,5 ± 278,2		64,8 ± 26,5	86	0,005

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p < 0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
Mollusca											
Gastropoda											
Ampullariidae											
<i>Pomacea</i>	Raspador	2	7,4 ± 3								
Hydrobiidae	Raspador	7	7,4 ± 3	7,4 ± 3				7,4 ± 3			
Planorbidae	Raspador	7					96,3 ± 39,3			71	0,005
Thiaridae											
<i>Melanoides</i>	Raspador	2					7,4 ± 3				
Bivalvia	Filtrador	2							5,6 ± 2,3		
Corbiculidae											
<i>Corbicula</i>	Filtrador	2							5,6 ± 2,3		
Coleoptera		2			7,4 ± 3						
Elmidae	Raspador	19	7,4 ± 3			14,8 ± 6	7,4 ± 3	7,4 ± 3	20,4 ± 8,3	68	0,005
Hydrophilidae	Predador	14				44,4 ± 18,1	59,3 ± 24,2			71	0,015
<i>Enhydrus</i>	Predador	2					14,8 ± 6				
Ephemeroptera	Coletor-catador	2									
Baetidae							51,9 ± 21,2				
<i>Americabaetis</i>	Coletor-catador	5							40,7 ± 16,6		
<i>Apobaetis</i>	Coletor-catador	5							9,3 ± 3,8		
<i>Aturbina</i>	Coletor-catador	2					29,6 ± 12,1				
<i>Calibaetis</i>	Coletor-catador	2							1,9 ± 0,8		
<i>Camelobaetidius</i>	Raspador	2							1,9 ± 0,8		
<i>Rivudiva</i>	Coletor-catador	2							7,4 ± 3		
<i>Waltzophius</i>	Coletor-catador	5							9,3 ± 3,8		

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p < 0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
<i>Zeluzia</i>	Coletor-catador	5							5,6 ± 2,3		
Caenidae											
<i>Caenis</i>	Coletor-catador	2					14,8 ± 6				
Leptohyphidae											
<i>Traverhyphes</i>	Coletor-catador	2					14,8 ± 6				
<i>Tricorythodes</i>	Coletor-catador	10	7,4 ± 3	7,4 ± 3			37 ± 15,1				
Leptophlebiidae											
<i>Hydrosmilodon</i>	Filtrador	2					7,4 ± 3				
Heteroptera											
Corixidae											
<i>Ramphocorixa</i>	Predador	2		7,4 ± 3							
Notonectidae											
<i>Notonecta</i>	Predador	5			59,3 ± 24,2						
Lepidoptera											
Piridae	Fragmentador	2			14,8 ± 6						
Megaloptera											
Corydalidae											
<i>Corydalus</i>	Predador	2							7,4 ± 3		
Odonata											
Calopterygidae											
<i>Hetaerina</i>	Predador	2							1,9 ± 0,8		
Coenagrionidae											
<i>Leptagrion</i>	Predador	2							1,9 ± 0,8		
<i>Psaironeura</i>	Predador	5					7,4 ± 3		1,9 ± 0,8		

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p < 0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
Corduliidae											
<i>Rialla</i>	Predador	10					37 ± 15,1		5,6 ± 2,3		
Gomphydae											
<i>Epigomphus</i>	Predador	2							1,9 ± 0,8		
<i>Agriogomphus</i>	Predador	2							1,9 ± 0,8		
<i>Perigomphus</i>	Predador	2							3,7 ± 1,5		
<i>Progomphus</i>	Predador	7					88,9 ± 36,3			71	0,015
Libellulidae											
<i>Dythemis</i>	Predador	7					14,8 ± 6		3,7 ± 1,5		
Trichoptera											
Hydropsychidae	Coletor-catador	2				22,2 ± 9,1					
<i>Leptonema</i>	Coletor-catador	2							1,9 ± 0,8		
<i>Smicridea</i>	Filtrador	5							16,7 ± 6,8		
Leptoceridae											
<i>Oecetis</i>	Fragmentador	2					29,6 ± 12,1				
Polycentropodiade											
<i>Cernotina</i>	Filtrador	5							3,7 ± 1,5		
<i>Polycentropus</i>	Filtrador	2							1,9 ± 0,8		
Decapoda											
Palaemonidae											
<i>Macrobrachium</i>	Coletor-catador	5					296,3 ± 121	7,4±3			
Nematoda	Predador	2							1,9±0,8		
Riqueza			6	7	10	18	40	10	39		

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do baixo Rio Doce e tributários							IndVal	$p < 0,05$
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
Total indivíduos			30	11	43	141	505	13	307		
Densidade total (ind/m ²)			1333,3	488,9	1911,1	6266,7	22444,4	577,8	13644,4		
<i>H</i> _{max}			1,79	1,95	2,30	2,89	3,69	2,30	3,66		
<i>H'</i> (Shannon)			0,72	1,77	1,82	1,54	2,72	2,20	2,40		
<i>J'</i> (Pielou)			0,40	0,91	0,79	0,53	0,74	0,96	0,66		
Simpson			0,30	0,79	0,77	0,57	0,90	0,88	0,78		

Tabela 18: Densidade (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) das unidades amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), Grupos Tróficos Funcionais (GTF), Frequência (Freq), índices de diversidade de Shannon (*H'*), Equitabilidade de Pielou (*J'*) e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos trechos lóticos do baixo Rio Doce no período seco 2021 durante o PMBA/Ufes-RRDM.

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do Baixo Rio Doce e tributários							IndVal	$p < 0,05$
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
Diptera											
Chironomidae											
<i>Ablabesmyia</i>	Predador	25	49,4 \pm 25,6		9,9 \pm 6,2	69,1 \pm 65,2	197,5 \pm 71,9		8,1 \pm 4,7	0,66	0,01
<i>Aedokritus</i>	Coletor-catador	6	39,5 \pm 23,6					4,9 \pm 4,7		0,544	0,005
<i>Alotanypus</i>	Predador	2				4,9 \pm 4,7					
<i>Asheum</i>	Predador	5			4,9 \pm 4,7	19,8 \pm 14,2					
<i>Axarus</i>	Coletor-catador	2		69,1 \pm 65,2							
<i>Beardius</i>	Fragmentador	2		4,9 \pm 4,7							

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do Baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p<0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
<i>Caladomyia</i>	Filtrador	22	390,1 ± 326,4	14,8 ± 14	696,3 ± 434,6	202,5 ± 190,9	4,9 ± 4,7			0,712	0,005
<i>Chironomus</i>	Coletor-catador	32	24,7 ± 14,2	118,5 ± 101,4	19,8 ± 7,4	64,2 ± 45,9	29,6 ± 19,8	19,8 ± 10,1	94,5 ± 87,4		
<i>Cladopelma</i>	Coletor-catador	5			19,8±10,1					0,577	0,03
<i>Clinotanytus</i>	Predador	2					4,9 ± 4,7				
<i>Coelotanytus</i>	Predador	14	19,8 ± 10,1		4,9 ± 4,7	14,8 ± 7	49,4 ± 46,6	4,9 ± 4,7			
<i>Cricotopus</i>	Coletor-catador	6							50,5 ± 27	0,667	0,005
<i>Cryptochironomus</i>	Coletor-catador	37	74,1 ± 33,5	74,1 ± 38,3		192,6 ± 48,9		14,8 ± 7	9,8 ± 6,1	0,746	0,01
<i>Demicryptochironomus</i>	Coletor-catador	0									
<i>Dicrotendipes</i>	Coletor-catador	2				4,9 ± 4,7					
<i>Djalmabatista</i>	Predador	19	9,9 ± 9,3		14,8 ± 9,9	4,9 ± 4,7	434,6 ± 197,1			0,91	0,005
<i>Endotribelos</i>	Fragmentador	25	4,9 ± 4,7	4,9 ± 4,7	39,5 ± 32,3	24,7±18,6	271,6 ± 196,5	128,4 ± 91,7	3,3 ± 2		
<i>Fissimentum</i>	Coletor-catador	30	93,8 ± 33,8	14,8 ± 9,9	24,7 ± 12,3	34,6 ± 15,3	59,3 ± 24,2	14,8 ± 14		0,625	0,05
<i>Goeldichironomus</i>	Coletor-catador	11	14,8 ± 14		4,9±4,7		74,1±36,3			0,66	0,005
<i>Labrundinia</i>	Predador	5				19,8 ± 14,2		4,9±4,7			
<i>Larsia</i>	Predador	3		9,9 ± 6,2							
<i>Microchironomus</i>	Coletor-catador	6			9,9 ± 9,3	19,8 ± 10,1					
<i>Nanocladius</i>	Coletor-catador	5		4,9 ± 4,7		14,8 ± 14			1,6 ± 1,5		
<i>Nilothauma</i>	Coletor-catador	13		4,9 ± 4,7	39,5 ± 23,6	9,9 ± 6,2	9,9 ± 6,2				
<i>Onconeura</i>	Coletor-catador	13		4,9 ± 4,7			34,6 ± 24		14,7 ± 5,2	0,605	0,005
<i>Orthocladinae_A</i>	Coletor-catador	2							3,3 ± 3,1		

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do Baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p<0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
<i>Parachironomus</i>	Predador	2		9,9 ± 9,3							
<i>Paracladius</i>	Coletor-catador	6		19,8 ± 18,6	29,6 ± 19,8			4,9 ± 4,7			
<i>Paralauterboniella</i>	Coletor-catador	10		9,9 ± 9,3	29,6 ± 19,8	14,8 ± 14		4,9 ± 4,7	3,3 ± 3,1		
<i>Paratanytarsus</i>	Filtrador	14	745,7 ± 636,2		93,8 ± 58,6	14,8 ± 14		49,4 ± 41,6			
<i>Pelomus</i>	Coletor-catador	6	4,9 ± 4,7		4,9 ± 4,7		4,9 ± 4,7		3,3 ± 3,1		
<i>Pentaneura</i>	Coletor-catador	5				24,7 ± 23,3	9,9 ± 9,3		1,6 ± 1,5		
<i>Polypedilum</i>	Coletor-catador	68	133,3 ± 32,8	548,1 ± 338,8	143,2 ± 57,1	325,9 ± 158	84 ± 23,6	108,6 ± 32,1	40,7 ± 27,3		
<i>Pseudochironomus</i>	Coletor-catador	5		9,9 ± 6,2				4,9 ± 4,7			
<i>Rheotanytarsus</i>	Filtrador	16			9,9 ± 9,3	98,8 ± 93,1			74,9 ± 23,5	0,775	0,005
<i>Riethia</i>	Coletor-catador	8					158 ± 66,3			0,75	0,005
<i>Stempellina</i>	Predador	2					4,9 ± 4,7				
<i>Stenochironomus</i>	Fragmentador	11				4,9 ± 4,7	123,5 ± 56,2		6,5 ± 4,1	0,61	0,02
<i>Tanytarsus</i>	Filtrador	24	24,7 ± 23,3	9,9 ± 6,2	34,6 ± 27,7	9,9 ± 9,3	192,6 ± 94,2	9,9 ± 9,3	8,1 ± 3,3		
<i>Thienemannia</i>	-	5							9,8 ± 6,1		
<i>Thienemannimyia</i>	Predador	2					9,9 ± 9,3				
<i>Xestochironomus</i>	Coletor-catador	11		9,9 ± 9,3			49,4 ± 41,6	14,8 ± 14	6,5 ± 3,3		
<i>Xenochironomus</i>	Fragmentador	2	4,9 ± 4,7								
<i>Zavreliella</i>	-	0									
Ceratopogonidae	Predador										
<i>Palpomyia</i>	Predador	35	34,6 ± 11,6	9,9 ± 6,2	197,5 ± 62,1	39,5 ± 27,4	14,8 ± 14	14,8 ± 7	1,6 ± 1,5	0,7	0,015

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do Baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p<0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
<i>Paryphoconus</i>	Predador	2						4,9 ± 4,7			
Empididae	Predador	3							6,5 ± 4,7		
Simuliidae											
<i>Cnesia</i>	Filtrador	2							8,1 ± 7,7		
<i>Cnesiamima</i>	Filtrador	16					1106,2 ± 1022,1		549 ± 330,7	0,745	0,005
<i>Simulium</i>	Filtrador	5		4,9 ± 4,7					4,9 ± 3,3		
Tipulidae	Fragmentador	2							1,6 ± 1,5		
Anellida											
Oligochaeta	Coletor-catador	59	227,2 ± 112,3	14,8 ± 7	163 ± 84,7	217,3 ± 104,9	202,5 ± 81,5	148,1 ± 45,3	40,7 ± 22,2		
Mollusca											
Gastropoda											
<i>Pomacea</i>	Raspador	8					118,5 ± 76,5			0,75	0,005
<i>Hidrobiidae</i>	Raspador	24	4,9 ± 4,7	14,8 ± 14	9,9 ± 9,3		6809,9 ± 2219,9	34,6 ± 13,6		0,938	0,005
<i>Physa</i>	Raspador	2	4,9 ± 4,7								
Planorbidae	Raspador	5					64,2 ± 36,4			0,58	0,02
<i>Biomphalaria</i>	Raspador	3					227,2 ± 209				
Thiaridae											
<i>Melanoides</i>	Raspador	13	4,9 ± 4,7				172,8 ± 65,7			0,87	0,005
Bivalvia											

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do Baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p<0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
Ampulariidae											
<i>Corbicula</i>	Filtrador	38	4,9 ± 4,7	103,7 ± 82,3	158 ± 53,7	98,8 ± 78	1130,9 ± 884,2	59,3 ± 29,6		0,743	0,035
Coleoptera											
Elmidae	Raspador										
<i>Heterelmis</i>	Raspador	5		4,9 ± 4,7			4,9 ± 4,7		1,6 ± 1,5		
<i>Microcylloepus</i>	Raspador	5							17,9 ± 12,1	0,577	0,015
<i>Neoelmis</i>	Raspador	14			4,9 ± 4,7		44,4 ± 18,5	4,9 ± 4,7	32,6 ± 19,9	0,603	0,015
Hydrophilidae	Predador										
<i>Crenitulus</i>	Predador	13		24,7 ± 15,8		4,9 ± 4,7	172,8 ± 99,4			0,69	0,010
Gyrinidae											
<i>Dineutus</i>	Predador										
<i>Enhydrus</i>	Predador	3		9,9 ± 6,2							
Staphilinidae	Predador	2							1,6±1,5		
Ephemeroptera											
Baetidae	Coletor-catador										
<i>Americabaetis</i>	Coletor-catador	16				4,9 ± 4,7	54,3 ± 27,7		48,9 ± 35,9	0,699	0,005
<i>Apobaetis</i>	Coletor-catador										
<i>Aturbina</i>	Raspador	2					9,9 ± 9,3				
<i>Calibaetis</i>	Coletor-catador										
<i>Camelobaetidius</i>	Coletor-catador	2					9,9±9,3				
<i>Paracloeodes</i>	Coletor-catador	3					14,8 ± 9,9				
<i>Rivudiva</i>	Coletor-catador	2									

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do Baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p<0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
<i>Varipes</i>	Coletor-catador	2					49,4 ± 46,6				
<i>Waltzoyphius</i>	Coletor-catador	2					19,8 ± 18,6				
<i>Zeluzia</i>	Predador						4,9 ± 4,7				
<i>Caenidae</i>											
<i>Caenis</i>	Coletor-catador	6			4,9 ± 4,7		207,4 ± 185,3		4,9 ± 4,6		
<i>Leptohyphidae</i>	Coletor-catador										
<i>Cabecar</i>	Coletor-catador	5		19,8 ± 18,6			325,9 ± 282				
<i>Haplohyphes</i>	Coletor-catador	6				29,6 ± 27,9	39,5 ± 20,3				
<i>Leptohyphes</i>	Coletor-catador	2					24,7 ± 23,3				
<i>Leptohyphodes</i>	Coletor-catador										
<i>Macunahyphes</i>	Coletor-catador	2		4,9 ± 4,7							
<i>Traverhyphes</i>	Coletor-catador	2		4,9 ± 4,7							
<i>Tricorythodes</i>	Coletor-catador	8	4,9 ± 4,7		4,9 ± 4,7		242 ± 157,9			0,57	0,02
<i>Tricorythopsis</i>	Coletor-catador	10				597,5 ± 553	484 ± 181,8			0,577	0,03
<i>Vacupernius</i>	Coletor-catador	2				9,9 ± 9,3					
<i>Leptophlebiidae</i>											
<i>Farrodes</i>	Raspador	5					148,1 ± 94			0,58	0,02
<i>Hydrosmilodon</i>	Raspador										
<i>Microphlebia</i>	Raspador	2		4,9±4,7							
<i>Miroculis</i>	-										

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do Baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p<0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
Polymitarcyidae											
<i>Campsurus</i>	Filtrador	3			4,9±4,7		4,9±4,7				
Heteroptera											
Corixidae											
<i>Heterocorixa</i>	Predador	2			4,9 ± 4,7						
Guerridae	Predador	6									
<i>Limnogonus</i>	Predador	2				4,9 ± 4,7					
Notonectidae											
<i>Martega</i>	Predador	2	4,9 ± 4,7								
<i>Notonecta</i>	Predador	5	19,8 ± 18,6	4,9 ± 4,7				4,9 ± 4,7			
Lepidoptera											
Piridae	Fragmentador					39,5 ± 37,2	9,9 ± 6,2		1,6 ± 1,5		
Neuroptera											
Sisyridae	-	2				4,9 ± 4,7					
Odonata											
Calopterygidae											
<i>Hetaerina</i>	Predador	3					4,9 ± 4,7		4,9 ± 4,6		
Coenagrionidae											
<i>Argia</i>	Predador	2							1,6 ± 1,5		
<i>Oxyagrion</i>	Predador	3					29,6 ± 19,8				
<i>Psaironeura</i>	Predador	8					59,3 ± 25,2	4,9 ± 4,7		0,64	0,005
Corduliidae											
<i>Riella</i>	Predador	5					34,6±18,2			0,58	0,02
Gomphidae											

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do Baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p<0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
<i>Epigomphus</i>	Predador	2							6,5 ± 6,1		
<i>Cyanogomphus</i>	Predador	2									
<i>Gomphoides</i>	Predador	2							1,6 ± 1,5		
<i>Phyllocycla</i>	Predador	16		19,8 ± 7,4	4,9 ± 4,7	14,8 ± 7	4,9±4,7	4,9±4,7	4,9 ± 4,6		
<i>Progomphus</i>	Predador	8					281,5 ± 175,7			0,75	0,005
Libellulidae											
<i>Gynothemis</i>	Predador	2							1,6 ± 1,5		
<i>Planiplax</i>	Predador	11	9,9 ± 6,2		9,9 ± 9,3		19,8±14,2		4,9 ± 3,3		
Trichoptera											
Glossosomatidae											
<i>Protophila</i>	Raspador	5				4,9 ± 4,7	24,7 ± 15,8				
Hydropsychidae											
<i>Diplectrona</i>	Coletor-catador	2							1,6 ± 1,5		
<i>Leptonema</i>	Coletor-catador	6							19,6 ± 8,9	0,667	0,01
<i>Macrostemum</i>	Filtrador	2							1,6 ± 1,5		
<i>Smicridea</i>	Filtrador	16		39,5 ± 37,2			212,3 ± 195		81,5 ± 24,5	0,679	0,01
Leptoceridae											
<i>Nectopsyche</i>	Coletor-catador	2				9,9±9,3					
<i>Oecetis</i>	Preadador	6			4,9 ± 4,7		14,8 ± 9,9		1,6±1,5		
Polycentropodiade											
<i>Cernotina</i>	Filtrador										
<i>Cynellus</i>	Filtrador	8				9,9±9,3	34,6 ± 15,3			0,59	0,02

Táxons	GTF	Freq	Pontos de amostragens na calha do Baixo Rio Doce e tributários							IndVal	p<0,05
			P01B	P02	P03	P04	P07	P08	P09		
<i>Polycentropus</i>	Coletor-catador	3					9,9±6,2				
Decapoda											
Palaemonidae											
<i>Macrobrachium</i>	Coletor-catador	2							17,9±16,9		
Ostracoda	Filtrador	3					64,2 ± 41,4				
Tricladida											
Planariidae	Predador	6					296,3 ± 248,6		1,6±1,5		
Dimarcusidae											
<i>Rhodax</i>	Predador	6			4,9 ± 4,7	4,9 ± 4,7	227,2 ± 209				
Riqueza			25	33	32	38	63	23	45		
Total indivíduos			396	249	367	464	3006	136	745		
Densidade total (ind/m²)			17600	11066,7	16311,1	20622,2	44076,2	6044,4	33111,1		
<i>Hmax</i>			3.22	3.50	3.47	3.64	4.14	3.14	3.81		
<i>H'</i> (Shannon)			2.06	2.28	2.30	2.64	2.47	2.40	2.33		
<i>J'</i> (Pielou)			0.64	0.65	0.66	0.73	0.59	0.77	0.61		
Simpson			0.79	0.77	0.81	0.88	0.77	0.87	0.77		

Tabela 19. Densidade (Ind/m²) e erro padrão (\pm erro pad) das unidades amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), Grupos Tróficos Funcionais (GTF), Frequência, índices de diversidade de Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J') e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos lagos do Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020 durante o PMBA/Ufes-RRDM.

Táxons	GTF	Freq	Lagos do baixo Rio Doce			IndVal	$p < 0,05$
			P05	P06	P10		
Insecta							
Diptera							
Chironomidae							
<i>Ablabesmyia</i>	Predador	39	22,2 \pm 9,1	14,8 \pm 6	251,9 \pm 102,8		
<i>Aedokritus</i>	Coletor-catador	11	140,7 \pm 57,5				
<i>Asheum</i>	Predador	28			296,3 \pm 121	91	0,005
<i>Beardius</i>	Fragmentador	11		22,2 \pm 9,1			
<i>Caladomyia</i>	Filtrador	6		14,8 \pm 6			
<i>Chironomus</i>	Coletor-catador	44	7,4 \pm 3	370,4 \pm 151,2	22,2 \pm 9,1	96	0,005
<i>Coelotanytus</i>	Predador	22	51,9 \pm 21,2	44,4 \pm 18,1			
<i>Cryptochironomus</i>	Coletor-catador	28		14,8 \pm 6	51,9 \pm 21,2	72	0,005
<i>Endotribelos</i>	Fragmentador	39	7,4 \pm 3	859,3 \pm 350,8		100	0,005
<i>Fissimentum</i>	Coletor-catador	39	81,5 \pm 33,3	7,4 \pm 3	14,8 \pm 6		
<i>Fittkauimyia</i>	Predador	11		7,4 \pm 3	7,4 \pm 3		
<i>Goeldichironomus</i>	Coletor-catador	50		59,3 \pm 24,2	3977,8 \pm 1623,9	91	0,005
<i>Microchironomus</i>	Coletor-catador	11	29,6 \pm 12,1				
<i>Nilothauma</i>	Coletor-catador	22		22,2 \pm 9,1	14,8 \pm 6		
<i>Onconeura</i>	Coletor-catador	6			7,4 \pm 3		
<i>Parachironomus</i>	Predador	6			7,4 \pm 3		
<i>Paralauterboniella</i>	Coletor-catador	6	14,8 \pm 6				
<i>Polypedilum</i>	Coletor-catador	67	29,6 \pm 12,1	51,9 \pm 21,2	340,7 \pm 139,1		
<i>Stenochironomus</i>	Fragmentador	6		7,4 \pm 3			
<i>Tanytarsus</i>	Filtrador	94	1251,9 \pm 511,1	1911,1 \pm 780,2	259,3 \pm 105,8		

Táxons	GTF	Freq	Lagos do baixo Rio Doce			IndVal	p < 0,05
			P05	P06	P10		
Ceratopogonidae	Predador	28	7,4 ± 3	7,4 ± 3	29,6 ± 12,1		
Chaoboridae	Predador	11	37 ± 15,1		7,4 ± 3		
Anellida							
Oligochaeta	Coletor-catador	78	377,8 ± 154,2	1488,9 ± 607,8	459,3 ± 187,5		
Mollusca							
Gastropoda							
Ampullariidae							
<i>Pomacea</i>	Raspador	6		7,4 ± 3			
Hydrobiidae	Raspador	44	59,3 ± 24,2		777,8 ± 317,5	96	0,005
Physidae							
<i>Physa</i>	Raspador	6	7,4 ± 3				
Thiaridae							
<i>Melanoides</i>	Raspador	22	14,8 ± 6	7,4 ± 3	22,2 ± 9,1		
Bivalvia							
Corbiculidae							
<i>Corbicula</i>	Filtrador	6		7,4 ± 3			
Coleoptera							
Gyrinidae							
<i>Dineutus</i>	Predador	11			14,8 ± 6		
Ephemeroptera							
Caenidae	Coletor-catador	11	29,6 ± 12,1				
<i>Caenis</i>	Coletor-catador	44	155,6 ± 63,5	51,9 ± 21,2	37 ± 15,1		
Leptohyphidae	Coletor-catador	6	14,8 ± 6				
<i>Tricorythodes</i>	Coletor-catador	28	29,6 ± 12,1		88,9 ± 36,3		
<i>Tricorythopsis</i>	Coletor-catador	6			7,4 ± 3		
Polymitarcyidae							
<i>Campsurus</i>	Filtrador	6		7,4 ± 3			
Heteroptera							
Corixidae							
<i>Tenagobia</i>	Predador	6			7,4 ± 3		
Guerridae	Predador	6		7,4 ± 3			
Odonata							
Corduliidae							

Táxons	GTF	Freq	Lagos do baixo Rio Doce			IndVal	$p < 0,05$
			P05	P06	P10		
<i>Rialla</i>	Predador	6		7,4 ± 3			
Gomphydae							
<i>Phyllocycla</i>	Predador	6	22,2 ± 9,1				
<i>Phyllogomphoides</i>	Predador	6	7,4 ± 3				
<i>Progomphus</i>	Predador	11			44,4 ± 18,1		
Orthoptera							
Tridactylidae	Fragmentador	6			14,8 ± 6		
Trichoptera							
Leptoceridae							
<i>Oecetis</i>					7,4 ± 3		
Polycentropodiade	Fragmentador	6					
<i>Cyrnellus</i>	Filtrador	6			14,8 ± 6		
Ostracoda	Filtrador	11			66,7 ± 27,2		
Tricladida							
Dimarcusidae							
<i>Rhodax</i>	Predador	6		7,4 ± 3			
Riqueza			22	24	27		
Total indivíduos			332	676	925		
Densidade total (ind/m ²)			13280	27040	37000		
<i>Hmax</i>			3,14	3,18	3,30		
<i>H'</i> (Shannon)			1,88	1,62	1,65		
<i>J'</i> (Pielou)			0,60	0,51	0,50		
Simpson			0,71	0,73	0,64		

Tabela 20. Densidade (Ind/m²) e erro padrão (± erro pad) das unidades amostrais, espécies indicadoras (IndVal, destaque em vermelho), Grupos Tróficos Funcionais (GTF), Frequência, índices de diversidade de Shannon (*H'*), Equitabilidade de Pielou (*J'*) e dominância de Simpson dos macroinvertebrados coletados nos lagos do baixo Rio Doce no período seco 2021 durante o PMBA/Ufes-RRDM.

Táxons	GTF	Freq	Lagos do baixo Rio Doce			IndVal	$p < 0,05$
			P05	P06	P10		
Insecta							
Diptera							
Chironomidae							
<i>Ablabesmyia</i>	Predador	39	22,2 ± 9,1	14,8 ± 6	251,9 ± 102,8		
<i>Aedokritus</i>	Coletor-catador	11	140,7 ± 57,5				
<i>Asheum</i>	Predador	28			296,3 ± 121	91	0,005
<i>Beardius</i>	Fragmentador	11		22,2 ± 9,1			
<i>Caladomyia</i>	Filtrador	6		14,8 ± 6			

Táxons	GTF	Freq	Lagos do baixo Rio Doce			IndVal	p < 0,05
			P05	P06	P10		
<i>Chironomus</i>	Coletor-catador	44	7,4 ± 3	370,4 ± 151,2	22,2±9,1	96	0,005
<i>Coelotanytus</i>	Predador	22	51,9 ± 21,2	44,4 ± 18,1			
<i>Cryptochironomus</i>	Coletor-catador	28		14,8 ± 6	51,9 ± 21,2	72	0,005
<i>Endotribelos</i>	Fragmentador	39	7,4 ± 3	859,3 ± 350,8		100	0,005
<i>Fissimentum</i>	Coletor-catador	39	81,5 ± 33,3	7,4±3	14,8 ± 6		
<i>Fittkauimyia</i>	Predador	11		7,4 ± 3	7,4 ± 3		
<i>Goeldichironomus</i>	Coletor-catador	50		59,3 ± 24,2	3977,8 ± 1623,9	91	0,005
<i>Microchironomus</i>	Coletor-catador	11	29,6 ± 12,1				
<i>Nilothauma</i>	Coletor-catador	22		22,2 ± 9,1	14,8 ± 6		
<i>Onconeura</i>	Coletor-catador	6			7,4 ± 3		
<i>Parachironomus</i>	Predador	6			7,4 ± 3		
<i>Paralauterboniella</i>	Coletor-catador	6	14,8 ± 6				
<i>Polypedilum</i>	Coletor-catador	67	29,6 ± 12,1	51,9 ± 21,2	340,7 ± 139,1		
<i>Stenochironomus</i>	Fragmentador	6		7,4 ± 3			
<i>Tanytarsus</i>	Filtrador	94	1251,9 ± 511,1	1911,1 ± 780,2	259,3 ± 105,8		
Ceratopogonidae	Predador	28	7,4 ± 3	7,4 ± 3	29,6 ± 12,1		
Chaoboridae	Predador	11	37 ± 15,1		7,4±3		
Anellida							
Oligochaeta	Coletor-catador	78	377,8 ± 154,2	1488,9 ± 607,8	459,3 ± 187,5		
Mollusca							
Gastropoda							
Ampullariidae							
<i>Pomacea</i>	Raspador	6		7,4±3			
<i>Hydrobiidae</i>	Raspador	44	59,3 ± 24,2		777,8 ± 317,5	96	0,005
Physidae							
<i>Physa</i>	Raspador	6	7,4 ± 3				
Thiaridae							
<i>Melanoides</i>	Raspador	22	14,8 ± 6	7,4±3	22,2 ± 9,1		
Bivalvia							
Corbiculidae							
<i>Corbicula</i>	Filtrador	6		7,4 ± 3			
Coleoptera							
Gyrinidae							
<i>Dineutus</i>	Predador	11			14,8 ± 6		
Ephemeroptera							
Caenidae	Coletor-catador	11	29,6 ± 12,1				
<i>Caenis</i>	Coletor-catador	44	155,6 ± 63,5	51,9 ± 21,2	37 ± 15,1		

Táxons	GTF	Freq	Lagos do baixo Rio Doce			IndVal	p < 0,05
			P05	P06	P10		
Leptohyphidae	Coletor-catador	6	14,8 ± 6				
<i>Tricorythodes</i>	Coletor-catador	28	29,6 ± 12,1		88,9 ± 36,3		
<i>Tricorythopsis</i>	Coletor-catador	6			7,4 ± 3		
Polymitarcyidae							
<i>Campsurus</i>	Filtrador	6		7,4 ± 3			
Heteroptera							
Corixidae							
<i>Tenagobia</i>	Predador	6			7,4 ± 3		
Guerridae	Predador	6		7,4 ± 3			
Odonata							
Corduliidae							
<i>Riella</i>	Predador	6		7,4 ± 3			
Gomphyidae							
<i>Phyllocycla</i>	Predador	6	22,2 ± 9,1				
<i>Phyllogomphoides</i>	Predador	6	7,4 ± 3				
<i>Progomphus</i>	Predador	11			44,4 ± 18,1		
Orthoptera							
Tridactylidae	Fragmentador	6			14,8 ± 6		
Trichoptera							
Leptoceridae							
<i>Oecetis</i>					7,4 ± 3		
Polycentropodiidae	Fragmentador	6					
<i>Cynellus</i>	Filtrador	6			14,8 ± 6		
Ostracoda	Filtrador	11			66,7 ± 27,2		
Tricladida							
Dimarcusidae							
<i>Rhodax</i>	Predador	6		7,4 ± 3			
Riqueza			22	24	27		
Total indivíduos			332	676	925		
Densidade total (ind/m²)			13280	27040,0	37000		
Hmax			3,14	3,18	3,30		
H' (Shannon)			1,88	1,62	1,65		
J' (Pielou)			0,60	0,51	0,50		
Simpson			0,71	0,73	0,64		

3.1.3 Composição em grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos

A composição das comunidades em grupos tróficos funcionais no período chuvoso 2019/2020 na calha do Rio Doce, as comunidades foram compostas principalmente por coletores-catadores e em alguns pontos a presença de filtradores e raspadores. Os pontos P01B, P02, P03 e P04 apresentaram as maiores porcentagens de coletores-catadores (respectivamente 90%, 82%, 62% e 76%). As maiores

proporções de predadores foram encontradas nos pontos P03, P07 e P08B (respectivamente 29%, 26% e 23%). A maior proporção de filtradores foi encontrada no ponto P09 (52% - córrego São Pedro Frio). Os fragmentadores foram encontrados em baixa proporção e restritos somente aos pontos P03, P07, P08B e P09 (respectivamente 5%, 9%, 8% e 4%) (Figura 118).

No período seco 2021 a predominância de coletores-catadores foi encontrada nos pontos P02, P04 e P08B (respectivamente 76%, 69% e 51%) e nos pontos P01B, P03 e P09 houve predomínio de macroinvertebrados filtradores (respectivamente 60%, 55% e 60%). O ribeirão Palmas (P07) foi o único ponto que apresentou uma elevada proporção de raspadores (53%) e foi representado principalmente por moluscos gastropodes. A maior proporção de fragmentadores foi encontrada no ponto P08B (19%) e a maior proporção de predadores foi encontrado no ponto P03 e P04 (16% e 12%) e iguais proporções nos pontos P02 e P08B (7%) (Figura 119).

Nos três lagos do Baixo Rio Doce onde foram coletados os macroinvertebrados bentônicos no período chuvoso 2019/2020, o ponto P10 Lago das Palmas apresentou a maior proporção de macroinvertebrados bentônicos coletores-catadores (85%) enquanto que nos Lagos do Limão P05 e do Óleo foram encontradas as maiores proporções de macroinvertebrados filtradores (52% e 58%). O ponto P06 Lago do Óleo foi o único que apresentou macroinvertebrados fragmentadores no período chuvoso (27%). Raspadores e predadores apresentaram-se em baixa proporção nestes lagos do Baixo Rio Doce (Figura 120).

No período seco 2021 o grupo trófico coletores-catadores foi predominante nos Lagos do Óleo e das Palmas. A maior proporção foi encontrada no Lago das Palmas P10 (75%) seguido do Lago do Óleo P06 (52%). raspadores foi o segundo grupo de maior proporção sendo 31% no Lago do Limão seguido de filtradores no Lago do Óleo 28%. Fragmentadores e predadores apresentaram-se em baixa proporção nos três lagos (Figura 121).

Figura 118. Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos no Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020 durante o PMBA/Fest-RRDM.

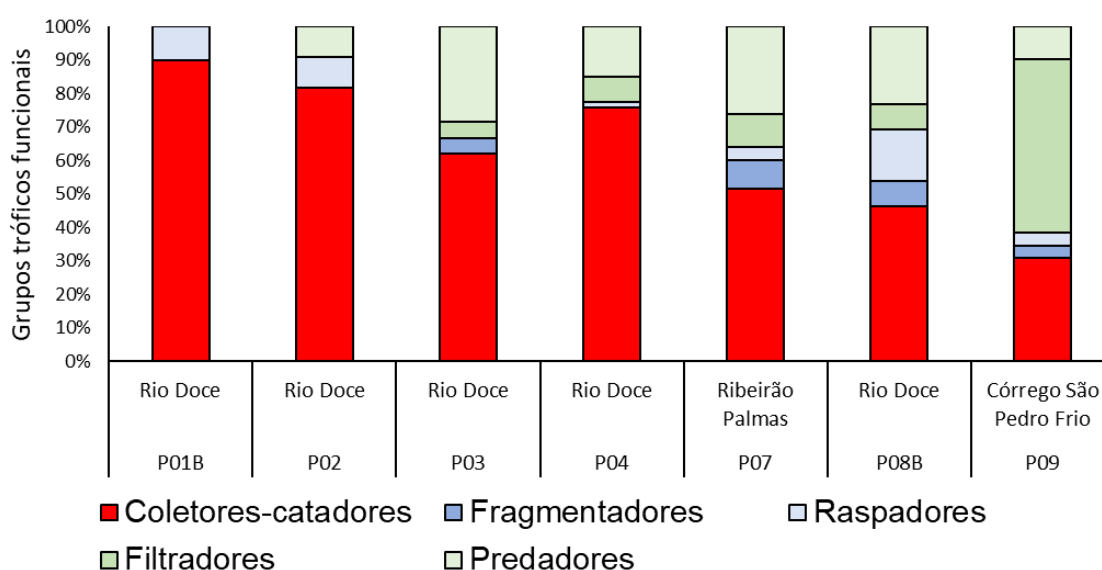


Figura 119. Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados nos trechos lóticos no Baixo Rio Doce no período seco 2021 durante o PMBA/Fest-RRDM.

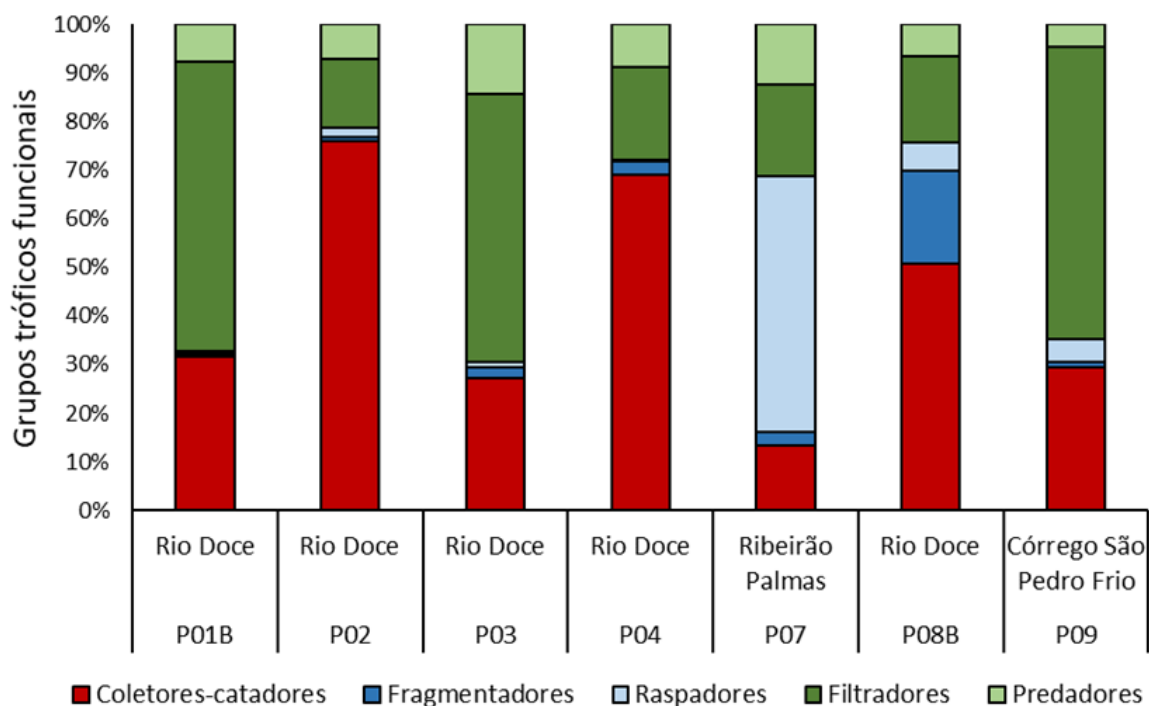


Figura 120. Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados em três lagos no Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020 durante o PMBA/Fest-RRDM.

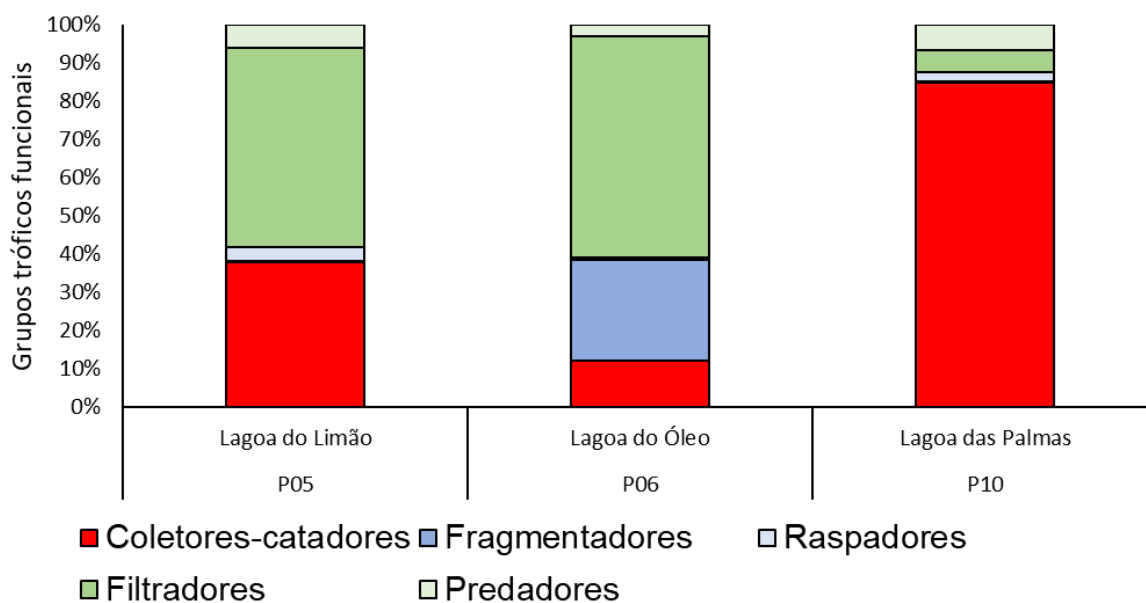
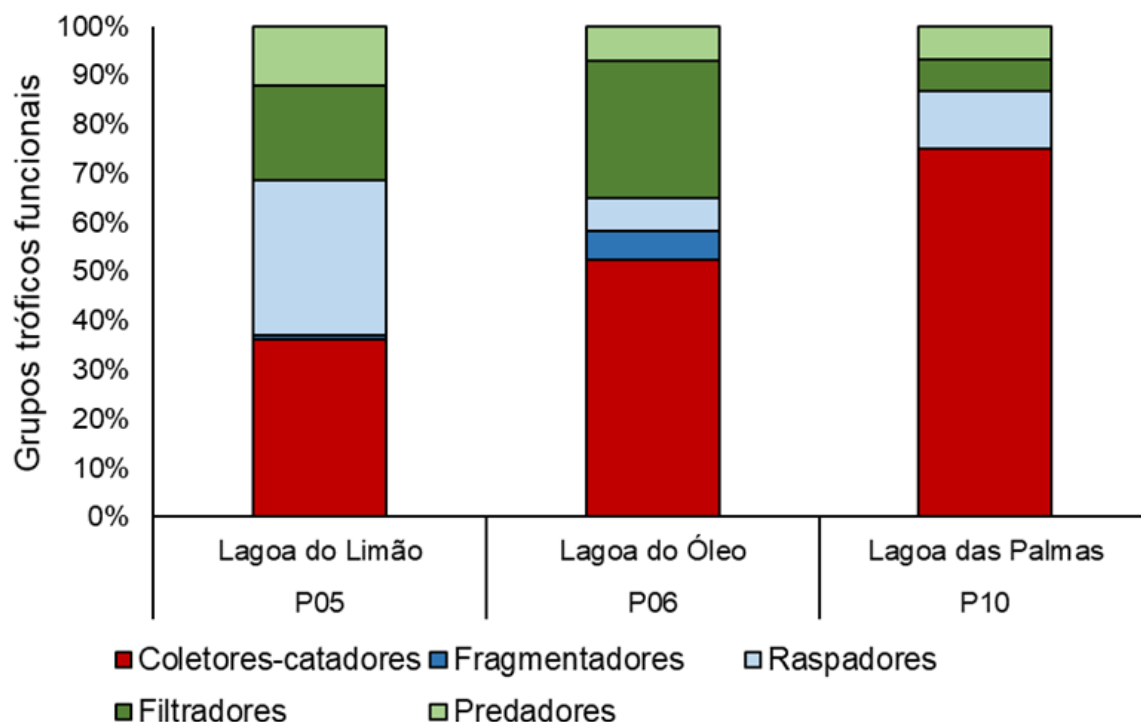


Figura 121. Proporção de grupos tróficos funcionais de macroinvertebrados bentônicos coletados em três lagos no Baixo Rio Doce no período seco 2021 durante o PMBA/Fest-RRDM.



3.1.4 Estimadores de riqueza taxonômica

Na estimativa da riqueza taxonômica de macroinvertebrados bentônicos nos ambientes lóticos e lênticos do Baixo Rio Doce, foram aplicados 7 estimadores (Chao 1 e 2, Jackknife 1 e 2, Bootstrap, ACE e ICE) nos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021 (Figura 122). No período chuvoso 2019/2020 a riqueza observada (Sobs Mao Tau, 76 táxons) representou 82,6% da riqueza estimada pelo estimador Bootstrap (aproximadamente 93 táxons) que apresenta uma estimativa da riqueza total com dados de todas as espécies coletadas (Figura 122a).

O estimador Chao de primeira ordem que se baseia nas espécies raras e usa as abundâncias das espécies, a riqueza observada representou 75,4% da riqueza estimada ($Chao1 = 102,1$) e Chao de segunda ordem, baseado nos dados de presença/ausência e distribuição das espécies entre as amostras, a riqueza observada representou 59,8 da estimada ($Chao2 = 128,7$) (Figura 122a). Por outro lado, o estimador Jackknife de primeira ordem, baseado na ocorrência das espécies e o número de amostras, a riqueza observada representou 66,9% da riqueza estimada ($Jack1 = 115,1$) enquanto que para o estimador Jackknife de segunda ordem a riqueza observada representou 54,9% da riqueza total estimada ($Jack2 = 140,14$) (Figura 122a).

O estimador ACE, que tem como foco a abundância das espécies raras evidenciou nos trechos lóticos um valor observado de 77% do valor estimado ($ACE = 100,01$) e o estimador ICE, com foco nas

espécies infrequentes, resultou num valor observado de 58,7% do valor estimado (ICE = 131,24) (Figura 122a).

No período seco 2021 a riqueza observada valores acima de 100% da riqueza estimada para os estimadores Chao 1, Chao 2, Bootstrap e o estimador ACE (aproximadamente 117 táxons) (Figura 122b).

O estimador Chao1 estimou a riqueza de macroinvertebrados em 134,8 e a riqueza observada representou 111,5% da riqueza estimada e Chao2 estimou a riqueza em 175,89 em 63 unidades amostrais e a riqueza observada representou 100,2% da estimada (Figura 122b). Por outro lado, o estimador Jackknife de primeira ordem estimou a riqueza em 150,4 e a riqueza observada representou 99,5% da riqueza estimada enquanto que o estimador Jackknife de segunda ordem estimou a riqueza em 177,6 e a riqueza observada representou 84,2% da riqueza total estimada (Figura 122b).

O estimador ACE estimou a riqueza em 133,5 e a riqueza observada representou 112,1% do valor estimado e o estimador ICE, com foco nas espécies infrequentes, estimou a riqueza em 149,6% e a riqueza observada representou 100% da riqueza estimada (Figura 122b).

Nos lagos do Baixo Rio Doce, 18 unidades amostrais foram definidas no período chuvoso 2019/2020 e 18 unidade amostrais no período seco 2021 nos lagos do Limão (P05), do Óleo (P06) e das Palmas (P10). No período chuvoso 2019/2020 foram amostrados um total de 47 táxons o que representou 84,8% da riqueza estimada pelo estimador Bootstrap (55,39) e na seca 2021 a riqueza observada (56 táxons) representou 87,2% da riqueza estimada (Bootstrap = 64,2) em 29 unidades amostrais (Figura 123a e b).

Os estimadores Chao1 e Chao2 estimaram a riqueza no período chuvoso em 58,38 e 63,31 a riqueza observada representou 80,5% e 74,2% respectivamente das riquezas estimadas e no período seco 2021 Jack1 e Jack2 estimaram as riquezas em 73,4 e 80,3 e as riquezas observadas representaram 76,3% e 69,8% das riquezas estimadas (Figura 123a e b). Por outro lado, os estimadores Jack1 e Jack2 estimaram a riqueza no período seco 2021 Jack1 e Jack2 estimaram as riquezas em 73,4 e 80,3 e as riquezas observadas representaram 76,3% e 69,8% das riquezas estimadas. No referente ao estimador ACE no período chuvoso 2019/2020 estimou a riqueza em 62,6 e a riqueza observada representou 75% da riqueza estimada e no período seco 2021 o estimador ACE estimou a riqueza em 67,3 e a riqueza observada representou 83,3% da riqueza estimada. O estimador ICE no período chuvoso 2019/2020 estimou a riqueza em 73,2 e a riqueza observada representou 64,2% do estimado e no período seco 2021 estimou a riqueza em 74,2 e a riqueza observada representou 75,4% da riqueza estimada (Figura 123a e b).

Em geral as curvas de estimativa de riqueza não apresentaram estabilização aparente, embora para alguns estimadores a riqueza observada foram maiores que a estimada o que indica que o esforço amostral obtido nas campanhas de coleta nos trechos de rios e lagos nos períodos chuvoso 2029/2020 e seco 2021, não foram ainda suficientes para representar as comunidades de macroinvertebrados bentônicos no Baixo Rio Doce.

Figura 122. Riqueza de macroinvertebrados bentônicos observadas e estimadas, determinadas pelo método curva de rarefação ou coletor nos períodos chuvoso 2019/2020 (a) e seco 2021 (b) nos trechos lóticos do Baixo Rio Doce durante o PMBA/Fest-RRDM.

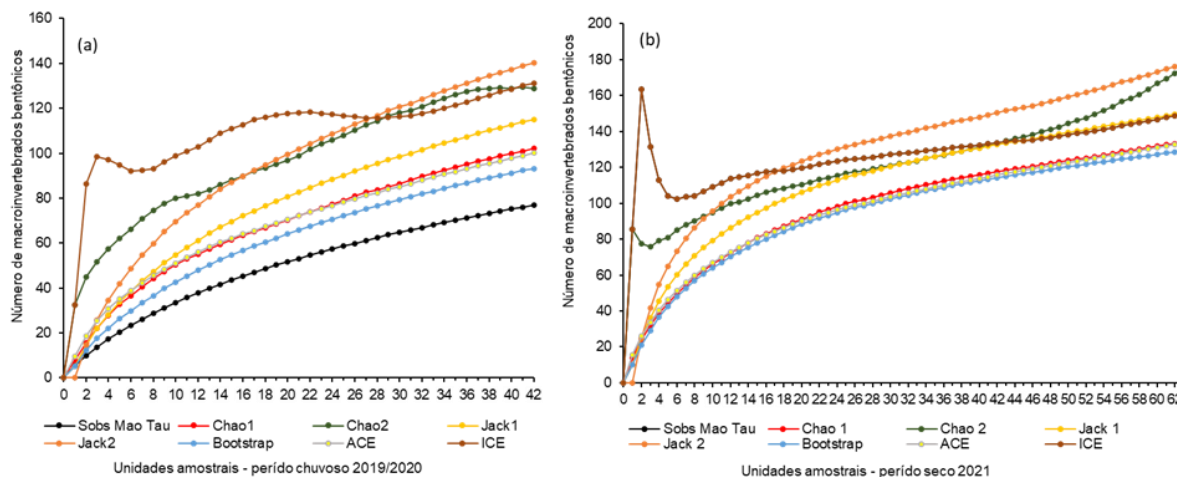
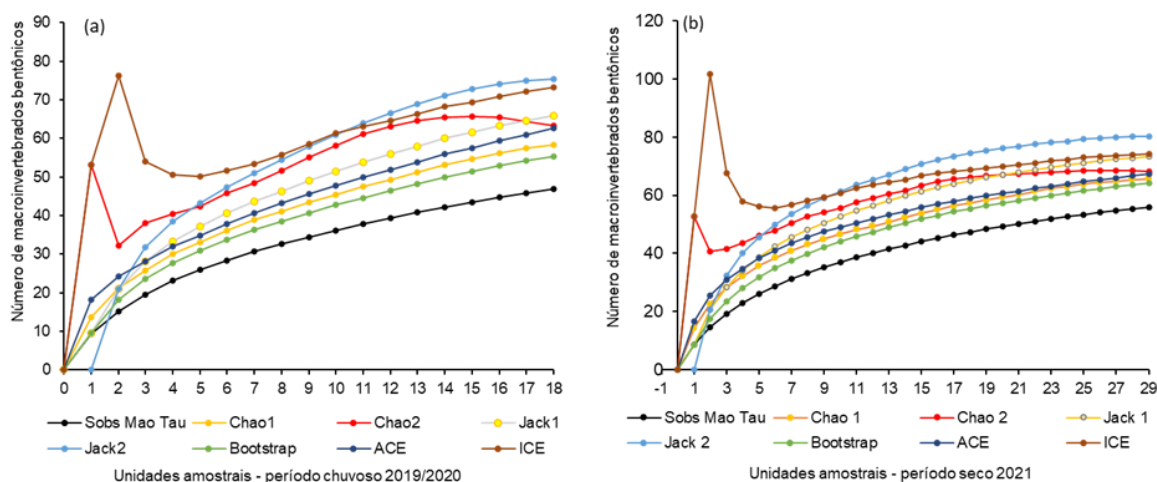


Figura 123. Riqueza de macroinvertebrados bentônicos observadas e estimadas, determinadas pelo método curva de rarefação ou coletor nos períodos chuvoso 2019/2020 (a) e seco 2021 (b) em três lagos no Baixo Rio Doce durante o PMBA/Fest-RRDM.



3.1.5 Diversidade beta temporal

Na avaliação da beta diversidade temporal da macrofauna bentônica amostrada na calha do Baixo Rio Doce (P01B, P02, P03, P04 e P08B), observou-se que a média da Beta diversidade foi de 0,77 para as assembleias bentônicas amostradas na calha do Rio Doce. A maior diversidade beta das assembleias foi de 0,87 e representa a diversidade beta entre as campanhas de dezembro de 2019/2020, abril, junho e agosto de 2021. Esta diversidade é composta predominantemente pelo componente

“Appearance”, ou seja, ao surgimento de outras espécies nas assembleias bentônicas (Figura 124a e b).

Nos lagos do Baixo Rio Doce (Óleo, Limão e Palmas), o valor médio da diversidade Beta total foi de 0,61 para as assembleias de macroinvertebrados bentônicos amostradas e semelhantes entre as campanhas de amostragens. A maior diversidade beta foi de 0,63 e representa a diversidade beta entre as campanhas dezembro de 2020 e abril de 2021 (Figura 125b). Esta diversidade é também composta predominantemente pelo componente “Appearance”, ou seja, ao surgimento de outras espécies na assembleia (Figura 125a e b).

Figura 124. Beta diversidade temporal das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM na calha do Baixo Rio Doce. (a) Número de espécies (macroinvertebrados), (b) Beta diversidade total particionada entre beta total e sua fração correspondente ao surgimento de espécies (Appearance) e perda de espécies (Disappearance). Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19

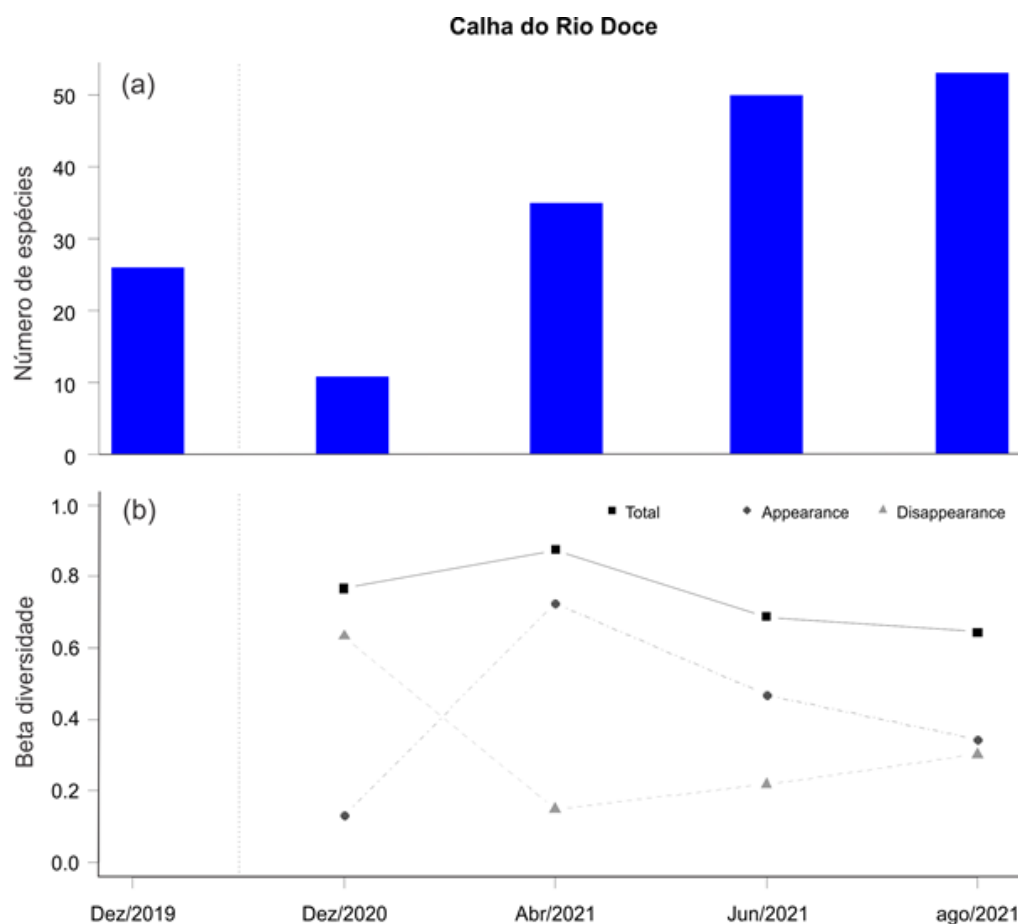
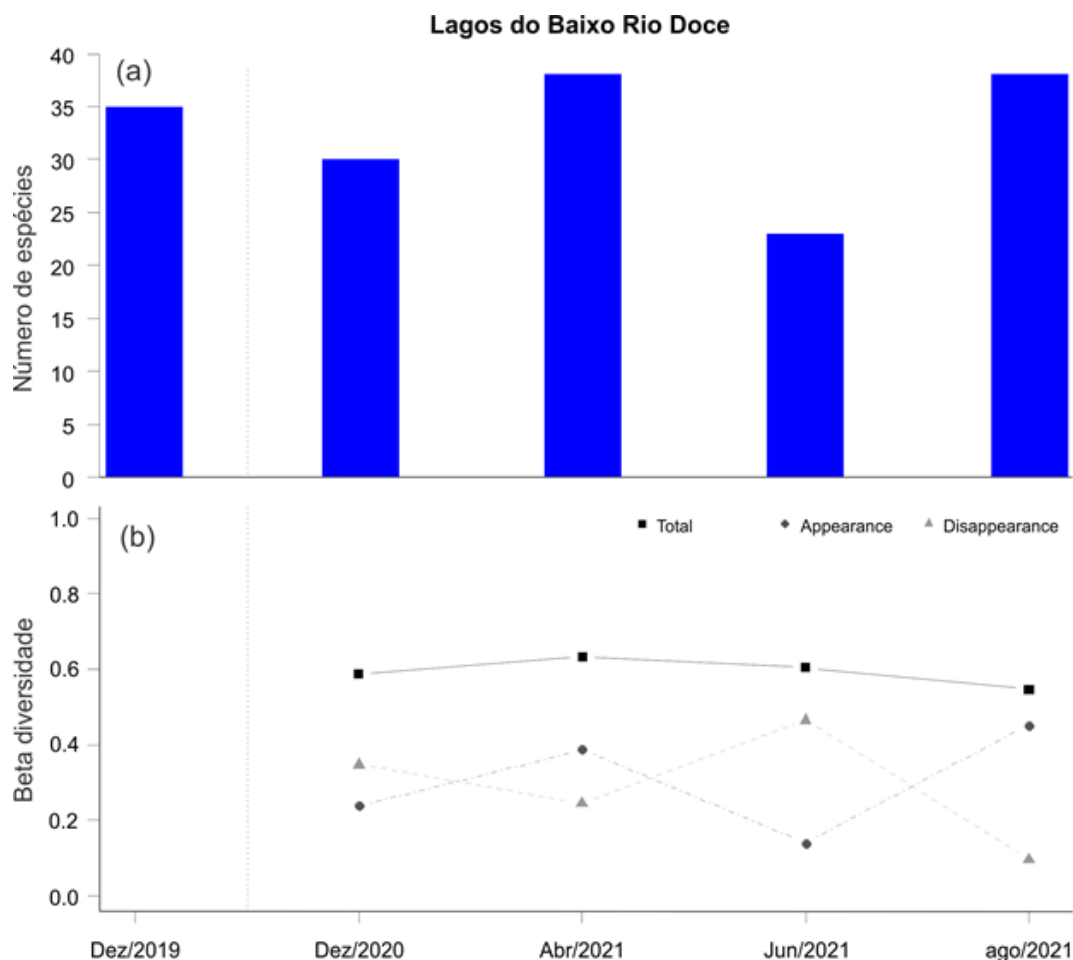


Figura 125. Beta diversidade temporal das assembleias de macroinvertebrados bentônicos coletados ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM em lagos do Baixo Rio Doce. (a) Número de espécies (macroinvertebrados), (b) Beta diversidade total particionada entre beta total e sua fração correspondente ao surgimento de espécies (Appearance) e perda de espécies (Disappearance). Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19.



3.1.6 Avaliação sazonal das abundâncias de assembleias de macroinvertebrados bentônicos

Pela análise estatística ANOVA – OneWay foi observado diferenças significativas nas abundâncias de assembleias de macroinvertebrados, quando comparados os períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021 ($F_{(73-1)} = 15,16$, $p < 0,001$, Figura 126) confirmadas pelo teste de Tuckey. Estas diferenças foram evidenciadas e confirmadas pelo teste t -student ($p < 0,05$) pareado nos pontos P01B ($t = -2,89$, $df = 13$, $p = 0,012$) e P02 ($t = -2,54$, $df = 9,5$, $p = 0,03$) (Figura 127). Os dados foram $\log(x+1)$ quando necessário, para atender os pressupostos de homogeneidade e homocedasticidade da variância dos dados para a realização das análises. Os pressupostos foram testados pela análise de resíduos e teste Bartlett, Shapiro-Wilk e teste de Levene. As análises foram realizadas em software livre na plataforma R.

Nos lagos do Baixo Rio Doce (Lago do Limão P05, Lago do Óleo P06 e Lago das Palmas P10), os resultados da análise de variância ANOVA-OneWay mostraram que houve diferença significativa na abundância de macroinvertebrados entre os períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021 ($F = 8,646$, $df = 1$,

$p = 0.0058$, Figura 128). No entanto a diferença foi evidenciada apenas no Lago das Palmas confirmada pelo teste t -student ($p < 0,05$) pareado ($t = 3,01$, $df = 13$, $p = 0.01$, Figura 129).

Figura 126. Diferenças nas densidades de macroinvertebrados bentônicos nos trechos lóticos do Baixo Rio Doce entre os períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021. Dados de abundância $\log(x+1)$ transformados e as letras em cima das caixas representam o teste de Tukey.

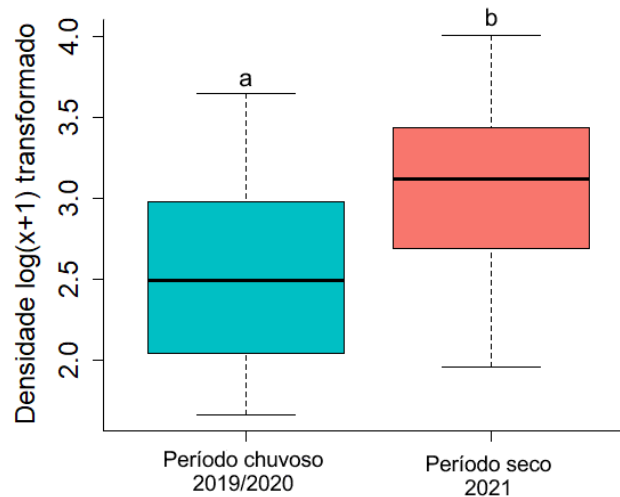


Figura 127. Diferenças nas densidades de macroinvertebrados bentônicos nos trechos lóticos do Baixo Rio Doce entre os períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021 em cada ponto de amostragem no Baixo Rio Doce. Dados de abundância foram $\log(x+1)$ transformados quando necessário e as letras em cima das caixas representam o teste de Tukey.

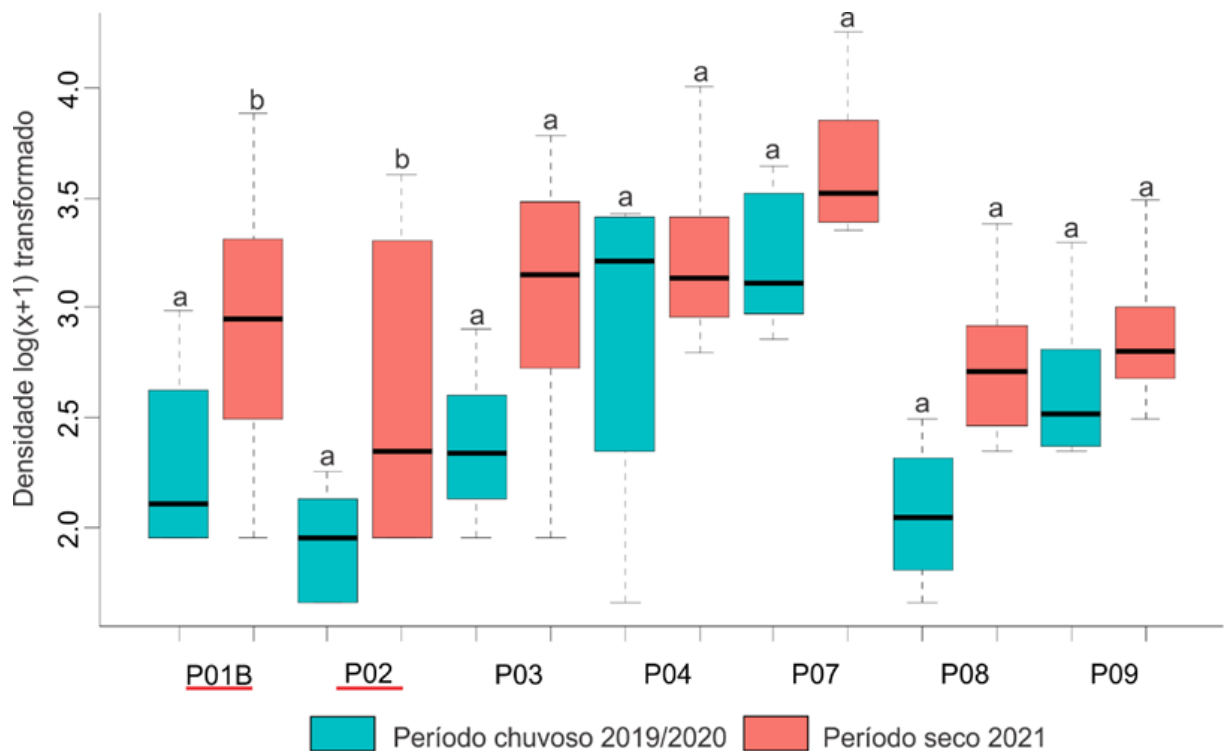


Figura 128. Diferenças nas densidades de macroinvertebrados bentônicos nos lagos do Baixo Rio Doce entre os períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021. Dados de abundância $\log(x+1)$ transformados e as letras em cima das caixas representam o teste de Tukey.

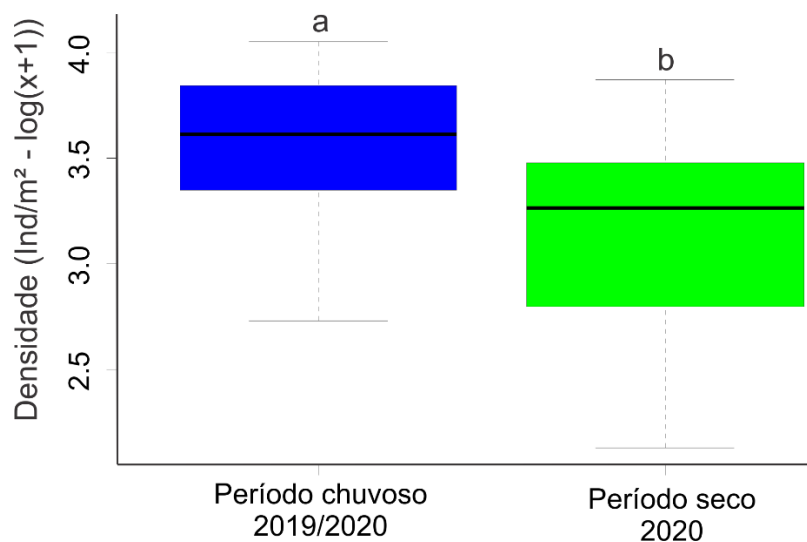
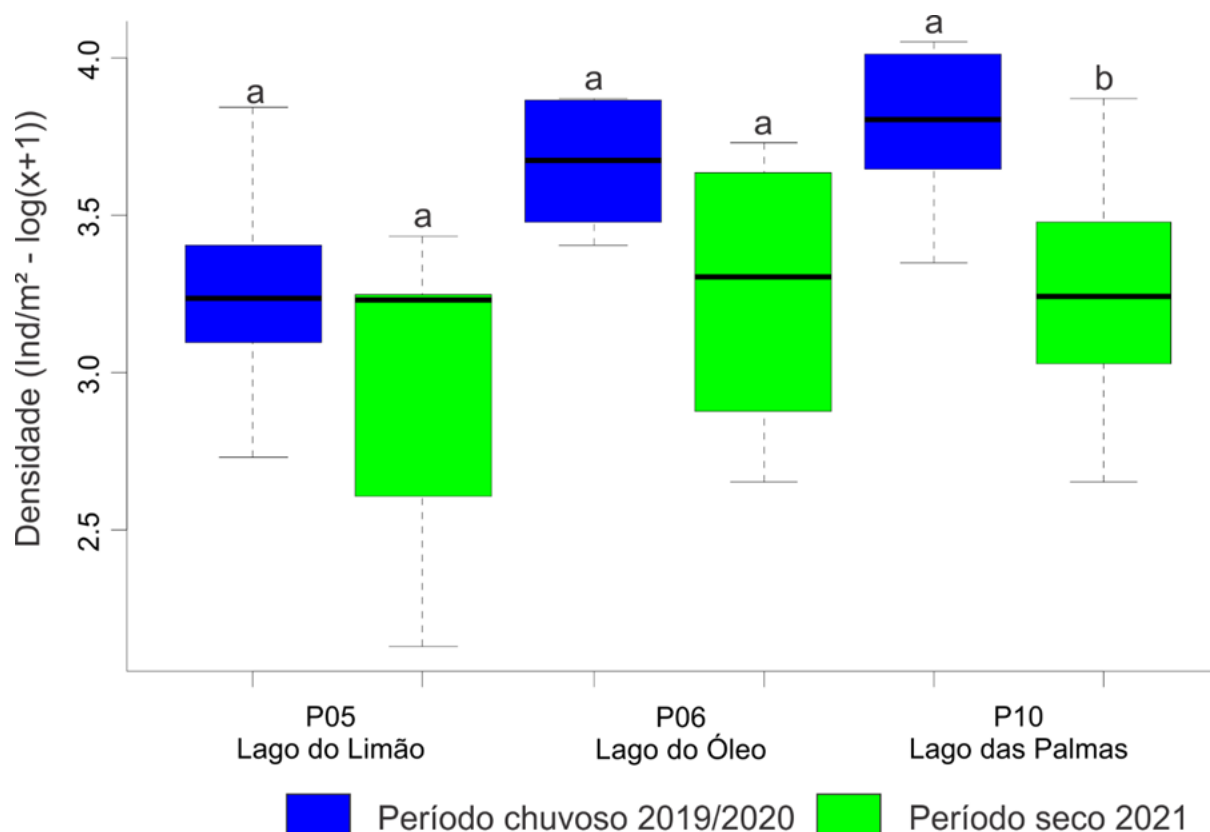


Figura 129. Diferenças nas densidades de macroinvertebrados bentônicos nos lagos do Baixo Rio Doce entre os períodos sazonais chuvoso 2019/2020 e seco 2021 em cada ponto de amostragem. Dados de abundância foram $\log(x+1)$ transformados quando necessário e as letras em cima das caixas representam a significância do teste *t*-student pareado ($a \neq b$).



3.1.7 Relações de fatores ambientais na distribuição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos.

As análises de correspondência canônica (CCA) realizadas nos trechos lóticos mostraram as possíveis relações entre a qualidade dos habitats e parâmetros físico-químicos e as abundâncias de macroinvertebrados bentônicos nos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021. Considerando os parâmetros de qualidade de habitats no período chuvoso 2019/2020, o eixo 1 da CCA explicou 33,6% e o eixo 2 explicou 14,8% e ambos um total de 48,4% de explicação. Os parâmetros avaliados mostraram que o ponto P09 (córrego São Pedro Frio), com boa qualidade de habitat e considerado Natural pela avaliação do protocolo de habitats, apresentou forte correlação principalmente com os macroinvertebrados dos gêneros da família Chironomidae (*Ablabesmyia*, *Beardius*, *Cricotopus*), molusco Bivalvia (*Corbicula*), gêneros de efemerópteros (*Waltzophius*, *Rivudiva*, *Apobaetis*, *Americabaetis* e *Zeluzia*) e da ordem Trichoptera (*Smicridea*). O gênero *Fissimentum* e *Microchironomus* (Chironomidae), minhocas d'água da classe Oligochaeta, *Tricorythodes* (Ephemeroptera) e Gastropoda Hydrobiidae foram correlacionados com os parâmetros da condição "impactado" dos pontos P01B e P02. Finalmente, os gêneros de quironomídeos *Coelotanypus*, *Goeldichironomus*, *Parachironomus*, *Asheum*, *Polypedilum*, *Djalmabatista*, ordem Ephemeroptera da família Baetidae, Mollusco da família Planorbidae e ordem Trichoptera da família Hydropsychidae foram correlacionados com os parâmetros que resultaram na qualidade de habitat "alterado" principalmente nos pontos P03, P04 e P07 (Figura 130).

A CCA das variáveis físico-químicas o eixo 1 explicou 33,6% e o eixo 2 explicou 23,4% em um total de 57% de explicação. As variáveis pH e Turbidez influenciaram principalmente os gêneros *Djalmabatista*, *Microchironomus*, *Polypedilum*, *Fissimentum*, minhoca d'água oligoqueta e ordem Trichoptera Hydropsychidae em pontos impactados e alterados. O oxigênio dissolvido foi correlacionado principalmente com os gêneros *Beardius*, *Ubatubaneura*, *Ablabesmyia*, *Dythemis*, *Rialla* e Cetatopogonidae (Diptera), enquanto que a temperatura e condutividade elétrica foram correlacionadas aos gêneros *Parachironomus*, *Goeldichironomus*, *Tricorythodes* e Hydrophilidae (Coleoptera) (Figura 131).

No período seco 2021, o eixo 1 da CCA explicou 26,4% e o eixo 2 explicou 15,9% e um total de 42,3% para os dois eixos. Os gêneros encontrados no ponto P09 (córrego São Pedro Frio) foram *Leptonema*, *Cricotopus*, *Macrobrachium*, *Microcylloepus*, *Cnesia*, *Epigomphus*, *Gomphoides* e os gêneros *Empididae* e os gêneros *Smicridea*, *Rheotanytarsus*, *Onconeura*, *Cnesiamima*, *Pelomus*, *Americabaetis* e *Neelmis* foram correlacionados com o habitat natural, enquanto que os gêneros *Axarus*, *Aedokritus*, *Paratanytarsus*, *Cryptochironomus*, *Polypedilum*, classe Oligochaeta, *Goeldichironomus* foram correlacionados com o habitat impactado principalmente nos pontos P01B, P02 e P08B. Os demais macroinvertebrados encontrados foram correlacionados com o habitat alterado (Figura 132).

Na análise de CCA com os parâmetros físico-químicos no período seco 2021, o eixo 1 explicou 28,6% e o eixo 2 explicou 27,4% das variações. As variáveis Turbidez, pH foram fortemente correlacionadas

com os gêneros de quironomídeos *Nanocladius*, *Polypedilum*, *Cryptochironomus*, *Chironomus*, *Paralauterboniella* principalmente nos pontos impactados, alterados. A variável Oxigênio Dissolvido apresentou uma tendência de influência nos macroinvertebrados coletados no ambiente natural. As variáveis Temperatura e Condutividade foram correlacionadas principalmente com os gêneros *Pentaneura*, *Nilothauma*, *Coelotanypus*, *Endotribelos*, *Fissimentum* e *Corbicula* (Figura 133).

Nos lagos do Baixo Rio Doce, as análises CCA foram restritas nas correlações da macrofauna bentônica com os parâmetros físico-químicos nos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021.

No período chuvoso 2019/2020 do eixo 1 da CCA explicou 75,1% e o eixo 2 explicou 24,93% e juntos explicaram 100% da relação entre os macroinvertebrados e as variáveis físico-químicas. O oxigênio dissolvido apresentou correlação com os gêneros da ordem Ephemeroptera *Tricorythodes*, diptera da Ceratopogonidae e *Melanoides*. O pH apresentou correlação com os gêneros *Cryptochironomus*, *Polypedilum*, *Ablabesmyia* entre outros, coletados no P10 (Lago Palmas). A condutividade foi correlacionada com os gêneros *Caenis*, *Fissimentum* e os demais gêneros coletados no ponto P05 (Lago do Limão). A Temperatura e Turbidez apresentaram forte correlação com minhocas d'água *Oligochaeta*, o gênero *Chironomus*, *Beardius*, Mollusco *Pomacea*, *Corbicula* e demais gêneros coletados no ponto P06 (Lago do Óleo) (Figura 134).

No período seco 2021, o eixo 1 da CCA explicou 74,6% e o eixo 2 explicou 25,4% e juntos também explicaram 100% das relações de fatores físico-químicos e a macrofauna bentônica. O pH e a Turbidez apresentaram forte correlação com os gêneros coletados no ponto P10 (Lago das Palmas), por exemplo *Goeldichironomus*, *Dineutus*, *Zavreliella*, Mollusco Hidrobiidae e outros). A Condutividade Elétrica apresentou correlação principalmente com os gêneros *Tanytarsus*, *Pelomus*, *Caenis* e outros coletados no ponto P05 (Lago do Limão) e a Turbidez e Oxigênio Dissolvido apresentaram forte correlação com os gêneros coletados no ponto P06 (Lago do Óleo), como por exemplo *Chironomus*, *Caladomyia*, oligoquetos, *Rialla* e outros (Figura 135).

Figura 130. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais de qualidade de habitats físicos nos trechos lóticos do Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020.

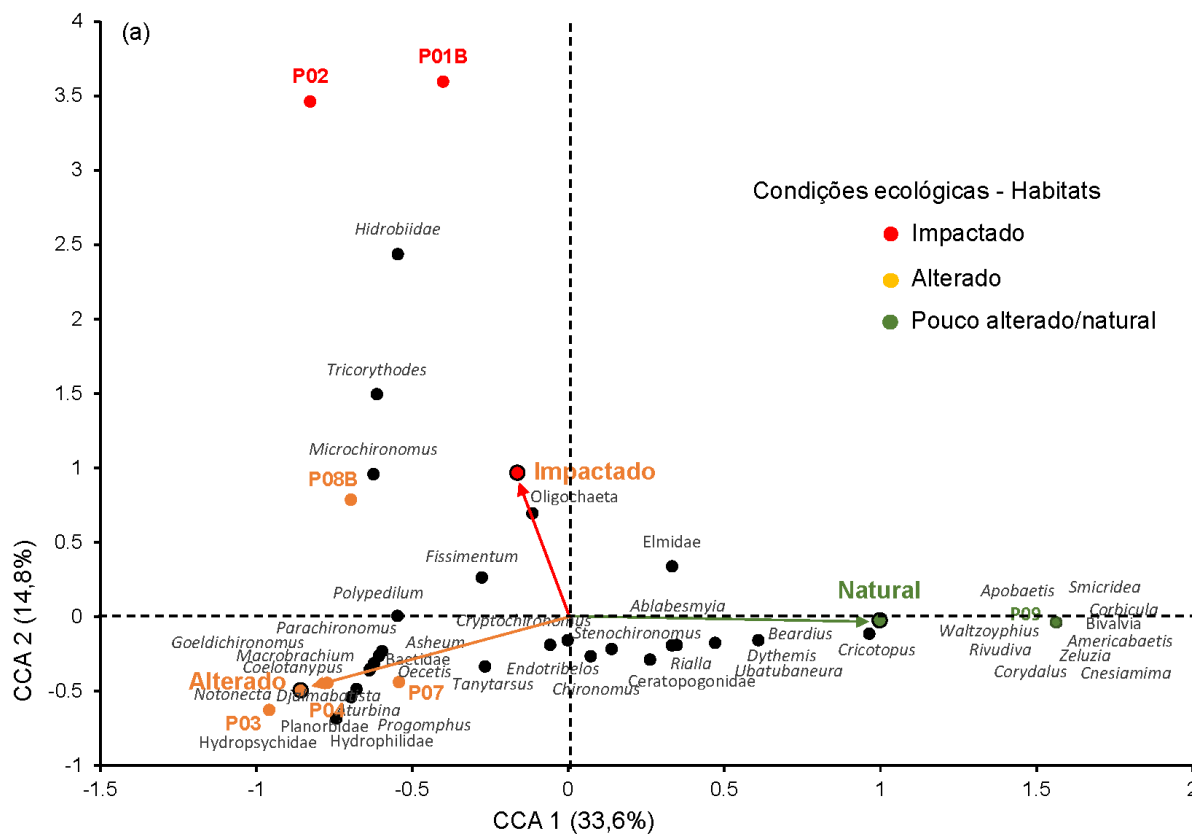


Figura 131. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais físico-químicas trechos lóticos do Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020.

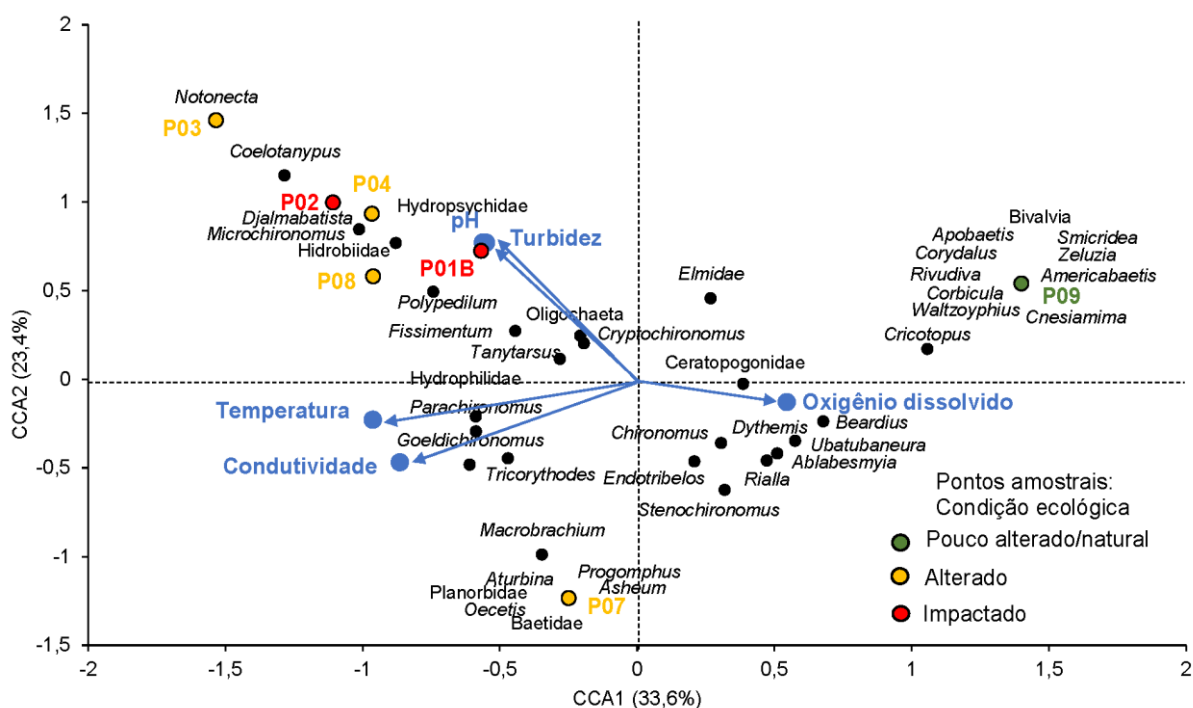


Figura 132. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais de qualidade de habitats físicos nos trechos lóticos do Baixo Rio Doce no período seco 2021.

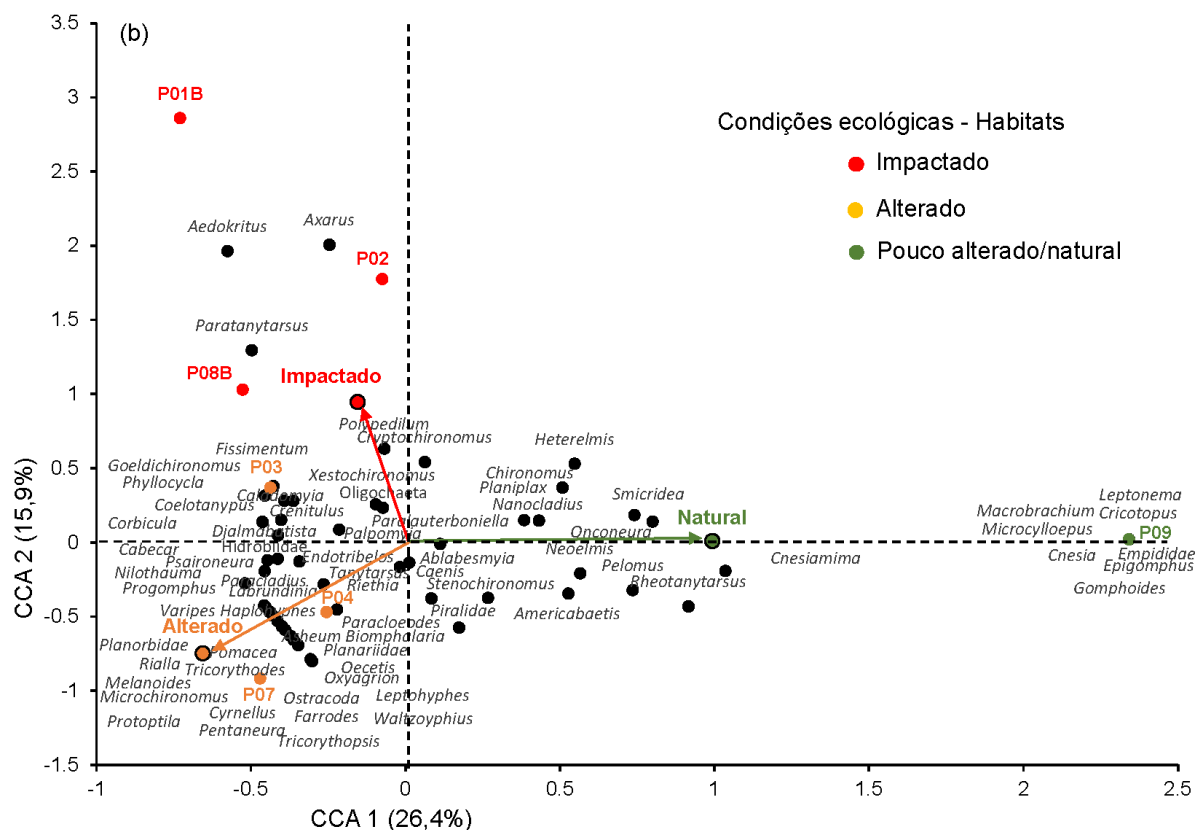


Figura 133. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais físico-químicas em trechos lóticos do Baixo Rio Doce no período seco 2021.

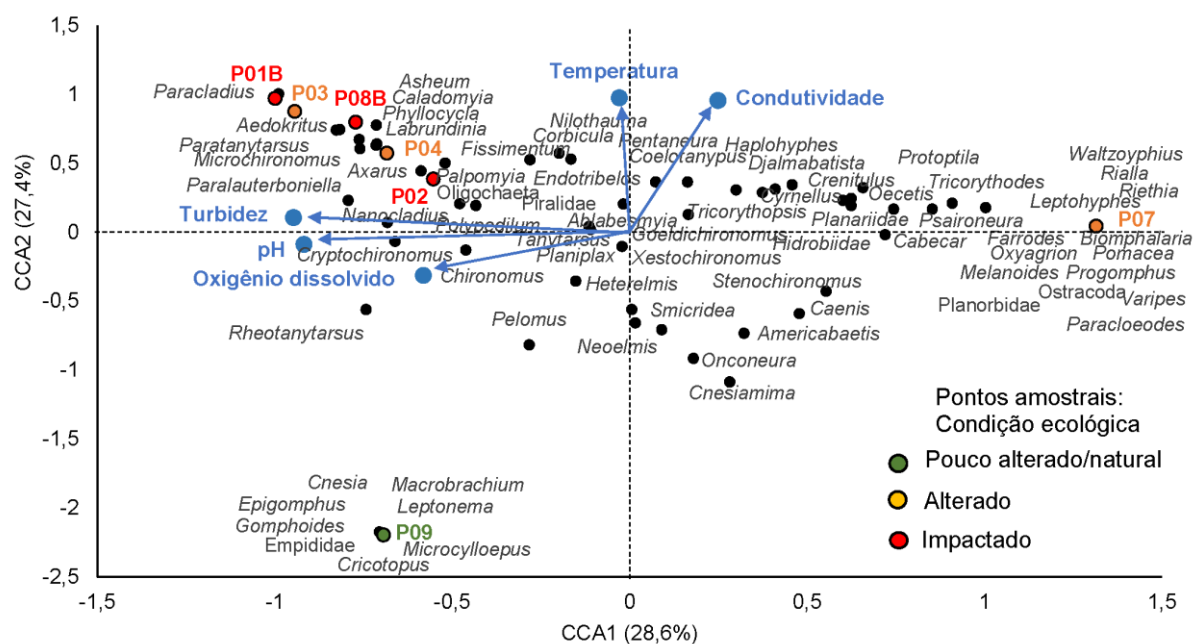


Figura 134. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais físico-químicas nos lagos do Baixo Rio Doce no período chuvoso 2019/2020.

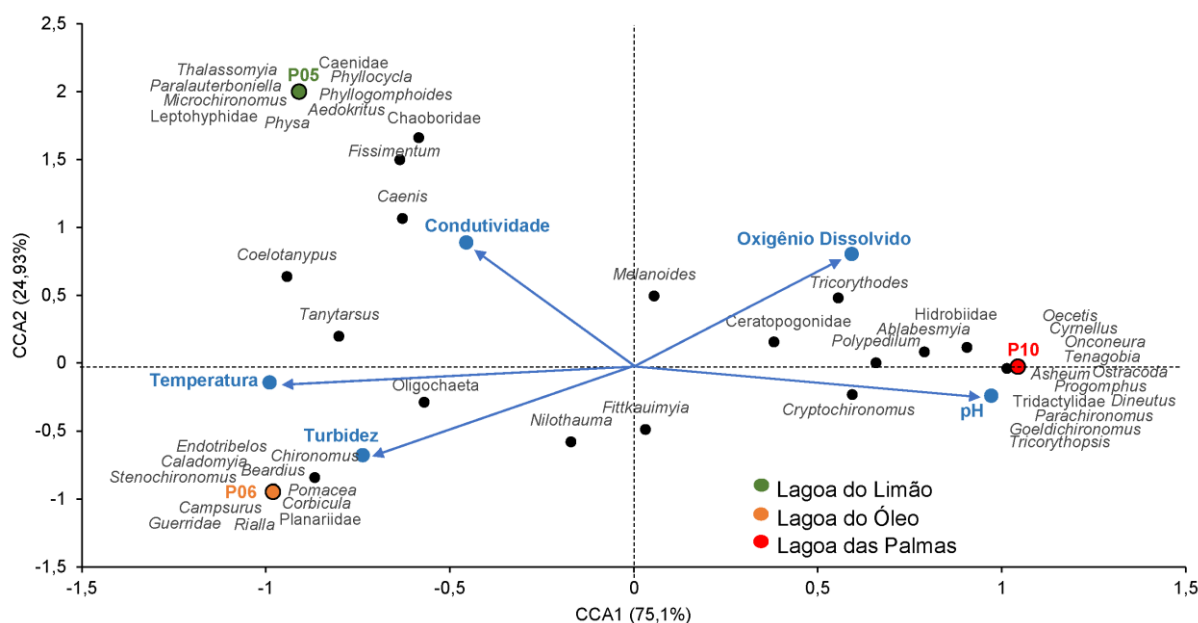
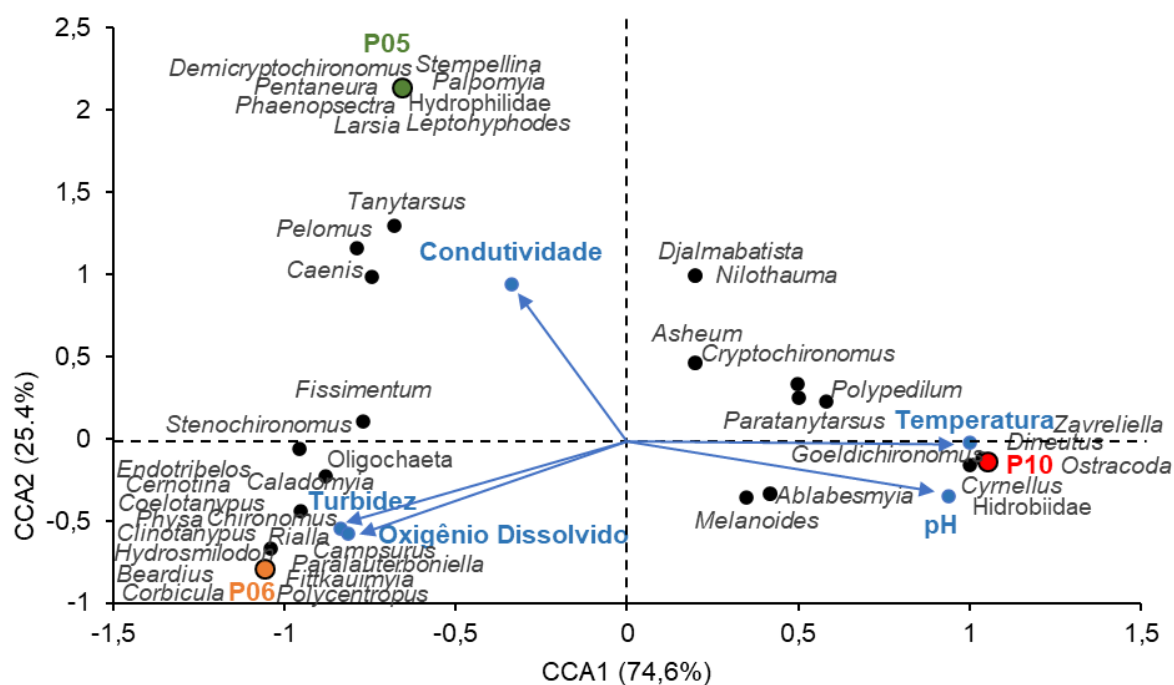


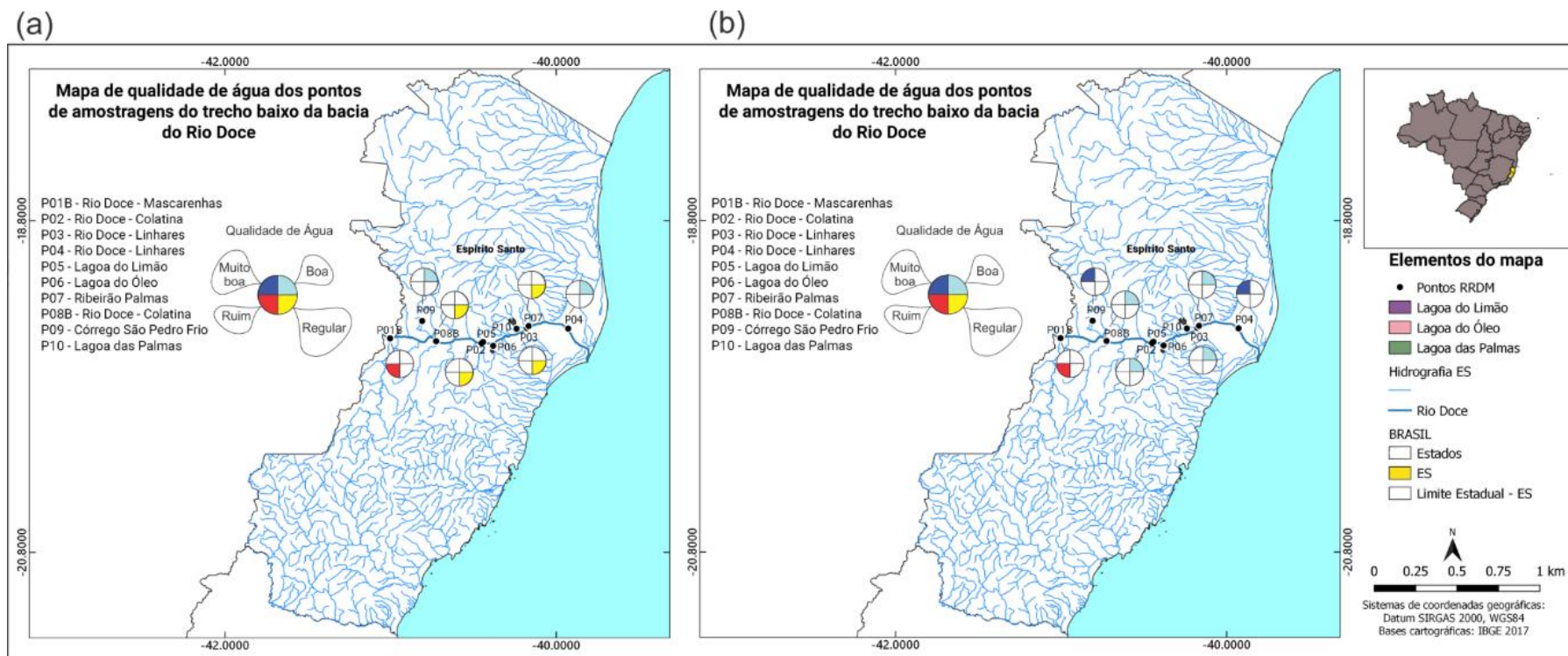
Figura 135. Diagrama da análise de correspondência canônica (CCA). Relação entre as assembleias de macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais físico-químicas nos lagos do Baixo Rio Doce no período seco 2021.



3.1.8 Avaliação da qualidade de água dos trechos lóticos do Baixo Rio Doce

No geral a aplicação do Índice Multimétrico Bentônico (IMB) segundo Ferreira et al. (2011) mostrou uma melhora nas condições de qualidade de água do período chuvoso 2019/2020 para o período seco 2021. No período chuvoso 2019/2020, a aplicação do IMB classificou os pontos da seguinte forma: O ponto P01B com qualidade ruim; calha do rio em Povoação (P04) e córrego São Pedro Frio (P09) com qualidade boa; e os pontos na calha em Colatina (P02) e em Linhares (P03), o Ribeirão Palmas (P07) e a calha do rio em Colatina (P08B) com qualidade regular (Figura 136a). No período seco 2021, o ponto P01B permaneceu com a qualidade ruim; os pontos P04 e P09 passaram da condição de água de qualidade boa para água com qualidade muito boa; os pontos P02, P03, P07 e P08 passaram da condição de água regular para águas de boa qualidade (Figura 136).

Figura 136. Mapa de qualidade de água dos trechos lóticos do baixo Rido Doce. Qualidade de água avaliada pelo Índice Biótico Bentônico (IBB) de Ferreira et al. (2011) com base nas métricas de macroinvertebrados bentônicos bioindicadoras de qualidade de água no período chuvoso 2019/2020 (a) e período seco 2021 (b).



3.1.9 Deformidades em aparelho bucal (mento) de larvas de gêneros da família Chironomidae (Diptera) coletores-catadores.

Na análise de deformidades morfológicas no mento de larvas da família Chironomidae, foram analisados, nos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021, os gêneros classificados quanto ao grupo trófico funcional coletor-catador que se alimentam de matéria orgânica particulada fina (MOPF) depositada no sedimento. No período chuvoso 2019/2020 nos pontos P01B, P02 e P08B não foram encontrados indivíduos com deformidades. Os maiores percentuais neste período foram encontrados nos pontos P03 (9%, calha do Rio Doce), P06 (69%, Lago do Óleo), P07 (17%, ribeirão Palmas) e P09 (21%, Córrego São Pedro Frio). Destaque para o ponto P06 (Lago do Óleo) que apresentou um alto percentual (69%) de quironomídeos coletores-catadores com deformidades no mento em relação ao total deste grupo coletados neste ponto (Figura 137).

No período seco 2021 os pontos na calha do Rio Doce P02 e P08B apresentaram os maiores percentuais (respectivamente 18% e 14%) de quironomídeos coletores-catadores com deformidades no mento (Figura 137).

Em relação aos tipos de deformidades encontradas no mento de quironomídeos, no geral o tipo de deformidade classificado como fraca predominou na maioria dos pontos coletados em ambos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021.

No período chuvoso os pontos P03 (calha do Rio Doce) e P05 (Lago do Limão) os quironomídeos com deformidades foram representados com 100% de deformidade fraca (Figura 138). Nos pontos P04 e P09 a proporção de deformidade foi de 50% fraca e 50% severa. Os pontos P07 (ribeirão Palmas) e P10 (Lago das Palmas) apresentaram respectivamente 25% de deformidade severa e 75% de deformidade fraca. O ponto P06 (lagoa do Óleo) apresentou a menor proporção de deformidade fraca (aproximadamente 15%, Figura 138).

No período seco 2021 o ponto P01B e P05 apresentaram respectivamente 50% de quironomídeos com deformidade fraca e 50% com deformidade severa. Os pontos P02 e P09 apresentaram a proporção de 100% de quironomídeos com deformidade fraca. O ponto P06 (Lago do Óleo) e P08B apresentaram proporção de quironomídeos com deformidade média (aproximadamente 40% e 20% respectivamente). O ponto P03 apresentou a proporção de 100% de quironomídeos com deformidade severa e o ponto P07 com aproximadamente 67% com deformidade severa e 33% de deformidade fraca. Os pontos P04 e 10 apresentaram respectivamente a proporção de 75% e 80% de deformidade fraca (Figura 138).

Figura 137. Porcentagem de gêneros da família Chironomidae coletores-catadores com deformidades no aparato bucal (mento) em cada ponto amostral em trechos lóticos e lagos do Baixo Rio Doce nos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021 durante o PMBA/Fest-RRDM.

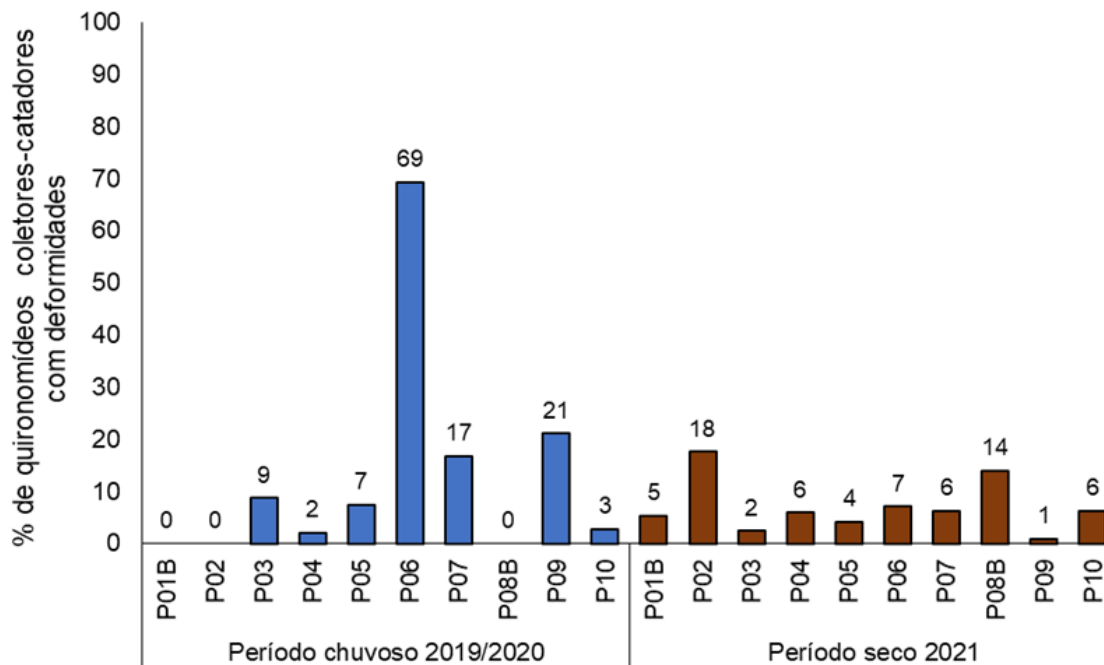
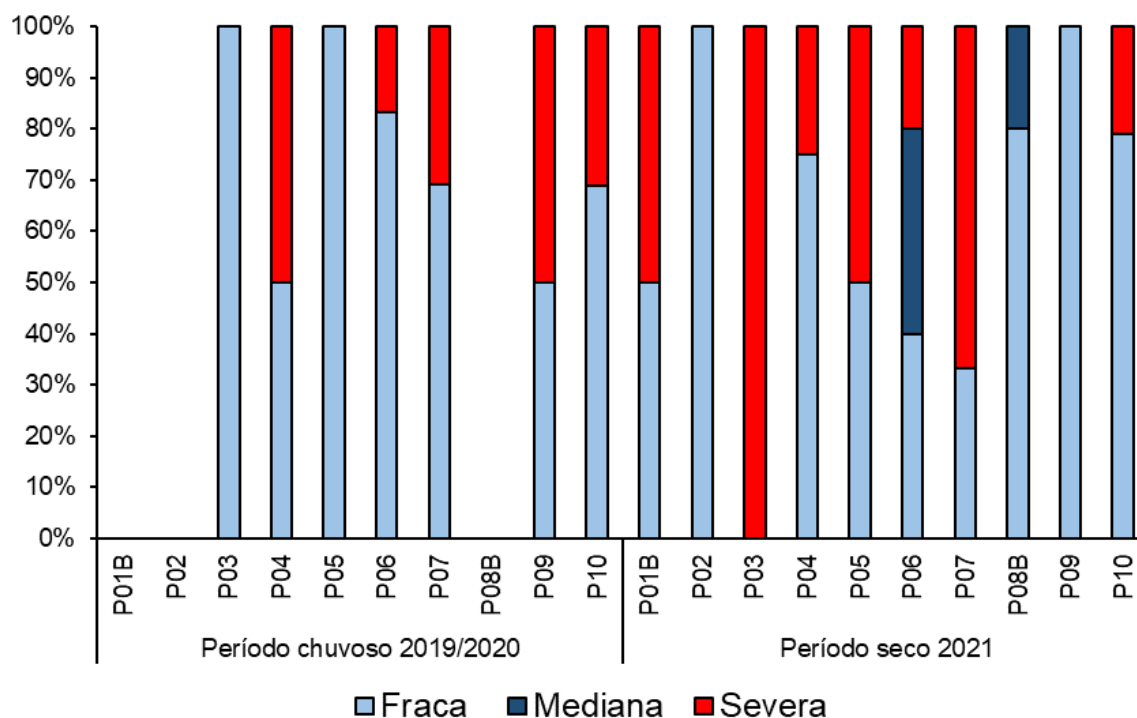


Figura 138. Proporção de tipos de deformidades no aparato bucal (mento) em larvas de gênero da família Chironomidae (Diptera) coletores-catadores em cada ponto amostral em trechos lóticos e lagos do Baixo Rio Doce durante o PMBA/Fest-RRDM.



3.1.10 Discussão

Em relação as assembleias de macroinvertebrados bentônicos, este relatório traz os resultados do monitoramento de cinco campanhas trimestrais de amostragens sendo duas no período chuvoso de 2019/2020 e três no período seco de 2021. A primeira campanha de coleta teve início no período chuvoso em dezembro de 2019 no PMBA/Fest-RRDM e o esforço de coleta foi interrompido por causa da pandemia do coronavírus (Covid-19) e reiniciado as atividades do monitoramento de macroinvertebrados em dezembro de 2020. No entanto, no ano de 2021 com o anúncio do fim do PMBA/Fest-RRDM, o cronograma de amostragens foi readequado para que se respeitasse a série temporal dos períodos sazonais chuvoso e seco para fins de comparações e avaliar possíveis padrões na estrutura e composição das assembleias bentônicas em trechos lóticos e lênticos da porção baixa do Rio Doce. Desta forma os resultados aqui apresentados correspondem a primeira campanha do período chuvoso em dezembro de 2019, segunda campanha no período chuvoso em dezembro de 2020, terceira campanha no período seco em abril de 2021, quarta campanha no período seco em junho de 2021 e quinta campanha em agosto de 2021.

Este relatório buscou focar na busca de padrões espaciais e temporais da estrutura e composição de comunidades e permitir avaliar: 1) o estado das assembleias de macroinvertebrados no rio após seis anos da passagem do rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana; 2) acompanhar a evolução da estrutura e composição das comunidades e assim subsidiar, com informações, propostas de mitigação e reparação.

O conjunto de dados abióticos levantados e uso de ferramentas ecológicas (protocolos e índices bióticos bentônicos) somados à avaliação da biota aquática nestas cinco campanhas de amostragens permitiram apontar tendências robustas e um retrato geral dos níveis de degradação nos diferentes trechos amostrados na calha do rio, tributários e ambientes lênticos (lagos do Baixo Rio Doce). O histórico de degradação na bacia é de longa data. Trabalhos realizados na década de 1990 já alertavam para os problemas de qualidade ambiental na bacia em consequência de atividades de mineração, garimpo, siderurgia, desmatamento para pastagens monocultura de eucalipto. Estas atividades, associadas ao crescimento urbano acelerado contribuíram para degradação ambiental e a baixa qualidade de água considerando avaliações através de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores e fatores ambientais (MARQUES et al., 1999, CALLISTO et al., 2002, LYRA; RIGO, 2019). Entretanto, o despejo de rejeito de minério ocorrido com rompimento da barragem de Fundão em Mariana intensificou o processo de degradação da bacia e é considerado um dos maiores desastres ambientais em nível mundial (ALMEIDA et al., 2018). Os impactos foram diretos e indiretos sobre rios, áreas de proteção ambiental, habitats e reservas florestais (ESPINDOLA et al., 2019). A passagem do rejeito associada à carência de estudos pretéritos à passagem do minério dificulta precisar os efeitos sobre a biota aquática e distinguir aspectos decorrentes das atividades antrópicas e dos efeitos das barragens seriadas ao longo da bacia.

Os primeiros resultados da primeira campanha no período chuvoso de 2019 já apontava sérios problemas em termos de estado de conservação da bacia e mesmo com o atual cenário ainda não é

muito animador uma vez que os resultados do uso de ferramentas ecológicas (protocolo de habitats e índice biótico bentônico) e o status da biota aquática ainda continua apontando para ambientes pobres e com muita pressão antrópica. No entanto, comparando as avaliações ao longo do monitoramento, foi possível observar a evolução e melhora entre os períodos chuvoso e seco. Essa melhora é esperada: por exemplo, chuvas intensas e regime de cheia são um distúrbio natural que pode afetar a dinâmica das assembleias de macroinvertebrados (FEIO et al., 2015), já que o aumento da energia com alto fluxo pode promover a deriva (drift) dos organismos e dificultar a sua coleta.

Os resultados obtidos com a aplicação do protocolo ao longo do monitoramento praticamente não variaram em termos de classificação dos ambientes em impactado (P01B e P02), alterado (P03, P04, P07 e P08B) e natural (P09) nos períodos chuvoso e seco, embora na terceira campanha o ponto P08B foi classificado como impactado voltando ao status de alterado na quarta campanha. No geral os dados do protocolo sugerem que foram informativos para relacionar integridade de habitats e as assembleias de macroinvertebrados bentônicos. Por outro lado, foi possível observar uma tendência de melhora nas condições ecológicas em direção à foz do rio. Essa melhora foi expressa também nos resultados obtidos pela aplicação do índice biótico bentônico proposto por Ferreira et al. (2011), o qual propõe a relação entre a qualidade de água e a composição de assembleias bentônicas bioindicadoras de qualidade ambiental. Este índice de qualidade de água demonstrou-se eficiente e robusto na avaliação da qualidade das águas dos trechos amostrados ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Sua aplicação no período chuvoso 2019/2020 evidenciou que os principais problemas de qualidade de água estavam associados aos pontos classificados como impactados P01B e P02.

No período seco em 2021 houve uma mudança na qualidade das águas exceto para o ponto P01B que permaneceu com o status de qualidade de água ruim. Os demais pontos classificados como qualidade de água regular no período chuvoso passaram para a condição de água de boa qualidade no período seco e os pontos que foram classificados como qualidade boa passaram para a condição de qualidade de água muito boa, como é o caso do ponto P04 na calha do rio e o ponto P09 córrego São Pedro Frio.

Essa melhora na qualidade das águas do período chuvoso para o seco reflete-se no aumento da riqueza de macroinvertebrados ao longo do tempo. A exemplo do ponto P04 vale ressaltar que o mesmo se encontra mais próximo da foz e que recebeu a maior pontuação dentro dos pontos classificados como alterados pelo protocolo de avaliação de habitat e apresenta melhores condições ecológicas mais próximas da condição natural. Outro fator que explica a melhora na qualidade da água é a contribuição de tributários com água de boa qualidade como por exemplo o córrego São Pedro Frio que é um córrego de cabeceira e se encontra em uma área com características bem preservadas.

Nossos dados da aplicação do índice multimétrico bentônico (IMB) corroboram o trabalho de Ferreira et al. (2012) que utilizou este índice em um monitoramento de longo prazo na bacia do Rio das Velhas. Neste trabalho Ferreira e colaboradores (2012) constataram a melhora das condições da qualidade das águas em trechos do Rio das Velhas e seus afluentes do período chuvoso para o período seco. Os principais problemas de qualidade de água nesta bacia também foram relacionados a baixa avaliação

das condições ecológicas dos habitats principalmente dos pontos próximos a região Metropolitana de Belo Horizonte, MG.

Em relação a estrutura e composição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos, a riqueza de macroinvertebrados coletados nos pontos amostrais dos trechos lóticos apresentou um aumento considerável no período seco 2021 em relação ao período chuvoso 2019/2020. Em ambos os períodos sazonais, nos pontos amostrais, foi constatada uma predominância de larvas Diptera da família Chironomidae que apresenta vários gêneros resistentes a baixa concentração de oxigênio dissolvido e associados a ambientes degradados, principalmente larvas coletoras-catadoras que se alimentam basicamente de matéria orgânica particulada fina depositadas no sedimento e essa predominância foi constada na análise da composição em grupos tróficos funcionais. Outro grupo predominante foi as minhocas d'água (Oligochaeta) no período chuvoso que é um dos principais táxons tolerantes e resistentes à degradação de ambientes e moluscos Gastropoda no período seco. A predominância destes organismos é evidente em ambientes assoreados, com predominância de sedimentos finos e elevadas concentrações de matéria orgânica (FERREIRA et al. 2011). O relatório técnico da Econservation anterior ao PMBA ressalta a predominância de sedimentos finos provavelmente ocasionados pela deposição de material fino provenientes da passagem do rejeito de minério da barragem de Fundão em Mariana e provavelmente por processos erosivos em consequência do desmatamento.

Assim, a predominância de larvas da família Chironomidae principalmente os gêneros classificados pela alimentação funcional como coletores-catadores, Oligochaeta e Gastropodas são indicativos de um desequilíbrio ambiental ocasionados pela pressão antrópica, perda de habitats físicos e baixa qualidade físico-química das águas do Baixo Rio Doce.

Nos ambientes lênticos, dípteros da família Chironomidae também predominaram em elevadas densidades e o ponto P10 (lagoa das Palmas) foi o que apresentou maior densidade de coletores-catadores o que indica que biologicamente este lago apresenta a pior condição de qualidade de água seguido do ponto P06 (lagoa do Óleo). Em contraste, o ponto P05 as melhores condições de qualidade de água. Na avaliação de qualidade ambiental, Molozzi et al. (2011) apresentaram a associação de larvas da família Chironomidae filtradoras a exemplo dos gêneros *Tanytarsus*, *Caladomyia*, *Paratanytarsus* como indicadores de boa qualidade de água e estes gêneros predominaram nos pontos P05 e P06 do PMBA, principalmente no período chuvoso, indicando que estes pontos apresentam águas de melhor qualidade comparada com o ponto P10, com base na composição das comunidades bentônicas.

Em relação aos estimadores riqueza (Chao, Jackknife, Bootstrap, ACE e ICE) no geral as curvas de acumulação de espécies não apresentaram estabilidade nem para a riqueza observada e nem para a riqueza estimada tanto para os ambientes lóticos quanto para os lênticos em ambos períodos chuvoso 2019/2020 e seco 2021. Assim como nas assembleias de peixes, os estimadores Chao 2 e Jackknife 2 foram os índices que estimaram o maior número de espécies e isso se deve ao fato do estimador Chao de segunda ordem ser baseado nos dados de presença/ausência e distribuição das espécies

entre as amostras enquanto que Jackknife de segunda ordem dá maior peso para a ocorrência das espécies e o número de amostras. Também foi constatado que a riqueza observada esteve sempre abaixo da esperada no período chuvoso, uma condição derivada provavelmente pelo baixo número de pontos de coleta e de amostras. Hughes et al. 2012 destacam a necessidade de no mínimo 11 amostras para estimar a riqueza real de macroinvertebrados bentônicos em um trecho de rio. Esperávamos que o baixo número de amostras e trechos coletados seriam compensados com várias amostragens nos mesmos pontos ao longo do monitoramento. Contudo, isto não ocorreu de forma que nossos resultados sugerem a importância de se considerar o esforço amostral em propostas futuras ou ampliação do desenho amostral.

Em relação aos estudos das variações espaço-temporais da diversidade beta (perdas e ganhos de espécies), os maiores valores de diversidade beta foram encontrados no período seco 2021 e implica que os distúrbios naturais como aumento do fluxo em trechos lóticos em função de chuvas resultam na diminuição da diversidade beta. De fato, a análise revelou que em dezembro de 2020 foi registrada uma perda de espécies marcado pelo componente nestedness (desappearance). Na contramão no período seco em abril de 2021 foi registrado um ganho no número de espécies marcado pelo componente appearance.

Nos lagos o período de transição entre o período chuvoso e seco, por exemplo abril de 2021, foi marcado pelo ganho no número de espécies enquanto que nas campanhas de dezembro de 2020 e junho de 2021 que caracterizam meados dos períodos chuvoso e seco foram marcados pela perda de espécies evidenciado pelo nestedness (desappearance). O estudo da diversidade beta foi importante para determinar que no período seco é o período mais importante para se concentrar esforços em estudos de ecologia de comunidades e fatores de influência, como por exemplo influência antrópica. Legendre (2019) destaca a importância de se estudar a diversidade beta (perdas e ganhos de espécies) como método útil para identificar locais excepcionais em pesquisas espaço-temporais para estudar os impactos antrópicos, incluindo as mudanças climáticas. Ferreira et al. (2017) em um estudo da partição da diversidade de macroinvertebrados bentônicos na escala trecho de rio como escala local e bacia de drenagem como escala regional, mostrou que a diversidade beta é maior na escala de trecho de rio e neste caso é mais importante concentrar esforços de conservação e recuperação em escala local.

As variações na composição das assembleias bentônicas nos períodos sazonais foram testadas pela análise de variância ANOVA e foi evidenciado a diferença nas densidades das assembleias entre os períodos sazonais, mas esta diferença ficou restrita a dois pontos amostrais (P01B e P02) dos sete pontos amostrados nos ambientes lóticos. Segundo Feio et al. (2015) em um estudo na bacia do Rio das Velhas em Minas Gerais, as diferenças na composição de assembleias de macroinvertebrados nos períodos de chuva e seca podem não ser relevantes porque normalmente a menor abundância de macroinvertebrados pode estar associada ao aumento rápido do fluxo da água pela chuva o que pode provocar o desaparecimento de espécies. Desta forma os fatores ambientais de cada ambiente e diferenças naturais regionais pode explicar variação na composição das comunidades entre os ambientes amostrados.

Nos lagos, a dinâmica na distribuição e composição das espécies foi diferente dos trechos lóticos o que é de se esperar por se tratar de ambiente distintos. As diferenças sazonais ficaram evidente somente no Lago das Palmas e é provável que este lago é o que mais é afetado pelas variações sazonais.

A análise de correspondência canônica (CCA) aplicada com o objetivo de avaliar as influências de fatores ambientais na distribuição das assembleias bentônicas mostrou que nos ambientes lóticos independente do período sazonal, quanto maior foi o nível de impacto maior foi a predominância de macroinvertebrados tolerantes e resistentes como as minhocas d'água (*Oligochaeta*) e gêneros da família Chironomidae (*Goeldichironomus*, *Parachironomus*, *Fissimentum*) classificados como coletores-catadores e que predominam em ambientes impactados e normalmente com elevada concentração de matéria orgânica (LIMA et al. 2013).

No período chuvoso 2019/2020 os parâmetros físico-químicos turbidez e pH foram os que mais influenciaram os macroinvertebrados nos pontos impactados e alterados. Vale ressaltar que a variável turbidez nos ambientes lóticos teve seus valores mais elevados no período de chuvas. Esta variável pode influenciar negativamente a biota aquática e muitas vezes pode dificultar, por exemplo a captura de presas por predadores. Ferreira et al. (2014) mostraram a importância dos fatores ambientais na riqueza e distribuição de macroinvertebrados em ecossistemas lóticos e neste trabalho foi evidenciado a influência de variáveis de qualidade de água na distribuição de macroinvertebrados específicos. Diferentemente dos ambientes lóticos, as influências das variáveis físico-químicas de qualidade de água foram mais evidentes nos lagos do Baixo Rio Doce e mostra que nestes ambientes as variáveis físicas e químicas são mais importantes na estruturação das comunidades de macroinvertebrados. Estes resultados corroboram o trabalho de Lima et al. (2013) que relacionou gêneros da família Chironomidae resistentes e tolerantes (*Chironomus*, *Goeldichironomus*, *Fissimentum* e outros) ao estado trófico do Lago Figueira no Sul do Brasil.

Em relação à avaliação de deformidades no mento (aparelho bucal) das larvas dos gêneros de quironomídeos, especificamente as larvas classificadas quanto ao grupo trófico funcional coletor-catador, os resultados sugerem influência de metais em alguns pontos amostrais P03 (calha do Rio Doce), P06 (Lago do Óleo), P07 (ribeirão Palmas) e P09 (córrego São Pedro Frio) no período chuvoso 2019/2020 e os pontos P02 e P08B (ambos na calha do Rio Doce) no período seco 2021. Nestes pontos a incidência e a predominância de deformidade variaram de grau fraco a severo (CALLISTO et al. 2000) e a incidência de deformidades encontradas ficaram acima de 8%. Segundo Deliberalli et al. (2018) alguns estudos indicam que até 8% de incidência de deformidade é normal em ambientes minimamente impactados por metais. Trata-se de um desgaste natural em consequência dos hábitos alimentares das larvas. Nestes estudo eles encontraram 4 vezes mais deformidades do que o esperado em ambientes naturais. Nos pontos amostrais do PMBA/Fest-RRDM no período seco 2021 a incidência de deformidades severa foi maior, o que nos leva a acreditar que neste período a concentração de metais pesados em alguns trechos do Rio Doce e Lagos foram maiores. Vale ressaltar que a densidade de larvas coletoras-catadoras em alguns pontos, por exemplo o ponto P06 Lago do Óleo apesar do

percentual de deformidades ter sido alto, o número de indivíduos coletores-catadores coletados foi baixo.

Como conclusão os dados revelam que embora haja diferenças na estrutura e composição das comunidades entre os períodos chuvoso e seco, o período seco é o mais importante para estudar os padrões de estrutura e composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos sob influência de fatores ambientais naturais e antrópicos no Baixo Rio Doce. Neste período o aumento na abundância (riqueza e densidade) das comunidades de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores foi possível avaliar o real estado das condições da qualidade ambiental das águas na porção baixa da Bacia.

Atenção especial deve ser direcionado para as condições dos habitats dos trechos lóticos da Bacia do Rio Doce que tiveram uma avaliação ruim e estão influenciando de forma negativa a estrutura e composição da macrofauna bentônica, bem como sua distribuição devido à falta de habitats diversificados importantes para o estabelecimento e fixação dos organismos.

A continuidade do monitoramento será fundamental para acompanhar a evolução da qualidade ambiental da bacia e para minimizar as lacunas referentes a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e suas relações com fatores ambientais e subsidiar informações de fundamental importância para projetos de conservação e recuperação na porção baixa do Rio Doce no Estado do Espírito Santo.

3.2 ICTIOPLÂNCTON

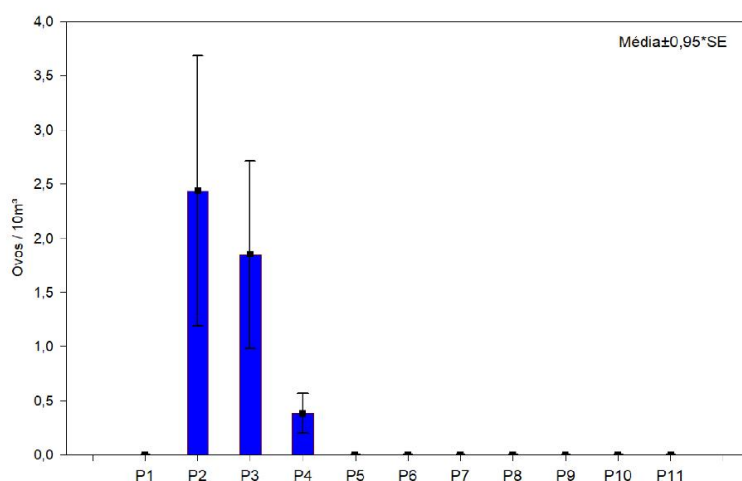
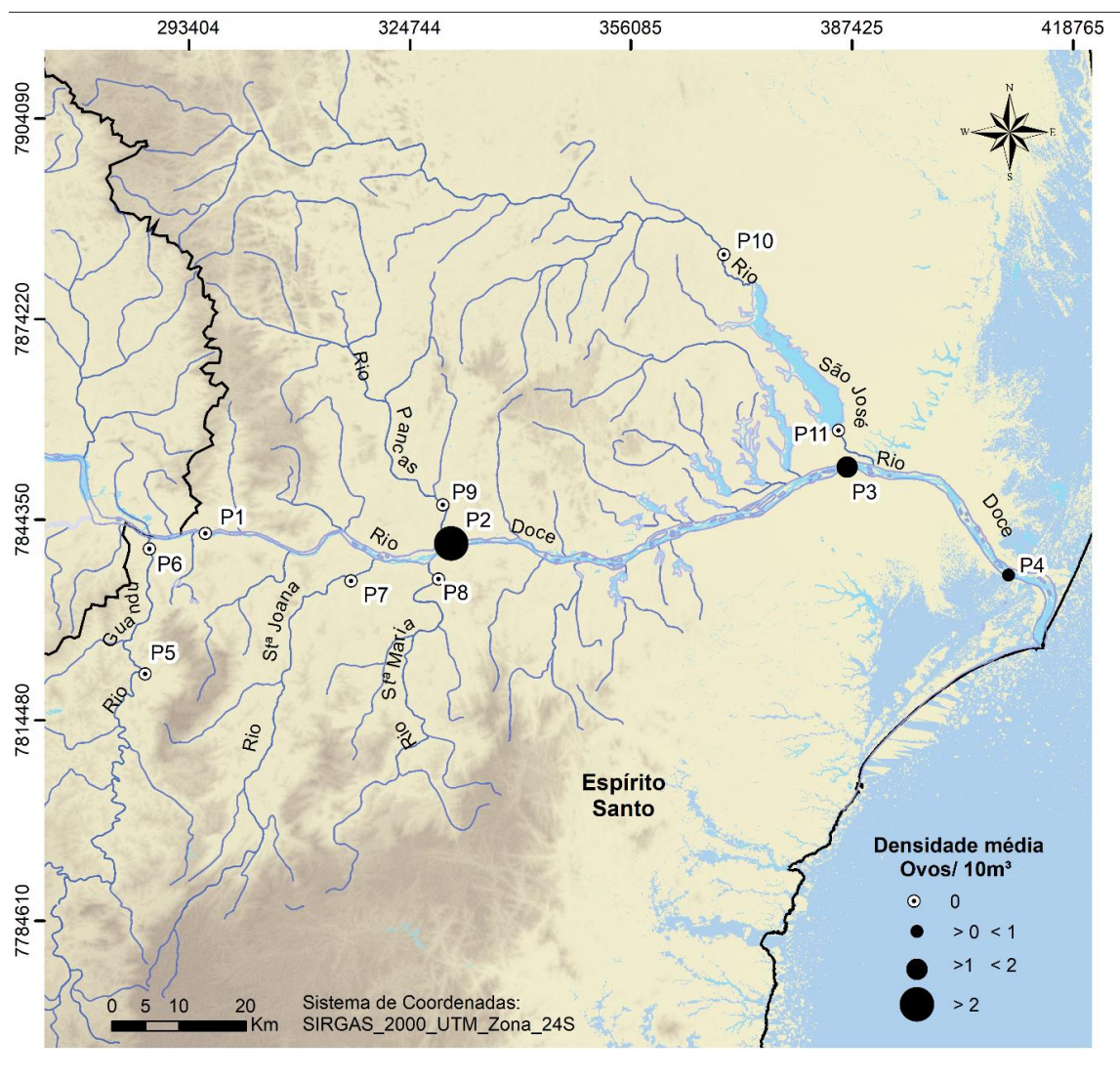
3.2.1 Distribuição espacial e temporal do ictioplâncton

Durante o Ano 3 do monitoramento de ictioplâncton no baixo rio Doce foram coletados 1.792 ovos, 1.846 larvas e 13 juvenis. As densidades totais equivalem-se a 279,94 ovos/10m³, 431,72 larvas/10m³ e 1,66 juvenis/10m³. As estações de amostragem da calha do rio Doce concentraram as maiores densidades de ovos e larvas, sendo responsável por 100% dos ovos (Figura 139) e 92% das larvas capturadas (Figura 140). As densidades foram significativamente diferentes entre as estações de amostragem, tanto para ovos (teste de Kruskal-Wallis, $H = 10$, $n = 345$, $p = ,0000$), quanto para larvas (teste de Kruskal-Wallis, $H = 10$, $n = 345$, $p = ,0001$). Assim como os ovos, as capturas de juvenis ficaram restritas à calha do rio Doce, não havendo diferenças significativas entre as estações de amostragem uma vez que de maneira geral, as densidades foram todas próxima de zero. sendo: ($P1 = 0,57$ juvenis/10m³, $P2 = 0,53$ juvenis/10m³, $P3 = 0,29$ juvenis/10m³ e $P4 = 0,28$ juvenis/10m³).

Entre as estações de amostragem localizadas na calha do rio Doce, as densidades de ovos e larvas foram maiores nas estações de amostragem P2, em Colatina (143,66 ovos/10 m³; 153,88 larvas/10 m³) (Figura 139 e Figura 140). Entretanto, com exceção da estação P1, as diferenças nas densidades de ovos e larvas entre as estações na calha do rio Doce não foram significativas (teste de Mann-Whitney; $p > 0,05$). O ponto de amostragem P1, localizado a montante da UHE Mascarenhas, foi o único a apresentar densidade de ovos significativamente inferior a todos os demais na calha do baixo rio Doce

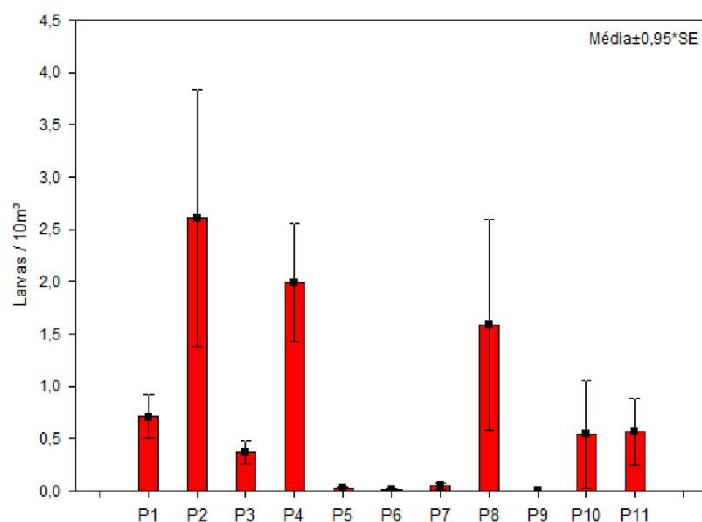
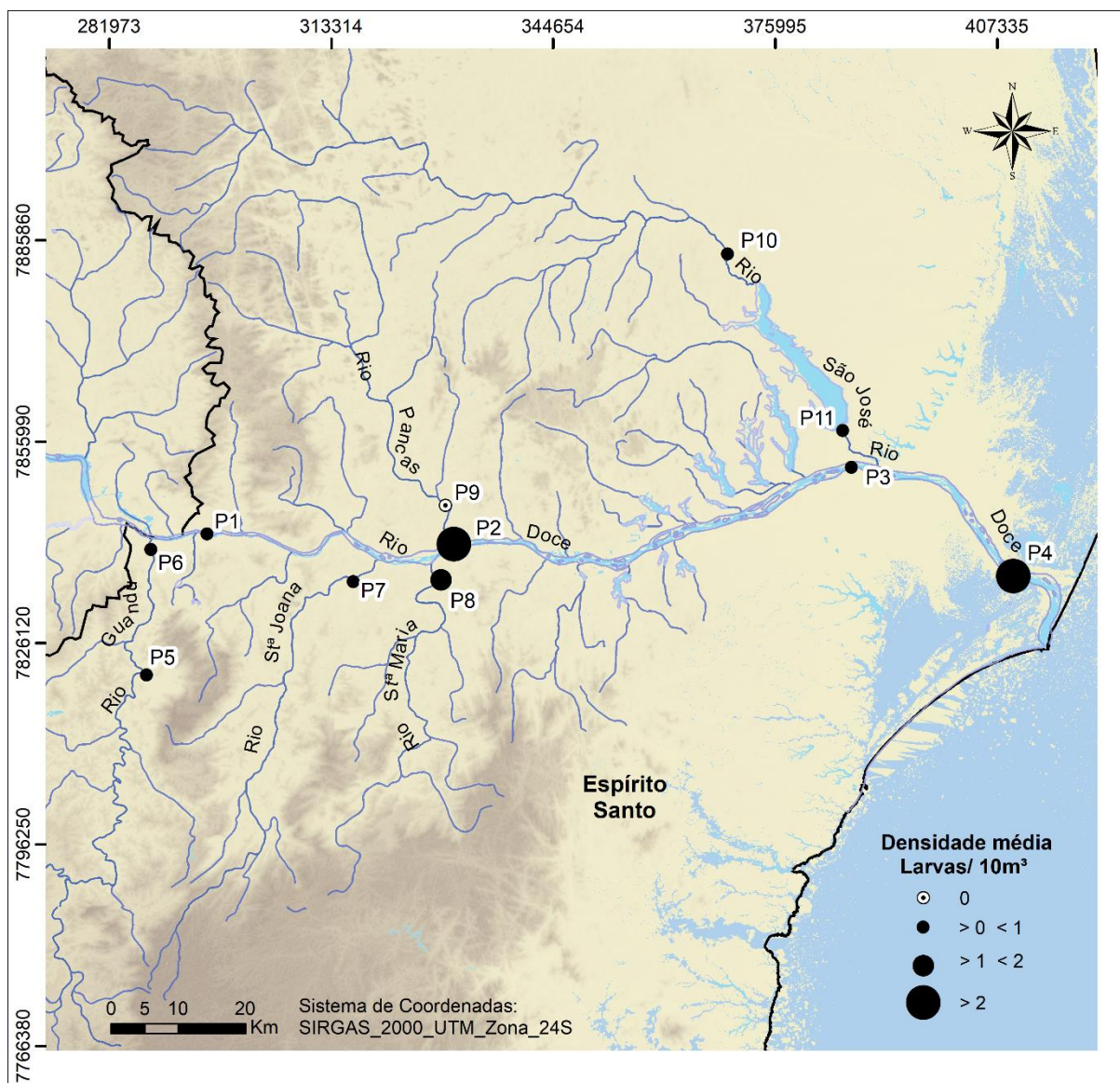
(teste de Mann–Whitney; $p < 0,05$), tais diferenças não foram sincrônicas em relação à densidade de larvas.

Figura 139: Densidade média de ovos de peixes (ovos/10m³) observada durante o monitoramento do ictioplâncton dulcícola do Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo.



- P1. Rio Doce – Montante Mascarenhas
- P2. Rio Doce – Colatina
- P3. Rio Doce – Linhares
- P4. Rio Doce – Foz
- P5. Rio Guandu (1)
- P6. Rio Guandu (2)
- P7. Rio Stª Joana
- P8. Rio Stª Maria
- P9. Rio Pancas
- P10. Rio São José (Montante)
- P11. Rio São José (Jusante)

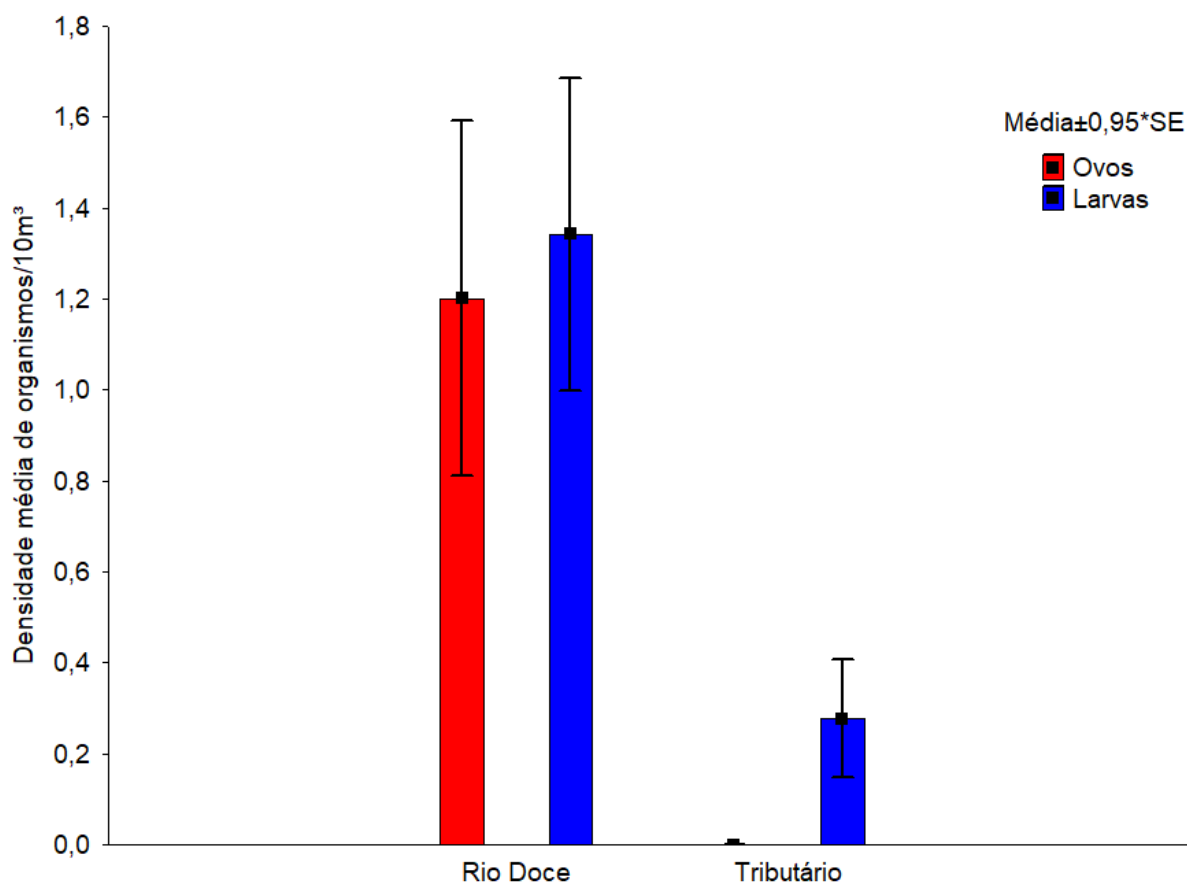
Figura 140: Densidade média de larvas de peixes (larvas/10m³) observada durante o monitoramento do ictioplâncton dulcícola do Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo.



- P1. Rio Doce – Montante Mascarenhas
- P2. Rio Doce – Colatina
- P3. Rio Doce – Linhares
- P4. Rio Doce – Foz
- P5. Rio Guandu (1)
- P6. Rio Guandu (2)
- P7. Rio Stª Joana
- P8. Rio Stª Maria
- P9. Rio Pancas
- P10. Rio São José (Montante)
- P11. Rio São José (Jusante)

Não houve capturas de ovos nos tributários amostrados no presente estudo, portanto, com exceção da estação P1, as desovas ocorreram de modo significativo nas estações de amostragem na calha do rio Doce (teste de Mann–Whitney, $U = 10248,00$, $p = 0,00$). As densidades de larvas nas estações de amostragem localizadas nos tributários, foram significativamente menores em relação àquelas na calha do Rio Doce (teste de Mann–Whitney, $U = 10248,00$, $p = 0,00$), porém não houve diferenças significativas entre os tributários (teste de Kruskal-Wallis, $H = 6$, $n = 112$, $p = 1,00$) (Figura 141). O rio Santa Maria, caracterizou-se pela intensa reprodução da piranha-vermelha, *Pygocentrus nattereri* (91,4% da densidade total de larvas capturadas) e apresentou as maiores densidades de larvas entre os tributários amostrados. No rio São José, a densidade de larvas também foi expressiva, contudo, a maior proporção delas são de origem marinha (91,7% da densidade total de larvas capturadas). O Rio Pancas foi o único tributário que em todo o estudo não registrou ovos e larvas de peixes.

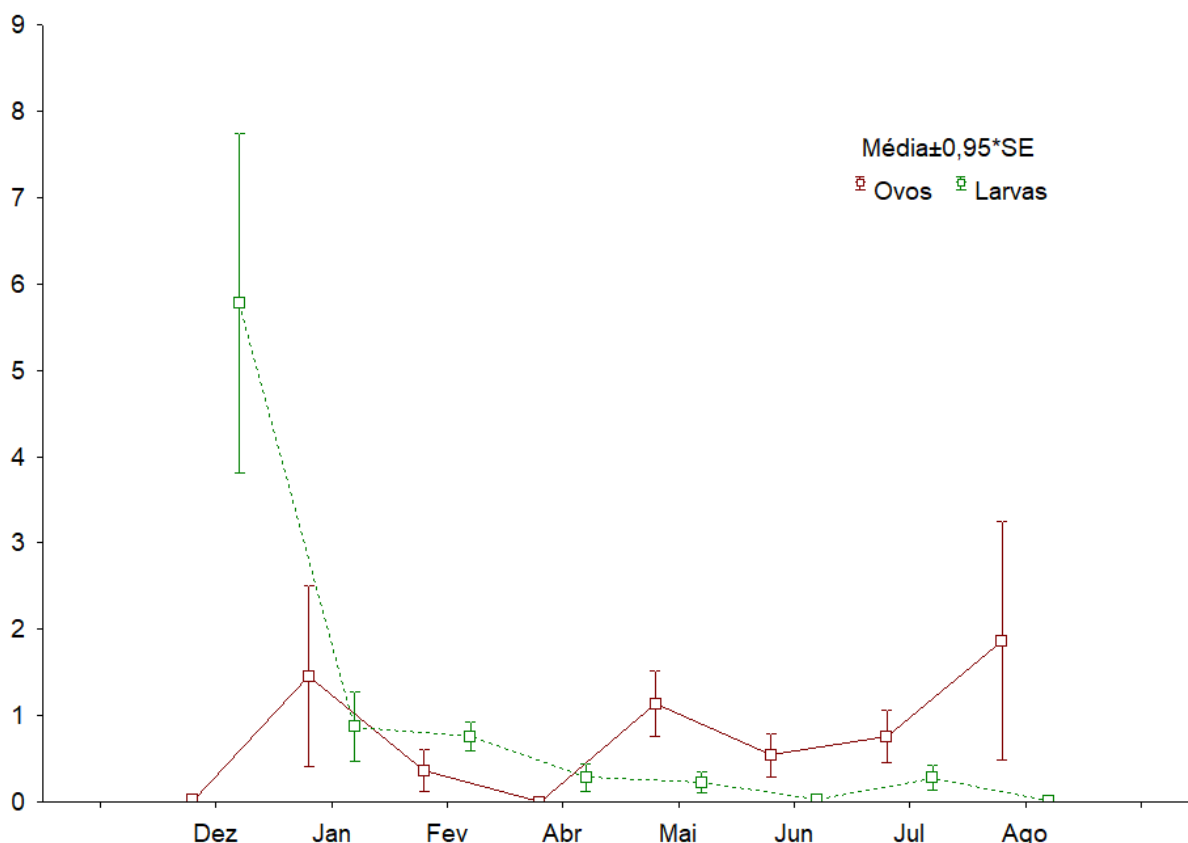
Figura 141: Comparação entre a densidade média (\pm SE-erro padrão) do ictioplâncton (ovos e larvas/10m³), entre as estações de amostragem localizadas nos tributários e na calha do baixo rio Doce, Espírito Santo, durante as amostragens no Ano 3.



Neste estudo foi possível observar uma maior atividade reprodutiva dos peixes entre os meses de dezembro e janeiro, diminuindo gradativamente até o final do período chuvoso. No período seco, as proporções de ovos se tornaram mais expressivas a partir do mês de abril com pico de ocorrência em

agosto, enquanto para as larvas, as densidades se mantiveram inferiores a 1 larva/10m³ durante todo este período (Figura 142).

Figura 142: Variação temporal do ictioplâncton (indivíduos/10m³) (densidade média± erro padrão) observada durante o monitoramento no Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo.



Ao todo, foram identificados 16 táxons, dos quais quatro permaneceram ao nível de família, três ao nível de gênero e nove ao nível de espécie (Tabela 21). O Mandi-amarelo (*Pimelodus maculatus*) foi a espécie mais abundante, seguido pelo gênero *Prochilodus* (curimbas) e a Piranha-vermelha (*Pygocentrus nattereri*). Dentre os táxons identificados a nível de espécie a Curvina (*Pachyurus adspersus*) e a Cumbaca (*Trachelyopterus striatulus*) são nativas à bacia, outras duas espécies são típicas de ambiente marinho, sendo elas: o Agulha-branca (*Hyporhamphus unifasciatus*) e o Peixe-cachimbo (*Microphis lineatus*). As cinco espécies restantes são introduzidas na bacia do Rio Doce: o Dourado (*Salminus brasiliensis*), a Piranha-vermelha (*P. nattereri*), a Tilápia (*Oreochromis niloticus*), o Cascudo-abacaxi (*Pterygoplichthys pardalis*) e o Mandi-amarelo (*P. maculatus*). Menos de 1% dos indivíduos capturados não foram identificados taxonomicamente por apresentarem danos em estruturas morfológicas importantes para a identificação e, até mesmo, em alguns casos, pela condição inicial de desenvolvimento da larva por apresentar estruturas pouco desenvolvidas (*i.e.*, estágio recém-eclodido).

Tabela 21: Composição taxonômica das larvas e juvenis de peixes observadas nos pontos de amostragem do monitoramento do ictioplâncton no Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo. Pontos na calha do rio Doce: P1=montante da UHE Mascarenhas; P2=Colatina; P3=Linhares; P4=Foz. Pontos em tributários: P5=Guandu 1; P6=Guandu 2; P7=Santa Joana; P8=Santa Maria; P9=Pancas; P10=São José montante; P11=São José jusante.

☹ Espécie exótica. (*) Larvas identificadas somente em nível de família. (**) Espécie migradora.

Táxons	Nome popular	Densidade total de larvas/10m ³										
		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11
BELONIFORMES												
Família Hemiramphidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	agulha-branca	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	29,3
CHARACIFORMES												
Família Anostomidae*	-	3,9	2,6	3,0	1,8	-	-	-	-	-	-	-
Família Bryconidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salminus brasiliensis</i> ☹**	-	0,2	2,5	0,1	0,2	-	-	-	-	-	-	-
Família Characidae*	-	0,3	0,6	-	0,6	-	-	-	0,3	-	-	-
Família Erythrinidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hoplias</i> spp.	-	-	0,1	-	-	0,3	-	-	0,3	-	-	-
Família Paradontidae*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,2
Família Prochilodontidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prochilodus</i> spp.**	curimba	1,1	84,9	0,4	0,5	-	-	-	0,2	-	-	-
Família Serrasalminidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pygocentrus nattereri</i> ☹	piranha-vermelha	0,3	37,3	1,1	0,3	-	-	-	18,6	0,1	-	-
CICHLIFORMES												
Família Cichlidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Coptodon rendalli</i> ☹	tilápia	1,0	0,5	0,3	0,4	-	0,2	-	0,3	-	-	-
CLUPEIFORMES												
Família Engraulidae	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	30,6
PERCIFORMES												
Família Sciaenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachyurus adspersus</i>	corvina	9,7	7,1	7,6	4,1	-	-	-	-	-	3,8	-
SILURIFORMES												
Família Auchenipteridae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	cumbaca	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Família Loricariidae												
<i>Hypostomus</i> spp.	cascudo		0,3									
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> ☹	cascudo-abacaxi	-	0,5	-	-	-	-	-	0,6	-	-	-
Família Pimelodidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pimelodus maculatus</i> ☹**	mandi-amarelo	21,7	9,7	4,5	84,9	-	-	0,1	-	-	-	-
SYNGNATHIFORMES												
Família Syngnathidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Microphis lineatus</i>	peixe-cachimbo	-	1,0	3,9	1,7	-	-	-	-	-	-	29,3
Não identificado/Danificado	-	-	1,4	-	0,5	-	-	0,1	-	-	-	-

A Tabela 22 apresenta a distribuição e o percentual dos estágios de desenvolvimento larval e dos juvenis durante o monitoramento no Ano 3. Observa-se que o estágio de flexão predominou entre as larvas capturadas, representando 58% do total, seguido pelo estágio de pré-flexão, com 37%. Os estágios com menor frequência foram pós-flexão (mais avançado), presente em aproximadamente 3% das capturas totais, acompanhado pelo estágio de larval vitelino (início do desenvolvimento larval) e dos juvenis, que juntos representaram menos de 2% do total. Sendo os pontos P2, P4 e P8 com maior abundância de larvas capturadas em todo o período, os estágios mais representativos nesses locais foram pré-flexão e flexão. Ao todo menos de 1% dos indivíduos capturados não foram classificados por estarem danificados ou serem recém-eclodidos.

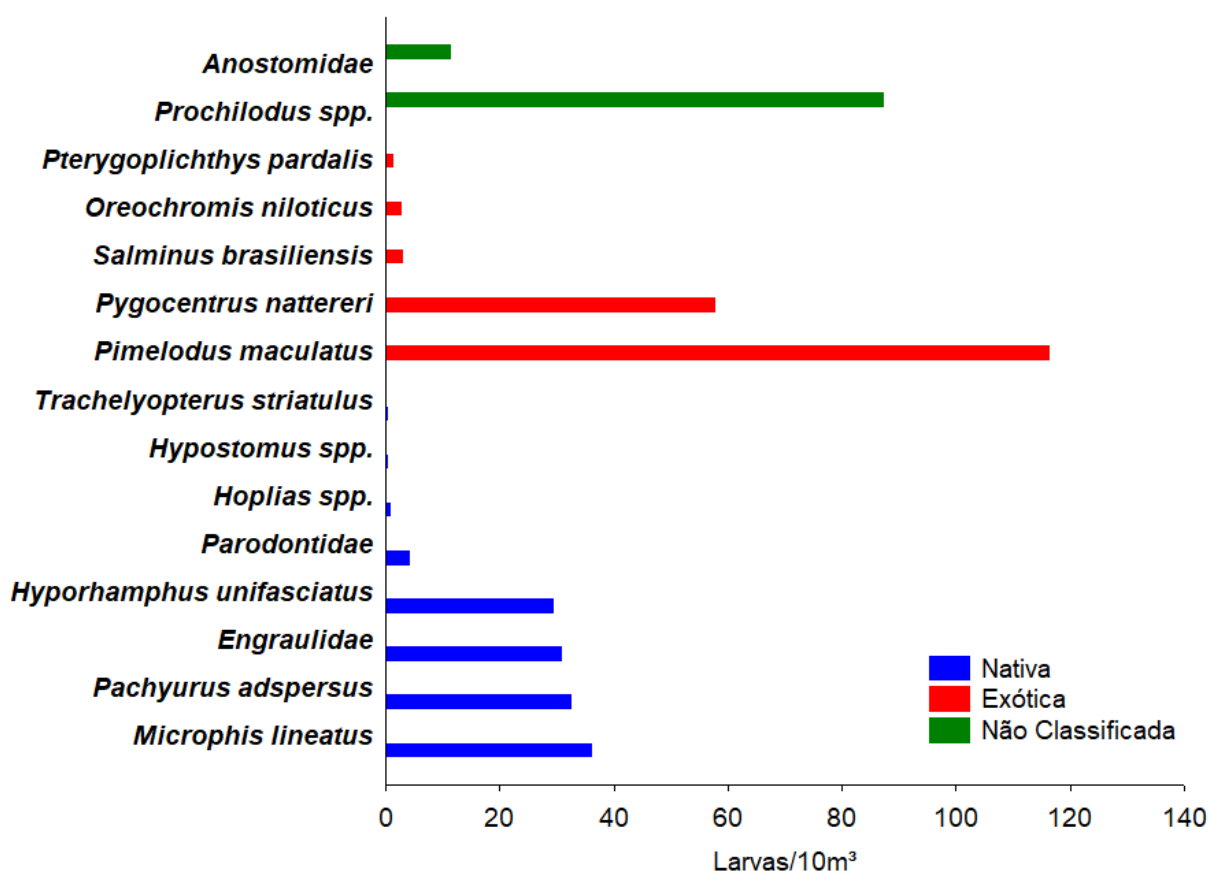
Tabela 22: Percentual (%) dos estágios de desenvolvimento larval e juvenis de peixes obtidos nos pontos de amostragem do monitoramento do ictioplâncton do Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo. Pontos na calha do rio Doce: P1=montante UHE Mascarenhas; P2=Colatina; P3=Linhares; P4=Foz. Pontos em tributários: P5=Guandu 1; P6=Guandu 2; P7=Santa Joana; P8=Santa Maria; P9=Pancas; P10=São José montante; P11=São José jusante.

Estágio	Ponto											%
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	
Larval vitelino	0,08	0,57	0,31	0,13	-	-	0,3	-	-	-	-	1,13%
Pré-flexão	1,65	21,76	1,73	3,88	-	-	0,03	0,32	-	0,61	7,03	37,01%
Flexão	6,91	11,69	2,54	16,92	0,07	-	-	4,28	-	0,30	15,37	58,08%
Pós-flexão	0,51	1,32	0,46	0,59	-	0,05	-	-	-	-	-	2,92%
Juvenil	0,08	0,19	-	0,06	-	-	-	-	0,04	-	-	0,37%
Não identificado	-	0,07	0,03	0,11	-	-	-	0,28	-	-	-	0,48%

3.2.2 Espécies introduzidas e espécies nativas

Ao enquadrarmos os táxons capturados em introduzidos ou nativos (SARMENTO-SOARES et al. 2017; FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, 2021) observa-se que em termos de riqueza, houve um maior número de táxons de espécies nativas, com destaque para *M. lineatus*, *P. adspersus*, Engraulidae e *H. unifasciatus* (Figura 143). Entretanto, em termos de abundância o destaque é para as espécies introduzidas, principalmente *P. maculatus* e *P. nattereri* (Figura 143). Anostomidae e *Prochilodus* spp., por não terem sido identificados ao nível de espécie e conter tanto espécies introduzidas quanto nativas, não puderam ser enquadrados nesta análise (Figura 143).

Figura 143: Densidades total de larvas identificadas e a origem (nativa ou exótica), em relação a bacia do rio Doce, durante o monitoramento de ictioplâncton dulcícola do Ano 3.



3.2.3 Integridade e viabilidade das larvas e juvenis

Dentre as larvas e juvenis analisados, cerca de 51% dos indivíduos apresentaram alterações morfológicas incomuns, como: (i) rompimento da cavidade abdominal; (ii) sedimento avermelhado aderido em alguma região do corpo; (iii) sedimento avermelhado em cavidades internas como boca e intestino (Figura 144). Tais alterações foram registradas exclusivamente nos pontos de amostragem da calha do Rio Doce (área afetada pelo rompimento). Todas as larvas registradas nos tributários (área não afetada) apresentavam condições de integridade normal. As concentrações de larvas com alterações na integridade e morfologia ocorreram em maiores densidades totais nas regiões de Colatina (ponto P2; 134,7 larvas/10m³) e Foz (ponto P4; 44,3 larvas/10m³), seguida pelas estações a Montante da UHE Mascarenhas (ponto P1; 25,6 larvas/10m³) e em Linhares (ponto P3; 9,0 larvas/10m³). Para cada condição encontrada, foram listados os seguintes táxons: (i) rompimento da cavidade abdominal: *O. niloticus* e *P. adspersus*; (ii) sedimento avermelhado aderido em alguma região do corpo: *Anostomidae*, *Characidae*, *O. niloticus*, *M. lineatus*, *P. adspersus*, *P. maculatus*, *Prochilodus spp.*, *P. nattereri* e *S. brasiliensis*; (iii) sedimento avermelhado presente em cavidades internas: *Anostomidae*, *M. lineatus*, *P. adspersus* e *P. maculatus* (Figura 144).

Figura 144: Exemplos de larvas de peixes capturadas no monitoramento do ictioplâncton do Ano 3, no baixo rio Doce, Espírito Santo, apresentando alterações morfológicas no trato digestivo, abdômen, cabeça e boca.



Comparando as variáveis abióticas obtidas em todo o período analisado, diferenças maiores foram observadas entre os valores médios de turbidez e condutividade elétrica (Tabela 23). Ambas as variáveis alcançaram máximas de 89,74 NTU e 28,81 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto as mínimas chegaram a 15,04

NTU e 4,06 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A temperatura da água apresentou valores entre 23,67 e 25,98 °C, enquanto o oxigênio dissolvido variou entre 6,77 e 10,31 mg/L e, por fim, a oscilação do pH foi de 6,89 a 8,45.

Tabela 23: Valores médios dos parâmetros abióticos da água superficial mensurados em cada ponto amostral no Ano 3. (-)
Dado não obtido. Pontos na calha do rio Doce: P1=montante Mascarenhas; P2=Colatina; P3=Linhares; P4=Foz. Pontos em tributários: P5=Guandu 1; P6=Guandu 2; P7=Santa Joana; P8=Santa Maria; P9=Pancas; P10=São José montante; P11=São José jusante.

Estágio	Ponto										
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11
Temperatura °C	25,01	24,59	24,77	25,25	23,67	23,73	23,97	24,42	25,59	25,98	24,46
OD (mg/L)	8,25	7,50	7,67	8,37	10,31	8,46	7,43	7,83	7,15	7,67	6,77
pH	7,09	7,48	7,15	7,66	7,94	7,50	7,82	7,22	8,45	7,40	6,89
Turbidez (NTU)	51,22	48,47	55,82	63,73	89,74	74,59	25,61	28,82	15,04	29,19	58,23
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	28,56	28,81	27,35	16,81	4,06	9,50	23,51	18,22	20,60	19,14	24,60

3.2.4 Recrutamento

Nos lagos amostrados foram capturados 378 indivíduos, dos quais 209 foram capturados no lago Monsaraz, 61 no lago Nova, 56 no lago do Limão e os 52 indivíduos restantes foram coletados no lago de Palmas. Os indivíduos foram identificados ao menor nível taxonômico possível totalizando 15 espécies identificadas. Entre elas, 70% são nativas à bacia do rio Doce e 12% são introduzidas, para 18% dos indivíduos capturados não foi determinada a origem em relação à bacia por se restringirem ao nível taxonômico de ordem e família, como é o caso dos Clupeiformes e Loricariidae, respectivamente. As espécies nativas de maior representatividade nas capturas, nesta ordem, foram o Barrigudinho (*Poecilia vivipara*), responsável por 44% das capturas totais, seguido pela Piquira (*Atherinella brasiliensis*), com 21%. Destaque para o barrigudinho como a única espécie coletada em todos os pontos amostrais. Em relação as introduzidas, o Tucunaré-amarelo (*Cichla kelberi*) apresentou a maior abundância em comparação ao Cará (*Australoheros facetus*), Curimatá-pacu (*Prochilodus argenteus*) e a Piranha-branca (*Serrasalmus brandtii*), respectivamente (Tabela 24). Somente a Curimba introduzida *P. argenteus*, de hábitos migratórios, foi capturada no Lago Monsaraz, entres todos esses lagos ao longo do monitoramento.

Tabela 24: Composição taxonômica e distribuição espacial de juvenis de peixes, capturados em lagoas marginais durante o Ano 3 no baixo rio Doce, Espírito Santo.

Táxons	Nome popular	Ponto amostral				Total
		Lago do Limão	Lago das Palmas	Lago Nova	Lago Monsaraz	
ATHERINIFORMES						
Família Atherinopsidae						
<i>Atherinella brasiliensis</i>	piquirá	-	-	-	81	81
BELONIFORMES						

Táxons	Nome popular	Ponto amostral				Total
		Lago do Limão	Lago das Palmas	Lago Nova	Lago Monsaraz	
Família Belontiidae						
<i>Strongylura marina</i>	peixe-agulha	-	-	1	-	1
CARANGIFORMES						
Família Centropomidae						
<i>Centropomus parallelus</i>	robalo	-	-	-	1	1
<i>Centropomus undecimalis</i>	robalo	-	-	-	1	1
CHARACIFORMES						
Família Characidae						
<i>Astyanax lacustris</i>	lambari-do-rabo-amarelo	-	1	-	-	1
Família Prochilodontidae						
<i>Prochilodus argenteus</i> 😞	curimatá-pacu	-	-	-	7	7
Família Serrasalminidae						
<i>Serrasalmus brandtii</i> 😞	piranha-branca	1	-	1	-	2
CICHLIFORMES						
Família Cichlidae						
<i>Australoheros facetus</i> 😞	Cará	-	10	-	-	10
<i>Cichla kelberi</i> 😞	tucunaré-amarelo	1	25	1		27
CLUPEIFORMES		-	-	-	69	69
CYPRINODONTIFORMES						
Família Poeciliidae						
<i>Poecilia vivipara</i>	barrigudinho	48	14	54	50	166
GOBIIFORMES						
Família Gobiidae						
<i>Awaous tajasica</i>	peixe-flor	2	-	-	-	2
PERCIFORMES						
Família Gerreidae						
<i>Eugerres brasiliensis</i>	carapeba-branca	2	-	-	-	2
SILURIFORMES						
Família Loricariidae		1	-	-	-	1
<i>Loricariichthys castaneus</i>	cascudo-viola	1	-	-	-	1
SYNBRANCHIFORMES						
Família Synbranchidae						
<i>Synbranchus marmoratus</i>	mussum	-	-	4	-	4
SYNGNATHIFORMES						
Família Syngnathidae						
<i>Pseudophallus mindii</i>	peixe-pipa	-	2	-	-	2
Total		56	52	61	209	378

3.2.5 Discussão

O monitoramento do ictioplâncton dulcícola pelo PMBA/Fest-RRDM, mostra o atual status da reprodução dos peixes, bem como a importância da calha do rio Doce como área para a desova e desenvolvimento inicial da ictiofauna regional, ao contrário dos tributários, que apresentaram uma contribuição inferior a este processo em relação ao rio principal. Espécies nativas e introduzidas foram encontradas no ictioplâncton, assim como espécies dulcícolas e de origem marinha. De forma geral, o processo reprodutivo ocorreu durante todo o período analisado, porém com destaque aos meses chuvosos, onde a densidade de organismos foi maior. Além do impacto da presença de espécies introduzidas que estão se reproduzindo intensamente em alguns pontos de coleta, alterações morfológicas incomuns foram observadas nas larvas, especialmente naquelas capturadas na calha principal do rio Doce, semelhante ao observado em larvas marinhas e sugerindo um impacto advindo do rompimento da barragem de Fundão.

De maneira geral, os tributários apresentaram pouca relevância como locais de desova das espécies de peixes da região. Embora o volume de chuvas acumulado vem decrescendo na série histórica ao longo dos períodos úmidos do PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2020a), a calha principal do baixo rio Doce concentrou as maiores densidades de ictioplâncton durante o estudo. Os tributários, por sua vez, apresentaram uma pequena contribuição para a desova de peixes, ao contrário de outros afluentes de bacias do sudeste que se tornaram atrativo aos peixes mesmo em períodos de baixa vazão (LOPES et al. 2016; ROSA et al. 2017). De forma geral, os tributários exercem importante papel no processo reprodutivo das espécies nas diferentes bacias hidrográficas brasileiras (REYNALTE-TATAJE et al., 2012; SILVA et al., 2017; ROSA et al., 2018; CAJADO et al., 2020; VASCONCELOS et al., 2021), reforçando a importância de se compreender a relevância dos tributários do Baixo rio Doce em épocas de maior pluviosidade para elucidar os possíveis padrões espaciais desta região.

As análises espaciais comprovaram uma intensa atividade reprodutiva dos peixes na calha do rio Doce, com diferenças significativas entre a UHE Mascarenhas (P1) e os demais pontos da calha. Considerando que a barragem da UHE Mascarenhas se comporta como uma barreira física aos deslocamentos ascendentes de peixes migradores, os resultados sugerem que durante este estudo, o trecho utilizado pelos peixes para se reproduzirem se localiza entre a UHE e a foz do rio Doce. Essa distribuição reforça a importância ecológica deste rio frente ao cenário pós-rompimento da barragem de Fundão.

A atividade reprodutiva ocorreu de maneira constante durante os meses amostrados e diversos táxons se reproduziram ao longo da bacia. A maior densidade de ictioplâncton observada nos meses de dezembro e janeiro deste estudo, corrobora a sazonalidade reprodutiva comum aos peixes neotropicais, frequentemente controlada pelo aumento da pluviosidade (JUNK et al. 1989; REYNALTE-TATAJE et al., 2012). Entretanto, mesmo em períodos de elevado estresse hídrico foi registrado um pico de desova em agosto. Esses resultados revelam diferentes estratégias reprodutivas que os peixes do Baixo Rio Doce podem exibir, as amostragens foram prejudicadas pelo cancelamento de coletas de

campo devido à pandemia de COVID-19 ocasionaram a ausência de amostragens que abarcassem todo o período chuvoso e seco.

A composição taxonômica das larvas e juvenis capturados refletem a diversidade de ambientes presentes na região do Baixo Rio Doce. Assim foram encontradas espécies típicas de ambientes dulcícolas, seja eles lacustres ou lóticos, bem como de ambiente marinho, como é o caso do Agulha-branca (*H. unifasciatus*), do Peixe-cachimbo (*M. lineatus*) e de representantes da família Engraulidae. Esses táxons foram registrados exclusivamente na foz do Rio São José (P11) que se encontra nas proximidades da foz do Rio Doce. A abundância desses estágios larvais na região, revela a importância desse trecho para a manutenção de espécies marinhas e a conectividade entre esses ambientes.

Em um gradiente espacial, a calha do Rio Doce concentra as maiores alterações decorrentes do rompimento da barragem de Fundão, especialmente na região da foz que tem apresentado índices alarmantes de alterações da biota aquática e qualidade da água (dados do Anexo 1, PBMA/Fest-RRDM). Por sua vez, os tributários e as lagoas marginais são ambientes adversos fortemente impactados, nos quais até mesmo a degradação natural (ex.: erosão) é modulada por intervenção humana, como é o caso dos rios Guandu e Santa Joana que reúnem as maiores áreas de atividade agrícola da região (RRDM, 2020a). A degradação desses ambientes é evidenciada pela abundância e distribuição do Barrigudinho *P. vivipara* em todas as áreas marginais amostradas, bem como a abundância reprodutiva de espécies exóticas em diversas áreas da bacia (ver Tabela 22). Essas espécies, principalmente *P. vivipara* e *P. nattereri* são altamente resistentes a degradações ambientais, de modo que a sua elevada abundância no ambiente é um indicativo de baixa qualidade do habitat por distúrbios ambientais.

As tilápias são peixes que apresentam uma grande plasticidade ecológica e suas adaptações evolutivas tornaram esse grupo altamente tolerante às mudanças do ambiente, isso também se aplica aos tucunarés (*Cichla* spp.) ambos introduzidos na bacia do rio Doce (ALVES et al. 2007; POMPEU; GODINHO, 2001). Esses grupos competem agressivamente com as espécies nativas que, por sua vez, sofrem redução das populações e em grande parte são intolerantes a essas mudanças. Verificou-se que entre os táxons identificados com anomalias morfológicas, as larvas de tilápia (*O. niloticus*) e da nativa Curvina (*P. adspersus*) apresentaram as duas principais condições anômalas (i e ii). Dessa forma, a integridade larval de espécies intolerantes e, especialmente, daquelas tolerantes à passagem do rejeito podem ser utilizadas como bioindicadores da qualidade ambiental.

O sedimento avermelhado aderido as larvas é uma evidência de traços de rejeito ainda presentes na calha do Rio Doce durante o Ano 3. Alterações como estas também foram descritas em amostragens de ictioplâncton marinho pelo PMBA/Fest-RRDM (RRDM, 2020b). Além disso, Bonecker e colaboradores (2019) mostraram que larvas com o trato digestório danificado apresentavam maiores concentrações de metais em relação as larvas íntegras, na foz do Rio Doce e ao longo das áreas costeiras. As alterações morfológicas observadas nas larvas desde o rompimento são indicadores da qualidade do ambiente em questão, tornando-se necessário o monitoramento contínuo das assembleias de ictioplâncton.

Os mecanismos que levaram ao surgimento dessas anomalias estão sendo investigados. Contudo, estudos pretéritos (BIANCHINI et al., 2016) relataram a ocorrência de contaminação por metais em zooplâncton, em amostras da foz do Rio Doce. O zooplâncton, por ser um elo entre os níveis mais elevados da cadeia trófica, compõe o espectro alimentar de peixes planctívoros (ODUM, 2001). Desta forma, compreender as relações entre o ictioplâncton e o zooplâncton pode auxiliar no conhecimento acerca dos efeitos da passagem do rejeito de minério sobre essas assembleias.

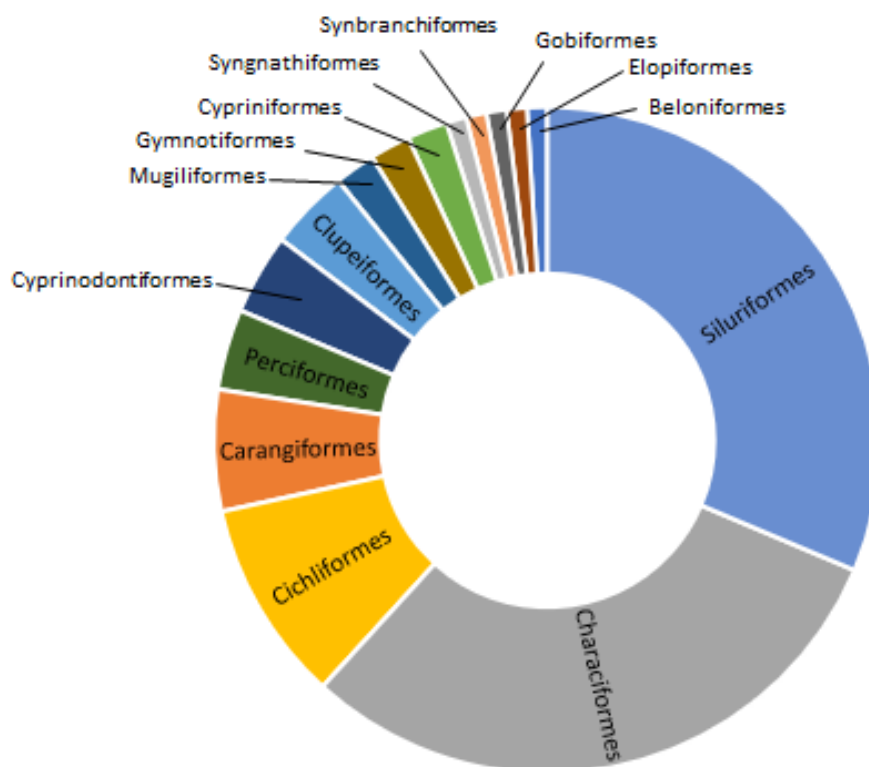
3.3 ICTIOFAUNA

3.3.1 Estrutura e dinâmica das populações de ictiofauna

3.3.1.1 Levantamento da ictiofauna do Baixo Rio Doce

A riqueza da ictiofauna que ocorre na porção capixaba do Rio Doce, considerando levantamento de registros bibliográficos e o monitoramento do PMBA/Fest-RRDM, está representada por 103 espécies de peixes alocadas em 15 ordens e 37 famílias. O PMBA/Fest-RRDM coletou 2 novas espécies no Ano 3: o Agulhinha *Hyporhamphus roberti* e o Cascudinho *Parotocinclus maculicauda* (Tabela 25). Assim, a ordem Siluriformes passou a ser a mais representativa somando 32 espécies, seguida da ordem Characiformes com 31, representando juntas cerca de 64% da biota da região, cenário já esperado para bacias brasileiras (Figura 145) (BUCKUP et al., 2007).

Figura 145: Diagrama mostrando a diversidade de ordens da ictiofauna do Baixo Rio Doce.



As espécies de habitat estuarino ou marinho somam 20% do total, sendo representadas em sua maioria pelas ordens Carangiformes (6 espécies) e Clupeiformes (4 espécies). Dentre essas espécies, destacam-se as que possuem importância para pesca como os Robalos (*Centropomus* spp.), Tainhas (*Mugil* spp.) e Xaréus (*Caranx* spp.), que utilizam o ambiente dulcícola/estuarino como locais de reprodução ou berçários (MAPA, 2020).

As espécies que ocorrem no sistema lântico do Baixo Rio Doce (como os lagos do Limão e Óleo, e lagoas Nova e Juparanã) são pouco conhecidas. Estes ambientes são pouco estudados, mas destacam-se por resguardar espécies ameaçadas, como o Bagre-guri *Paragenidens grandoculis*, recentemente reportado para a Lagoa Nova (MARCENIUK et al., 2019, além de espécies de habitats exclusivamente marinhos e/ou estuarinos, sendo um exemplo, a Agulhinha *Hyporamphus roberti*, nunca antes reportada para o ambiente exclusivamente dulcícola como o Lago das Palmas (VIEIRA 2010).

Dentre o total de espécies (N = 103), 73 são nativas e 30 são introduzidas. Observa-se estabilidade no número de espécies nativas e aumento no número de espécies introduzidas após o Rompimento da Barragem (Figura 146).

Figura 146: Número de espécies nativas e introduzidas antes e depois do rompimento da barragem de Fundão.

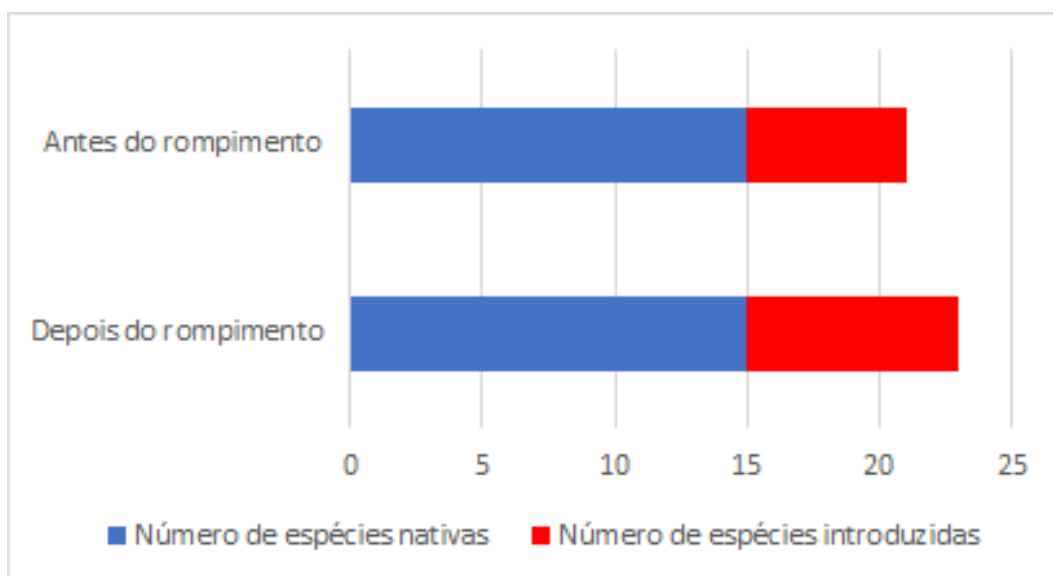


Tabela 25: Levantamento da ictiofauna para o Baixo Rio Doce considerando informações de ocorrência das espécies antes e após o rompimento da barragem do Fundão em novembro de 2015. Categoria de Habitat segue o que é proposto por Fricke & Van der Laan (2020). D: dulcícola; E: estuarino; M: marinho. Fonte de Registro: (1) CTA-UHE Mascarenhas; (2) Vieira (2010); (3) Relatório Econservation-Renova; (4) Convênio Renova-UFV; (5) SpeciesLink; (6) PMBA/Fest-RRDM. IN: Instrução Normativa 53/2020 (espécies de interesse comercial); CA: Categoria de ameaça (Portaria nº 445/2014, MMA).

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CA	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA: ANTES/DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
Beloniformes							
Hemiramphidae							
<i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes 1847)	Agulhinha	x		Nativa	Depois	E, M	6
Carangiformes							
Achiridae							
<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro 1915)	Linguado			Nativa	Antes/Depois	D, E, M	5; 6
Carangidae							
<i>Caranx bartholomaei</i> Cuvier 1833	Xaréu	x		Nativa	Depois	M	6
<i>Caranx latus</i> Agassiz 1831	Xaréu	x		Nativa	Antes/Depois	D, E, M	2; 4; 6
Centropomidae							
<i>Centropomus parallelus</i> Poey 1860	Robalo-peva	x		Nativa	Antes/Depois	D, E, M	2; 4; 5; 6
<i>Centropomus pectinatus</i> Poey 1860	Camorim-corcunda	x		Nativa	Depois	D, E, M	3
<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch 1792)	Robalo-flecha	x		Nativa	Antes	D, E, M	1; 5
Characiformes							
Anostomidae							
<i>Hypomasticus copelandii</i> (Steindachner 1875)	Piau-vermelho	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 3; 4; 5; 6
<i>Hypomasticus mormyrops</i> (Steindachner 1875)	Piau-boquinha	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 3; 4
<i>Hypomasticus steindachneri</i> (Eigenmann 1907)	Piau-caboclo	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 4; 6
<i>Megaleporinus conirostris</i> (Steindachner 1875)	Piau-branco	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
Bryconidae							
<i>Brycon dulcis</i> Lima & Vieira 2017	Piabanha	x	EN	Nativa	Antes	D	2; 5
<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier 1816)	Dourado	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 5; 6

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CA	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA: ANTES/DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
Characidae							
<i>Astyanax lacustris</i> (Lütken 1875)	Lambari-do-rabo-amarelo	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
<i>Deuterodon cf. giton</i> (Eigenmann 1908)	Lambari	x		Nativa	Depois	D	4; 6
<i>Deuterodon cf. intermedius</i> (Eigenmann 1908)	Lambari	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 6
<i>Deuterodon cf. taeniatus</i> (Jenyns 1842)	Lambari	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 3; 6
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner 1882)	Mato-grosso			Introduzida	Antes/Depois	D	5; 3; 6
<i>Knodus moenkhausii</i> (Eigenmann & Kennedy 1903)	Piabinha			Nativa	Antes/Depois	D	5; 6
<i>Moenkhausia vittata</i> (Castelnau 1855)	Lambari			Nativa	Antes/Depois	D	2; 4; 5; 6
<i>Oligosarcus acutirostris</i> Menezes 1987	Bocarra			Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 4; 6
<i>Oligosarcus argenteus</i> Günther 1864	Lambari-bocarra			Nativa	Depois	D	3; 4; 6
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i> (Cuvier 1819)	Lambari-do-rabo-vermelho	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 4; 5; 6
<i>Serrapinnus heterodon</i> (Eigenmann 1915)	Piabinha			Nativa	Depois	D	6
Crenuchidae							
<i>Characidium cricarens</i> Malanski, Sarmento-Soares, Silva-Malanski, Lopes, Ingenito & Buckup 2019	Canivete			Nativa	Antes/Depois	D	2; 6
Curimatidae							
<i>Cyphocharax gilbert</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Saguiuru			Nativa	Antes	D	2; 5
Erythrinidae							
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz 1829)	Jejú	x		Nativa	Antes/Depois	D	5; 6
<i>Hoplias intermedius</i> (Günther 1864)	Trairão	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 6
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch 1794)	Traíra	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
Prochilodontidae							
<i>Prochilodus argenteus</i> Spix & Agassiz 1829	Curimatã-pacu	x		Introduzida	Depois	D	6

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CA	NATIVA ou INTRODUCIDA	OCORRÊNCIA: ANTES/DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
<i>Prochilodus costatus</i> Valenciennes 1850	Curimatá-piao	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 4; 6
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes 1837)	Corimbatá	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 3; 4
<i>Prochilodus vimboideus</i> Kner 1859	Grumatã, curimatã	x	VU	Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 5; 6
Serrasalminae							
<i>Colossoma macropomum</i> (Cuvier 1816)	Tambaqui	x		Introduzida	Antes	D	1; 2
<i>Metynnis lippincottianus</i> (Cope 1870)	Pacu			Introduzida	Depois	D	4; 6
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg 1887)	Caranha, pacu	x		Introduzida	Antes	D	2
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner 1858	Piranha	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
<i>Serrasalmus brandtii</i> Lütken 1875	Piramboba	x		Introduzida	Depois	D	6
Cichliformes							
Cichlidae							
<i>Aequidens</i> sp.	Acará			Introduzida	Depois	D	6
<i>Astronotus ocellatus</i> (Agassiz 1831)	Acará-açu, oscar	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 6
<i>Australoheros aff. facetus</i> (Jenyns 1842)	Acará			Nativa	Antes/Depois	D	2; 4; 5; 6
<i>Cichla kelberi</i> Kullander & Ferreira 2006	Tucanaré	x		Introduzida	Antes/Depois	D	2; 3; 5; 6
<i>Cichla monoculus</i> Spix & Agassiz 1831	Tucanaré	x		Introduzida	Antes/Depois	D	5; 6
<i>Coptodon rendalli</i> (Boulenger 1897)	Tilápia-do-Congo			Introduzida	Antes/Depois	D	2; 3; 5; 6
<i>Crenicichla lacustris</i> (Castelnau 1855)	Bastiana	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 3; 4; 5
<i>Crenicichla lepidota</i> Heckel 1840	Jacundá	x		Introduzida	Depois	D	3; 6
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Cará	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 3; 4; 5; 6
<i>Oreochromis niloticus</i> (Linnaeus 1758)	Tilápia-do-Nilo	x		Introduzida	Antes/Depois	D	2; 3; 4; 6
Clupeiformes							
Engraulidae							
<i>Anchoa</i> sp.	Manjuba	x		Nativa	Depois	E	3
<i>Anchoviella cayennensis</i> (Puyo 1945)	Manjubinha			Nativa	Depois	E	4

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CA	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA: ANTES/DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler 1911)	Manjuba-de-Iguape	x		Nativa	Depois	D, E, M	3
<i>Lycengraulis grossidens</i> (Spix & Agassiz 1829)	Manjubão	x		Nativa	Depois	D, E, M	4; 6
Cypriniformes							
Cyprinidae							
<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus 1758	Carpa-comum	x		Introduzida	Antes	D	2
Xenocyprididae							
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes 1844)	Carpa-capim			Introduzida	Antes	D	1; 2
Cyprinodontiformes							
Poeciliidae							
<i>Phalloceros elachistos</i> Lucinda 2008	Desconhecido			Nativa	Antes	D	2
<i>Poecilia reticulata</i> Peters 1859	Barrigudinho, guppy			Introduzida	Antes/Depois	D	2; 6
<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider 1801	Barrigudinho, guppy			Introduzida	Antes/Depois	D	2; 3; 5; 6
Rivulidae							
<i>Xenurolebias izecksohni</i> (Da Cruz 1983)	Peixe-anual		EN	Nativa	Antes	D	2
Elopiformes							
Elopidae							
<i>Elops saurus</i> Linnaeus 1766	Ubarana	x		Nativa	Depois	E, M	6
Megalopidae							
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes 1847	Tarpão	x	VU	Nativa	Depois	E, M	4
Gobiiformes							
Eleotridae							
<i>Eleotris pisonis</i> (Gmelin 1789)	Moréa			Nativa	Depois	E, M	4
Gobiidae							
<i>Awaous tajasica</i> (Lichtenstein 1822)	Peixe-flor			Nativa	Antes/Depois	D, E, M	2; 5; 6
Gymnotiformes							

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CA	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA: ANTES/DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
Gymnotidae							
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i> Linnaeus 1758	Carapó			Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 6
<i>Gymnotus sylvius</i> Albert & Fernandes-Matioli 1999	Tuvira-redonda			Introduzida	Depois	D	4; 6
Mugiliformes							
Mugilidae							
<i>Mugil curema</i> Valenciennes 1836	Parati	x		Nativa	Antes/Depois	D, E, M	2; 3; 4; 5; 6
<i>Mugil incilis</i> Hancock 1830	Tainha-de-olho-amarelo			Nativa	Depois	D, E	3
Perciformes							
Gerreidae							
<i>Eucinostomus</i> cf. <i>argenteus</i> Baird & Girard 1855	Carapicu, escrivão			Nativa	Depois	D, E, M	4; 6
<i>Eugerres brasiliensis</i> (Cuvier 1830)	Carapicu	x		Nativa	Antes/Depois	M	2; 4; 5; 6
Haemulidae							
<i>Pomadasys ramosus</i> (Poey 1860)	Corcoroca	x		Nativa	Depois	D, E, M	6
Sciaenidae							
<i>Pachyurus adspersus</i> (Steindachner 1879)	Corvina			Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
Siluriformes							
Ariidae							
<i>Genidens genidens</i> (Cuvier 1829)	Bagre	x		Nativa	Antes/Depois	E	2; 3; 4; 6
<i>Paragenidens grandoculis</i> (Steindachner 1877)	Bagre-guri		CR	Nativa	Antes/Depois	D	2; 5; *
Auchenipteridae							
<i>Glanidium melanopterum</i> Miranda Ribeiro 1918	Desconhecido			Nativa	Antes	D	2
<i>Pseudauchenipterus affinis</i> (Steindachner 1877)	Ferrolho			Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 5; 6
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (Steindachner 1877)	Jauzinho, Cumbaca			Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
Callichthyidae							
<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus 1758)	Tamboatá	x		Nativa	Antes	D	2

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CA	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA: ANTES/DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
<i>Corydoras aff. aeneus</i> (Gill 1858)	Caborja			Nativa	Antes/Depois	D	2; 5; 6
<i>Hoplosternum littorale</i> (Hancock 1828)	Tamboatá	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 5; 6
<i>Scleromystax prionotos</i> (Nijssen & Isbrücker 1980)	Coridora-listrada			Nativa	Antes	D	2
Clariidae							
<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell 1822)	Bagre-africano	x		Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 4; 6
Heptapteridae							
<i>Pimelodella lateristriga</i> (Lichtenstein 1823)	Mandi	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 5; 6
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard 1824)	Jundiá	x		Nativa	Antes/Depois	D	2; 5; 6
Loricariidae							
<i>Delturus carinotus</i> (La Monte 1933)	Cascudo			Nativa	Antes/Depois	D	2; 3
<i>Euryochus thysanos</i> Pereira & Reis 2017	Cascudo			Nativa	Antes	D	2; 4
<i>Harttia loricariformis</i> Steindachner 1877	Cascudo-folha,			Nativa	Antes	D	2; 6
<i>Hypostomus affinis</i> (Steindachner 1877)	Cascudo-areia	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 4; 5; 6
<i>Hypostomus luetkeni</i> (Steindacher 1877)	Cascudo	x		Nativa	Antes/Depois	D	6; 4; 2; 1
<i>Loricariichthys castaneus</i> (Castelnau 1855)	Cascudo-viola	x		Nativa	Antes/Depois	D	1; 2; 3; 5; 6
<i>Neoplecostomus</i> sp.	Cascudo			Nativa	Antes	D	2
<i>Parotocinclus doceanus</i> (Miranda Ribeiro 1918)	Desconhecido			Nativa	Antes	D	2
<i>Parotocinclus maculicauda</i> (Steindachner 1877)	Cascudinho			Nativa	Antes/Depois	D	5; 6
<i>Pogonopoma wertheimeri</i> (Steindachner 1867)	Cascudo-preto			Introduzida	Antes	D	2; 5
<i>Pterygoplichthys pardalis</i> (Castelnau, 1855)	Acari	x		Introduzida	Depois	D	4; 6
Pimelodidae							
<i>Pimelodus maculatus</i> Lacepède 1803	Bagre	x		Introduzida	Antes/Depois	D	2; 3; 4; 6
<i>Pseudoplatystoma</i> sp. (híbrido)	Pintado	x		Introduzida	Antes	D	2
<i>Steindachneridion doceanum</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)	Surubim-do-Rio-Doce		CR	Nativa	Antes	D	5

ORDEM/ FAMÍLIA/ ESPÉCIE	NOME COMUM	IN	CA	NATIVA ou INTRODUZIDA	OCORRÊNCIA: ANTES/DEPOIS DE 2015	HABITAT	FONTE REGISTRO
Pseudopimelodidae							
<i>Lophiosilurus alexandri</i> Steindachner 1876	Pacamã		VU	Introduzida	Antes/Depois	D	1; 2; 5; 6
Trichomycteridae							
<i>Microcambeva jucuensis</i> Costa, Katz, Mattos & Rangel-Pereira 2019	Cambeva			Nativa	Depois	D	6
<i>Trichomycterus</i> aff. <i>alternatus</i> (Eigenmann 1917)	Cambeva			Nativa	Antes/Depois	D	2; 6
<i>Trichomycterus brasiliensis</i> Lütken 1874	Cambeva			Nativa	Antes	D	2
<i>Trichomycterus immaculatus</i> (Eigenmann & Eigenmann 1889)	Desconhecido			Nativa	Antes/Depois	D	2; 6
Synbranchiformes							
Synbranchidae							
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch 1795	Mussum	x		Exótica	Antes/Depois	D	2; 6
Syngnathiformes							
Syngnathidae							
<i>Microphis lineatus</i> (Kaup 1856)	Desconhecido			Nativa	Antes/Depois	D, E, M	5; 6

Considerando apenas o levantamento do PMBA/Fest-RRDM, foram coletadas 72 espécies de peixes, sendo 47 nativas e 25 introduzidas (Tabela 26), ou seja, as espécies introduzidas representaram 35% do total. Adicionalmente, em coleta exploratória realizada em setembro/outubro de 2019 nos rios Pancas e São João Grande, três espécies adicionais foram registradas, sendo duas delas, características da calha do rio e de tributários do Alto e Médio Rio Doce. Estas espécies foram: o Cascudo-folha *Harttia loricariformis* (em ambos os rios), o Piau-vermelho *Hypomasticus copelandii* e o Piau-caboclo *Hypomasticus steindachneri* (os dois últimos apenas no rio São João Grande). O Cascudo-folha ocorre nos rios Gualaxo do Norte, num tributário do Rio Piracicaba e no Rio Piranga, enquanto que as duas espécies de piau podem ocorrer ao longo da calha do Rio Doce e em tributários. Nenhuma dessas espécies foi coletada na calha do rio durante o Ano 1, Ano 2 e Ano 3 do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Considerando as coletas realizadas com os petrechos redes de espera, arrasto e tarrafa, foram amostradas 68 espécies (45 nativas e 23 introduzidas). O arrasto foi o petrecho que capturou um maior número de espécies (N=51), sendo 14 capturadas exclusivamente com esta metodologia (Figura 147 a). Essa metodologia tende a capturar espécies de menor porte (6 - 290 mm, média de 39 mm) que corresponderam, em sua grande maioria, às espécies nativas (Figura 147 b). Por outro lado, as espécies introduzidas foram mais frequentes com a rede de espera (Figura 147 c). Como as diferentes metodologias de coleta capturam conjuntos de espécies com número de indivíduos e biomassa diferentes, todas as avaliações serão apresentadas para cada petrecho separadamente.

Figura 147: Diagrama de Venn mostrando a riqueza de ictiofauna capturada com cada metodologia de coleta. Dados relacionados à pesca elétrica não são apresentados. (a) Considerando toda a comunidade, (b) apenas a comunidade de espécies nativas e (c) apenas a comunidade de espécies introduzidas.

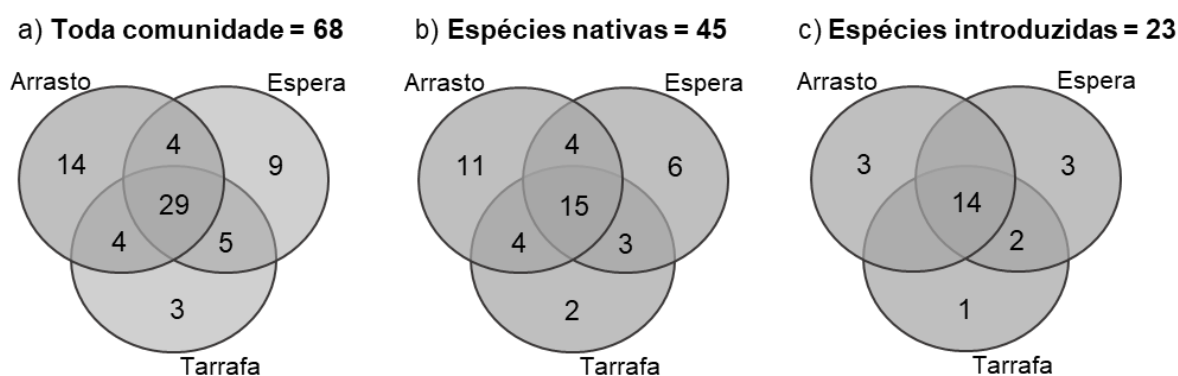


Tabela 26: Presença da ictiofauna nativa e introduzida registrada em cada ponto ao longo dos três anos de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Ano 1 refere-se a amostragens realizadas entre outubro de 2018 e setembro de 2019; Ano 2, as amostragens realizadas entre novembro de 2019 e fevereiro de 2020; Ano 3, amostragens realizadas entre dezembro de 2020 e setembro de 2021. Pontos 1, 2, 3, 4, 8, 1B e 8B estão localizados na calha do Rio Doce; pontos 5, 6 e 10 estão localizados em lagos; pontos 7 e 9 são córregos. Para identificação e localização dos pontos, consultar Material Suplementar A7DS1.

Espécies	Ano 1								Ano 2										Ano 3									
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P10	P1B	P8B	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P10	P1B	P8B
Espécies nativas																												
<i>Astyanax lacustris</i>	1	1	1	1	1	1	1	1		1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Awaous tajasica</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1		1				1	1	1	1	1		1				1
<i>Caranx bartholomaei</i>			1	1																								
<i>Caranx latus</i>		1								1	1																	
<i>Centropomus parallelus</i>	1	1	1	1		1		1	1	1	1								1	1	1							1
<i>Characidium cricareense</i>															1			1						1	1			1
Cichlidae			1																									
<i>Corydoras</i> aff. <i>aeneus</i>							1							1														
<i>Deuterodon</i> cf. <i>giton</i>	1	1	1	1			1	1																				
<i>Deuterodon</i> cf. <i>intermedius</i>	1	1	1	1			1	1	1	1	1			1				1	1	1	1			1			1	1
<i>Deuterodon</i> cf. <i>taeniatus</i>	1		1	1			1	1							1										1			
<i>Elops saurus</i>			1																									
<i>Eucinostomus</i> cf. <i>argenteus</i>				1							1																	
<i>Eugerres brasilianus</i>																		1										
<i>Genidens genidens</i>		1	1	1					1		1										1							
<i>Geophagus</i> aff. <i>brasiliensis</i>		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>			1				1																	1				
<i>Hoplias intermedius</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1						1	1	1		1						1	
<i>Hoplias malabaricus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1		1		1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1		1	1	1	1
<i>Hypomasticus steindachneri</i>																												1
<i>Hyporhamphus roberti</i>																										1		

Espécies	Ano 1								Ano 2										Ano 3									
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P10	P1B	P8B	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P10	P1B	P8B
<i>Hypostomus affinis</i>	1	1	1	1				1		1																		1
<i>Hypostomus luetkeni</i>		1						1																				
<i>Knodus moenkhausii</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1	1		1				1	1	1	1	1		1		1	1	1
<i>Loricariichthys castaneus</i>		1	1					1		1	1							1	1	1	1	1					1	
<i>Lycengraulis grossidens</i>		1			1							1				1				1		1				1		
<i>Megaleporinus conirostris</i>	1	1	1	1			1	1	1									1	1		1							1
<i>Microcambeva jucuensis</i>				1																								
<i>Microphis lineatus</i>	1	1	1	1				1												1	1							
<i>Moenkhausia vittata</i>	1		1							1																		
<i>Mugil curema</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1			1				1	1	1	1			1				1
<i>Oligosarcus acutirostris</i>								1																			1	1
<i>Oligosarcus argenteus</i>	1	1																1										
<i>Pachyurus adspersus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1				1	1	1	1	1		1		1	1	1
<i>Parotocinclus maculicauda</i>																								1				
<i>Pimelodella lateristriga</i>		1	1				1	1		1									1					1			1	
<i>Poecilia vivipara</i>		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1		1	1	1	1	1	1	1		1	1	
<i>Pomadasys ramosus</i>			1																									
<i>Prochilodus vimboides</i>		1																						1				
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>			1	1																								
<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	1	1				1			1		1					1		1	1		1						1	
<i>Rhamdia quelen</i>						1									1										1			
<i>Serrapinnus heterodon</i>		1	1	1			1	1											1				1	1				
<i>Trachelyopterus striatulus</i>		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			1				1		1	1	1				1	1	
<i>Trichomycterus alternatus</i>			1																									
<i>Trichomycterus immaculatus</i>															1										1			

Espécies	Ano 1								Ano 2										Ano 3									
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P10	P1B	P8B	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P10	P1B	P8B
<i>Trinectes paulistanus</i>			1	1						1																		
Espécies introduzidas																												
<i>Aequidens</i> sp.			1				1	1		1				1	1	1		1		1			1		1			
<i>Astronotus ocellatus</i>							1																					
<i>Australoheros</i> aff. <i>fascetus</i>																								1				
<i>Cichla kelberi</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1		1	1	1		1		1				1		
<i>Cichla monoculus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1												1		1	1	1		1	1	
<i>Clarias gariepinus</i>								1																				
<i>Coptodon rendalli</i>		1	1	1				1	1		1					1		1	1		1			1			1	1
<i>Crenicichla lepidota</i>	1	1	1	1	1	1	1	1		1		1		1			1	1		1		1	1	1		1	1	1
<i>Gymnotus</i> aff. <i>carapo</i>					1																				1			
<i>Gymnotus sylvius</i>					1	1				1				1	1							1					1	
<i>Hoplosternum littorale</i>		1	1		1	1	1	1	1	1		1	1	1		1		1				1				1		
<i>Hyphessobrycon eques</i>	1		1		1					1	1	1				1										1		
<i>Lophiosilurus alexandri</i>			1							1									1	1							1	
<i>Metynnis lippincottianus</i>	1	1			1	1		1	1	1		1	1	1		1	1	1				1	1	1		1	1	
<i>Oreochromis niloticus</i>	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1			1		1		1	1	1	1	1					1	1
<i>Pimelodus maculatus</i>	1	1	1	1		1	1	1	1	1	1		1	1		1	1	1	1	1	1			1		1	1	1
<i>Pimelodus</i> sp.	1																											
<i>Poecilia reticulata</i>							1								1										1			
<i>Prochilodus argenteus</i>		1	1	1				1			1								1							1	1	
<i>Prochilodus costatus</i>	1	1	1	1							1	1							1		1			1		1		1
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>		1					1	1						1			1		1	1							1	
<i>Pygocentrus nattereri</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1		1	1	1	1		1	1	1	1		1	1	
<i>Salminus brasiliensis</i>		1						1		1									1		1			1				1

Espécies	Ano 1								Ano 2										Ano 3									
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P10	P1B	P8B	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P9	P10	P1B	P8B
<i>Serrasalmus brandtii</i>																1			1	1						1		
<i>Synbranchus marmoratus</i>							1																					

Ao longo das 26 campanhas do monitoramento da PMBA/Fest-RRDM, observou-se a perda ou declínio de 13 espécies de peixes no Ano 1 e Ano 2 (Figura 148). A grande maioria representa espécies estuarinas (e.g., *Caranx bartholomaei*, *Elops saurus*, *Pomadasys ramosus*, *Eucinostomus cf. argenteus*, *Eugerres brasiliensis*) e poucas de água doce (e.g., *Astronotus ocellatus*, *Microcambeva jucuensis*, *Trichomycterus alternatus*, *Corydoras aff. aeneus*). Por outro lado, *Rhamdia quelen* teve um comportamento inverso, ou seja, um exemplar foi capturado no início do monitoramento e, depois, a espécie voltou a aparecer em maior proporção, a partir do Ano 2 e Ano 3 (Figura 149). No entanto, esse reaparecimento de *Rhamdia quelen* deve ser analisado com cautela pois o seu registro no Ano 1 do monitoramento foi apenas lago do Óleo (ponto 6) e, a partir do Ano 2 e Ano 3, ela foi registrada apenas no córrego São Pedro Frio (ponto 9), onde o monitoramento foi iniciado no Ano 2. Por outro lado, os lambaris, *Deuterodon cf. taeniatus*, *D. cf. giton* e *Hyphessobrycon eques* apresentaram alta abundância no início do monitoramento, redução posterior e picos posteriores de abundância em alguns períodos na área de estudo (Figura 149).

Figura 148: Evolução temporal do indicador abundância para as espécies de peixes desaparecidas ao longo do monitoramento no Baixo Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.

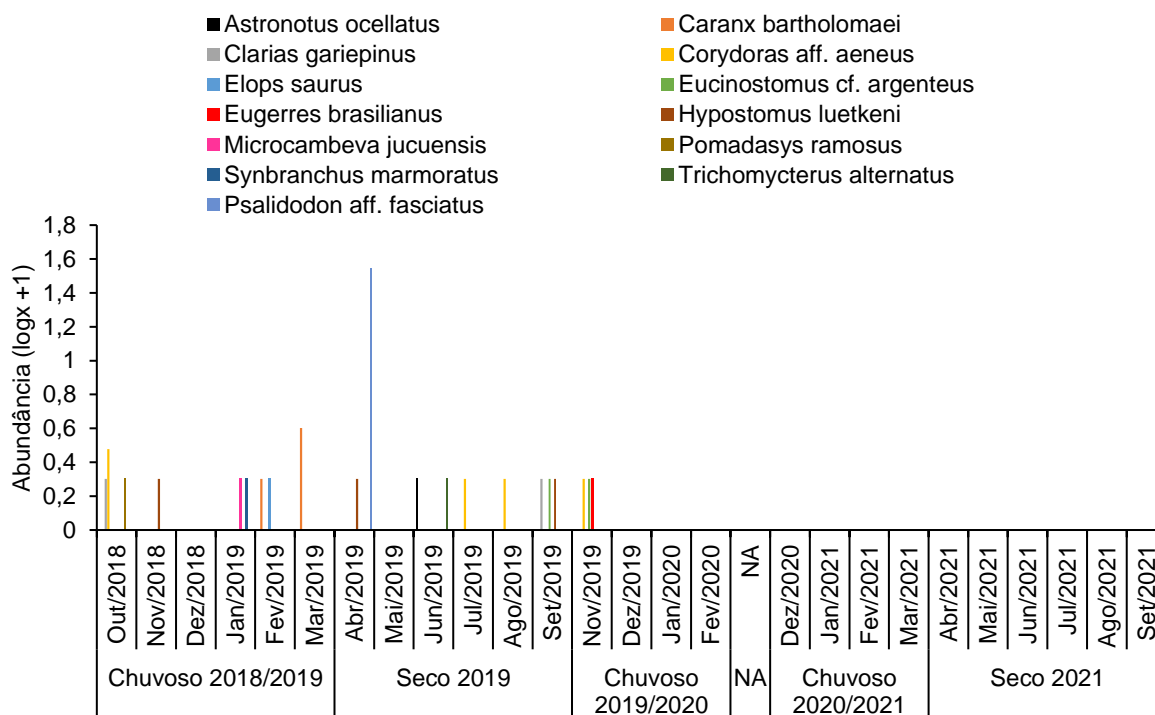
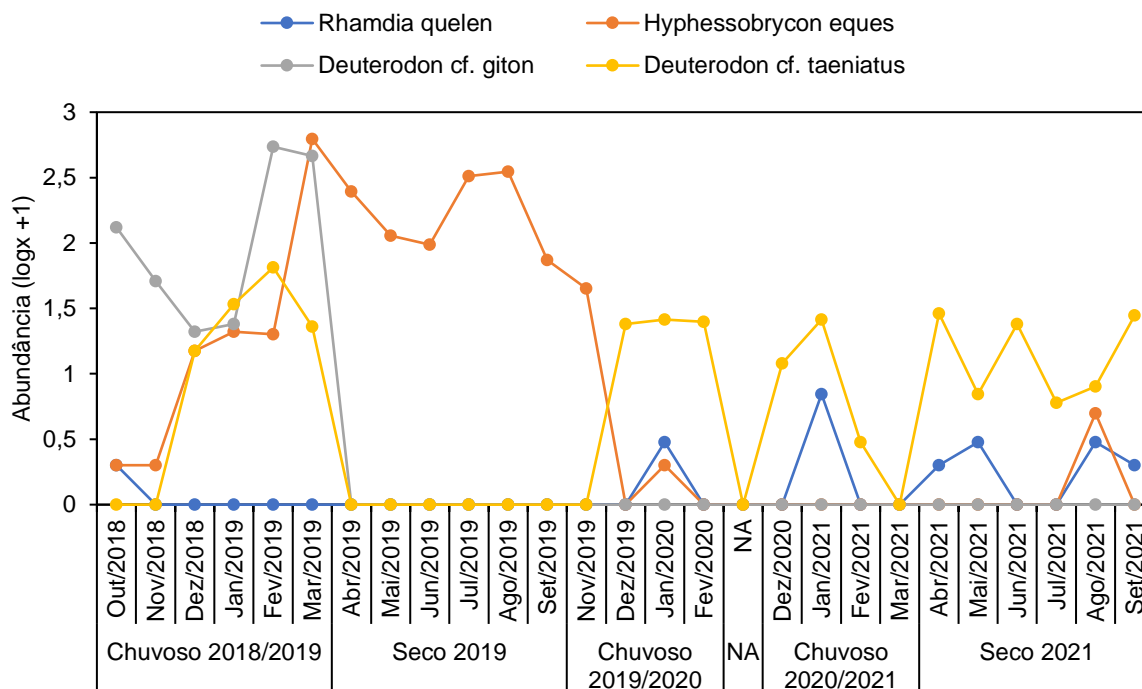
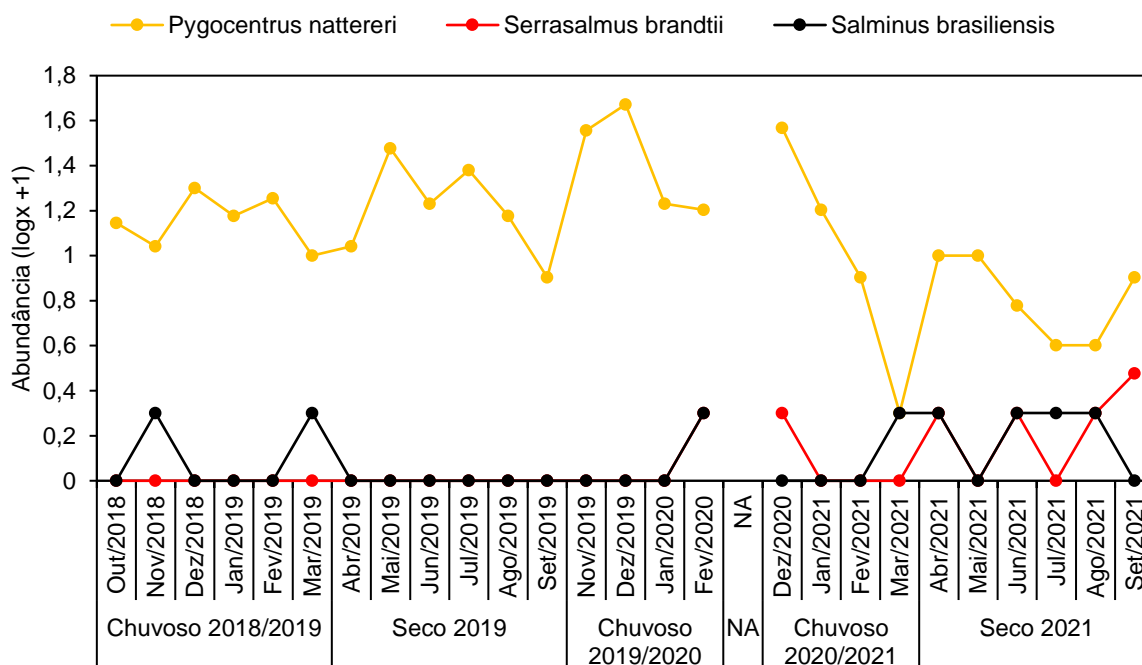


Figura 149: Evolução temporal do indicador abundância de algumas espécies de peixes ao longo do monitoramento no Baixo Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.



As piranhas e o dourado, ambos introduzidos na bacia, são exemplos de outras espécies que apresentaram aumento de suas frequências, principalmente no final do monitoramento (Figura 150). *Serrasalmus brandtii* não tinha sido coletado pelo PMBA/Fest-RRDM durante o Ano 1 e Ano 2 do monitoramento, porém, a partir do período chuvoso 2020/2021, a espécie tornou-se frequente na região de estudo, especificamente na calha do Rio Doce e no Lago das Palmas.

Figura 150: Evolução temporal do indicador abundância para as espécies de piranhas e do dourado ao longo do monitoramento no Baixo Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.



3.3.1.2 Espécies ameaçadas, endêmicas e de importância comercial

O status de conservação das espécies presentes na bacia do Rio Doce foi determinado conforme a lista de espécies ameaçadas da Portaria do Ministério do Meio Ambiente nº 445/2014. No Baixo Rio Doce, as espécies são as seguintes: o Crumatá *Prochilodus vimboides* considerado vulnerável (VU); o peixe-anual *Xenurolebias izecksohni* e a Piabanha *Brycon dulcis* classificadas como em perigo (EN); dentre os Siluriformes, o Surubim-do-Rio-Doce *Steindachneridion doceanum* e o Bagre-guri *Paragenidens grandoculis* são classificados como espécies criticamente ameaçadas (CR).

Cabe ressaltar que as populações de *Brycon dulcis*, espécie endêmica do Rio Doce, eram denominadas anteriormente de *B. devillei* (LIMA, 2017). Da mesma forma, as populações de *Paragenidens grandoculis* no Rio Doce eram denominadas *Potamarius grandoculis* (MARCENIUK et al., 2019). O Crumatá *Prochilodus vimboides* é considerado como vulnerável devido à histórica redução da sua população, possivelmente pelo efeito da perda de conectividade ao longo da calha da bacia e por concorrência com outras espécies do mesmo gênero que foram introduzidas na bacia do Rio Doce (ICMBIO, 2018). É uma espécie de hábitos detritívoros e migratórios. Apenas dois indivíduos foram coletados durante as 26 coletas mensais do PMBA/Fest-RRDM na calha do Rio Doce. A condição de conservação desta espécie é heterogênea ao longo da bacia, já que no projeto UFV-Renova, foram coletados seis indivíduos no Alto Rio Doce; 73 espécimes no Médio Rio Doce e, novamente, apenas dois no Baixo Rio Doce. A análise de molecular (barcoding) de larvas de *Prochilodus* coletadas no projeto de ictioplâncton permitirá definir se esta espécie ainda reproduz no Baixo Rio Doce.

A espécie de peixe-anual *Xenurolebias izecksohni*, classificada como em perigo, é uma espécie do Rio Doce cuja sobrevivência está ameaçada principalmente pelo desmatamento e a drenagem das áreas alagáveis que são habitadas pela espécie (ICMBIO, 2018). As localidades de ocorrência dessa espécie são distantes da malha de coleta do PMBA/Fest-RRDM.

Com relação à Piabanha *Brycon dulcis*, ela foi indicada como presente no Baixo Rio Doce (VIEIRA, 2010) antes do rompimento da barragem. As espécies desse gênero são popularmente conhecidas como piracanjubas, pirapitingas, piraputangas e piabanhas, sendo consideradas bioindicadoras de qualidade de habitat por ocorrerem preferencialmente em rios de águas limpas com alta oxigenação (HOWES, 1982; WEITZMAN et al., 1988; LIMA, 2004).

Com relação ao Surubim-do-Rio-Doce *Steindachneridion doceanum*, espécie criticamente ameaçada de extinção, ela ainda não foi registrada no Baixo Rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão, sendo considerada uma espécie comercialmente extinta (ALVES et al., 2007). O registro deste surubim para o baixo Rio Doce é de 1865, na calha do Rio Doce, entre Linhares e Aimorés no estado do Espírito Santo (GARAVELLO, 2005) e essa é considerada a sua localidade-tipo. Dentre os peixes mortos pela passagem do rejeito de minério, alguns espécimes foram identificados como surubins-do-Rio-Doce (CHAVES et al., 2016). A espécie ainda é encontrada em poças profundas do rio Santo Antônio, num trecho do rio Manhuaçu (Convênio UFV-RENOVA, 2019) e num trecho maior do rio Piranga, no município de Ponte Nova, Minas Gerais, geralmente em ambientes mais profundos de corredeira e com substrato rochoso.

O Bagre-guri *Paragenidens grandoculis*, também criticamente ameaçado, é uma espécie pouco conhecida. É provável que a degradação do habitat e a introdução de espécies introduzidas sejam os fatores responsáveis pelo seu declínio populacional (MARCENIUK et al., 2019). Em 2017, um grande esforço de coleta direcionado para coletar esta espécie conseguiu capturar apenas um indivíduo em uma profundidade de 30m na lagoa Nova, Espírito Santo (MARCENIUK et al., 2019).

No estado do Espírito Santo, a lista de espécies ameaçadas de extinção do Espírito Santo (Decreto Nº 1.499-R/2005) inclui o Crumatá *Prochilodus vimboides* presente na categoria de vulnerável, assim como na Portaria MMA 445/2014; e a Piabanha *Brycon dulcis*, como criticamente ameaçada na lista do Espírito Santo e o Bagre *Paragenidens grandoculis*, a qual aparece criticamente ameaçado na portaria do MMA e como vulnerável na lista do Espírito Santo (Decreto Nº 1.499-R/2005).

O Pacumã *Lophiosilurus alexandri* também consta como uma espécie vulnerável (VU). No entanto, esta é uma espécie endêmica da bacia do Rio São Francisco e que foi introduzido na bacia do Rio Doce. O Pacumã é alvo de pesca na bacia do Rio Doce e suas populações nesta bacia são mais uma ameaça às espécies nativas.

As espécies de interesse comercial identificadas no levantamento da ictiofauna para o baixo Rio Doce, somam 57, destas 37 espécies são nativas, tais como o Lambari, *Astyanax lacustris* e a Traíra *Hoplias*

malabaricus e 20 espécies introduzidas, dentre elas a Piranha vermelha *Pygocentrus nattereri* e o Dourado *Salminus brasiliensis* (Tabela 25).

3.3.1.3 Caracterização da ictiofauna

As espécies coletadas pelo PMBA/Fest-RRDM durante os três anos estão apresentadas individualmente a seguir com características taxonômicas, ecológicas e genéticas:

Figura 151: *Hyporhamphus roberti* (Valenciennes 1847) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Beloniformes

Família: Hemiramphidae

Espécie: *Hyporhamphus roberti* (Valenciennes 1847)

Nome popular: Peixe-agulha, Agulhinha-branca

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado, cabeça relativamente pequena, focinho fino e muito longo, em forma de “agulha”. Nadadeiras pequenas em relação ao comprimento do corpo, nadadeira dorsal posterior ao meio do corpo e nadadeira caudal emarginada ou levemente bifurcada. Os olhos são grandes em relação ao comprimento da cabeça. Nadadeira dorsal com 12 a 17 raios, nadadeiras peitorais com nove a 12 raios e nadadeira anal com 14 a 18 raios (CARPENTER, 2002). Em vida, o corpo é acinzentado ou levemente esverdeado, sendo mais escuro na região dorsal e mais claro na região ventral, e uma mancha vermelha na extremidade da mandíbula inferior.

DNA barcode: Não foram geradas sequências do gene COI para essa espécie.

Tamanho máximo: 19 centímetros de comprimento (CARPENTER, 2002).

Habitat: Habita regiões costeiras e estuarinas, mas pode ser encontrada em lagos de águas salobras (CARPENTER, 2002). Os espécimes neste estudo foram coletados somente no Lago das Palmas, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: A espécie se alimenta de zooplâncton, bivalve, insetos, invertebrados, fragmentos vegetais (MEDEIROS et al 2017). No projeto foram analisados quatro estômagos e por isso, a espécie foi classificada como onívora (MEDEIROS et al 2017).

Reprodução: Sem informações na literatura.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Oceano Atlântico Ocidental, do Panamá até o estado de São Paulo (FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas.

Figura 152: *Trinectes paulistanus* (Miranda Ribeiro 1915) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Carangiformes

Família: Achiridae

Espécie: *Trinectes paulistanus* (Miranda Ribeiro 1915)

Nome popular: Linguado, Linguado-lixá

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente curto e alto. Cabeça com vários tentáculos carnudos e longos (DUPLAIN, 2012). Nos indivíduos adultos, os dois olhos estão localizados no lado direito do corpo. Nadadeira dorsal com 54 a 60 raios, nadadeira anal com 40 a 45 raios e nadadeira peitoral no lado direito do corpo, com apenas um raio. Não possui forame no septo interbranquial (CARPENTER, 2002). Em vida, o corpo é castanho escuro ou marrom claro, com várias linhas não pigmentadas no lado ocular, que se estendem da base

da nadadeira dorsal até a base da nadadeira anal, enquanto as nadadeiras são mais claras do que o corpo.

DNA barcode: Cinco amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI, e compuseram apenas uma linhagem na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 18 centímetros de comprimento (CARPENTER, 2002).

Habitat: Habita regiões costeiras e estuarinas, vivendo em locais rasos com fundos arenosos, podendo ser encontrada em lagoas de águas salobras (CARPENTER, 2002; DUPLAIN, 2012). Os espécimes neste estudo foram coletados na calha principal do Rio Doce, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de insetos, poliquetas, isópodes e antípodas (MICHELE; UIEDA, 2007). Neste estudo foram analisados cinco estômagos e a espécie foi classificada como insetívora aquática.

Reprodução: Sem informações na literatura.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Regiões costeiras no oceano Atlântico Ocidental (FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas.

Figura 153: *Caranx bartholomaei* (Cuvier 1833) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Carangiformes

Família: Carangidae

Espécie: *Caranx bartholomaei* (Cuvier 1833)

Nome popular: Xaréu

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo moderadamente alto e comprimido lateralmente. Os juvenis possuem cinco faixas verticais escuras nas laterais do corpo (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980). Possui 22 a 26 escudos na linha lateral e 18 a 21 rastros (incluindo os rastros rudimentares) no ramo inferior do primeiro arco branquial (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; LESSA; NÓBREGA, 2000). Em vida, a região dorsal do corpo possui coloração variando de azul metálica a tons amarelados, as nadadeiras são hialinas ou levemente amareladas, principalmente a nadadeira caudal.

DNA barcode: Apenas uma amostra proveniente do Rio Doce foi sequenciada para essa espécie, e a mesma agrupou com sequências de *Caranx latus* provenientes da bacia do rio Doce, da região de Belize e da região da Bahia, portanto, uma única linhagem foi delimitada pelas análises (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 90 centímetros de comprimento (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980).

Habitat: Habita regiões costeiras e estuarinas, vivendo em pequenos grupos próximos aos recifes de corais, (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; CARPENTER, 2002). Os espécimes neste estudo foram coletados na calha principal do Rio Doce, no município de Linhares-ES.

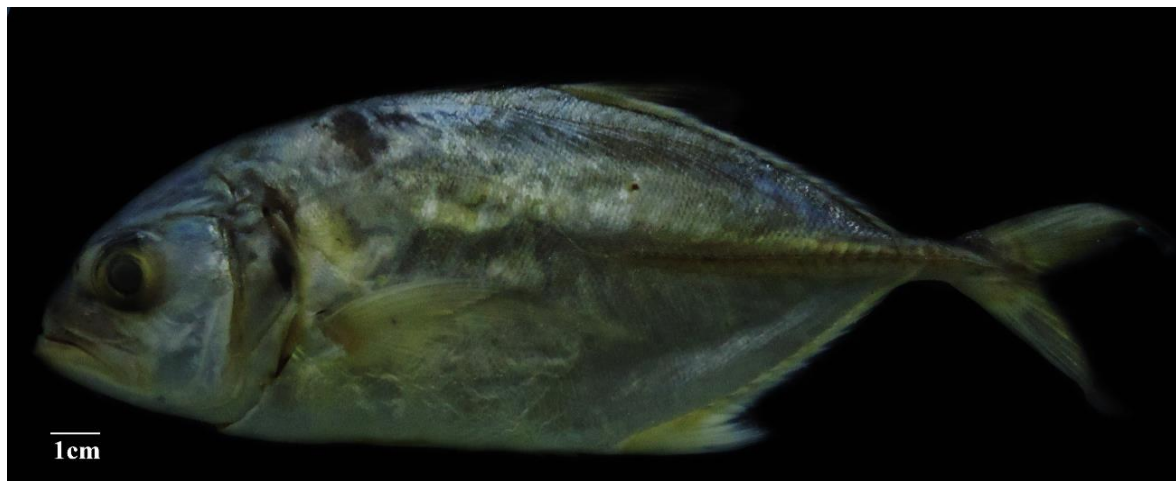
Hábito alimentar: Se alimenta de outros peixes (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; SANTOS, 2012). Os quatro espécimes coletados neste estudo ingeriram exclusivamente peixes, sendo considerados piscívoros.

Reprodução: Ocorre no início do período seco e no início do período chuvoso (SANTOS, 2012). Neste estudo, foram coletados quatro espécimes imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 60,28 mm – 97,44 mm.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Oceano Atlântico, em regiões tropicais e temperadas. No oceano Atlântico Ocidental, ocorre de Massachusetts, nos Estados Unidos, até o estado de São Paulo, no Brasil (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; CARPENTER, 2002; FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas.

Figura 154: *Caranx latus* (Agassiz 1831) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Carangiformes

Família: Carangidae

Espécie: *Caranx latus* (Agassiz 1831)

Nome popular: Xaréu

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alto e comprimido lateralmente. Boca terminal, olhos recobertos por uma membrana adiposa, nadadeiras peitorais pontiagudas, de comprimento maior que o comprimento da cabeça (FISCHER et al., 2011). Possuem linha lateral curvada anteriormente, sendo sua parte posterior recoberta por uma série de 30 a 50 escudos dispostos ao longo de duas quilhas em cada lado do pedúnculo caudal (FISCHER et al., 2011). Em vida, possui coloração azulada na região dorsal do corpo, coloração prateada nas laterais e na região ventral do corpo, a nadadeira caudal é amarelada, e também é possível observar uma pequena mancha escura na margem do opérculo.

DNA barcode: Foram sequenciadas duas amostras dessa espécie para o gene COI. As mesmas formaram um único grupo com outras sequências de *Caranx latus* de Belize e da região da Bahia, no Brasil e com uma sequência de *C. bartholomaei* proveniente do rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 75 centímetros de comprimento (FISCHER et al., 2011).

Habitat: Habita recifes de corais, arredores de ilhas, mar aberto e praias arenosas, nessa última, juvenis podem ser encontrados em zonas de arrebentação, além de águas de baixa salinidade (FISCHER et al., 2011). Os espécimes analisados neste estudo foram coletados nos pontos 2 e 3 em Colatina e Linhares no estado do Espírito Santo.

Hábito alimentar: Se alimenta de peixes, camarões e em menor proporção, de outros invertebrados (SILVANO, 2001; FISCHER et al., 2011). Devido à baixa quantidade de estômagos (3) avaliados neste projeto, ela foi classificada como carnívora (SILVANO, 2001).

Reprodução: Foi coletado um indivíduo macho na estação seca.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Oceano Atlântico, em regiões tropicais e temperadas. No oceano Atlântico Ocidental, ocorre desde a costa de Nova Jersey, nos Estados Unidos, até o Rio Grande do Sul, no Brasil (FISCHER et al., 2011; FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas.

Figura 155: *Centropomus parallelus* (Poey 1860) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Carangiformes

Família: Centropomidae

Espécie: *Centropomus parallelus* (Poey 1860)

Nome popular: Robalo, Robalo-peva

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo moderadamente alto e alongado, com perfil dorsal curvo-acentuated e mandíbula inferior ultrapassando nitidamente a mandíbula superior (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980). Outras características que diferem das outras espécies do gênero é a nadadeira pélvica que alcança ou ultrapassa o ânus e o terceiro espinho da nadadeira dorsal maior do que o quarto, quando ereto (ORRELL, 2003). Em vida, o corpo é quase totalmente prateado, as nadadeiras podem ser hialinas ou castanhas amareladas e a linha lateral é ligeiramente escurecida em alguns espécimes (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980).

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial *COI*. As análises delimitaram apenas uma linhagem desta espécie no Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 63 centímetros de comprimento (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980).

Habitat: Habita águas costeiras, estuários, lagos, registrados também em água doce. Normalmente, prefere água salobra ou fresca, mas com baixa salinidade (ORRELL, 2003). Neste estudo, foram coletados 14 espécimes na calha do Rio Doce, nos municípios de Baixo Guandu-ES, Marilândia-ES, Linhares-ES e Colatina-ES, e um único espécime no Lago do Óleo, no município de Marilândia-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos peixes e crustáceos (ORRELL, 2003; TONINI et al., 2007). Os espécimes coletados neste estudo ingeriram quase que exclusivamente peixe e camarão, indicando assim, um hábito alimentar carnívoro.

Reprodução: As desovas ocorrem próximas à foz dos rios, não necessitando de migrações longas (ORRELL, 2003). Foram coletados 14 espécimes neste estudo, e destes, 21% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 144,13 mm – 178,57 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 10 machos e uma fêmea.

Categoria: Não está na lista de espécies ameaçadas

Distribuição: Oceano Atlântico Ocidental, do sul da Flórida, nos Estados Unidos, até o sul do estado de Santa Catarina, no Brasil (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980; ORRELL, 2003; FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas.

Figura 156: *Hypomasticus copelandii* (Steindachner 1875) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Anostomidae

Espécie: *Hypomasticus copelandii* (Steindachner 1875)

Nome popular: Piau-Vermelho

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado, com maior altura na região mediana. A boca está na posição subterminal e exibe uma mancha vermelha nas laterais. Possui oito dentes na mandíbula superior e oito na mandíbula inferior que são robustos e arranjados como degraus de escada, linha lateral composta por 38 a 39

escamas e pedúnculo caudal com 12 escamas ao seu redor (BIRINDELLI et al., 2020; VIEIRA et al., 2015). Em vida, o corpo é cinza escuro, com três máculas escuras e grandes nas laterais e as nadadeiras são avermelhadas.

DNA barcode: Duas amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial *COI*. Quatro sequências do trabalho de SALES et al., (2018) foram baixadas do Bold e adicionadas ao banco de dados. As análises delimitaram somente uma linhagem dessa espécie para o Rio Doce incluindo todas as sequências utilizadas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: Ultrapassa 40 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Espécie reofílica, ou seja, vive em locais de correntezas fortes, preferencialmente, em rios de médio e grande porte (VIEIRA et al., 2015). Neste estudo, foram coletados somente três espécimes em coletas exploratórias no Rio São João Grande, em Baixo Guandu-ES.

Hábito alimentar: Onívoro (VIEIRA et al., 2015).

Reprodução: Ocorre no período entre os meses de setembro e janeiro, que coincidem com as maiores temperaturas e índices pluviométricos (PEREIRA et al., 2007; ERTAL et al., 2015).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias costeiras no leste do Brasil, entre o Rio Mucuri e o Rio Paraíba do Sul (VIEIRA et al., 2015; FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, parece ser mais abundante até a UHE Risoleta Neves. No Baixo Rio Doce, foi coletado apenas em tributários e desconhece-se se estava presente na calha quando o rejeito passou.

Figura 157: *Hypomasticus steindachneri* (Eigenmann 1907) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Anostomidae

Espécie: *Hypomasticus steindachneri* (Eigenmann 1907)

Nome popular: Piau-caboclo, Piau-Três-Pintas

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado, com maior altura na região mediana. As nadadeiras pélvicas, caudal e anal apresentam coloração vermelho alaranjadas, sendo que a última apresenta menos de 10 raios ramificados. A boca é subterminal, com oito dentes na mandíbula superior e na mandíbula inferior (BIRINDELLI et al., 2020). A linha lateral contabiliza uma série de 35 a 37 escamas (EIGENMANN; OGLE, 1907). Em vida, o corpo é cinza escuro, com três máculas escuras e grandes nas laterais e as nadadeiras são escurecidas ou levemente amareladas.

DNA barcode: Três amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial *COI*. As análises delimitaram somente uma linhagem dessa espécie para o Rio Doce, a qual é grupo irmão de uma linhagem de *Hypomasticus mormyrops* da bacia do rio Mucuri (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: Ultrapassa 30 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2014; NETO et al., 2014).

Habitat: Ocorre na calha de rios maiores em áreas de qualidade ambiental variável (VIEIRA et al., 2014). Podendo ser encontrado também em lagoas marginais às calhas, além de ser considerada uma espécie dulcícola bento-pelágica (BELEI et al., 2014). Neste estudo, foi coletado somente um espécime na calha principal do Rio Doce, enquanto os outros espécimes foram coletados em coletas exploratórias no Rio São João Grande, em Baixo Guandu-ES.

Hábito alimentar: Alimenta-se preferencialmente de itens de origem vegetal e invertebrados, de origem aquática ou terrestre (VIEIRA et al., 2014). Neste estudo, foi analisado apenas um estômago. O indivíduo ingeriu grande proporção de detrito, vegetal e em menor quantidade, larvas de insetos.

Reprodução: A primeira maturação ocorre em indivíduos machos e fêmeas com tamanho próximo a 21 centímetros, sendo que as fêmeas fazem desova total (NETO et al., 2014; BELEI et al., 2014). A espécie realiza grandes migrações no período reprodutivo, que ocorre no período chuvoso, de outubro a fevereiro (VIEIRA et al., 2014; BELEI et al., 2014).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Ocorre em algumas drenagens costeiras no Sudeste, como as bacias do Rio Paraíba do Sul, Rio Doce, Rio Jururuçu, Rio Mucuri e Rio São Mateus (BIRINDELLI et al., 2020; VIEIRA et al., 2014; FRICKE et al., 2021). Há registros desta espécie no reservatório da usina hidrelétrica de Mascarenhas (CTA, 2009) e na calha do Rio Doce (no ponto 8B), coletada durante a 21ª campanha.

Figura 158: *Megaleporinus conirostris* (Steindachner 1875) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Anostomidae

Espécie: *Megaleporinus conirostris* (Steindachner 1875)

Nome popular: Piau-branco

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Possui o corpo alongado e fusiforme, sendo mais largo na região mediana. A boca é subterminal, com seis dentes tanto na mandíbula superior quanto na mandíbula inferior (RAMIREZ et al., 2017). Devido ao seu grande tamanho, esta espécie tem uma importância econômica na pesca de subsistência e na aquicultura (GARAVELLO; BRITSKI, 2003). Em vida, o corpo é cinza escuro na região dorsal, mais claro na região ventral, com manchas mais escuras em forma de faixa ao longo do corpo dos juvenis e uma mancha escura e arredondada no pedúnculo caudal de indivíduos adultos.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de oito indivíduos para o gene mitocondrial *COI*. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie ocorrendo na bacia do rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: Ultrapassa 30 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita rios de médio a grande porte (VIEIRA et al., 2015). Aparentemente, esta espécie não se encontra estabelecida no trecho amostrado e os espécimes coletados provêm de trechos à montante. A espécie era particularmente abundante no reservatório de Candonga, antes de 2015 (DERGAM, J. A., obs. pess.).

Hábito alimentar: É considerada uma espécie onívora, com tendência à herbivoria, ingerindo preferencialmente vegetais e invertebrados (VIEIRA et al., 2015). Espécimes coletados neste estudo foram considerados herbívoros, uma vez que consumiram principalmente plantas de origem terrestre e em menores proporções a espécie consumiu moluscos.

Reprodução: É uma espécie que faz a piracema, realizando longas migrações rio acima para se reproduzir (VIEIRA et al., 2015). Foram coletados 16 espécimes neste estudo, e destes, 13% eram

imaturos, apresentando uma variação no comprimento total de 13,34 mm – 162,4 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 13 machos e três fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio Doce, Rio Mucuri e Rio Paraíba do Sul (VIEIRA et al., 2015; FRICKE et al., 2021).

Figura 159: *Salminus brasiliensis* (Cuvier 1816) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Bryconidae

Espécie: *Salminus brasiliensis* (Cuvier 1816)

Nome popular: Dourado, Pirajuba, Tigre-do-Rio

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo alongado e coberto por escamas. A boca é ampla e com numerosos dentes cônicos. Difere das demais espécies do gênero *Salminus* por possuir de 11 a 13 séries de escamas acima da linha lateral e 75 a 87 escamas na linha lateral (BRITSKI et al., 1986; LIMA; BRITSKI, 2007; BAUMGARTNER et al., 2012; OTA et al., 2018). Em vida, a coloração do corpo possui tons de amarelo-dourado, com as laterais do corpo em tons de amarelo-prateado, as nadadeiras possuem tons dourado, semelhante ao ouro (por isso a origem do nome “dourado”) e a nadadeira caudal é alaranjada e possui uma grande mancha escura, horizontalmente alongada. Após a fixação, o contraste entre as laterais do corpo amarelo-prateado e as nadadeiras amarelo-dourado é perdido, porém, a mancha escura na cauda ainda se mantém visível.

DNA barcode: Duas amostras provenientes do Rio Doce foram sequenciadas para essa espécie. Uma sequência do trabalho de SALES et al. (2018) foi adicionada e as três compuseram apenas uma linhagem dessa espécie na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 75 centímetros de comprimento (LIMA; BRITSKI, 2007; FLORA et al., 2010).

Habitat: Habita grandes cursos d'água (BAUMGARTNER et al., 2012).

Hábito alimentar: É considerada uma espécie carnívora, preferindo se alimentar de outros peixes (LIMA; BRITSKI, 2007; FLORA et al., 2010; BAUMGARTNER et al., 2012). Os estômagos dos indivíduos coletados apresentavam a dieta composta de peixes, por isso, a espécie foi classificada como piscívoro.

Reprodução: Realiza grandes migrações para reprodução, é uma espécie de piracema. As fêmeas são maiores do que os machos. Esta espécie se reproduz nas estações chuvosas e quentes do ano durante a primavera e verão (ESTEVES; PINTO-LOBO, 2001; FLORA et al., 2010; BAUMGARTNER et al., 2012). Foram coletados cinco espécimes, e destes, dois eram imaturos e um macho na estação chuvosa e dois na estação seca.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio La Plata, Rio Paraná, Rio Uruguai e Laguna dos Patos. (BRITSKI et al., 1986; LIMA; BRITSKI, 2007; BAUMGARTNER et al., 2012; ABE et al., 2014; BERTACO et al., 2016; FRICKE et al., 2021). Foi introduzida na bacia do Rio Doce na década de 1950 (RUSCHI, 1965).

Figura 160: *Astyanax lacustris* (Lütken 1875) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Astyanax lacustris* (Lütken 1875)

Nome popular: Piaba, Lambari

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente curto e alto, estando a maior altura na origem da nadadeira dorsal. É distinguida das demais congêneres por apresentar uma mancha umeral escura, horizontalmente ovalada que faz com que esta espécie seja parte do complexo de espécies *Astyanax bimaculatus*. Da maioria das espécies do complexo, *A. lacustris* é diagnosticada por não possuir uma faixa lateral bem marcada da região umeral até o final dos raios medianos da nadadeira caudal. Esta espécie difere de *A. bimaculatus* por

não possuir dentes no maxilar. A descrição desta espécie foi baseada em síntipos coletados em Lagoa Santa, bacia do Rio São Francisco, e recentemente a espécie foi revisada por LUCENA; SOARES (2016) e se tornou sinônimo sênior de *Astyanax jacuhiensis*, *Astyanax assuncionensis*, *Astyanax altiparanae* e *Astyanax paraguayensis*. Existem muitas variações merísticas entre as diferentes populações da espécie; dados moleculares e geográficos sugerem que alguns dos sinônimos podem ser revalidados (CUNHA et al., 2019). Em vida, o corpo possui uma coloração variando de dourado a prateado, as nadadeiras são amareladas, principalmente a nadadeira caudal e a região posterior das escamas possuem uma concentração de cromatóforos, formando faixas longitudinais ao longo do corpo.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de 79 indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas nove sequências depositadas no Bold, provenientes também do Rio Doce. As análises delimitaram três linhagens desta espécie ocorrendo nesta bacia. Duas linhagens foram compostas por sequências geradas neste estudo mais sequências do Bold (SALES et al., 2018) e a terceira composta apenas por sequências geradas neste estudo e provenientes da região do Rio Guanhães, bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 15 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita quase todos os tipos de ambientes aquáticos (VIEIRA et al., 2015).

Hábito alimentar: Hábito alimentar onívoro (VIEIRA et al., 2015). Espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar insetívoro terrestre, consumindo insetos como Hymenoptera, Isoptera e Coleoptera.

Reprodução: Se reproduz durante o período das chuvas (VIEIRA et al., 2015). Foram coletados 1096 espécimes neste estudo, e destes, 24% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 19,83 mm – 118,38 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 525 machos e 360 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio São Francisco e Rio La Plata (FRICKE et al., 2021). De acordo com GARUTTI; LANGEANI (2009), também está distribuída no Rio Araguaia (drenagem do Tocantins-Araguaia).

Figura 161: *Deuterodon* cf. *giton* Eigenmann 1908 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Deuterodon* cf. *giton* (Eigenmann 1908)

Nome popular: Piaba, Lambari

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente curto e coberto por escamas, estando a maior altura no início da nadadeira dorsal, representada por 38% do comprimento padrão. A espécie foi descrita em 1908 por Eigenmann baseado em dois síntipos coletados por Dom Pedro II entre Barra do Pirai e Três Rios no estado do Rio de Janeiro (EIGENMANN, 1921). Eigenmann se referiu a tais síntipos como “*Deuterodon taeniatus* (Jenyns 1862) de focinho curto”, já levantando a questão da complexidade de identificação da espécie. O terceiro infraorbital é muito grande, alcançando o pré-opérculo, sem deixar área nua. Pré-maxilar com duas séries de dentes com cinco a oito cúspides. Maxilar com dois dentes geralmente heptacúspides. Seis ou mais dentes do dentário decrescendo suavemente. Possuem de 33 a 37 escamas na linha lateral. As escamas não possuem “circuli” na margem posterior (TERÁN et al., 2020). A nadadeira anal possui de 18 a 22 raios ramificados. Existe dimorfismo sexual entre machos e fêmeas, os machos possuem ganchos muito delicados na nadadeira anal, caudal, peitoral (raramente) e pélvica (raramente). Em vida, o corpo é prateado, as nadadeiras são hialinas, também é possível observar duas manchas umerais, sendo a primeira mancha em forma de vírgula, com a parte inferior curvando-se em direção ao opérculo geralmente e mais escura do que a segunda.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de 10 indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram duas linhagens desta espécie para a bacia do Rio Doce, uma composta por sequências de *D. giton* mais *D. intermedius* (geradas nesse estudo), *Astyanax* sp., *Deuterodon pedri* e *D. taeniatus* (geradas no trabalho de SALES et al., 2018) e a outra composta por *D. giton* mais *D. taeniatus* e *Psalidodon fasciatus*, também do trabalho de SALES et al., 2018. A distância genética dentro de *D. giton* foi de 7,68%, o que reforça a presença das duas linhagens dentro desse táxon. Como esses agrupamentos foram heterogêneos, não se pode afirmar que as sequências tratadas como *D.*

giton sejam realmente dessa espécie, necessitando assim inclusão de mais amostras nas análises para confirmação da validade desse táxon (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 5 centímetros (DE QUEIROZ, 2019).

Habitat: São registrados tanto em ambientes lóticos quanto lênticos, de substrato variado.

Hábito alimentar: Espécimes coletados neste estudo apresentaram dieta insetívora e consumiram secundariamente algas. Seu hábito alimentar foi classificado em onívoro.

Reprodução: Machos possuem ganchos nas nadadeiras anal, caudal, peitoral (raramente) e pélvica (raramente). Foram coletados 361 espécimes, e destes, 47% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 23,35 mm – 63,14 mm. Os animais em atividade reprodutiva foram representados por 50 machos e 133 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio Paraíba do Sul (FRICKE et al., 2021). Espécie detectada no Rio Santo Antônio, no Médio Rio Doce (DOS SANTOS; BRITTO, 2021). Também foram amostrados espécimes na bacia do Rio Santa Maria da Vitória, no Espírito Santo (SILVA, obs. pess.), mas na calha do Rio Doce foi coletado apenas no Ano 1.

Figura 162: *Deuterodon intermedius* Eigenmann 1908 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Deuterodon intermedius* Eigenmann 1908

Nome popular: Piaba, Lambari

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Possui uma grande plasticidade fenotípica, podendo o corpo ser alongado e baixo ou mais encurtado e alto. A

nadadeira dorsal se inicia exatamente no meio do corpo. O terceiro infraorbital é muito estreito, em forma de meia lua, deixando uma área nua quase do mesmo tamanho desse osso entre o mesmo e o pré-opérculo. Os infraorbitais são prateados e não apresentam cromatóforos. A mancha umeral é “quadrada” com a extremidade inferior não se curvando em direção ao opérculo. Possui duas séries de dentes na mandíbula superior, com cinco a sete cúspides. Os dentes do dentário possuem um arranjo intermediário entre gradual e abrupto, sendo o mesmo constituído por cinco dentes maiores com seis a oito cúspides, seguidos por um de tamanho intermediário (cinco ou seis cúspides), seguido por três ou quatro menores (um a quatro cúspides). As escamas não possuem “circuli” na margem posterior (TERÁN et al., 2020). Os machos maduros apresentam ganchos extremamente delicados em todas as nadadeiras. A linha lateral possui 34 a 38 (maioria com 36 ou 37) escamas e a nadadeira anal 19 a 25 raios ramificados (maioria com 22). Em vida, o corpo é prateado, as nadadeiras são hialinas.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de 14 indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem desta espécie para a bacia do Rio Doce, no entanto a mesma incluiu ainda quatro sequências de *Astyanax* sp. 2, duas de *D. giton* e uma de *D. cf. giton*, todas geradas neste estudo. A linhagem incluiu também uma sequência de *Astyanax* sp., uma de *D. taeniatus* e três sequências de *Deuterodon pedri* baixadas do Bold (SALES et al., 2018) (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 8 centímetros de comprimento (dados obtidos neste estudo).

Habitat: Registrada tanto em ambientes lóticos quanto lênticos, de substratos variados. Espécie abundante na calha principal do Rio Doce, no trecho capixaba do Rio Doce.

Hábito alimentar: Espécimes coletados neste estudo foram considerados onívoros, com consumo de insetos terrestres e aquáticos, camarões, aranhas e consumo de algas de forma acessória.

Reprodução: Dimorfismo sexual entre machos e fêmeas. Machos com ganchos delicados em todas as nadadeiras. Foram coletados 1009 espécimes neste estudo, e destes, 54% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 18,44 mm – 100,74 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 193 machos e 368 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio Paraíba do Sul (FRICKE et al., 2021). Espécie detectada no Rio Santo Antônio, no Médio Rio Doce (DOS SANTOS; BRITTO, 2021).

Figura 163: *Deuterodon cf. taeniatus* (Jenyns 1842) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Deuterodon cf. taeniatus* (Jenyns 1842) (Figura 10)

Nome popular: Lambari, Piaba

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado, sendo mais alto na vertical que passa na origem da nadadeira dorsal. Possui um ou dois dentes no osso maxilar, sendo que o primeiro dente possui mais de seis cúspides e as escamas não possuem “circuli” na margem posterior (SILVA et al., 2019; TERÁN et al., 2020). Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: Os dentes do dentário diminuem abruptamente de tamanho a partir do quinto dente, a extremidade livre do maxilar alcança a extremidade ventral do segundo osso infraorbital, 19 a 23 raios ramificados na nadadeira anal e 38 a 41 escamas na linha lateral (SILVA et al., 2019). Em vida, o corpo é prateado, com uma mancha escura e em forma de “vírgula” próxima à cabeça e as nadadeiras são hialinas.

DNA barcode: Onze amostras de *Deuterodon cf. taeniatus* foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Cinco sequências de *D. taeniatus* do trabalho de SALES et al., (2018) foram adicionadas ao banco de dados, e as análises mostraram as 11 sequências distribuídas em quatro linhagens mistas, as quais incluíram além de *D. taeniatus*, *D. pedri*, *Astyanax* sp., *Psalidodon fasciatus* e *D. intermedius* (Material Suplementar A7DGS1, Figura 2). Recentemente, uma revisão do gênero *Astyanax* (TERÁN et al., 2020) realocou algumas espécies nos gêneros *Deuterodon* e *Psalidodon* com o objetivo de tentar clarear as relações entre os táxons desse complexo de espécies, no entanto para algumas dessas espécies essa separação ainda é difícil, mesmo com a utilização da taxonomia integrativa.

Tamanho máximo: 11 centímetros de comprimento (LUCENA; LUCENA, 2002).

Habitat: No geral, espécies do gênero *Deuterodon* habitam rios de cabeceiras e de planícies costeiras, podendo se encontradas em ambientes heterogêneos, incluindo trechos lóticos e lênticos associados a rochas e areia no fundo (VITULE; ARANHA, 2002).

Hábito alimentar: Neste estudo a espécie apresentou uma dieta onívora com consumo de plantas e insetos de origem aquática e/ou terrestre.

Reprodução: Se reproduz durante o período chuvoso, fecundação externa, a desova é parcelada e a fecundação é externa (BELEI et al., 2014).

Grau de ameaça: Não está na lista das espécies ameaçadas de extinção.

Distribuição: Bacias do Rio Paraíba do Sul, Rio São João e Rio Macaé (FRICKE et al., 2021). Espécie detectada no Rio Santo Antônio, no Médio Rio Doce (DOS SANTOS; BRITTO, 2021). Os espécimes neste estudo foram coletados somente no Ribeirão São Pedro Frio, no município de Colatina-ES.

Figura 164: *Hyphessobrycon eques* (Steindachner 1882) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Nome popular: Mato-grosso, Tetra-sangue

Espécie: *Hyphessobrycon eques* (Steindachner 1882)

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alto e curto. Olhos relativamente grandes. A linha lateral é incompleta, possuindo apenas quatro a oito escamas perfuradas. Possui 24 a 31 raios totais na nadadeira anal e 29 a 33 escamas na série longitudinal e mediana do corpo (OTA et al., 2018). Em vida, o corpo é quase totalmente

avermelhado, assim como as nadadeiras caudal, anal e pélvicas. Os raios da nadadeira anal possuem as extremidades escurecidas.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie ocorrendo no Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 6 centímetros de comprimento (OTA et al., 2018).

Habitat: Habita rios e igarapés, normalmente associados a macrófitas aquáticas (QUEIROZ et al., 2013). Esta espécie possui maior atividade diurna e apresenta tática de forrageamento oportunista do tipo “following substract grubbers” (SAZIMA, 1986).

Hábito alimentar: Se alimenta de anelídeos, crustáceos, insetos e plantas (MILLS; VEVERS, 1989). Os espécimes coletados neste estudo consumiram grandes proporções de insetos aquáticos e microcrustáceos, podendo ser classificada como invertívora.

Reprodução: São ovíparos (BREDER; ROSEN, 1966). Foram coletados 340 espécimes neste estudo, e destes, 31% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 18,48 mm – 38,12 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 20 machos e 200 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Amplamente distribuída nas bacias do Rio Amazonas, Rio Paraguai e Rio Paraná (WEITZMAN; PALMER, 1998; FRICKE et al., 2021). Esta espécie foi observada numa lagoa marginal à jusante da UHE Risoleta Neves (DERGAM, J. A., obs. pess.). Os espécimes neste estudo foram coletados no Lago do Limão, no município de Colatina-ES, e no Lago das Palmas, no município de Linhares-ES.

Figura 165: *Knodus moenkhausii* (Eigenmann & Kennedy 1903) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Knodus moenkhausii* (Eigenmann & Kennedy 1903)

Nome popular: Piaba, Lambari

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e alongado. Olhos pequenos em relação ao comprimento da cabeça. Nadadeira dorsal com nove raios e nadadeira anal com escamas na base e moderadamente longa. Os cinco primeiros raios da nadadeira anal possuem comprimento igual à distância entre a ponta do focinho e a margem posterior do pré-opérculo. O pré-maxilar possui cinco dentes na série externa e quatro na série interna; maxilar com dois dentes (VIEIRA et al., 2015). A nadadeira caudal é coberta por escamas até a metade do comprimento. Possui 22 a 24 raios totais na nadadeira anal e 35 a 39 escamas na linha lateral (EIGENMANN; KENNEDY, 1903; OTA et al., 2018). Em vida, o corpo é prateado, com uma pequena mancha escura na região umeral e as nadadeiras são amareladas, podendo ser moderadamente avermelhadas, principalmente a nadadeira caudal.

DNA barcode: Seis amostras de *Knodus* sp. foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Cinco sequências de *K. moenkhausii* do trabalho de SALES et al., (2018) foram adicionadas ao banco de dados. As análises delimitaram uma única linhagem dessa espécie para a bacia do Rio Doce, a qual incluiu todas as sequências geradas nesse estudo e as de SALES et al., (2018) (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*). Portanto, podemos concluir que as amostras analisadas nesse estudo são de *K. moenkhausii*, uma espécie possivelmente introduzida na bacia do rio Doce.

Tamanho máximo: 4,5 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015)

Habitat: Habita ambientes lênticos e lóticos (VIEIRA et al., 2015). Abundante na calha principal do Rio Doce, no trecho capixaba do Rio Doce.

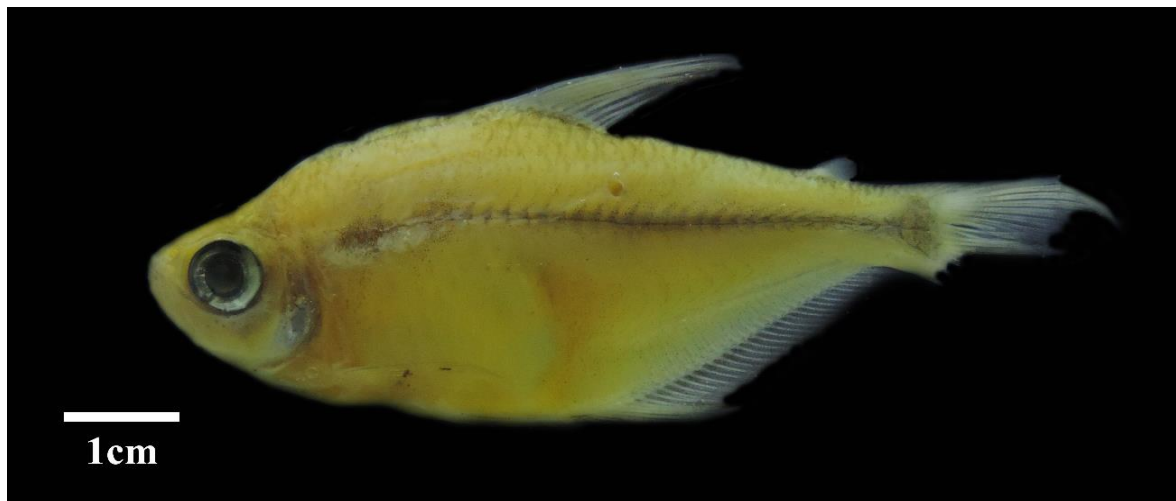
Hábito alimentar: Se alimenta de algas, formas imaturas de insetos e aracnídeos (VIEIRA et al., 2015). Os espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar insetívoro, consumindo principalmente insetos aquáticos e terrestres.

Reprodução: Apesar de apresentar taxa de fecundidade relativamente baixa, outras características como reprodução precoce e desova múltipla ao longo do ano, explicam a grande abundância desta espécie nos locais onde habita (CENEVIVA-BASTOS et al., 2014). Foram coletados 757 espécimes neste estudo, e destes, 50% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 9,24 mm – 24,23 mm.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio Paraguai, Rio Amazonas, Rio São Francisco, Alto Rio Paraná e Rio Jequitinhonha (VIEIRA et al., 2015; FRICKE et al., 2021). Os dados de microssatélites reforçam a hipótese que essa espécie foi introduzida na bacia do Rio Doce (DOS SANTOS; BRITTO, 2021).

Figura 166: *Moenkhausia vittata* (Castelnau 1855) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Moenkhausia vittata* (Castelnau 1855)

Nome popular: Piaba, Lambari

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alto, com uma concavidade pronunciada na região logo acima da cabeça. O grande número de raios ramificados na nadadeira anal (24 a 32) distingue esta espécie das demais congêneres, bem como o número de dentes no maxilar (quatro a sete) (CARVALHO et al., 2014). Por muito tempo a espécie era denominada *Moenkhausia doceana*, no entanto após encontrar o holótipo de *Tetragonopterus vittatus*, SILVA E MALABARBA (2016) perceberam que na verdade *M. doceana* era um sinônimo júnior de *T. vittatus* e passou então a ser denominada *Moenkhausia vittata*. Possui duas séries de dentes na mandíbula superior, a externa com quatro a seis dentes tricuspídeos e a interna com cinco ou seis dentes pentacuspídeos (CARVALHO et al., 2014). Em vida, possui a coloração do corpo variando de dourado à prateado e as nadadeiras são hialinas ou levemente amareladas. Após fixados, os espécimes apresentam coloração que varia do amarelo ao castanho claro. A mancha umeral é horizontalmente ovalada.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie para a bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 8 centímetros de comprimento (CARVALHO et al., 2014).

Habitat: Habita riachos e rios de médio a grande porte, caracterizados por águas claras e com correnteza moderada à rápida (CARVALHO et al., 2014). Habita algumas lagoas no Médio Rio Doce

(GODINHO, 1996). Neste estudo, foram coletados alguns espécimes na calha principal do Rio Doce, no trecho capixaba do Rio Doce.

Hábito alimentar: Espécie invertívora, que se alimenta de larvas de insetos aquáticos (Chironomidae), ninfas de Ephememeroptera e fragmentos de insetos terrestres (CARVALHO et al., 2014). A análise do conteúdo estomacal dos espécimes coletados neste estudo permitiu classificá-los como onívoros, ingerindo proporções semelhantes de insetos aquáticos e terrestres, e plantas de origem terrestre.

Reprodução: Existe dimorfismo sexual entre machos e fêmeas, com os machos apresentando ganchos ósseos nas nadadeiras anal e pélvicas, com o formato da nadadeira anal também distinto do da fêmea. Foram coletados 36 espécimes neste estudo, e destes, 6% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 59,4 mm – 60,53 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados dois machos e 28 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Rios na Ecorregião da Mata Atlântica, nos estados do Espírito Santo, Minas Gerais e Bahia (SILVA; MALABARBA, 2016; FRICKE et al., 2021). No Baixo Rio Doce, esta espécie ocorreu em dois pontos na calha, sendo no ponto 01 em Baixo Guandu e no ponto 03 em Linhares, ES.

Figura 167: *Oligosarcus acutirostris* Menezes 1987 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Oligosarcus acutirostris* Menezes 1987

Nome popular: Lambari-bocarra

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo achatado lateralmente, mas não tão alto. Concavidade acentuada na região occipital. Focinho cônico e agudo. Mandíbula inferior um pouco mais curta do que a mandíbula superior. Possui dois dentes

caninos evidentes na mandíbula superior, mesmo com a boca fechada. Linha lateral com 50 a 58 escamas perfuradas. Possui nove a 11 séries horizontais de escamas acima da linha lateral e sete a nove abaixo (MENEZES, 1987). Em vida, o corpo é prateado, com uma mancha escura logo após o opérculo, e as nadadeiras podem ser hialinas ou amareladas.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de sete indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas todas as sequências de *O. argenteus* e *O. solitarius* geradas neste estudo mais 10 sequências de *O. acutirostris* e *O. argenteus* depositadas no Bold (SALES et al., 2018) e também provenientes do Rio Doce. As análises delimitaram duas linhagens de *O. acutirostris* para a bacia, ambas compostas somente por sequências geradas neste estudo (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 15 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2014).

Habitat: Ambientes lênticos e lóticos, incluindo rios de médio a grande porte e lagoas (MENEZES, 1987). Pouco abundante no trecho capixaba do Rio Doce.

Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos peixes e invertebrados aquáticos (VIEIRA et al., 2014). Neste estudo, foi analisado somente sete espécimes, e verificou-se a presença de restos de insetos e peixes no estômago dos indivíduos.

Reprodução: Alguns estudos indicam que a reprodução é mais intensa durante o período de cheias (VIEIRA et al., 2014). Neste estudo, foi coletada uma fêmea na estação chuvosa.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Rios costeiros no leste do Brasil, entre o estado do Espírito Santo e o sul da Bahia (MENEZES, 1987; FRICKE et al., 2021).

Figura 168: *Oligosarcus argenteus* Günther 1864 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Oligosarcus argenteus* Günther 1864

Nome popular: Lambari-bocarra

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo achatado lateralmente, mas não muito alto. Concavidade moderadamente acentuada na região occipital. Focinho cônico e agudo. Mandíbula superior um pouco mais curta do que a mandíbula inferior. Linha lateral com 44 a 48 escamas perfuradas, oito a nove séries horizontais de escamas acima da linha lateral, seis a oito abaixo e 17 a 20 escamas ao redor do pedúnculo caudal (MENEZES, 1987). Em vida, o corpo possui coloração prateada na região dorsal, e tons amarelados nas nadadeiras dorsal, caudal e anal.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de 33 indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas todas as sequências de *O. acutirostris* e *O. solitarius* geradas nesse estudo mais 10 sequências de *O. acutirostris* e *O. argenteus* depositadas no Bold (SALES et al., 2018) e também provenientes do Rio Doce. As análises delimitaram somente uma linhagem desta espécie para a bacia, composta por sequências de *O. argenteus* do Bold e desse estudo, *O. acutirostris* (Bold) e *O. solitarius* (desse estudo) (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 16 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita ambientes lênticos e lóticos, incluindo lagoas e rios de pequeno a médio porte (MENEZES, 1987; VIEIRA et al., 2015). Pouco abundante no trecho capixaba do Rio Doce.

Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos peixes e invertebrados aquáticos (VIEIRA et al., 2015). Neste estudo, foi analisado somente duas espécimes, e verificou-se a presença de restos de peixes no estômago dos indivíduos. Apesar disso, ela foi definida como carnívora (VIEIRA et al., 2015)

Reprodução: Os machos são aptos para se reproduzirem durante todos os meses do ano (MATT et al., 2009). Neste estudo, foram coletados cinco espécimes, e destes, dois eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 103,00 mm – 118,32 mm e três fêmeas na estação chuvosa.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio Doce, Rio das Velhas e Alto Rio Paraná (MENEZES, 1987; FRICKE et al., 2021). Foi uma espécie que apareceu em baixos números e que desapareceu.

Figura 169: *Psalidodon* aff. *fasciatus* (Günther 1860) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Espécie: *Psalidodon* aff. *fasciatus* (Günther 1860)

Nome popular: Piaba, Lambari

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo levemente alongado e coberto por escamas. A maior altura está na origem da nadadeira dorsal. Possui duas séries de dentes na mandíbula superior, que possuem cinco a sete cúspides, e o segundo dente da série interna maior do que os outros dentes. O maxilar possui de um a dois dentes com no máximo sete cúspides. Na mandíbula inferior, os dentes decrescem abruptamente, sendo quatro dentes maiores, com cinco a sete cúspides, seguidos por cinco a sete menores, com um a três cúspides. Possui 34 a 36 escamas na linha lateral. As escamas não possuem “circuli” na margem posterior (TERÁN et al., 2020). *Psalidodon* aff. *fasciatus* diferencia-se de *Psalidodon fasciatus* (restrita à bacia do Rio São Francisco), pela ausência de alongamento dos primeiros raios da nadadeira dorsal dos machos maduros (MELO; BUCKUP, 2006). Em vida, possui a coloração do corpo prateada, as nadadeiras dorsal, peitorais e pélvicas podem ser hialinas ou levemente amareladas, enquanto as nadadeiras anal e caudal podem apresentar tons avermelhados. Quando fixados a coloração varia de prateado à amarelo claro nos flancos e castanho claro no dorso. A mancha umeral possui a forma de uma barra verticalmente alongada, ultrapassando a linha lateral. As extremidades das nadadeiras pélvicas são escurecidas

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de nove indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas cinco sequências depositadas no Bold, provenientes também da bacia do Rio Doce. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie para essa bacia

composta pelas nove sequências geradas neste trabalho mais as cinco sequências provenientes do trabalho de SALES et al., (2018) (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 12 centímetros de comprimento (MELO; BUCKUP, 2006).

Habitat: Habita ambientes lóticos e lênticos, incluindo lagoas e rios (MALABARBA et al., 2013). Abundante nas lagoas do Médio Rio Doce (SILVA, P. C., obs. pess.).

Hábito alimentar: Se alimenta de insetos, algas e plantas aquáticas (MALABARBA et al., 2013). Espécimes coletados neste estudo consumiram insetos aquáticos, algas e vegetais, assim a espécie foi considerada onívora.

Reprodução: Ovulípara com fecundação externa (MALABARBA et al., 2013). Foram coletados 34 espécimes neste estudo, sendo 12 machos e 22 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Amplamente distribuída nas bacias costeiras no sul e sudeste do Brasil, sendo registrado no Rio Uruguai, Laguna dos Patos, Rio Tramandaí, Alto Rio Paraná, Rio Doce, Rio Mucuri, Rio Jequitinhonha e drenagens costeiras do Espírito Santo (MALABARBA et al., 2013; OTA et al., 2018; FRICKE et al., 2021). Esta espécie só foi coletada no Córrego Palmas (P7).

Figura 170: *Serrapinnus heterodon* (Eigenmann 1915) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Characidae

Nome popular: Piaba, Lambari

Espécie: *Serrapinnus heterodon* (Eigenmann 1915)

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e alongado. Possui uma série de dentes na mandíbula superior e ausência de mancha umeral (MALABARBA, 1998). Possuem sete séries de escamas entre a nadadeira dorsal e a linha lateral. Nos machos maduros, o pedúnculo caudal apresenta uma curvatura ventral, que é mais acentuada em espécimes fixados, e a nadadeira anal apresenta ganchos hipertrofiados. Os raios procorrentes ventrais anteriores são direcionados cefalicamente e os demais são perpendiculares ao eixo longitudinal do corpo (MALABARBA, 1998). Em vida, possuem coloração prateada, as nadadeiras são hialinas e a mancha caudal é arredondada e não se estende até os raios medianos da nadadeira caudal.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de seis indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas seis sequências depositadas no Bold e também provenientes do Rio Doce. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie para a bacia, a qual incluiu todas as sequências analisadas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 3 centímetros de comprimento (OTA et al., 2018).

Habitat: Habita ambientes lóticos e lênticos, com substrato variado.

Hábito alimentar: De acordo com GONÇALVES et al. (2011), a dieta da espécie pode ser classificada como onívora, com fragmentos de inseto sendo o item mais consumido, seguido por microcrustáceos, algas e imaturos de insetos. Os espécimes coletados neste estudo foram classificados como insetívoros, apresentando um consumo secundário de algas.

Reprodução: Em comparação com outros Cheirodontinae, *S. heterodon* tem alta taxa de fecundidade e oócitos muito pequenos. A desova é classificada como total, ocorrendo principalmente durante a estação chuvosa (GONÇALVES et al., 2011). Foram coletados 135 espécimes neste estudo, e destes, 75% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 19,76 mm – 45,82 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 9 machos e 23 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio São Francisco e Alto Rio Paraná, também sendo registrados nas drenagens costeiras do nordeste do Brasil (MALABARBA, 2003, 2007; MALABARBA; JEREP, 2014; FRICKE et al., 2021). INGENITO et al. (2016) reportaram o primeiro registro de *Serrapinnus heterodon* para a bacia do Rio Doce e ainda levantaram a questão de que a espécie teria sido introduzida na bacia, justificando tal afirmação ao fato de que a bacia do Rio Doce é muito bem amostrada na parte alta e não havia registro de coleta da espécie em nenhuma expedição realizada nessa região. No entanto, na coleção do MZUFV existem registros pretéritos (década de 1990) desta espécie na bacia do Rio Doce, por esse motivo consideramos a espécie como nativa da bacia. Esta espécie nunca foi abundante, sendo mais frequente na estação seca de 2019.

Figura 171: *Characidium cricareense* Malanski, Sarmento-Soares, Silva-Malanski, Lopes, Ingenito & Buckup 2019 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Crenuchidae

Espécie: *Characidium cricareense* Malanski, Sarmento-Soares, Silva-Malanski, Lopes, Ingenito & Buckup 2019

Nome popular: Charutinho, Canivete

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e quase cilíndrico, sendo pouco comprimido lateralmente na região posterior. Possui três raios não ramificados nas nadadeiras peitorais. Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: ausência de escamas na região ventral e anterior às nadadeiras peitorais, a nadadeira caudal possui faixas escuras formando um 'V', a nadadeira dorsal possui pequenos pontos escuros formando duas faixas longitudinais, a distância entre o ânus e a nadadeira anal é maior do que 10% do comprimento padrão, a altura do corpo, na região que passa pela origem da nadadeira dorsal, varia entre 16 a 20% do comprimento padrão, a distância entre a ponta do focinho e a origem das nadadeiras pélvicas variam entre 46 a 50% do comprimento padrão, oito a 13 barras verticais e escuras nas laterais do corpo, 14 escamas em torno do pedúnculo caudal, quatro séries longitudinais de escamas entre a linha lateral e a origem da nadadeira dorsal, cinco a sete escamas entre o ânus e a nadadeira anal e 35 a 37 escamas na linha lateral (MALANSKI et al., 2019). Em vida, o corpo é amarelado ou esverdeado, com várias barras transversais escuras nas laterais e uma faixa longitudinal escura e estreita se estendendo da boca até os olhos, e que depois se alarga na região do opérculo e se estende até o pedúnculo caudal. Após a fixação, o corpo é quase totalmente amarelado, e as barras verticais ainda são visíveis nas laterais do corpo, assim como alguns cromatóforos escuros nas nadadeiras dorsal e caudal.

DNA barcode: Cinco amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Nove sequências de *C. cf. timbuiense* e nove de *Characidium* sp. do trabalho de SALES et al., (2018) e também geradas no presente estudo foram adicionadas ao banco de dados. As análises delimitaram

apenas uma linhagem dessa espécie ocorrendo no Rio Doce, no entanto ela incluiu ainda amostras de *C. cf. timbuiense* e *Characidium* sp. (Material Suplementar A7DGS1, Figura 2).

Tamanho máximo: 5 centímetros de comprimento (MALANSKI et al., 2019).

Habitat: Habita ambientes de corredeiras e cachoeiras, preferindo viver associada ao substrato rochoso (MALANSKI et al., 2019). Neste estudo, esta espécie foi coletada tanto em pequenos córregos quanto na calha principal do Rio Doce.

Hábito alimentar: Neste estudo, os indivíduos desta espécie consumiram principalmente insetos de origem aquática, sendo classificada como insetívora aquática.

Reprodução: Foram coletados 84 espécimes neste estudo, e destes, 23% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 20,97 mm – 48,28 mm. Foram encontrados espécimes em atividade reprodutiva nos períodos chuvoso e seca.

Categoria: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias costeiras nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Sul da Bahia, por exemplo, as bacias do Rio Doce, Rio São Mateus, Rio Jucuruçu, Rio Itaúnas, Rio Itanhém-Alcobaça e Rio Mucuri (MALANSKI et al., 2019; SILVA et al., 2020; FRICKE et al., 2021).

Figura 172: *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Spix e Agassiz 1829) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Erythrinidae

Espécie: *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Spix e Agassiz 1829)

Nome popular: Jeju, Aimará, Morobá

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente curto e robusto. A cabeça é grande e bem ossificada. A bexiga natatória é altamente vascularizada, e atua como órgão acessório de respiração, permitindo a sobrevivência em águas com baixo nível de oxigênio dissolvido. Podem migrar curtas distâncias por terra para novos habitats, quando as águas sazonais começam a secar. Possuem dentes pequenos e dentes afiados e

seu corpo é coberto com grossas escamas ciclóides e abundante camada de muco que protege contra parasitas externos como sanguessugas (SOARES et al., 2008). Em vida, possuem coloração do corpo esverdeada ou marrom escuro, com faixas escuras nas laterais da cabeça e uma faixa longitudinal escura na região mediana do corpo.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de seis indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie ocorrendo na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 26 centímetros de comprimento (OTA et al., 2018).

Habitat: Habita pântanos e riachos de fluxo lento, assim como margens de lagoas florestais. Muitas vezes são encontrados em águas rasas em meio à densa vegetação. Sobe até a superfície para respirar ar atmosférico (SOARES et al., 2008; VIEIRA et al., 2014).

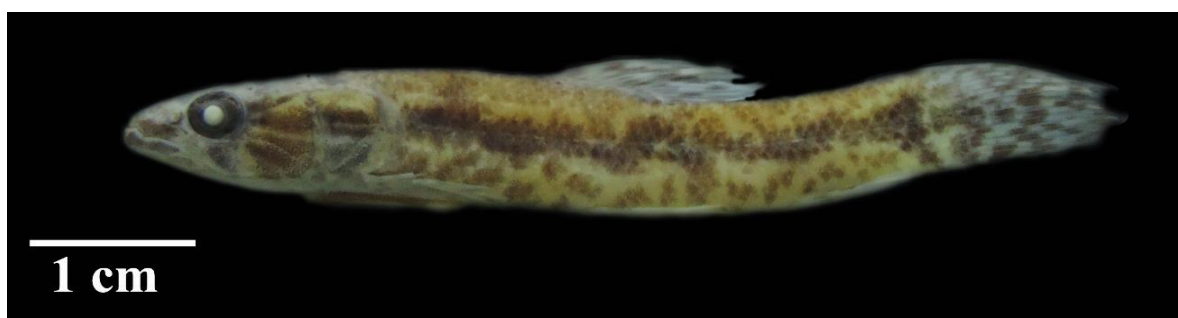
Hábito alimentar: Se alimenta de insetos e pequenos peixes (GRAÇA; PAVANELLI, 2007; VIEIRA et al., 2014). Neste estudo, foram analisados somente quatro estômagos. Portanto, a espécie foi definida como onívora (GRAÇA; PAVANELLI, 2007; VIEIRA et al., 2014).

Reprodução: Apresenta cuidado parental (GRAÇA; PAVANELLI, 2007). A construção de ninhos ocorre em ambientes rasos e a primeira maturação gonadal nas fêmeas ocorre em média com 165 mm, nos machos com 140 mm (SUZUKI et al., 2004). Segundo SATO et al. (2003) a média de ovócitos para a espécie encontra-se na faixa de 1.064 a 1.370 ovócitos.g⁻¹ gerando ovos do tipo adesivo, comum em espécies não-migradoras e com cuidado parental. Foram coletados nove espécimes neste estudo, sendo seis machos e três fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Amplamente distribuída em rios e bacias na América do Sul (OYAKAWA, 2003; OTA et al., 2018; FRICKE et al., 2021).

Figura 173: *Hoplias intermedius* (Günther 1864) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Erythrinidae

Espécie: *Hoplias intermedius* (Günther 1864)

Nome popular: Trairão

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado. Cabeça afilada, com perfil lateral angular. Boca relativamente grande, com dentes cônicos e caninos bem desenvolvidos. Possui 42 a 46 escamas na linha lateral e quatro a seis poros no sistema laterosensorial na superfície ventral do dentário (OYAKAWA; MATTOX, 2009). Língua lisa, sem denticulos. Até recentemente essa espécie era identificada como *Hoplias lacerdae*, nome que aparece na maioria dos trabalhos publicados. Em vida, o corpo é marrom escuro, com várias manchas escuras nas laterais da cabeça e as nadadeiras são mais escuras do que o corpo.

DNA barcode: Foram sequenciadas três amostras do gene mitocondrial COI para essa espécie. Ao banco de dados foram adicionadas cinco sequências de *H. intermedius* do Bold provenientes do trabalho de SALES et al. (2018). As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie para o Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 75 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita ambientes relativamente bem oxigenados (VIEIRA et al., 2015).

Hábito alimentar: Se alimenta de peixes (VIEIRA et al., 2014). Os espécimes analisados neste estudo apresentaram hábito alimentar piscívoro.

Reprodução: Foram coletados 35 espécimes neste estudo, e destes, 42% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 20,00 mm – 74,21 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados nove machos e duas fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio São Francisco, Alto Rio Paraná e Rio Doce (OYAKAWA; MATTOX, 2009; FRICKE et al., 2021). Foi de ocorrência eventual e mais abundante na estação seca do primeiro ano.

Figura 174: *Hoplias malabaricus* (Bloch 1794) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Erythrinidae

Espécie: *Hoplias malabaricus* (Bloch 1794)

Nome popular: Traíra

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado. Cabeça afilada, com perfil lateral angular. Boca relativamente grande, com dentes cônicos e caninos bem desenvolvidos. Possui 38 a 40 escamas na linha lateral (SOARES et al., 2008). Língua áspera, com denticulos. Apesar do excesso de espinhas, em algumas regiões é bastante apreciado como alimento. Em vida, o corpo é marrom escuro, com várias manchas escuras nas laterais da cabeça, enquanto as nadadeiras são cobertas por várias manchas e máculas escuras

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de 52 indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas nove sequências de *H. malabaricus* do Bold provenientes do trabalho de SALES et al., (2018). As análises delimitaram duas linhagens desta espécie ocorrendo no Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1*, Figura 2). As duas foram compostas por sequências geradas neste estudo e sequências do trabalho de SALES et al., (2018). A divergência genética intraespecífica para essa espécie foi de 6,78%, indicativo de diversidade subestimada dentro desse táxon.

Tamanho máximo: 55 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015)

Habitat: Habita águas paradas de lagos, represas, brejos, remansos e rios, tendo preferência por barrancos com vegetação, onde espreitam e emboscam suas presas (SOARES et al., 2008; VIEIRA et al., 2015). Tem alta resistência para sobreviver em águas com pouco oxigênio dissolvido (SOARES et al., 2008).

Hábito alimentar: Alevinos se alimentam de plâncton, os juvenis se alimentam de insetos e crustáceos, enquanto os adultos são carnívoros, com preferência por peixes e camarões (SOARES et al., 2008; VIEIRA et al., 2015). Espécimes coletados neste estudo podem ser considerados piscívoros por consumir predominantemente peixes.

Reprodução: A reprodução estende-se ao longo dos períodos de seca e enchente (SOARES et al., 2008). Foram coletados 158 espécimes neste estudo, e destes, 18% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 44,93 mm – 288,00 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 22 machos e 27 fêmeas.

Categoria: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Américas Central e do Sul, da Costa Rica até a Argentina (VIEIRA et al., 2015; FRICKE et al., 2021). A espécie tem ocorrência bastante constante ao longo dos 3 anos.

Figura 175: *Prochilodus argenteus* Agassiz 1829 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Prochilodontidae

Espécie: *Prochilodus argenteus* Spix & Agassiz 1829

Nome popular: Curimba, Curimatã-pacu

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alto e robusto. Possui 10 ou 11 séries horizontais de escamas entre a origem da nadadeira dorsal e a linha lateral. Possui lábios carnudos, com duas séries de numerosos dentes falciformes ou espatulados, relativamente pequenos, inseridos nos lábios protráteis, ao invés dos ossos das maxilas (CASTRO; VARI, 2004). Em vida, o corpo é prateado, com algumas estrias longitudinais escuras e as nadadeiras são hialinas.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de três indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram duas linhagens desta espécie na bacia do Rio Doce, ambas compostas por

sequências de *P. argenteus* desse estudo e *P. costatus* do trabalho de SALES et al., (2018), no entanto em uma dessas linhagens agrupou ainda uma sequência de *P. costatus* gerada nesse estudo (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 50 centímetros de comprimento (CASTRO; VARI, 2004).

Habitat: Habita lagoas marginais com fluxos para os rios principais, até rios moderadamente rápidos em regiões montanhosas, com ocorrência em águas escuras, claras e brancas (CASTRO; VARI, 2004).

Hábito alimentar: São considerados iliófagos, os quais se alimentam de detritos e sedimentos (plantas, animais e detritos que aderem à vegetação, rochas e outras superfícies) que se acumulam na superfície subaquática. A partir dos estômagos analisados neste estudo, a espécie tem um hábito alimentar detritívoro, consumindo principalmente matéria orgânica, detrito e sedimento.

Reprodução: Possui desova total, sendo que seu período reprodutivo se estende de novembro a janeiro na estação chuvosa, coincidindo com a época de cheias, altas temperaturas e longos fotoperíodos. O tamanho na maturação gonadal de fêmeas e machos é de 31,0 e 25,5 cm, respectivamente. (CALDEIRA et al., 2002; BONCOMPAGNI-JÚNIOR et al., 2012). Foram coletados 15 espécimes neste estudo, sendo seis machos e quatro fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio São Francisco (CASTRO; VARI, 2004; FRICKE et al., 2021). É uma espécie de ocorrência eventual no Baixo Rio Doce.

Figura 176: *Prochilodus costatus* Valenciennes 1850 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Prochilodontidae

Espécie: *Prochilodus costatus* Valenciennes 1850

Nome popular: Curimatá, curimatã-pioa

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alto e robusto. Possui oito ou nove séries horizontais de escamas entre a origem da nadadeira dorsal e a linha lateral. Possui lábios carnudos, com duas séries de numerosos dentes falciformes ou espatulados, relativamente pequenos, inseridos nos lábios protráteis, ao invés dos ossos das maxilas (CASTRO; VARI, 2004). Em vida, o corpo é prateado, com algumas estrias longitudinais escurecidas e as nadadeiras são hialinas.

DNA barcode: Apenas uma amostra dessa espécie foi sequenciada para o gene mitocondrial COI. Foram usadas então mais seis sequências baixadas do Bold, provenientes do trabalho de SALES et al. (2018). As análises delimitaram duas linhagens desta espécie para o Rio Doce, porém ambas incluem amostras de *P. costatus* do presente estudo e do Bold e também amostras de *P. argenteus* geradas nesse estudo (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 42 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015)

Habitat: Habita ambientes lóticos em rios de médio a grande porte (VIEIRA et al., 2015).

Hábito alimentar: Detritívoro, consome principalmente matéria orgânica em decomposição e perifíton (VIEIRA et al., 2015). A partir dos estômagos analisados neste estudo, a espécie aparenta ter um hábito alimentar detritívoro, consumindo em altas proporções detrito, sedimento e matéria orgânica.

Reprodução: É um peixe migrador, que atinge a maturidade sexual com, aproximadamente, 27 centímetros. O período reprodutivo se estende de setembro a abril, a fecundação é externa e sem cuidado parental. Os machos emitem sons, conhecidos localmente como turros, através da vibração de músculos intercostais durante o período reprodutivo (VIEIRA et al., 2015). Foram coletados 36 espécimes neste estudo, e destes, 30% eram imaturos.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio São Francisco (CASTRO; VARI, 2004; FRICKE et al., 2021). É uma espécie de ocorrência eventual no Baixo Rio Doce.

Figura 177: *Prochilodus vimbooides* Kner 1859 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Curimatidae

Espécie: *Prochilodus vimbooides* Kner 1859

Nome popular: Curimba, Grumatã

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alto e robusto. Possui cinco a sete séries horizontais de escamas entre a origem da nadadeira dorsal e a linha lateral. Possui lábios carnudos, com duas séries de numerosos dentes falciformes ou espatulados, relativamente pequenos, inseridos nos lábios protráteis, ao invés dos ossos das maxilas (CASTRO; VARI, 2004). Em vida, o corpo é prateado, com as nadadeiras de tonalidade hialina à acinzentado, bordadas por um tom avermelhado.

DNA Barcode: Cinco amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Uma sequência do trabalho de SALES et al. (2018) foi baixada do Bold e adicionada ao banco de dados. As análises delimitaram somente uma linhagem dessa espécie para o Rio Doce incluindo todas as sequências utilizadas. Das três espécies de *Prochilodus* analisadas no presente estudo, somente *P. vimbooides* se mostrou monofilética (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 32 centímetros de comprimento (CASTRO; VARI, 2004).

Habitat: Habita rios de grande porte, ocorrendo tanto em áreas de remanso quanto de corredeiras. No Alto Rio Doce, na área da UHE Risoleta Neves eram amostradas tanto no reservatório quanto em trechos encachoeirados do Rio. Neste estudo, foram coletados somente dois espécimes, sendo um na calha principal do Rio Doce e o outro no Ribeirão Palmas, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: Consideradas iliófagas, ou seja, alimentam de detritos depositados no fundo dos rios e algas que raspa sobre pedras (VIEIRA et al., 2014; HONJI et al., 2017). Neste estudo, a espécie foi classificada em detritívora (VIEIRA et al., 2014; HONJI et al., 2017).

Reprodução: *Prochilodus vimboides* é uma espécie reofílica e que provavelmente se reproduz durante o final da primavera e todo o verão (novembro a março) (HONJI et al., 2017). Os dois espécimes coletados neste estudo foram classificados como imaturos.

Grau de ameaça: Classificada como Vulnerável (VU) na lista de espécies ameaçadas. Estima-se que houve uma redução de 60% na extensão de ocorrência desta espécie nos últimos 20 anos (ICMBIO, 2018).

Distribuição: Rios costeiros no leste do Brasil, entre as bacias do Rio Jequitinhonha, no sul da Bahia e Minas Gerais, até o Rio Paraíba do Sul, no estado do Rio de Janeiro, também em porções do alto Paraná e São Francisco próximo ao reservatório de Três Marias (VARI; CASTRO, 2004; FRICKE et al., 2021). Apenas 2 espécimes foram coletados pelo PMBA, um na calha e um juvenil no Córrego Palmas.

Figura 178: *Metynnis lippincottianus* (Cope 1870) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Serrasalminidae

Nome popular: Pacu-CD

Espécie: *Metynnis lippincottianus* (Cope 1870)

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente muito alto e curto (lembrando o formato de um “disco”), e coberto por escamas muito pequenas. Possui 12 a 14 rastros no ramo inferior do primeiro arco branquial, 65 a 90 escamas na linha

lateral e dentes multicuspidados na mandíbula superior e na mandíbula inferior (OTA, 2015). A mancha umeral é arredondada, escura e com margens difusas. Durante o período de reprodução, várias manchas ou faixas de pigmentação vermelhas na região ventral aparecem (GRAÇA; PAVANELLI, 2007). Em vida, possui a coloração do corpo prateada, com várias máculas escurecidas nas laterais do corpo, a nadadeira peitoral é avermelhada, a nadadeira pélvica é escura nos machos e vermelha nas fêmeas e a nadadeira dorsal possui manchas escurecidas.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie na bacia do Rio Doce, no entanto a mesma incluiu ainda uma sequência de *M. maculatus* proveniente do trabalho de SALES et al. (2018) também do Rio Doce. O espécime identificado por SALES et al. (2018) é na verdade *M. lippincottianus*, o qual também é exótico à bacia (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 17 centímetros de comprimento (GRAÇA; PAVANELLI, 2007).

Habitat: Habita canais, lagos e rios de águas claras e escuras (OTA, 2015). Abundante nos lagos do Óleo, Limão e das Palmas. Se manteve constante ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM.

Hábito alimentar: Os espécimes coletados neste estudo apresentam hábito alimentar herbívoro, ingerindo principalmente plantas de origem terrestre e algas filamentosas.

Reprodução: Os machos adultos exibem um lobo nos dezesseis primeiros raios ramificados da nadadeira anal e os raios da nadadeira dorsal sem prolongamento (OTA, 2015). Foram coletados 705 espécimes, e destes, 35% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 15,38 mm – 112, 48mm.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio Amazonas e rios na região nordeste nos escudos das Guianas (OTA, 2015; FRICKE et al., 2021).

Figura 179: *Pygocentrus nattereri* Kner 1858 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Serrasalminidae

Espécie: *Pygocentrus nattereri* Kner 1858

Nome popular: Piranha-vermelha

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alto e robusto, coberto por escamas muito pequenas. A boca possui dentes triangulares e cortantes, e a nadadeira adiposa não possui raios (FINK, 1993; KOSTOV et al., 2016). Em vida, a região ventral do corpo e as nadadeiras peitorais, pélvicas e anal podem ser de coloração prateada, escurecida ou avermelhada, e as escamas de alguns indivíduos podem ser brilhantes ou azuladas. As nadadeiras dorsais e caudal são escurecidas. Os juvenis possuem várias máculas no corpo e uma grande mancha escura no pedúnculo caudal.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de quatro indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie na bacia do Rio Doce, no entanto a mesma incluiu ainda uma sequência de *P. nattereri* proveniente do trabalho de SALES et al. (2018) e, sequências de *P. piraya* geradas no presente estudo (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*). A distância genética entre as duas espécies foi de 0% enquanto as distâncias dentro de cada uma variaram de 0.29% (*P. nattereri*) a 0.47% em *P. piraya*.

Tamanho máximo: 30 centímetros de comprimento (BRAMBILLA et al., 2015).

Habitat: Habita lagos e remansos de rios com baixa correnteza (SOARES et al., 2008). Abundante nas lagoas do Médio Rio Doce (GODINHO, 1996). No Baixo Rio Doce, esta espécie é abundante nos lagos do Óleo, do Limão e das Palmas, e no reservatório da UHE Mascarenhas.

Hábito alimentar: Se alimenta de artrópodes, peixes, outros vertebrados e até material de origem vegetal como sementes e frutos (MURARI, 2003; SOARES et al., 2008). Espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar piscívoro. O conteúdo estomacal, da maioria dos espécimes, era composto por peixes da ordem Siluriformes.

Reprodução: Se reproduz entre o final da seca e a cheias (BITTENCOURT, 1994), com as fêmeas se tornando sexualmente maduras sexual com aproximadamente 13 centímetros de comprimento. As desovas compreendem entre 2.768 e 2.7711 ovócitos que são dispersos entre a vegetação aquática, e o casal protege a prole (BITTENCOURT, 1994; SOARES et al., 2008). Foram coletados 388 espécimes neste estudo, e destes, 50% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 14,2 8 mm – 138,24 mm.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio Amazonas, Rio Paraguai-Paraná, Rio Essequibo e rios costeiros do Nordeste Brasil (FINK, 1993; FRICKE et al., 2021). Foi introduzida, primeiramente, na Lagoa Jacaré, no Médio Rio Doce (GODINHO, 1996). Era tipicamente muito abundante no reservatório de Mascarenhas, mas não foi coletada na estação seca de 2021.

Figura 180: *Serrasalmus brandtii* Lütken 1875 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Characiformes

Família: Serrasalmidae

Espécie: *Serrasalmus brandtii* Lütken 1875

Nome popular: Piranha-branca, Pirambeba

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente muito alto e curto (lembrando o formato de um “disco”), e coberto por escamas muito pequenas. Possui o perfil dorsal côncavo na região acima cabeça, boca com dentes triangulares e cortantes, e dentes no palato (BRITSKI et al., 1999). Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: nadadeira peitoral com 13 ou 14 raios, linha lateral com 69 a 77 escamas e 29 a 32 séries longitudinais de escamas entre a linha lateral e a origem da nadadeira dorsal (BRITSKI et al., 1986). Em vida, o corpo é prateado, com pequenas máculas acinzentadas nas laterais e a nadadeira adiposa possui uma mancha escurecida na extremidade

DNA barcode: Somente uma amostra dessa espécie foi sequenciada para o gene mitocondrial COI e as análises delimitaram uma linhagem para essa espécie na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 22 centímetros de comprimento (BRITSKI et al., 1986).

Habitat: Habita lagoas marginais (BRAGA, 1964; POMPEU, 1999). Alguns espécimes foram coletados no Lago das Palmas e na calha principal do Rio Doce, nos municípios de Colatina-ES e Linhares-ES.

Hábito alimentar: Durante a fase juvenil, consome alimentos variados, como insetos aquáticos, muco das escamas e nadadeiras. Já na fase adulta, sua dieta é baseada em peixes (POMPEU, 1999). A dieta dos indivíduos coletados neste estudo foi composta principalmente, de peixes e camarão o que definiu a guilda trófica em piscívoro.

Reprodução: Apresenta desova parcelada, reproduzindo-se durante o ano inteiro, com picos nos meses de chuva (TELES; GODINHO, 1997). A primeira maturação das fêmeas ocorre em indivíduos com 14,5 centímetros de comprimento, e os machos com 13,1 centímetros (RIZZO; BAZZOLI, 2020).

Grau de ameaça: Não está na lista das espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio São Francisco (BARBOSA; SOARES, 2009; FRICKE et al., 2021). Ainda não se sabe quando e como esta espécie foi introduzida no Baixo Rio Doce.

Figura 181: *Aequidens* sp. coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cichliformes

Família: Cichlidae

Espécie: *Aequidens* sp.

Nome popular: Cará, Acará

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo moderadamente alto, coberto por escamas relativamente grandes. A nadadeira peitoral é relativamente curta e não alcança a origem da nadadeira anal. Possui três espinhos na nadadeira anal. É muito similar a *A. tetramerus*, porém, difere desta espécie no número de escamas na série longitudinal e mediana do corpo (22 a 24 em *A. tetramerus* e 25 a 26 em *Aequidens* sp.) e no padrão de coloração de faixa longitudinal e mediana do corpo (faixa contínua em *A. tetramerus* e faixa descontínua em *Aequidens* sp.) (KULLANDER, 1986). Em vida possui um colorido cinza escuro na região dorsal, uma mácula escura na região superior da base da nadadeira caudal. As nadadeiras geralmente são amareladas ou mais claras do que a coloração do corpo.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de nove indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: As espécies deste gênero raramente ultrapassam 15 centímetros de comprimento (KULLANDER, 1986).

Habitat: As espécies deste gênero habitam ambientes dulcícolas e são bentopelágicos (KULLANDER, 1986; KULLANDER, 2003; QUEIROZ et al., 2013). Neste estudo, alguns espécimes foram coletados no Lago das Palmas e no Ribeirão Palmas, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: Os espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar onívoro, ingerindo principalmente insetos aquáticos de fundo, matéria orgânica e algas.

Reprodução: O tamanho da primeira reprodução para fêmeas é de 1,8 cm e dos machos 2,0 cm. A estação reprodutiva da espécie ocorre no período seco. Foram coletados 215 espécimes neste estudo, e dentre estes, 66% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 14,13 mm – 148,18 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 13 machos e nove fêmeas.

Grau de ameaça: Não se aplica.

Distribuição: As espécies deste gênero ocorrem naturalmente nas bacias do Rio Amazonas, Rio Orinoco e Rio Paraná (KULLANDER, 1986; OTA et al., 2018; FRICKE et al., 2021). Possivelmente, introduzida na bacia do Rio Doce.

Figura 182: *Astronotus ocellatus* (Agassiz 1831) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cichliformes

Família: Cichlidae

Espécie: *Astronotus ocellatus* (Agassiz 1831)

Nome popular: Acará-açú, Apaiari, Oscar

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo ovalado, coberto por escamas, moderadamente alongado, comprimido lateralmente e mais largo na região posterior à cabeça e anterior ao flanco. A cabeça e o focinho são curtos. A boca é grande em relação ao tamanho da cabeça. Os dentes são pequenos e um pouco recurvados. Os raios anteriores das nadadeiras dorsal e anal e o primeiro raio das pélvicas são transformados em espinhos. Os machos

são maiores e mais coloridos que as fêmeas. Difere de seu único congênere (*A. crassipinnis*) pela presença de manchas oceladas na base da região posterior da nadadeira dorsal (geralmente duas manchas), menores do que o ocelo caudal (vs. ausentes em *A. crassipinnis*) (KULLANDER, 1986; BURGER et al., 2011). Em vida, a coloração do corpo varia do preto-acinzentado ao marrom, com grandes manchas amarelo-alaranjadas na região anterior à cabeça e abaixo da nadadeira dorsal, possuindo algumas barras verticais escuras. Na região próxima à cauda, há uma mancha escura envolvida por um anel amarelo-prateado, chamada ocelo caudal ou mancha ocelada. Após a fixação, o contraste entre as cores preto-acinzentado e amarelo-alaranjado é perdido, porém, os ocelos ainda são bem evidentes.

DNA barcode: Não foram sequenciadas amostras dessa espécie para o gene mitocondrial COI.

Tamanho máximo: 30 centímetros de comprimento (SANTOS et al., 2006).

Habitat: Habita locais rasos, com pouca correnteza, vegetação aquática e floresta alagada (SOARES et al., 2008).

Hábito alimentar: Hábito alimentar onívoro (pequenos peixes e invertebrados) com tendência à carnívora (SANTOS et al., 2006; FABREGAT et al., 2015). A análise do conteúdo estomacal do único espécime coletado neste estudo indicou consumo de matéria vegetal e moluscos.

Reprodução: Se reproduzem em ambientes lênticos. O casal constrói seus ninhos em locais rasos onde depositam os ovos e apresentam cuidado parental. A reprodução ocorre com maior intensidade entre dezembro e julho, durante as cheias com formação de áreas alagadas (SANTOS et al., 2006).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio Amazonas e Rio Orinoco (KULLANDER, 1986; FRICKE et al., 2021). Foi detectada primeiramente na Lagoa Amarela, no Médio Rio Doce, em 1987 (GODINHO, 1996)

Figura 183: *Australoheros* aff. *facetatus* (Jenyns 1842) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cichliformes

Família: Cichlidae

Espécie: *Australoheros* aff. *facetatus* (Jenyns 1842)

Nome popular: Acará

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alto e curto. Olhos grandes em relação ao comprimento da cabeça. Possui cinco a sete espinhos na nadadeira anal e 24 escamas na série longitudinal e mediana do corpo. (OTTONI; COSTA, 2008; MALABARBA et al., 2013). Em vida, o corpo é marrom escuro, com barras verticais escuras nas laterais e uma mancha escura na região mediana entre o pedúnculo caudal e base da nadadeira caudal. A nadadeira caudal geralmente é amarelada com as extremidades escurecidas.

DNA barcode: Apenas uma amostra identificada como *A. facetatus* foi analisada nesse estudo. A mesma agrupou com sequências de *A. ipatinguensis* geradas nesse trabalho e também provenientes da bacia do rio Doce. Muito provavelmente esse exemplar seja na verdade *A. ipatinguensis*, uma vez que a área de ocorrência de *A. facetatus* está restrita a porção baixa da bacia dos rios Uruguai e Paraná, enquanto a distribuição de *A. ipatinguensis* é conhecida apenas da bacia do rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 11 centímetros de comprimento (MALABARBA et al., 2013).

Habitat: Habita rios e lagos, vivendo em locais com muita vegetação aquática e fundos arenosos ou lodosos (MALABARBA et al., 2013). O único espécime neste estudo foi coletado no Ribeirão São Pedro Frio, no município de Colatina-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de insetos e crustáceos aquáticos, pequenos peixes e plantas (MALABARBA et al., 2013).

Reprodução: Os ovos são depositados em substratos sólidos, e os pais acompanham e protegem os alevinos contra predadores (MALABARBA et al., 2013). Foi encontrado apenas um indivíduo fêmea no período chuvoso.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio Paraná, Rio Uruguai e Rio Tramandaí (MALABARBA et al., 2013; FRICKE et al., 2021). Possivelmente, introduzida na bacia do Rio Doce.

Figura 184: *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira 2006 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cichliformes

Família: Cichlidae

Espécie: *Cichla kelberi* Kullander & Ferreira 2006

Nome popular: Tucunaré-amarelo

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo moderadamente alto e coberto por escamas relativamente pequenas. A boca é muito grande em relação ao comprimento da cabeça. Durante o período reprodutivo, os machos desenvolvem uma protuberância (“giba”) na região logo acima da cabeça. Esta espécie é distinguida de todas as outras espécies de *Cichla* pela presença, nos adultos, de pequenos pontos de luz nas nadadeiras pélvicas e anais e no lobo inferior da nadadeira caudal, e os juvenis possuem uma faixa marrom que se estende da terceira barra vertical até a base da nadadeira anal, onde termina com uma mancha ligeiramente mais intensa (KULLANDER; FERREIRA, 2006). Em vida, o corpo é amarelado, exceto na região ventral, com três barras verticais e escurecidas nas laterais e a cabeça é esverdeada. Na região próxima à nadadeira caudal, há uma mancha escura arredondada envolvida por um anel branco-amarelado chamado ‘ocelo caudal’. Após a fixação, o contraste entre as cores amarelo-esverdeado e

marrom são perdidas, porém, as três barras verticais, o ocelo caudal e os pequenos pontos de luz nas nadadeiras ainda são bem visíveis.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de seis indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas duas sequências do trabalho de SALES et al. (2018) provenientes da porção alta do Rio Doce. As análises delimitaram apenas uma linhagem desta espécie ocorrendo no Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 60 centímetros de comprimento (FREITAS et al., 2017).

Habitat: Habita ambientes lênticos de água transparente, principalmente remansos e lagoas. Geralmente vivem abrigados entre troncos e galhos submersos (NASCIMENTO et al., 2001). Alguns espécimes adultos foram coletados na calha principal do Rio Doce, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de peixes e invertebrados (GOMIERO et al., 2009). Os espécimes coletados neste estudo, consumiram quase que exclusivamente peixes, sendo considerada piscívora.

Reprodução: Se reproduz o ano inteiro com picos mais elevados nas estações chuvosas. O casal constrói seus ninhos em locais rasos onde depositam os ovos e cuidam da prole. Os machos em fase de reprodução podem ser distinguidos das fêmeas pela presença de uma protuberância na região da cabeça chamada de “giba ou processo gibóide”. Alcançam a maturidade sexual com um ano de idade. Uma peculiaridade da espécie é a capacidade de alterar o período e o tipo de desova (total ou parcelada), garantindo o recrutamento e a sobrevivência da espécie em diferentes condições ambientais (GASQUES et al., 2014; GOMIERO et al., 2009). Neste estudo, foram encontrados 756 espécimes, e destes, 44% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 27,38 mm – 127,6 9mm.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio Tocantins-Araguaia (KULLANDER; FERREIRA, 2006; FRICKE et al., 2021). Espécies deste gênero foram introduzidas na Lagoa da Barra, no Médio Rio Doce, em 1960, com a intenção de estimular a pesca desportiva (GODINHO, 1996).

Figura 185: *Cichla monoculus* (Spix & Agassiz 1831) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cichliformes

Família: Cichlidae

Espécie: *Cichla monoculus* (Spix & Agassiz 1831)

Nome popular: Tucunaré

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo moderadamente alto e coberto por escamas relativamente pequenas. A boca é muito grande em relação ao comprimento da cabeça. Durante o período reprodutivo, os machos desenvolvem uma protuberância (“giba”) na região logo acima da cabeça. Esta espécie é muito semelhante a *Cichla kelberi*, porém, os adultos não possuem os pequenos pontos de luz no lobo inferior da nadadeira caudal e os juvenis possuem uma faixa marrom que se estende da terceira barra vertical até a base da nadadeira anal. Após a fixação, o contraste entre as cores amarelo-esverdeado e preto são perdidas, porém, as três barras verticais e o ocelo caudal ainda são bem visíveis (KULLANDER; FERREIRA, 2006). Em vida, o corpo é escurecido, exceto na região ventral, com três barras verticais e escurecidas nas laterais e a cabeça é levemente escurecida. Na região próxima à nadadeira caudal, há uma mancha escura arredondada envolvida por um anel branco-amarelado chamado ‘ocelo caudal’. Após a fixação, o contraste entre as cores amarelo-esverdeado é perdido, porém, as três barras verticais, o ocelo caudal e os pequenos pontos de luz nas nadadeiras ainda são bem visíveis.

DNA barcode: Não foram sequenciadas amostras dessa espécie para o gene mitocondrial COI.

Tamanho máximo: 80 centímetros de comprimento (KEITH et al., 2000; CHELLAPPA et al., 2003).

Habitat: Habita ambientes lênticos de águas escuras, principalmente lagoas e várzeas. É conhecido por habitar os canais de rios e córregos florestais (KULLANDER, 1986; CHELLAPPA et al., 2003; KULLANDER; FERREIRA, 2006).

Hábito alimentar: Hábito alimentar carnívoro com preferência por peixes e invertebrados (CHELLAPPA et al., 2003). Os espécimes coletados neste estudo, apresentaram hábito alimentar piscívoro, ingerindo principalmente peixe

Reprodução: Se reproduzem em ambientes lênticos. A espécie se reproduz o ano inteiro com picos mais elevados nas estações chuvosas e apresenta cuidado parental. O casal constrói seus ninhos próximos aos troncos de árvores submersos ou em substrato rochoso. Os machos em fase de reprodução podem ser distinguidos das fêmeas pela presença de uma protuberância na região da cabeça chamada de 'giba ou processo gibóide'. Atingem maturidade sexual com aproximadamente 20 centímetros de comprimento total. Uma peculiaridade da espécie é a sua plasticidade fenotípica na alocação de recursos para reprodução de acordo com as condições ambientais, por exemplo, aumentar o esforço reprodutivo com o início de condições adversas (CHELLAPPA et al., 2003; GOMIERO et al., 2009). Foram coletados 644 espécimes neste estudo, e destes, 96% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 17,59 mm – 187,39 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 16 machos e quatro fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio Amazonas e Rio Oiapoque (KULLANDER; FERREIRA, 2006; FRICKE et al., 2021). Espécies deste gênero foram introduzidas na Lagoa da Barra, no Médio Rio Doce, em 1960, com a intenção de estimular a pesca desportiva (GODINHO, 1996).

Figura 186: *Coptodon rendalli* (Boulenger 1897) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cichliformes

Família: Cichlidae

Espécie: *Coptodon rendalli* (Boulenger 1897)

Nome popular: Tilápia-do-congo

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo moderadamente alto e achatado lateralmente. Possui no máximo 15 rastros no primeiro arco branquial e 28 a 33 escamas na série longitudinal e mediana do corpo (OTA et al., 2018). Em vida, o corpo é

cinza claro ou escurecido, com faixas transversais escurecidas nas laterais e uma mancha escura geralmente na base das nadadeiras dorsais. As nadadeiras ventrais podem apresentar coloração avermelhada e a nadadeira caudal possui faixas verticais inconspícuas ou estas faixas podem estar ausentes em alguns espécimes.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas cinco sequências de *Coptodon rendalli* oriundas do trabalho de SALES et al. (2018) também da bacia do Rio Doce. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie na bacia do Rio Doce, porém a mesma incluiu também todas as sequências de *C. rendalli* (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 45 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015)

Habitat: Habita lagos e rios com pouca ou nenhuma correnteza. É capaz de sobreviver em ambientes diversos com salinidade, temperatura, pH e disponibilidade de oxigênio e alimento variáveis (POPMA; LOVSHIN, 1996). Coloniza com sucesso os ambientes aquáticos onde é introduzida (VIEIRA et al., 2015). Abundante na calha principal do Rio Doce, nos municípios de Colatina-ES e Linhares-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos organismos encontrados no sedimento e detritos orgânicos (VIEIRA et al., 2015). Espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar onívoro, ingerindo principalmente algas, vegetal em decomposição e matéria orgânica.

Reprodução: Se reproduz o ano todo e os ovos são depositados no substrato (VIEIRA et al., 2015). A maturidade sexual inicia em indivíduos com cinco ou seis meses, e podem viver até 7 anos de idade (FAITH, 2004). Neste estudo, foram coletados 575 espécimes, e todos eram imaturos, variando de 10,3 mm – 97,7 mm no comprimento total.

Grau de ameaça: Não se aplica.

Distribuição: Bacias na região centro-sul da África (VIEIRA et al., 2015; FRICKE et al., 2021). Esta espécie foi introduzida nos rios do Brasil em 1953, para povoamento de represas da Companhia de Energia Elétrica de São Paulo para incrementar a pesca em rios e criação em piscicultura (POPMA; LOVSHIN, 1996; CASTAGNOLLI, 1992; SMITH et al. 2005).

Figura 187: *Crenicichla lepidota* (Heckel 1840) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cichliformes

Família: Cichlidae

Espécie: *Crenicichla lepidota* (Heckel 1840)

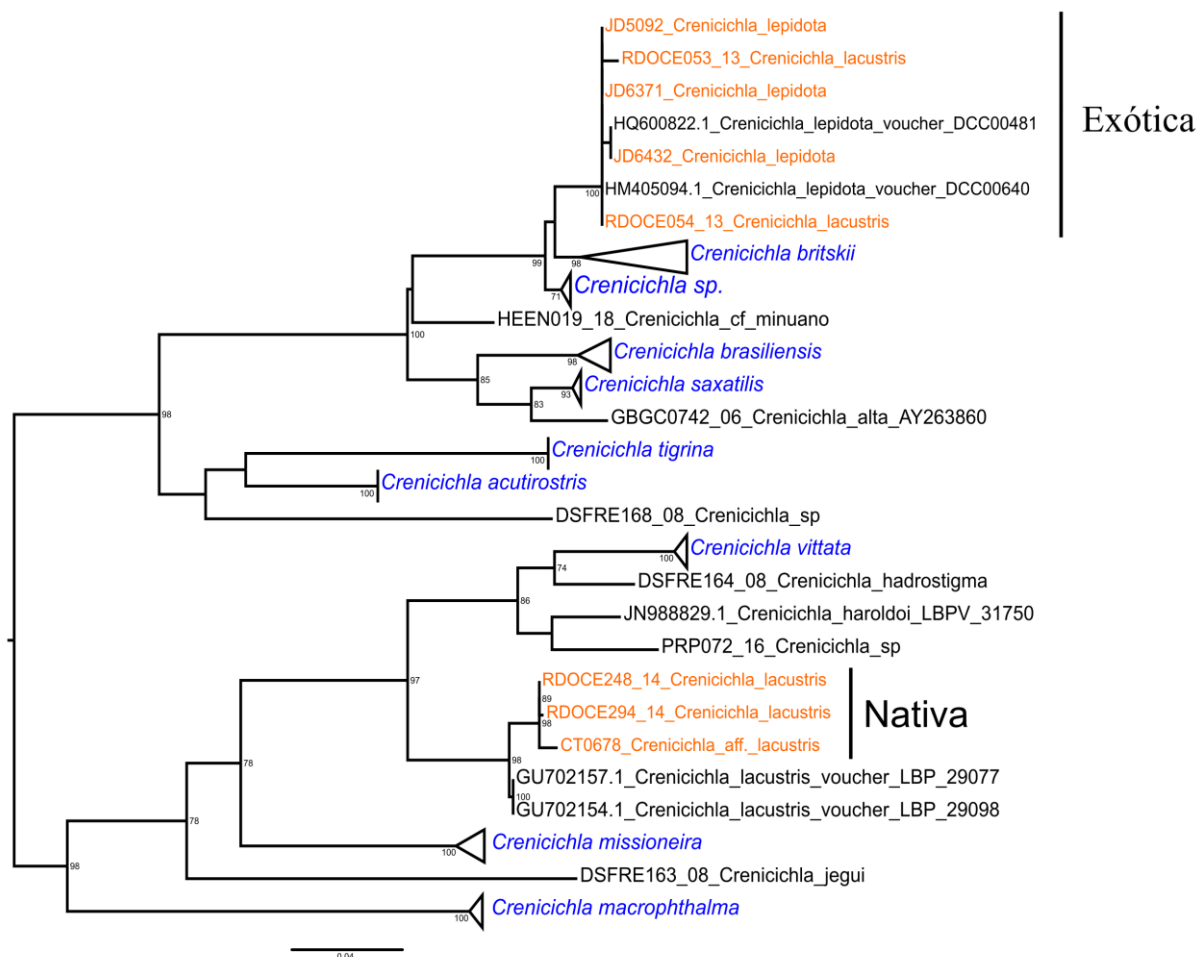
Nome popular: Jacundá

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e alongado. A boca é relativamente grande e possui minúsculos dentes filiformes. Possui 13 a 15 raios moles na nadadeira dorsal e 36 a 44 escamas na série longitudinal e mediana do corpo (LUCENA; KULLANDER, 1992). Em vida, é possível observar uma mancha escura e aproximadamente do tamanho dos olhos logo acima da base da nadadeira peitoral (mancha umeral), uma faixa escura e larga atrás dos olhos, uma faixa estreita e inclinada abaixo dos olhos e várias faixas transversais escuras que se estendem do dorso até a linha longitudinal e mediana do corpo. Os juvenis possuem uma coloração mais clara em comparação com os adultos, mas é possível observar o mesmo padrão de faixas escurecidas ao longo de todo o corpo, incluindo a região da cabeça. Após a fixação, o contraste entre o corpo esverdeado e as faixas escurecidas é perdido, porém, a mancha umeral, as faixas na região da cabeça e as faixas transversais interrompidas ao longo do corpo ainda são bem visíveis.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de nove indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas seis sequências de *C. lacustris* do trabalho de SALES et al. (2018) provenientes da porção alta do Rio Doce, e uma sequência de *C. aff. lacustris* do presente trabalho. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie ocorrendo no Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*), porém, a mesma incluiu ainda duas sequências de *C. lacustris* do trabalho de SALES et al. (2018). A sequência de *C. aff. lacustris* do presente estudo agrupou com quatro sequências de *C. lacustris* do trabalho de SALES et al. (2018) compondo outra linhagem de *C. lacustris* ocorrendo na bacia do Rio Doce. Essa divisão de *C. lacustris* em dois clados já havia sido observado no trabalho de SALES et al. (2018), com uma divergência intraespecífica de 21,36%. Com

a análise conjunta de sequências de *C. lepidota* do presente estudo e sequências de *C. lacustris* do trabalho de SALES et al. (2018) podemos inferir que um dos clados identificados por SALES et al. (2018) como *C. lacustris* é na verdade *C. lepidota*.

Figura 188: Árvore filogenética mostrando as relações entre amostras de *Crenicichla lepidota* e *C. lacustris* provenientes do Rio Doce e demais espécies de *Crenicichla* disponíveis no GenBank.



Tamanho máximo: 21 centímetros de comprimento (MALABARBA et al., 2013).

Habitat: Habita rios e lagos, preferindo viver nas margens de ambientes lênticos, com vegetação aquática submersa ou emergente (GURGEL et al., 1998; MALABARBA et al., 2013). Abundante no Lago das Palmas e no Ribeirão Palmas, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: Hábito alimentar carnívoro, consumindo peixes e invertebrados (HARTZ, 1997; GURGEL et al., 1998; SACCOL-PEREIRA, 2008; MALABARBA et al., 2013). Os espécimes coletados neste estudo foram considerados carnívoros, pelo fato de terem ingerido proporções similares de peixe, insetos aquáticos, aracnídeos e camarão.

Reprodução: Forma casais e defendem do seu território contra intrusos, além do cuidado parental da prole. Os ninhos são construídos em cavidades no fundo dos corpos d'água, preferencialmente em

troncos e raízes associada às macrófitas, onde a fêmea deposita seus ovos. Durante a fase de reprodução, as fêmeas podem ser distinguidas dos machos por possuírem alguns pontos de luz indistintos na região posterior da nadadeira dorsal (LUCENA; KULLANDER, 2006; TERESA et al., 2011; MALABARBA et al., 2013). Neste estudo, foram coletados 421 espécimes, e destes, 83% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 26,16 mm – 156,29 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 14 machos e 11 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio Paraná, Rio Guaporé, Rio Paraguai, Rio Uruguai e bacias costeiras no estado de Santa Catarina (LUCENA; KULLANDER, 1992; MALABARBA et al., 2013; FRICKE et al., 2021). Esta espécie nativa não ocorre na calha do Rio Doce, onde aparentemente foi substituída por *Crenicichla lepidota*.

Figura 189: *Geophagus* aff. *brasiliensis* (Quoy & Gaimard 1824) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cichliformes

Família: Cichlidae

Espécie: *Geophagus* aff. *brasiliensis* (Quoy & Gaimard 1824)

Nome popular: Acará-papa-terra

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo moderadamente alto, achatado lateralmente e coberto por escamas relativamente grandes. Possui três espinhos na nadadeira anal e 27 a 29 escamas na série longitudinal e mediana do corpo. Durante o período reprodutivo, os machos desenvolvem uma protuberância (“giba”) na região logo acima da cabeça (GOSSE, 1976; MALABARBA et al., 2013). Em vida, o corpo é marrom escuro ou castanho

escuro, com escamas azuladas nas laterais e uma faixa transversal escura passando pela região dos olhos.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de 32 indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas 12 sequências do trabalho de SALES et al. (2018) provenientes da porção alta do Rio Doce e 16 do trabalho de ALVES-SILVA; DERGAM (2015). As análises delimitaram três linhagens desta espécie ocorrendo no Rio Doce com uma divergência de 6,5% entre os espécimes analisados (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*). Uma linhagem foi composta por 11 sequências geradas neste estudo mais oito do trabalho de ALVES-SILVA; DERGAM (2015); outra linhagem incluiu 20 sequências geradas neste trabalho, 12 sequências do trabalho de SALES et al. (2018) e seis sequências de ALVES-SILVA; DERGAM (2015). A terceira linhagem foi composta apenas por duas sequências de ALVES-SILVA; DERGAM (2015) e uma sequência do presente estudo. No trabalho de ALVES-SILVA; DERGAM (2015) focando na parte média e alta do Rio Doce, foram observadas duas linhagens de *G. brasiliensis*, uma delas ocorrendo principalmente nos rios (ambiente lótico) e outra nas regiões de lagoas (ambientes lênticos). Baseado em análises das relações filogenéticas do grupo “brasiliensis”, o grupo lêntico de ALVES-SILVA; DERGAM (2015), assim como a linhagem composta pelos espécimes analisados por SALES et al. (2018) parecem ser mais relacionados com um clado de *G. brasiliensis* do Rio Paraíba do Sul, enquanto a linhagem formada pelos espécimes analisados nesse estudo (porção baixa do Rio Doce) é mais distante. Recentemente Mattos e Costa (2018) descreveram três novas espécies do complexo *G. brasiliensis*. Baseado nas análises filogenéticas incluindo todas as espécies do complexo *G. brasiliensis*, o grupo lacustre do Baixo Rio Doce é grupo irmão de *G. santosi*.

Figura 190: Árvore filogenética mostrando as relações entre amostras de *Geophagus brasiliensis* provenientes do Rio Doce e as demais espécies de *Geophagus* com sequências disponíveis no Genbank.



Tamanho máximo: 28 centímetros de comprimento (MALABARBA et al., 2013).

Habitat: Habita córregos, rios e lagos, vivendo ambientes lênticos com pouca profundidade (MALABARBA et al., 2013; VIEIRA et al., 2015).

Hábito alimentar: Se alimenta de invertebrados e algas que captura junto ao substrato (MALABARBA et al., 2013; VIEIRA et al., 2015). Espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar invertívoro, consumindo principalmente insetos aquáticos, moluscos e em menor proporção microcrustáceos.

Reprodução: Se reproduz entre os meses de primavera e verão, com mais intensidade nas estações das chuvas. Escavam ninhos no substrato, e os pais protegem a prole contra predadores (MALABARBA et al., 2013; VIEIRA et al., 2015). Neste estudo, foram coletados 1439 espécimes, e destes, 78% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 11,92 mm – 207,00 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 58 machos e 82 fêmeas.

Categoria: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias costeiras do Sul até o nordeste do Brasil (MALABARBA et al., 2013; ARGOLO et al., 2020; FRICKE et al., 2021).

Figura 191: *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cichliformes

Família: Cichlidae

Espécie: *Oreochromis niloticus* (Linnaeus 1758)

Nome popular: Tilápia-do-nilo

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo moderadamente alto e achatado lateralmente. Possui mais de 15 rastros no primeiro arco branquial e 30 a 35 escamas na série longitudinal e mediana do corpo (OTA et al., 2018). Em vida, o corpo é cinza claro ou escurecido, com faixas transversais escurecidas nas laterais e geralmente com uma mancha escura e arredondada no opérculo. As nadadeiras ventrais podem apresentar coloração escurecida e a nadadeira caudal possui faixas verticais conspícuas em toda sua extensão.

DNA barcode: Foram sequenciadas seis amostras dessa espécie para o gene COI. Ao banco de dados foram acrescentadas várias sequências de *O. niloticus* de diferentes localidades da América do Sul e África. As sequências formaram apenas um grupo na bacia do rio Doce, no entanto sequências dessa espécie provenientes do rio Mucuri, Paraíba do Sul e Paraná no Brasil, da Colômbia, Nigéria e Congo também fizeram parte desse clado (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 60 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita ambientes lóticos e lênticos, incluindo lagos e rios com pouca ou nenhuma correnteza. Coloniza com sucesso os ambientes aquáticos onde é introduzida (VIEIRA et al., 2015). É capaz de sobreviver em ambientes diversos, de salinidade, temperatura, pH, disponibilidade de oxigênio e alimento variáveis (POPMA; LOVSHIN, 1996; GISD, 2015; LATINI et al., 2016). Abundante na calha principal do Rio Doce, nos municípios de Colatina-ES e Linhares-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos invertebrados, plantas aquáticas e detritos orgânicos (FAO, 2007; VICENTE et al., 2014; VIEIRA et al., 2015). Espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar bentófago, consumindo principalmente itens de fundo como detrito, algas e sedimento.

Reprodução: Se reproduz o ano todo e incuba os ovos na cavidade bucal (VIEIRA et al., 2015). A maturidade sexual inicia em indivíduos com cinco ou seis meses, e pode viver até 10 anos de idade (FAO, 2007). Neste estudo, foram coletados 1829 espécimes, e destes, 95% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 10,74 mm – 97,27 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 30 machos e 18 fêmeas.

Grau de ameaça: Não se aplica.

Distribuição: Bacias na região norte e leste da África (VIEIRA et al., 2015; FRICKE et al., 2021). Foi introduzida, primeiramente, na região Nordeste do Brasil na década de 70 para criação em pisciculturas (POPMA; LOVSHIN, 1996; LATINI et al., 2016).

Figura 192: *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz 1829) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Clupeiformes

Família: Engraulidae

Espécie: *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz 1829)

Nome popular: Manjuba, Manjubão

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e alongado. O focinho é proeminente e arredondado. A boca é grande em relação ao comprimento da cabeça e possui vários dentes espaçados entre si, formando serrilha (FISCHER et al., 2011; MALABARBA et al., 2013). Possui apenas uma nadadeira dorsal posicionada, aproximadamente, na metade do corpo. As nadadeiras pélvicas estão na porção mediana entre as nadadeiras peitorais e anal (MALABARBA et al., 2013). A abertura da boca é aproximadamente 2/3 do comprimento da cabeça (MALABARBA et al., 2013). As escamas são pouco aderidas e se perdem facilmente quando manuseados (MALABARBA et al., 2013). Em vida, a coloração da região dorsal varia de azulado a esverdeado, com as laterais prateadas, a nadadeira caudal amarelada e as nadadeiras ventrais e dorsal são hialinas ou levemente amareladas.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de três indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem desta espécie na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1*, Figura 2).

Tamanho máximo: 30 centímetros de comprimento (FISCHER et al., 2011).

Habitat: Habita regiões costeiras, vivendo em profundidades de até 40 metros, podendo subir rio acima e viver em estuários, preferindo águas com baixa salinidade (FISCHER et al., 2011; MAI; VIEIRA, 2013). Neste estudo, alguns espécimes foram coletados na calha principal do Rio Doce, no município de Linhares-ES, e no Lago do Limão, no município de Colatina-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos peixes, crustáceos e zooplâncton (FISCHER et al., 2011). Neste estudo, foram analisados oito estômagos, que continham grandes proporções de insetos e secundariamente material vegetal, demonstrando uma tendência ao hábito onívoro.

Reprodução: É ovulípara com fecundação externa, e anádroma, ou seja, se reproduz em água doce (MALABARBA et al., 2013). Neste estudo, foram coletados 51 espécimes, e destes, 23% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 21,27 mm – 114,39 mm. Foram verificados em atividade reprodutiva quatro machos.

Categoria: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Regiões costeiras do Oceano Atlântico Ocidental, da América Central até a bacia do Rio la Prata (MALABARBA et al., 2013; FRICKE et al., 2021).

Figura 193: *Poecilia reticulata* (Peters 1859) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cyprinodontiformes

Família: Poeciliidae

Espécie: *Poecilia reticulata* (Peters 1859)

Nome popular: Barrigudinho, “Guppy”

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e alongado, coberto por escamas. Boca relativamente pequena e virada para cima. Escamas com margens escurecidas, formando um padrão reticulado (OTA et al., 2018). Os machos possuem os raios superiores da nadadeira caudal alongados, em forma de filamento, e a nadadeira anal modificada em gonopódio, um órgão para fecundação interna no interior do oviduto das fêmeas (VIEIRA et al., 2015). Em vida, o corpo é cinza esverdeado, com manchas escurecidas e amareladas nas laterais do corpo dos machos, enquanto as fêmeas possuem uma coloração acinzentada e homogênea.

DNA barcode: Não foram sequenciadas amostras dessa espécie para o gene mitocondrial COI.

Tamanho máximo: 6 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita diferentes tipos de ambientes, incluindo margens de rios e lagos, com vegetação abundante, encontrados também em estuários (VIEIRA et al., 2015). Alguns espécimes neste estudo foram coletados no Ribeirão São Pedro Frio, no município de Colatina-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de algas, detritos e larvas de insetos (VIEIRA et al., 2015). Os espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar bentófago, consumindo principalmente matéria orgânica e insetos aquáticos de fundo.

Reprodução: Se reproduz durante o ano todo, e após a fecundação, a fêmea mantém os ovos dentro da cavidade abdominal até a eclosão dos filhotes (VIEIRA et al., 2015). Neste estudo, foram coletados 71 espécimes, sendo 43 fêmeas e 27 machos.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Rios na América Central e no Norte da América do Sul, do México até a Guiana, incluindo as Pequenas Antilhas, Trinidad e as Ilhas Virgens (CARPENTER, 2002; VIEIRA et al., 2015; OTA et al., 2018; FRICKE et al., 2021).

Figura 194: *Poecilia vivipara* (Bloch & Schneider 1801) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Cyprinodontiformes

Família: Poeciliidae

Espécie: *Poecilia vivipara* (Bloch & Schneider 1801)

Nome popular: Barrigudinho

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e alongado, coberto por escamas. Boca relativamente pequena e virada para cima. Escamas com margens escurecidas, formando um padrão reticulado. A nadadeira anal do machos é

modificada em gonopódio, um órgão para fecundação interna no interior do oviduto das fêmeas (VIEIRA et al., 2014). Em vida, a coloração do corpo é mais escurecida na região dorsal, principalmente na região anterior à base da nadadeira dorsal, as nadadeiras hialinas, exceto a nadadeira dorsal, que possui uma mancha escurecida na extremidade posterior, e frequentemente é possível observar uma mácula escurecida na metade anterior do corpo, anterior à base da nadadeira dorsal (MALABARBA et al., 2013).

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas uma sequência de *P. vivipara* e quatro de *P. reticulata* baixadas do Bold, provenientes do trabalho de SALES et al. (2018). As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie ocorrendo no Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*), no entanto esta incluiu ainda duas sequências de *P. reticulata* e uma de *P. vivipara* de SALES et al. (2018). Outras duas sequências de *P. reticulata* do Bold ficaram separadas formando outro clado. Essa separação em dois cladões de *P. reticulata* na bacia do Rio Doce já havia sido observada por SALES et al. (2018), portanto baseado na análise conjunta dos bancos de dados podemos inferir que as amostras de *P. reticulata* (Bold) que agruparam com as amostras de *P. vivipara* do presente trabalho são na verdade indivíduos dessa última espécie. Isso é corroborado pela grande distância intraespecífica (14,34%) encontrada em *P. reticulata* por SALES et al. (2018).

Tamanho máximo: 4 centímetros de comprimento (MALABARBA et al., 2013).

Habitat: Habita margens de rios, com vegetação abundante, podendo ser encontrados em regiões estuarinas (CARPENTER, 2002; MALABARBA et al., 2013). Abundante na calha principal do Rio Doce, entre os municípios de Baixo Guandu-ES e Linhares-ES.

Hábito alimentar: Se alimentando preferencialmente de algas e detritos (ARANHA; CARAMASCHI, 1999; VIEIRA et al., 2014). Espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar bentóforo, consumindo principalmente detrito, algas e insetos aquáticos de fundo.

Reprodução: Período reprodutivo longo e independente das condições ambientais (MALABARBA et al., 2013). Neste estudo, foram coletados 1.679 espécimes, sendo 1126 fêmeas e 508 machos.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Amplamente distribuído na região leste da América do Sul, da Venezuela até o sul do Brasil (MALABARBA et al., 2013; FRICKE et al., 2021).

Figura 195: *Elops saurus* (Linnaeus 1766) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Elopiformes

Família: Elopidae

Espécie: *Elops saurus* (Linnaeus 1766)

Nome popular: Ubarana

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e alongado, boca ampla com poucos dentes, nadadeiras sem espinhos (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980). As nadadeiras peitorais estão em posição mais ventral em relação ao eixo longitudinal do corpo, nadadeira caudal bifurcada e nadadeiras pélvicas abaixo da região anterior à base da nadadeira dorsal (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980). O seu desenvolvimento envolve profundas mudanças, sendo que em uma delas existe um estágio de larva, chamada larva lepidocéfala, e essas larvas são transparentes e apresentam uma cabeça muito pequena em relação ao restante do corpo (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980). Em vida, o corpo pode apresentar a coloração cinza escuro ou prateada e as nadadeiras podem ser hialinas ou levemente escurecidas.

DNA barcode: Apenas uma amostra proveniente do Rio Doce foi sequenciada para essa espécie, portanto, uma única linhagem foi delimitada pelas análises (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 90 centímetros de comprimento (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980).

Habitat: Habita regiões costeiras e estuarinas (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980; CARPENTER, 2002). O único espécime neste estudo foi coletado na calha principal do Rio Doce, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos peixes e crustáceos, e os juvenis se alimentam de larvas de insetos (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980; CARPENTER, 2002). O único espécime coletado neste estudo ingeriu grandes proporções de peixe e itens vegetais. Apesar disso, a espécie foi definida como carnívora (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980; CARPENTER, 2002).

Reprodução: No Golfo do México, a desova ocorre em alto mar durante o outono, e as larvas nadam em direção à costa na primavera seguinte (CARPENTER, 2002). Neste estudo, foi coletado um indivíduo macho durante a estação chuvosa.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Oceano Atlântico Ocidental, da Nova Inglaterra, no nordeste dos Estados Unidos, até a região sudeste do Brasil (FIGUEIREDO; MENEZES, 1980; CARPENTER, 2002; FRICKE et al., 2021).

Figura 196: *Awaous tajasica* (Lichtenstein 1822) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Gobiiformes

Família: Gobiidae

Espécie: *Awaous tajasica* (Lichtenstein 1822)

Nome popular: Peixe-flor

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e alongado. A boca é subterminal, e relativamente grande em relação ao tamanho da cabeça. Os olhos estão posicionados na região superior da cabeça e as nadadeiras pélvicas são unidas entre si, formando um disco adesivo (LASSO-ALCALÁ; LASSO, 2008; VIEIRA et al., 2014). Possui uma série de projeções cônicas e carnosas, localizadas na região anterior à base da nadadeira peitoral, abaixo do opérculo (SANTOS, 2016). Em vida, o corpo é castanho ou marrom escuro, com várias manchas escurecidas nas laterais e as nadadeiras são mais claras do que o corpo.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie na bacia do rio Doce, a qual incluiu também duas sequências provenientes do rio Mucuri (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 16 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2014).

Habitat: Habita ambientes com fundo de arenoso, e pode escalar paredões rochosos de cachoeiras (VIEIRA et al., 2014). Abundante na calha principal do Rio Doce, entre os municípios de Colatina-ES e Linhares-ES. Alguns espécimes foram coletados no Lago do Limão, no município de Colatina-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos insetos e detritos (BELEI et al., 2014). Espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar bentófago, consumindo um amplo espectro de itens, como insetos aquáticos, algas, sedimento, matéria orgânica e detritos.

Reprodução: Migram para água doce durante o período reprodutivo, e cuidam dos ovos e larvas (BELEI et al., 2014). Neste estudo, foram coletados 2251 espécimes, e destes, 51% eram imaturos que apresentavam variação no comprimento total entre 18,69 mm a 136,54 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram observados 96 machos e 230 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Oceano Atlântico Ocidental (FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, esta espécie encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas, no Baixo Rio Doce.

Figura 197: *Gymnotus* aff. *carapo* (Linnaeus, 1758) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Gymnotiformes

Família: Gymnotidae

Espécie: *Gymnotus* aff. *carapo* (Linnaeus, 1758)

Nome popular: Sarapó, Tuvira

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado e achatado lateralmente. A boca virada para cima e o focinho é muito curto. Nadadeiras caudal, dorsal e pélvicas estão ausentes, e a nadadeira anal é extremamente longa, ocupando mais que 2/3 do corpo, iniciando imediatamente após a região terminal das nadadeiras peitorais (MALABARBA et al., 2013). Produzem uma descarga elétrica de baixa frequência, do tipo pulsante (MALABARBA et al., 2013). Cada espécie possui uma variação específica de pulso, que permite a identificação apenas pela frequência produzida. A descarga elétrica gerada é utilizada para ecolocalização e comunicação. É um complexo de espécies e está distribuída por toda América do Sul (ALBERT; CRAMPTON, 2003). Muito utilizado como isca viva na pesca esportiva. Em vida, a coloração

varia de marrom a cinza escuro, sendo a região ventral mais clara do que a regiões dorsal e laterais. O corpo possui bandas escuras, mais largas do que as bandas claras, em diagonal partindo da linha ventral, quase alcançando a região dorsal (ALBERT; CRAMPTON, 2003; MALABARBA et al., 2013).

DNA barcode: Não foram sequenciadas amostras dessa espécie para o gene COI.

Tamanho máximo: 38 centímetros de comprimento (CAMPOS-DA-PAZ, 2003).

Habitat: Habita rios, riachos e lagos, vivendo em buracos dentro de barrancos e junto à vegetação marginal e flutuante (MALABARBA et al., 2013). São tolerantes à ambientes com baixo oxigênio, sendo capazes de assimilar ar atmosférico por uma especialização de sua bexiga natatória (LIEM et al., 1984). Alguns espécimes foram coletados no Ribeirão São Pedro Frio, no município de Colatina-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de insetos aquáticos, microcrustáceos e até mesmo peixes, pode também consumir itens de origem vegetal (VIEIRA et al., 2014; VIEIRA et al., 2015). Com base nestes autores, a espécie foi definida como onívora.

Reprodução: Se reproduz durante os meses de novembro a março, e o macho incuba os embriões dentro da boca (MALABARBA et al., 2013). A fecundidade média pode atingir 915,3 ovócitos e a fecundidade relativa média é de 0,20 ovócitos por miligrama de peso da fêmea. A desova nessa espécie é considerada parcelada e o tamanho de primeira maturação gonadal pode atingir 141 mm para fêmeas e 146 mm para machos (COGNATO & FIALHO, 2006).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Rios e bacias na América do Sul (ALBERT; CRAMPTON, 2003; FRICKE et al., 2021).

Figura 198: *Gymnotus sylvius* (Albert & Fernandes-Matioli 1999) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Gymnotiformes

Família: Gymnotidae

Espécie: *Gymnotus sylvius* (Albert & Fernandes-Matioli 1999)

Nome popular: Sarapó, Peixe-faca

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado e achatado lateralmente. A boca virada para cima e o focinho é muito curto. Nadadeiras caudal, dorsal e pélvicas estão ausentes, e a nadadeira anal é extremamente longa, ocupando mais que 2/3 do corpo, iniciando imediatamente após a região terminal das nadadeiras peitorais (ALBERT et al., 1999). Em vida, a coloração varia de marrom a cinza escuro, sendo a região ventral mais clara do que a regiões dorsal e laterais. O corpo possui 21 ou 22 bandas escuras, mais estreitas do que as bandas claras, em diagonal partindo da linha ventral, quase alcançando a região dorsal (ALBERT et al., 1999).

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de três indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas seis sequências de *G. aff. carapo* e nove sequências de *Gymnotus* sp. baixadas do Bold, provenientes do trabalho de SALES et al. (2018). As análises delimitaram três linhagens ocorrendo na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*). Duas linhagens incluíram apenas sequências identificadas como *Gymnotus* sp. do trabalho de SALES et al. (2018), e a terceira linhagem foi composta pelas sequências geradas nesse trabalho e por sequências de *Gymnotus* sp. e *G. aff. carapo* do trabalho de SALES et al. (2018). Das nove sequências de *Gymnotus* sp., três são mais similares (Blast) a *Gymnotus carapo* do Genbank (acima de 99% de similaridade), outras três são mais similares a uma sequência identificada apenas como *Gymnotus* sp. no Genbank, no entanto a similaridade com essa sequência é de apenas 94%. As três sequências restantes são similares a *G. sylvius* com similaridade acima de 99%. As seis sequências identificadas como *G. aff. carapo* também são mais similares a *G. sylvius* (similaridade acima de 99%), portanto podemos inferir que as amostras identificadas por SALES et al. (2018) como *G. aff. carapo* são na verdade *G. sylvius*.

Tamanho máximo: 27 centímetros de comprimento (ALBERT et al., 1999).

Habitat: Habita pequenos córregos de águas turvas e de correnteza fraca, vivendo em profundidades com aproximadamente 50 centímetros e margens com solo escuro amplamente coberto por gramíneas (ALBERT et al., 1999).

Hábito alimentar: Se alimenta de uma variedade de animais aquáticos de pequeno porte, incluindo larvas de besouros, camarão e pequenos peixes (ALBERT et al., 1999). Os espécimes foram analisados neste estudo, e no conteúdo estomacal foram encontrados, predominantemente insetos aquáticos seguindo por camarão.

Reprodução: Neste estudo, foram observados 18 espécimes, sendo sete fêmeas, oito machos e três imaturos. Não existe descrição de reprodução na literatura na espécie, mas no gênero se destaca por ter desova parcelada e primeira maturação gonadal pode atingir 141 mm de para fêmeas e 146 mm de comprimento para machos (COGNATO & FIALHO, 2006).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio Pardo e Rio Paraíba do Sul, no sudeste do Brasil (ALBERT et al., 1999; FRICKE et al., 2021).

Figura 199: *Mugil curema* (Valenciennes 1836) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Mugiliformes

Família: Mugilidae

Espécie: *Mugil curema* (Valenciennes 1836)

Nome popular: Tainha

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo fusiforme e robusto, boca pequena e terminal com um a três séries de dentes finos (FISCHER et al., 2011). As nadadeiras dorsais são curtas e estão bem separadas entre si, sendo a segunda nadadeira dorsal e a anal são quase totalmente coberta por escamas (FISCHER et al., 2011). Possui 36 a 40 escamas na série longitudinal e mediana do corpo, e extremidade posterior das nadadeiras peitorais não alcança a linha vertical que passa na origem da primeira nadadeira dorsal (MENEZES et al., 2015). Em vida, o corpo é prateado, com uma pequena mancha escura na base das nadadeiras peitorais, e geralmente é possível observar uma mancha alaranjada no opérculo.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial COI. Adicionalmente foram usadas duas sequências baixadas do Genbank, uma proveniente do México e a outra de localidade desconhecida. As análises delimitaram apenas uma linhagem para essa espécie, a qual incluiu todas as sequências utilizadas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 91 centímetros de comprimento (HARRISON, 2002).

Habitat: Habita regiões costeiras, manguezais e estuários (CARPENTER, 2002). Os juvenis podem ser encontrados em lagoas costeiras e águas rasas ao longo das praias (FISCHER et al., 2011). Juvenis são abundantes na calha principal do Rio Doce, entre os municípios de Colatina-ES e Linhares-ES.

Hábito alimentar: Hábito alimentar iliófago, consumindo principalmente sedimentos (como areia), detritos e algas (FISCHER et al., 2011). Neste estudo, a espécie foi considerada detritívora, por consumir principalmente sedimento (areia) e detritos.

Reprodução: Formam cardumes para desovar em águas marinhas, em alto mar (FISCHER et al., 2011). Após alcançarem motilidade suficiente, nadam até as áreas estuarinas, entrando em rios e lagoas adjacentes, onde vivem até a maturidade sexual quando voltam para o mar (MENEZES, 1983). Neste estudo, foram coletados 785 espécimes, e destes, 98% eram imaturos que apresentavam variações no comprimento total entre 25,85 mm a 332,00 mm. Dentre os peixes em atividade reprodutiva, foram encontrados cinco machos e duas fêmeas.

Categoria: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Oceano Atlântico Ocidental, de Massachusetts, nos Estados Unidos, até o sul do Brasil (FISCHER et al., 2011; MENEZES et al., 2015; FRICKE et al., 2021). A espécie também é reportada para o leste do Oceano Atlântico, ocorrendo do Senegal e Ilhas de Cabo Verde, até a Namíbia (HARRISON, 2002). Na bacia do Rio Doce, esta espécie encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas, no Baixo Rio Doce. Apresentou abundância média ao longo dos três anos.

Figura 200: *Eucinostomus argenteus* (Baird & Girard, 1855) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Perciformes

Família: Gerreidae

Espécie: *Eucinostomus argenteus* (Baird & Girard, 1855)

Nome popular: Carapicu

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo moderadamente alto, com maior altura no terço anterior da nadadeira peitoral e os olhos são grandes relação ao comprimento da cabeça. A boca é relativamente pequena e aponta para baixo quando aberta. O sulco do pré-maxilar é contínuo, não interrompido anteriormente por escamas (MENEZES;

FIGUEIREDO, 1980). O segundo raio da nadadeira anal é robusto e menor do que o terceiro. Possui sete ou oito rastros no ramo inferior do primeiro arco branquial e 43 a 46 escamas na linha lateral (CARPENTER, 2002). Em vida, é possível observar manchas escurecidas na extremidade da nadadeira dorsal, enquanto as nadadeiras peitorais, pélvicas e anal são mais claras, e nadadeira caudal é mais escura do que as outras nadadeiras. Os juvenis possuem manchas escuras na região dorsal do corpo (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980).

DNA barcode: Não foram sequenciadas amostras dessa espécie para o gene COI.

Tamanho máximo: 30 centímetros de comprimento (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980).

Habitat: Habita principalmente águas rasas de praias arenosas e lagoas salobras em regiões costeiras (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980).

Hábito alimentar: Se alimenta de algas e pequenos invertebrados (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980). Em ambiente marinho apresenta uma dieta baseada em Cephalochordata, Teleósteos e Poliquetas (LEÃO, 2016). O único espécime coletado neste estudo ingeriu em maior proporção larvas de Chironomidae, mas seu hábito alimentar foi definido como carnívoro (LEÃO, 2016).

Reprodução: O tamanho de primeira maturação (L50) é de 6,02 cm em machos e 8,03 cm em fêmeas. O maior pico da reprodução nesta espécie é observado na estação chuvosa, assim como os maiores valores de relação gonadosomática e do índice gonadal.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Oceano Atlântico Ocidental, incluindo a Ilha das Bermudas, Golfo do México e Mar do Caribe (FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, esta espécie encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas, no Baixo Rio Doce. Foi de coleta eventual e não houve coletas a partir da segunda estação chuvosa em 2019.

Figura 201: *Eugerres brasiliianus* (Cuvier 1830) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Perciformes

Família: Gerreidae

Espécie: *Eugerres brasiliianus* (Cuvier 1830)

Nome popular: Carapeba, Carapeba-listrada

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alto e comprimido lateralmente. A boca é relativamente pequena e aponta para baixo quando aberta. Possui nove a 11 rastros no ramo inferior do primeiro arco branquial e 37 a 40 escamas na linha lateral (GONZÁLEZ-ACOSTA et al., 2007). Em vida, a região dorsal do corpo é mais escura, com estrias escurecidas acompanhando a curvatura das séries longitudinais de escamas na região ântero-superior do corpo, se tornando aproximadamente retas na região lateral inferior e desaparecendo na região abdominal, que é mais clara (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; NELSON, 2006).

DNA barcode: Somente uma amostra dessa espécie foi sequenciada para o gene mitocondrial COI e as análises delimitaram uma linhagem para essa espécie na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 50 centímetros de comprimento (GARCÍA-ARTEAGA et al., 1997).

Habitat: Habita regiões costeiras e estuários, vivendo em ambientes com fundos lamacentos e arenosos, bem como em lagoas costeiras tropicais e subtropicais (SANTOS; ARAÚJO, 1997; CARPENTER, 2002). O único espécime neste estudo foi coletado na calha principal do Rio Doce, no município de Colatina-ES, na estação chuvosa de 2018.

Hábito alimentar: Hábito alimentar onívoro, incluindo pequenos crustáceos, poliquetas e vegetais (SANTOS; ARAÚJO, 1997). Neste estudo, a espécie foi definida como carnívora (SOARES et al., 2016).

Reprodução: Os estágios de maturação gonadal variam em maturação e maduro para as fêmeas durante o período chuvoso, indicando atividade reprodutiva, fato que foi verificado pelo índice gonadossomático e pelo fator de condição (K). Se reproduz durante o período chuvoso (RODRIGUES et al., 2017).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas de extinção.

Distribuição: Oceano Atlântico Ocidental, da Carolina do Sul (EUA) ao sul até Santa Catarina (Brasil), incluindo oeste e sul do Golfo do México e Mar do Caribe (GONZÁLEZ-ACOSTA et al., 2007; FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, esta espécie encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas, no Baixo Rio Doce.

Figura 202: *Pomadasys ramosus* (Poey 1860) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Perciformes

Família: Haemulidae

Espécie: *Pomadasys ramosus* (Poey 1860)

Nome popular: Corcoroca, Coró

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo moderadamente alto e achatado lateralmente. A boca é terminal e o focinho é cônico e relativamente longo. A extremidade posterior da boca não alcança a vertical que passa pela margem anterior da órbita (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; BANDEIRA, 2002). Em vida, o corpo é acinzentado com reflexos metálicos, sendo a região dorsal mais escura, com três ou quatro estrias longitudinais indistintas, enquanto as nadadeiras são castanhas ou amareladas.

DNA barcode: O sequenciamento da única amostra coletada não funcionou.

Tamanho máximo: 40 centímetros de comprimento (BANDEIRA, 2002).

Habitat: Habita regiões costeiras, estuários e manguezais, podendo ser encontrada no baixo curso de rios em diferentes tipos de ambientes (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; VIEIRA et al., 2014). O único espécime neste estudo foi coletado na calha principal do Rio Doce, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de camarões de água doce e pequenos peixes (BANDEIRA, 2002; VIEIRA et al., 2014). Somente um estômago foi analisado neste estudo, e o conteúdo continha, exclusivamente, insetos aquáticos (Trichoptera), porém, a espécie foi definida como carnívora (BANDEIRA, 2002; VIEIRA et al., 2014).

Reprodução: As fêmeas com aproximadamente 17 centímetros de comprimento já apresentam ovários bem desenvolvidos (BANDEIRA, 2002). O único espécime coletado neste estudo foi classificado como imaturo.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Oceano Atlântico Ocidental, do México até o sul do Brasil (BANDEIRA, 2002; FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, esta espécie encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas, no Baixo Rio Doce. Foi coletado apenas um espécime, na primeira campanha de coleta.

Figura 203: *Pachyurus adpersus* (Steindachner 1879) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Perciformes

Família: Sciaenidae

Espécie: *Pachyurus adpersus* Steindachner 1879

Nome popular: Corvina

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado, com a maior altura na origem da nadadeira dorsal. Possui o focinho muito proeminente, e a boca subterminal. Os dentes maxilares estão dispostos em fileiras e os rastros branquiais do primeiro arco branquial são pouco desenvolvidos. Possuem dois ou três pares de barbilhões mentonianos pouco desenvolvidos (CASATTI, 2001). A nadadeira dorsal é longa, com um entalhe separando a porção anterior da posterior e a linha lateral se estende até o final da nadadeira caudal (CASATTI, 2001). Os peixes da família Sciaenidae são explorados no Brasil como recurso pesqueiro, por pesca tanto artesanal quanto comercial, representando 22% dos desembarques marinhos e 9% dos continentais (CHAO et al., 2015). *Pachyurus adspersus* é explorado artesanalmente nas áreas de sua ocorrência (CHAO et al., 2015). Em vida, o corpo é prateado, e coberto por manchas escuras desde a região pós-orbital até a base da nadadeira caudal, estando distribuídas na região dorsal, flancos, nadadeiras dorsais e anal.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial COI. Adicionalmente foram usadas duas sequências baixadas do Genbank, uma proveniente do México e a outra de localidade desconhecida. As análises delimitaram apenas uma linhagem para essa espécie, a qual incluiu todas as sequências utilizadas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 30 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita rios e lagos, vivendo em ambientes com velocidade da corrente variável e diferentes tipos de substrato (VIEIRA et al., 2015). Os juvenis são abundantes na calha principal do Rio Doce, entre os municípios de Colatina-ES e Linhares-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos invertebrados aquáticos (VIEIRA et al., 2015). A dieta dos espécimes coletados neste estudo permitiu classificar a espécie como insetívora aquática, ingerindo principalmente larvas e pupas de Diptera, como Chironomidae, imaturos de Ephemeroptera e de Odonata.

Reprodução: Indivíduos com maturação gonadal avançada foram registrados entre os meses de setembro a dezembro (VIEIRA et al., 2015). Neste estudo, foram coletados 1.845 espécimes, e destes, 80% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 8,45 mm – 155,00 mm.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias costeiras no leste do Brasil, ocorrendo em bacias costeiras entre o Rio Mucuri e Rio Paraíba do Sul (CASATTI, 2001; VIEIRA et al., 2015; FRICKE et al., 2021). É uma das espécies mais abundantes.

Figura 204: *Genidens genidens* (Cuvier 1829) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Ariidae

Espécie: *Genidens genidens* (Cuvier 1829)

Nome popular: Bagre-estuarino, Bagre-guri, Caçari

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado e coberto por pele fina e lisa. A boca é pequena, e possui duas protuberâncias carnosas nos dois lados do céu da boca, onde se inserem os dentes palatinos (MARCENIUK, 2005). As nadadeiras dorsais e peitorais possuem um espinho forte e serrilhado (FISCHER et al., 2011). Em vida, o corpo é cinza escuro na região dorsal e esbranquiçado na região ventral. As nadadeiras podem apresentar coloração avermelhada ou levemente escurecidas.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de seis indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem desta espécie na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 35 centímetros de comprimento (FISCHER et al., 2011).

Habitat: Habita estuários e lagoas costeiras, eventualmente pode ser encontrado em águas marinhas próximos à costa, vivendo em fundos de areia e lama (FISCHER et al., 2011). Os espécimes neste estudo foram coletados na calha principal do Rio Doce, entre os municípios de Marilândia-ES e Linhares-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de restos orgânicos e pequenos organismos de fundo (FISCHER et al., 2011). Os espécimes coletados neste estudo foram considerados carnívoros, por consumirem principalmente peixes, matéria orgânica (peixes já decompostos), camarão e ingestão acidental de sedimento.

Reprodução: As fêmeas alcançam a maturidade sexual antes dos machos, observado geralmente pelo tamanho das nadadeiras pélvicas que são maiores nas fêmeas da família Ariidae (BARBIERI et al., 1992). Os machos ao atingirem a maturidade sexual são maiores do que as fêmeas, o que pode ser

explicado pelo cuidado parental dos mesmos, que são responsáveis pela incubação dos ovos (BARBIERI et al., 1992; MAZZONI et al., 2000; FISCHER et al., 2011).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Oceano Atlântico Ocidental, do Brasil até o sul da Argentina (FRICKE et al., 2021). Na bacia do Rio Doce, esta espécie encontra-se restrita ao trecho à jusante da UHE Mascarenhas, no Baixo Rio Doce. A espécie só foi relativamente abundante nas primeiras estações chuvosa e seca do Ano 1.

Figura 205: *Pseudauchenipterus affinis* (Steindachner 1877) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Auchenipteridae

Espécie: *Pseudauchenipterus affinis* (Steindachner 1877)

Nome popular: Ferrolho, Cumbaca, Vovô-surubim

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e coberto por pele fina e lisa. Possui seis raios ramificados nas nadadeiras peitorais (AKAMA, 1999). Os machos maduros possuem uma vesícula dilatada na porção distal dos raios anteriores da nadadeira anal (CALEGARI et al., 2019). Em vida, o corpo é cinza escuro, sendo mais escuro na região dorsal, e as nadadeiras anal e caudal podem apresentar coloração amarelada.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial COI. Foram adicionadas ao banco de dados seis sequências identificadas como *P. affinis* baixadas do Bold e provenientes do trabalho de SALES et al. (2018) e duas sequências baixadas do Genbank provenientes do rio Mucuri. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie ocorrendo no Rio Doce, a qual incluiu todas as sequências analisadas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 12 centímetros de comprimento (FERRARIS, 2003b).

Habitat: Neste estudo, alguns espécimes foram coletados na calha principal do Rio Doce, entre os municípios de Baixo Guandu-ES e Linhares-ES, e no Lago do Óleo, no município de Marilândia-ES.

Hábito alimentar: O conteúdo estomacal indicou o hábito alimentar insetívoro, consumindo principalmente insetos terrestre e aquáticos.

Reprodução: Os machos, supostamente, usam a vesícula presente na nadadeira anal para introduzir os espermatozoides no oviduto da fêmea (CALEGARI et al., 2019). Neste estudo, foram coletados 18 espécimes. Foram verificados 11 machos e 7 fêmeas em atividade reprodutiva.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio Mucuri e Rio São Mateus (FRICKE et al., 2021).

Figura 206: *Trachelyopterus striatulus* (Steindachner 1877) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Auchenipteridae

Espécie: *Trachelyopterus striatulus* (Steindachner 1877)

Nome popular: Cumbaca

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e coberto por pele fina e lisa. A boca é ligeiramente virada para cima. Os machos maduros possuem uma vesícula dilatada na porção distal dos raios anteriores da nadadeira anal (CALEGARI et al., 2019). Em vida, o corpo é marrom escuro, sendo mais escuro na região dorsal, e também é possível observar inúmeras manchas horizontalmente alongadas nas laterais do corpo.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de sete indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas cinco sequências depositadas no Bold, também provenientes do Rio Doce. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie para a bacia (*Material*

Suplementar A7DGS1, Figura 2), sendo composta por todas as sequências geradas neste trabalho mais aquelas depositadas no Bold.

Tamanho máximo: 27 centímetros de comprimento (ALBIERI et al., 2014).

Habitat: Habita ambientes lênticos, mas pode ser encontrada em diferentes tipos ambientes, incluindo lagoas (VIEIRA et al., 2014; GODINHO, 1996).

Hábito alimentar: Se alimenta de invertebrados aquáticos, terrestres e ocasionalmente peixes (GODINHO, 1996; VIEIRA et al., 2014). Neste estudo, a espécie foi classificada como insetívora terrestre, consumindo principalmente Hymenoptera (formigas).

Reprodução: Os machos, supostamente, usam a vesícula presente na nadadeira anal para introduzir os espermatozóides no oviduto da fêmea (CALEGARI et al., 2019). Essa espécie possui longo período reprodutivo com ocorrência de desova em todos os bimestres, sendo considerado de desova do tipo parcelada (RORIZ LEMES et al., 2017). Neste estudo, foram 49 espécimes, e destes, 1 era imaturo. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 30 machos e 18 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Rios costeiros no sudeste do Brasil e bacia do Rio Paraná (FRICKE et al., 2021)

Figura 207: *Corydoras* aff. *aeneus* (Gill 1858) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Callichthyidae

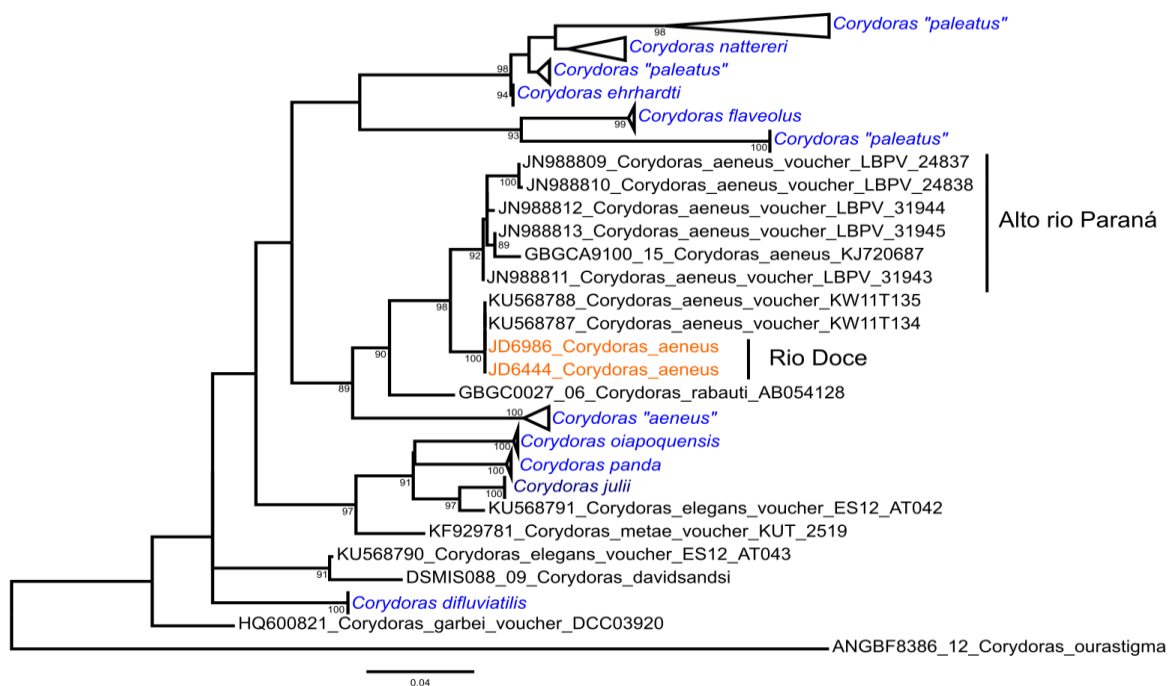
Espécie: *Corydoras* aff. *aeneus* (Gill 1858)

Nome popular: Coridora

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente curto e coberto por duas séries longitudinais de placas ósseas. A boca é relativamente pequena em relação ao comprimento da cabeça (OTA et al., 2018). Em vida, o corpo é castanho, sendo mais escuro na região dorsal, e é possível observar uma faixa longitudinal escura nas laterais do corpo, mais larga na região anterior do corpo, e que se estende do opérculo até a base da nadadeira caudal (THEREZA, 2018).

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de dois indivíduos dessa espécie para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem ocorrendo na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*). Entretanto essa linhagem é endêmica do Rio Doce, e grupo irmão de *C. aeneus* do Rio Paraná. A divergência entre as duas linhagens é de ~3% indicando que a linhagem do Rio Doce potencialmente é uma nova espécie.

Figura 208: Árvore filogenética mostrando as relações entre amostras de *Corydoras aeneus* provenientes do Rio Doce e demais espécies de *Corydoras* disponíveis no GenBank.



Tamanho máximo: 5,2 centímetros de comprimento (GRAÇA; PAVANELLI, 2007).

Habitat: Habita ambientes com águas calmas e rasas, e fundos macios, mas pode ser encontrada em águas correntes (BURGESS, 1992; KENNY, 1995; MUNDY, 2005).

Hábito alimentar: Os dois espécimes analisados neste estudo apresentaram grandes proporções de insetos aquáticos e terrestres no estômago, indicando um hábito alimentar insetívoro.

Reprodução: As maiores frequências de fêmeas maduras são observadas no período chuvoso, embora pode ser encontrada em outra estação. Apresenta estratégia reprodutiva com fecundidade média estimada em 359,47 ovócitos, possui ovócitos grandes e realiza desova total (FERREIRA; SUAREZ, 2015). Neste estudo, foram coletados cinco espécimes, e destes, 4 eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 52,01 mm – 61,85 mm e uma fêmea durante a estação chuvosa.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Rios e bacias a leste dos Andes, do norte da América do Sul até o Rio La Plata (OTA et al., 2018; FRICKE et al., 2021). Esta espécie foi coletada até a estação chuvosa de 2019.

Figura 209: *Hoplosternum littorale* (Hancock 1828) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Callichthyidae

Espécie: *Hoplosternum littorale* (Hancock 1828)

Nome popular: Tamboatá, Peixe-pedra

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente curto e coberto por duas séries longitudinais de placas ósseas. A boca é relativamente pequena em relação ao comprimento da cabeça (OTA et al., 2018). Em vida, o corpo e as nadadeiras possuem coloração uniformes, sendo quase totalmente escurecidos.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de três indivíduos para o gene mitocondrial COI. Foram adicionadas duas amostras do Bold provenientes do Rio Doce. As análises delimitaram apenas uma linhagem dessa espécie nessa bacia (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 16 centímetros de comprimento (REIS, 1997).

Habitat: Habita ambientes lênticos, como charcos e banhados, e tolera águas com baixo teor de oxigênio (MALABARBA et al., 2013).

Hábito alimentar: Os alevinos se alimentam de rotíferos e microcrustáceos, enquanto os juvenis e adultos têm alimentação diversificada, com maior ingestão de microcrustáceos e larvas de insetos aquáticos (MALABARBA et al., 2013). Neste estudo, esta espécie pode ser considerada invertívora, ingerindo principalmente insetos aquáticos e microcrustáceos,

Reprodução: Os machos constroem um ninho de material vegetal, onde as fêmeas depositam os ovos (MALABARBA et al., 2013). Neste estudo, foram coletados 234 espécimes, e destes, 14% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 86,87 mm – 170,73 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 88 machos e 104 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Amplamente distribuída em rios e bacias na América do Sul (FRICKE et al., 2021).

Figura 210: *Clarias gariepinus* (Burchell 1822) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Clariidae

Espécie: *Clarias gariepinus* (Burchell 1822)

Nome popular: Bagre-africano

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e coberto por pele lisa. A cabeça é grande e achatada. Os olhos são relativamente pequenos em relação ao comprimento da cabeça e estão localizados nas laterais da cabeça. Possui quatro pares de barbilhões, as nadadeiras dorsal e anal são muito longas e nadadeira caudal é

arredondada (VIEIRA et al., 2015; OTA et al., 2018). Possui uma estrutura chamada órgão arborescente, associados às brânquias, e que auxilia na respiração em ambientes com baixo teor de oxigênio, e é capaz de produzir muito muco para recobrir o corpo e que permitem seu deslocamento fora da água (DONNELLY, 1973). Em vida, o corpo é marrom escuro na região dorsal e esbranquiçado na região ventral.

DNA barcode: Apenas uma amostra dessa espécie foi sequenciada para o gene mitocondrial COI. Uma sequência do Bold proveniente do trabalho de SALES et al. (2018) foi adicionada às análises. A delimitação mostrou apenas uma linhagem dessa espécie ocorrendo no Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 170 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita fundos de rios e lagos (VIEIRA et al., 2015; BAUMGARTNER et al., 2012). Consegue sobreviver em águas com baixo teor de oxigênio, e é capaz de deslocar grandes distâncias fora da água (DONNELLY, 1973).

Hábito alimentar: Se alimenta de peixes, invertebrados e plantas (TEUGELS, 1986; BURGESS, 1989; VIEIRA et al., 2015). Devido o baixo número de estômagos avaliados, a espécie foi definida como onívora (TEUGELS, 1986; BURGESS, 1989; VIEIRA et al., 2015).

Reprodução: Se reproduz durante a estação chuvosa, entre os meses de julho e dezembro, além de apresentar cuidado parental (VIEIRA et al., 2015).

Grau de ameaça: Não se aplica.

Distribuição: Bacias na África e na Ásia Ocidental (VIEIRA et al., 2015; FRICKE et al., 2021). O primeiro registro desta espécie na bacia do Rio Doce foi feito por ALVES et al. (1999). Esta espécie foi coletada apenas na estação seca de 2019.

Figura 211: *Pimelodella lateristriga* (Lichtenstein 1823) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Heptapteridae

Espécie: *Pimelodella lateristriga* (Lichtenstein 1823)

Nome popular: Mandi-chorão, Mandizinho

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e coberto por pele fina e lisa. Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: espinho peitoral com sete a 13 serrilhas desenvolvidas na margem posterior, nadadeira anal com sete a 10 raios ramificados, nadadeira dorsal com mancha escura na base, uma faixa hialina mediana e uma mancha distal escurecida e uma faixa longitudinal escurecida do focinho até a margem orbital (SLOBODIAN, 2017). Em vida, o corpo possui coloração castanho claro ou marrom claro, com uma faixa longitudinal escura na região mediana do corpo (BUCKUP et al., 2014).

DNA barcode: Onze amostras de *Pimelodella lateristriga* foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Cinco sequências de *Pimelodella* sp. do trabalho de SALES et al., (2018) foram adicionadas ao banco de dados, e as análises mostraram as 11 sequências desse estudo agrupadas com as cinco de SALES et al., (2018) formando uma única linhagem dessa espécie na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 15 centímetros de comprimento (BUCKUP et al., 2014).

Habitat: Habita córregos de correnteza rápida a moderada, normalmente junto à vegetação (BOCKMANN, 2007; BUCKUP et al., 2014). Abundante no Ribeirão Palmas, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: Neste estudo, esta espécie apresentou um hábito alimentar insetívoro, ingerindo principalmente insetos de origem aquática (como Chironomidae e Ephemeroptera), secundariamente insetos de origem terrestre (como Coleoptera).

Reprodução: Essa espécie reproduz durante todo o ano, com pico reprodutivo durante a primavera e verão (setembro e dezembro). A fecundidade varia de 824 a 10333 ovócitos para peixes com 5,2 e 11,3 cm, respectivamente (MORAES et al., 2013). Neste estudo, foram coletados 69 espécimes, e destes, 20% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 30,09 mm – 70,53 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 28 machos e 24 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista das espécies ameaçadas.

Distribuição: Rios no Brasil e no Equador (FRICKE et al., 2021).

Figura 212: *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard 1824) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Heptapteridae

Espécie: *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard 1824)

Nome popular: Jundiá, Bagre

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e alongado, e coberto por pele fina e lisa. O espinho da nadadeira peitoral possui serrilhas nas duas margens, a nadadeira caudal possui os lobos arredondados, a nadadeira adiposa é longa e os barbilhões maxilares não ultrapassam a região do pedúnculo caudal (SILFVERGRIP, 1996). Em vida, o corpo é marrom ou acinzentado, e geralmente é possível observar uma faixa longitudinal escurecida na região mediana do corpo.

DNA barcode: Foram sequenciadas três amostras para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas nove sequências de *R. cf. quelen* e uma de *R. jequitinhonha* depositadas no Bold e também provenientes do Rio Doce. As análises delimitaram três linhagens ocorrendo no Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*), sendo duas delas compostas por sequências geradas neste trabalho e sequências do Bold, e a terceira composta apenas pela sequência de *R. jequitinhonha*.

Tamanho máximo: 47 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita diferentes tipos de ambientes, incluindo córregos de correnteza rápida a moderada, vivendo normalmente junto à vegetação (BUCKUP et al., 2014; VIEIRA et al., 2015). Os espécimes neste estudo foram coletados no Ribeirão São Pedro Frio, no município de Colatina-ES, e no Lago do Óleo, no município de Marilândia-ES.

Hábito alimentar: Onívoro e generalista, seus itens alimentares incluem peixes, crustáceos, insetos, restos vegetais e detritos orgânicos (GOMES et al., 2000; VIEIRA et al., 2015). Os espécimes coletados neste estudo ingeriram vegetais, insetos, camarão e peixes.

Reprodução: A desova é parcelada e ocorre ao longo de quase todo o ano, com picos entre os meses de outubro e janeiro (VIEIRA et al., 2015). Neste estudo, foram coletados 15 espécimes, e destes, 20%

eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 42,03 mm – 91,40 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 5 machos e 7 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Amplamente distribuída em rios e bacias na região sudeste do Brasil (FRICKE et al., 2021). Esta espécie foi coletada na primeira campanha seca de 2018 e depois, se tornou mais frequente na campanha chuvosa de 2021.

Figura 213: *Harttia loricariformis* Steindachner 1877 Cascudo-folha coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Loricariidae

Espécie: *Harttia loricariformis* Steindachner 1877

Nome popular: Cascudo-folha, Cascudo-baratinha

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo, coberto por placas ósseas e com estreitamento abrupto na região do pedúnculo caudal. Boca em forma de disco adesivo e na região ventral da cabeça. Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: 16 placas entre as nadadeiras dorsal e caudal, duas placas pré-anais grandes e trapezoidais, seguidas por três ou quatro placas menores e espinho dorsal rígido (LANGEANI, 2001; BUCKUP et al., 2014). Em vida, a coloração do corpo é castanho claro ou marrom claro, enquanto os jovens podem apresentar algumas faixas transversais mais escuras.

DNA barcode: Nenhuma amostra dessa espécie foi sequenciada para o gene COI.

Tamanho máximo: 15 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2014).

Habitat: Habita córregos e rios, vivendo em ambientes com fundo arenoso e rochoso (VIEIRA et al., 2014; THOMÉ et al., 2019). Neste estudo, foram coletados 27 espécimes em coletas exploratórias no Rio Pancas, no município de Colatina-ES e um espécime no Rio São João Grande, no município de Baixo Guandu-ES.

Hábito alimentar: Raspador de fundo (THOMÉ et al., 2019).

Reprodução: Se reproduz de setembro a fevereiro, os machos são maiores do que as fêmeas e cuidam da desova, sendo do tipo parcelada (MENEZES et al., 1998).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio Paraíba do Sul e rios costeiros no sul do Espírito Santo (VIEIRA et al., 2014; FRICKE et al., 2021).

Figura 214: *Hypostomus affinis* (Steindachner 1876) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Loricariidae

Espécie: *Hypostomus affinis* (Steindachner 1876)

Nome popular: Cascudo-pintado, Cascudo-manteiga

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado, mais largo e alto na região anterior e coberto por placas ósseas. Boca em forma de disco adesivo e na região ventral da cabeça. Possui quatro séries de quilhas e quatro sulcos longitudinais nas laterais do corpo (MAZZONI et al., 1994). Em vida, o padrão de coloração do corpo é caracterizado pela presença de pequenas pintas escuras e arredondadas e enegrecidas distribuídas ao longo de todo o corpo, incluindo a cabeça e as nadadeiras.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de 16 indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas cinco sequências depositadas no Bold, provenientes do Rio Doce. As análises delimitaram uma linhagem para a bacia incluindo todas as sequências analisadas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 43 centímetros de comprimento (COSTA et al., 2014).

Habitat: Habita locais de águas lênticas e lólicas, geralmente estão associados à ambientes rochosos e substratos arenosos. A boca é usada como uma ventosa para manter o animal fixo no substrato rochoso. Espécimes jovens preferem habitar águas rasas e se escondem em meio à vegetação aquática próxima às margens dos rios (MAZZONI et al., 1994; MENEZES et al., 2007; SOUZA, 2010; DUARTE et al., 2011).

Hábito alimentar: Hábito alimentar detritívoro. A espécie obtém a maior parte do seu alimento ao usar sua boca para raspar os biofilmes do substrato rochoso (DUARTE; ARAÚJO, 2000; MAZZONI et al., 2010; DUARTE et al., 2011). Neste estudo, esta espécie demonstrou ser detritívora, consumindo principalmente detrito (matéria orgânica altamente decomposta).

Reprodução: A reprodução ocorre durante todo o ano com picos durante as cheias. Atingem a maturidade sexual com aproximadamente 15 centímetros de comprimento padrão e não é possível observar dimorfismo sexual na espécie. A espécie é conhecida por possuir cuidado parental dos ovos (MAZZONI; CARAMASCHI, 1997b; SOUZA, 2010; DUARTE et al., 2011). Neste estudo, foram coletados 25 espécimes, e destes, 3 eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 17,75 mm – 231,21 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 16 machos e 6 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio Paraíba do Sul, Rio Doce e Rio Mucuri (FRICKE et al., 2021).

Figura 215: *Hypostomus luetkeni* (Steindachner 1876) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Loricariidae

Espécie: *Hypostomus luetkeni* (Steindachner 1876)

Nome popular: Cascudo

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado, mais largo e alto na região anterior e coberto por placas ósseas. Boca em forma de disco adesivo e na região ventral da cabeça. Não possui quilhas e sulcos longitudinais nas laterais do corpo (MAZZONI et al., 1994). Em vida, o padrão de coloração do corpo é caracterizado pela presença de pequenas manchas escurecidas e irregulares, mais evidentes na região superior da cabeça, em alguns indivíduos, estas manchas se fundem para formar pequenas vermiculações.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de quatro indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas sete sequências de *H. auroguttatus*, duas sequências de *Hypostomus* sp. baixadas do Bold e também provenientes do Rio Doce e todas as sequências de *H. affinis* neste estudo. As análises delimitaram apenas uma linhagem desta espécie, a qual incluiu também as sequências de *H. auroguttatus* e *Hypostomus* sp. (Material Suplementar A7DGS1, Figura 2).

Tamanho máximo: 25 centímetros de comprimento (FREITAS et al., 2017).

Habitat: Habita locais de águas lólicas, geralmente estão associados a ambientes rochosos. A boca é usada como uma ventosa para manter o animal fixo no substrato rochoso (MAZZONI et al., 1994; MAZZONI; CARAMASCHI, 1995; MENEZES et al., 2007; SOUZA, 2010).

Hábito alimentar: Hábito alimentar detritívoro. A espécie obtém a maior parte do seu alimento ao usar sua boca para raspar os biofilmes do substrato rochoso (MAZZONI et al., 1994; MAZZONI et al., 2010). Neste estudo, os espécimes analisados foram classificados como detritívoros, consumindo principalmente detrito (matéria orgânica altamente decomposta).

Reprodução: A reprodução ocorre durante todo o ano, com picos durante as cheias. Atingem a maturidade sexual com aproximadamente 12 centímetros de comprimento padrão, os machos e fêmeas adultos possuem tamanhos aproximados e não é possível observar dimorfismo sexual na espécie (MAZZONI; CARAMASCHI, 1995; MAZZONI; CARAMASCHI, 1997a; SOUZA, 2010). Neste estudo, foram coletados dois espécimes, sendo um imaturo e uma fêmea na estação chuvosa.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio Paraíba do Sul e tributários (FRICKE et al., 2021). Esta espécie foi de ocorrência rara (apenas 3 espécimes) e foi coletada até o final da estação seca do Ano 1.

Figura 216: *Loricariichthys castaneus* (Castelnau 1855) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Loricariidae

Espécie: *Loricariichthys castaneus* (Castelnau 1855)

Nome popular: Cascudo-viola

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado, mais estreito e baixo na região posterior e coberto por placas ósseas. Cabeça triangular em vista dorsal. Boca em forma de disco adesivo e na região ventral da cabeça. O lábio inferior possui um sulco longitudinal e mediano, dividindo o lábio inferior em duas almofadas labiais laterais e o abdome é coberto por três séries longitudinais de placas ósseas (REIS; PEREIRA, 2000). Em vida, o corpo é castanho escuro ou marrom claro, e as nadadeiras ligeiramente mais escurecidos do que o corpo.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de seis indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas cinco sequências depositadas no Bold e também provenientes do Rio Doce. As análises delimitaram uma linhagem para a bacia (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 39 centímetros de comprimento (MENDONÇA et al., 2015).

Habitat: Habita ambientes de águas lânticas, associados ao substrato arenoso e lamacento (RODRIGUES DA COSTA et al., 2013; VIEIRA et al., 2015).

Hábito alimentar: Os espécimes coletados neste estudo apresentaram hábito alimentar bentófago, consumindo proporções similares de detrito, insetos aquáticos de fundo e vegetal (já em decomposição).

Reprodução: A desova ocorre durante a maior parte do ano, com pico em agosto e setembro, e uma baixa em abril e maio (GOMES et al., 2011). Nos machos nupciais o lábio se torna mais protuberante e liso coberto por papilas que é utilizado proteger os ovos da predação (REIS; PEREIRA, 2000). Neste estudo, foram coletados 78 espécimes, e destes, 23% eram imaturos que apresentavam uma variação

no comprimento total de 19,87 mm – 238,6 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 27 machos e 33 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias costeiras no sudeste do Brasil, entre o sul de São Paulo e o norte do Espírito Santo, incluindo a bacia do Rio Paraíba do Sul (FRICKE et al., 2021).

Figura 217: *Parotocinclus maculicauda* (Steindachner 1877) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Loricariidae

Espécie: *Parotocinclus maculicauda* (Steindachner 1877)

Nome popular: Cascudinho

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo, mais largo e alto na região anterior e coberto por placas ósseas. Boca em forma de disco adesivo e na região ventral da cabeça. Possui três a cinco séries de placas grandes no abdome e 24 a 26 placas na série longitudinal e mediana do corpo. (GARAVELLO; BRITSKI, 2003). Em vida, o corpo é castanho escuro ou marrom claro, com manchas escurecidas na região dorsal e uma mancha mais escura na base da nadadeira caudal.

DNA barcode: Não foram geradas sequências do gene COI para essa espécie.

Tamanho máximo: 6 centímetros de comprimento (BELEI et al., 2014).

Habitat: Habita riachos e rios de águas claras (BELEI et al., 2014). Os espécimes neste estudo foram coletados no Ribeirão São Pedro Frio, no município de Colatina-ES.

Hábito alimentar: Detritívoro (BELEI et al., 2014)

Reprodução: A reprodução ocorre durante todo o período anual, com pico reprodutivo nos meses de novembro a janeiro, sendo de desova do tipo parcelado (LIMA; MAZZONI, 2009) e de fecundação externa (BELEI et al., 2014).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias costeiras entre os estados do Espírito Santo e Santa Catarina (FRICKE et al., 2021).

Figura 218: *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau 1855) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Loricariidae

Espécie: *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau 1855)

Nome popular: Acari

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado, mais largo e alto na região anterior e coberto por placas ósseas. Boca em forma de disco adesivo e na região ventral da cabeça. Possui quatro séries de quilhas longitudinais nas laterais do corpo e 11 a 13 raios ramificados na nadadeira dorsal (ARMBRUSTER; PAGE, 2006). Em vida, o corpo é quase totalmente escurecido na região dorsal, enquanto a região ventral é mais clara e coberta com manchas escuras e arredondadas, geralmente formando vermiculações grandes.

DNA barcode: Cinco sequências do gene COI foram geradas para essa espécie. As análises mostram apenas uma linhagem desse táxon ocorrendo na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*), no entanto, as sequências agruparam com sequências de *P. pardalis* baixadas do Genbank provenientes de localidades desconhecidas e da Colômbia e Peru.

Tamanho máximo: 49 centímetros de comprimento (JUMAWAN; SERONAY, 2017).

Habitat: Habita rios e lagos (QUEIROZ et al., 2013; LIMA et al., 2020). Consegue sobreviver em ambientes com baixo teor de oxigênio dissolvido e vários níveis de salinidade (CAPPS et al., 2011)

Hábito alimentar: Se alimenta de algas, pequenos organismos bentônicos e detritos (YOSSA, M. I; ARAÚJO-LIMA, 1998; SIMONOVIC et al., 2010). Asespécimes analisados neste estudo apresentaram alto consumo de detrito e matéria orgânica.

Reprodução: Se reproduz entre os meses de agosto a março (NASCIMENTO, 2004). O macho cuida dos ovos e das larvas (ARMBRUSTER, 1997). O estágio de maturidade gonadal é alcançado em 12,5 cm de comprimento padrão para machos e 13,0 cm para fêmeas. Esta espécie possui desova contínua e picos reprodutivos na estação chuvosa. O tamanho dos ovos pode atingir até 3,3 mm de diâmetro, sugerindo desova do tipo parcelada (SAMAT et al., 2016).

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio Amazonas (FRICKE et al., 2021).

Figura 219: *Pimelodus maculatus* (Lacepède 1803) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Pimelodidae

Espécie: *Pimelodus maculatus* (Lacepède 1803)

Nome popular: Mandi-açú, Mandi-amarelo

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente alongado e coberto por pele fina e lisa. Cabeça moderadamente grande e bastante ossificada. Possui três pares de barbilhões, sendo que os barbilhões maxilares não ultrapassam a base na nadadeira caudal nos espécimes com mais de 15 centímetros de comprimento. Em vida, o corpo é amarelado ou acinzentado, com três a cinco séries longitudinais de manchas escuras maiores do que olhos (BRITSKI et al., 1999; GARAVELLO; SHIBATTA, 2007).

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de cinco indivíduos para o gene mitocondrial COI. Ao banco de dados foram adicionadas duas sequências depositadas no Bold e também provenientes do Rio Doce e uma sequência de *Pimelodus* sp. desse estudo. As análises delimitaram apenas uma linhagem para a bacia a qual incluiu todas as sequências analisadas (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 51 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita riachos, rios e lagos (AGOSTINHO et al., 2003; RAMOS et al., 2011).

Hábito alimentar: Se alimenta, principalmente, de insetos, moluscos, pequenos peixes e vegetais (AGOSTINHO et al., 2003; VIEIRA et al., 2015). Os espécimes coletados neste estudo, apresentaram grande consumo de matéria orgânica, tanto de origem vegetal quanto animal, e um volume menor de ingestão de peixes. Porém, a matéria orgânica provavelmente refere-se a peixes e plantas de origem terrestre. Assim, a espécie pode ser classificada como onívora.

Reprodução: O período reprodutivo ocorre entre os meses de novembro e janeiro (VIEIRA et al., 2015). Embora esta espécie seja considerada um migrador de curta distância, ainda existem dúvidas e controvérsias sobre ela ser um migrador de longa distância (DEITOS et al., 2002; VONO et al., 2002; AGOSTINHO et al., 2003). Neste estudo, foram coletados 922 espécimes, e destes, 5% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 33,01 mm – 272,00 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 454 machos e 406 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias do Rio São Francisco e Rio Paraná (OTA et al., 2018; FRICKE et al., 2021). Um dos fatores responsáveis pela soltura intencional desta espécie, é fato dela ser importante para a pesca de subsistência e esportiva (PETRERE, 1989; FERREIRA et al., 1997).

Figura 220: *Lophiosilurus alexandri* (Steindachner 1876) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Pseudopimelodidae

Espécie: *Lophiosilurus alexandri* (Steindachner 1876)

Nome popular: Pacamã, Pacumã

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo, mais largo na região anterior e coberto por pele áspera e rugosa. A cabeça é muito achatada, com algumas cristas ósseas na região superior. A boca é relativamente grande e virada para cima posicionada superior. Em vida, o corpo é castanho ou marrom claro, e coberto por inúmeras pintas escuras na região dorsal e nas nadadeiras (BRITSKI et al., 1986; SATO; GODINHO, 1999).

DNA barcode: Foram sequenciadas três amostras para o gene mitocondrial COI. Três sequências baixadas do Genbank foram adicionadas às análises, e a delimitação mostrou apenas uma linhagem dessa espécie ocorrendo no Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 50 centímetros de comprimento (ASSEGA et al., 2016).

Habitat: Espécie sedentária, que habita os fundos dos rios, se enterrando nos fundos arenosos, de onde espreitam suas presas (CARDOSO et al., 1996; GODINHO, 2007; KITAGAWA et al., 2015; ASSEGA et al., 2016).

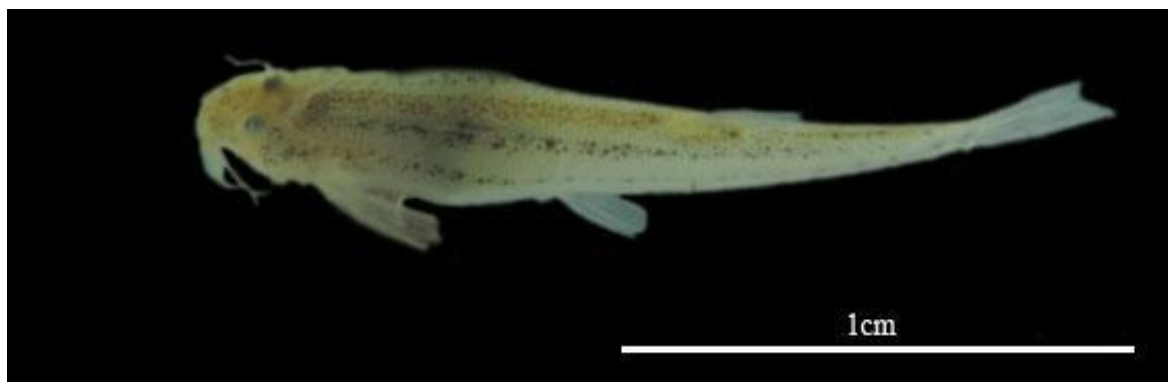
Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos peixes e invertebrados bentônicos (ALVES; LEAL, 2010; ASSEGA et al., 2016). Os espécimes avaliados neste estudo, ingeriram somente peixe.

Reprodução: A atividade reprodutiva acontece entre os meses de setembro e fevereiro. A fêmea constrói seus ninhos, nas regiões mais rasas, em forma de uma depressão circular nos fundos arenosos e os ovos depositados são protegidos pelo macho (SATO; GODINHO, 1999; GODINHO; GODINHO, 2003; ASSEGA et al., 2016).

Grau de ameaça: Classificada como vulnerável (VU) na lista de espécies ameaçadas. Atualmente, esta espécie enfrenta alto risco de extinção na bacia do Rio São Francisco, devido à atividade pesqueira intensa (BARBOSA; SOARES, 2009; ICMBIO, 2018).

Distribuição: Bacia do Rio São Francisco (FRICKE et al., 2021).

Figura 221: *Microcambeva jucuensis* Costa, Katz, Mattos & Rangel-Pereira 2019 coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Trichomycteridae

Espécie: *Microcambeva jucuensis* Costa, Katz, Mattos & Rangel-Pereira 2019

Nome popular: Cambeva, Cambevinha

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo, pouco achatado dorsoventralmente na região anterior, comprimido lateralmente na região posterior e coberto por pele fina e lisa. A cabeça é relativamente pequena, quase triangular e possui vários odontódeos no opérculo e no inter-opérculo. Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: 13 a 15 odontódeos no opérculo, oito a nove odontódeos no inter-opérculo, inter-opérculo robusto, com um processo anterior rudimentar, alargamento distal no processo posterior do osso autopalatino e uma ossificação autopalatina anterior fina e minúscula (COSTA et al., 2019). Em vida, o corpo é quase transparente, com algumas pequenas manchas formando listras pouco escurecidas e longitudinais nas laterais. As nadadeiras são hialinas, com pequeno acúmulo de cromatóforos escuros nas nadadeiras dorsal e caudal, formando pequenos pontos escuros. Após a fixação, o corpo é quase totalmente cinza-amarelado, mas alguns cromatóforos ainda são visíveis nas laterais.

DNA barcode: Uma amostra dessa espécie foi sequenciada para o gene mitocondrial COI, e a mesma agrupou com duas sequências de *Trichomycterus* aff. *alternatus* do trabalho de SALES et al., (2018). Mais amostras são necessárias para uma correta identificação das espécies (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 3 centímetros de comprimento (COSTA et al., 2019).

Habitat: Habita riachos de águas claras, com profundidade em torno de 50 centímetros, onde nadam sobre o substrato arenoso (COSTA et al., 2019). O único espécime neste estudo, foi coletado na calha principal do Rio Doce, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: Sem informações na literatura.

Reprodução: Sem informações na literatura.

Categoria: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Rio Jucu, no estado do Espírito Santo (COSTA et al., 2019; FRICKE et al., 2021). Já tinha sido indicada para o Baixo Rio Doce (VIEIRA, 2010).

Figura 222: *Trichomycterus* aff. *alternatus* (Eigenmann 1917) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Trichomycteridae

Espécie: *Trichomycterus* aff. *alternatus* (Eigenmann 1917)

Nome popular: Cambeva, Bagrinho-das-pedras

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e coberto por pele fina e lisa. A cabeça é relativamente pequena, quase triangular e possui vários odontódeos no opérculo e no inter-opérculo. O primeiro raio da nadadeira peitoral é

prolongado na forma de filamento (VIEIRA et al., 2015). Em vida, o corpo é castanho escuro ou marrom claro, com grandes manchas escuras e alongadas, formando várias faixas longitudinais interrompidas (VIANNA, 2004; LEZAMA et al., 2012; REIS; PINNA, 2019).

DNA barcode: Não foram sequenciadas amostras para o gene mitocondrial COI.

Tamanho máximo: 8 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita córregos e riachos de águas claras, geralmente, estão associados ao substrato rochoso e arenoso (VIEIRA et al., 2015; REIS; PINNA, 2019). O único espécime neste estudo foi coletado na calha principal do Rio Doce, no município de Marilândia-ES.

Hábito alimentar: Como observado na maioria das espécies deste gênero, provavelmente, esta espécie se alimenta de invertebrados aquáticos e terrestres, que caem na água ou são levados ao curso d'água durante as chuvas (ANDRADE, 2004; VIEIRA et al., 2015). O único espécime coletado neste estudo ingeriu grande proporção de escamas, mas isso ainda não é suficiente para determinar o hábito alimentar da espécie.

Reprodução: Neste estudo, foi coletado um espécime fêmea na estação seca.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Rios costeiros no sudeste do Brasil, nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro (FRICKE et al., 2021).

Figura 223: *Trichomycterus immaculatus* (Eigenmann & Eigenmann 1889) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Siluriformes

Família: Trichomycteridae

Espécie: *Trichomycterus immaculatus* (Eigenmann & Eigenmann 1889)

Nome popular: Cambeva

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo relativamente baixo e coberto por pele fina e lisa. A cabeça é relativamente pequena, quase triangular e possui vários odontódeos no opérculo e no inter-opérculo. O primeiro raio da nadadeira peitoral é prolongado na forma de filamento. Esta espécie difere das outras espécies do gênero pela combinação dos seguintes caracteres morfológicos: corpo totalmente sem manchas ou máculas, nadadeira peitoral possui oito raios ramificados e o primeiro raio é prolongado como um filamento, possui oito raios nas membranas branquiostegais, 22 a 30 odontódeos no opérculo, 69 a 70 odontódeos no inter-opérculo e ausência de espaço entre as bases das nadadeiras pélvicas (REIS et al., 2020). Em vida, o corpo é quase totalmente castanho escuro ou marrom escuro, sendo um pouco mais claro na região ventral.

DNA barcode: Quatro amostras dessa espécie foram sequenciadas para o gene mitocondrial COI. Cinco sequências do trabalho de SALES et al., (2018) identificadas como *Trichomycterus* aff. *immaculatus*, foram baixadas do Bold e adicionadas ao banco de dados. As análises delimitaram duas linhagens dessa espécie uma delas incluindo três amostras geradas nesse estudo mais quatro amostras de *Trichomycterus* aff. *immaculatus* e uma identificada apenas como *Trichomycterus* sp. do trabalho de SALES et al., (2018). A segunda linhagem incluiu uma sequência gerada nesse estudo mais duas sequências de *T. cf. brasiliensis* e duas sequências de *Trichomycterus* sp. de SALES et al., (2018) (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 2*).

Tamanho máximo: 9,3 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita ambientes lóticos de rios e córregos, vivendo associados a fundos arenosos e rochosos (VIEIRA et al., 2015). Os espécimes neste estudo foram coletados somente no Ribeirão São Pedro Frio, no município de Colatina-ES.

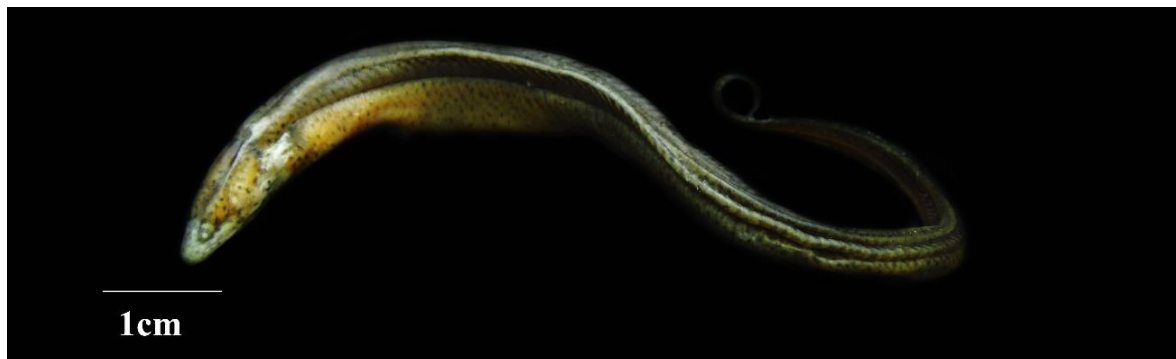
Hábito alimentar: Se alimenta, principalmente, de larvas e ninfas aquáticas de insetos (VIEIRA et al., 2015). Neste estudo, os espécimes analisados foram classificados como insetívoro aquático.

Reprodução: Neste estudo, foram coletados 56 espécimes. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados 31 machos e 21 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacia do Paraíba do Sul, nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro (FRICKE et al., 2021).

Figura 224: *Synbranchus marmoratus* (Bloch 1795) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Synbranchiformes

Família: Synbranchidae

Espécie: *Synbranchus marmoratus* (Bloch 1795)

Nome popular: Mussum, Enguia-d'água-doce

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo muito alongado, quase cilíndrico e coberto por pele fina e lisa. Possui apenas uma única abertura branquial, que está localizada na região ventral da cabeça. Não possui nadadeiras peitorais, pélvicas e anal, enquanto as nadadeiras dorsal e anal são rudimentares (MALABARBA et al., 2013). Em vida, o corpo é castanho escuro ou marrom escuro, com inúmeras manchas formando um padrão de coloração marmoreado.

A respiração é feita através de uma única abertura branquial localizada na porção ventral da cabeça, e são classificados como respiradores aéreos facultativos, podendo fazer suas trocas gasosas pela garganta que é altamente vascularizada (MALABARBA et al., 2013). Nos túneis e galerias onde habitam são encontrados ninhos com ovos e larvas em desenvolvimento, que são cuidados pelo macho que faz o cuidado parental (MALABARBA et al., 2013).

DNA barcode: Não foram sequenciadas amostras para o gene mitocondrial COI.

Tamanho máximo: 150 centímetros de comprimento (VIEIRA et al., 2015).

Habitat: Habita riachos, rios, lagoas, lagos e áreas alagadas, como banhados (MALABARBA et al., 2013). Podem ser encontrados nas margens de corpos d'água, em ambientes com vegetação, onde vivem entocados em túneis e galerias (MALABARBA et al., 2013). Consegue sobreviver em ambientes com pouco oxigênio dissolvido e durante longos períodos de seca, após envolver o corpo com muco e lodo (MALABARBA et al., 2013; VIEIRA et al., 2015). O único espécime neste estudo foi coletado no Ribeirão Palmas, no município de Linhares-ES.

Hábito alimentar: Se alimenta de insetos aquáticos e pequenos peixes (MALABARBA et al., 2013). O único espécime analisado neste estudo ingeriu peixe (Characiformes).

Reprodução: A maturação sexual nas fêmeas ocorre antes dos machos, e os machos podem ser classificados em dois tipos: os machos primários, que se desenvolvem a partir dos ovos e os secundários, que se originam por reversão sexual das fêmeas, portanto é uma espécie hermafrodita (LO NOSTRO; GUERRERO, 1996; MALABARBA et al., 2013). Neste estudo, foi coletado apenas um espécime imaturo.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Bacias nas Américas Central e do Sul, do Sul do México até o Norte da Argentina (FRICKE et al., 2021). Pouco frequente no Baixo Rio Doce, foi coletado apenas um espécime na primeira campanha chuvosa.

Figura 225: *Microphis lineatus* (Kaup 1856) coletado durante as expedições de coleta do Anexo 7 Dulcícola. O exemplar encontra-se tombado na coleção MZUFV.



Ordem: Syngnathiformes

Família: Syngnathidae

Espécie: *Microphis lineatus* (Kaup 1856)

Nome popular: Peixe-cachimbo, Peixe-graveto

Características gerais (descrição: forma do corpo, coloração fixado e/ou em vida): Corpo muito alongado e fino (semelhante a um graveto), e coberto por anéis ósseos. O focinho é relativamente longo e a boca é muito pequena e virada para cima. Os machos possuem uma bolsa incubadora localizada no abdome (VIEIRA et al., 2014). Em vida, o corpo é quase totalmente marrom escuro, com uma faixa longitudinal escura na cabeça, passando pela região dos olhos.

DNA barcode: Foram sequenciadas amostras de três indivíduos para o gene mitocondrial COI. As análises delimitaram apenas uma linhagem desta espécie ocorrendo na bacia do Rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*).

Tamanho máximo: 10 centímetros de comprimento (MORITZ et al., 2017).

Habitat: Habita regiões estuarinas e baixo curso de rios (FERRARIS, 2003a; VIEIRA et al., 2014).

Hábito alimentar: Se alimenta de pequenos crustáceos (VIEIRA et al., 2014). Neste estudo, apenas um dos 14 espécimes analisados ingeriu grande volume de peixe, porém, esse dado deve ser

interpretado como um item ocasional, e esta espécie apresentou hábito alimentar insetívoro aquático ingerindo principalmente imaturos de Ephemeroptera. Apesar disso, a espécie foi classificada como carnívora (FRIAS-TORRES, 2004).

Reprodução: Os machos armazenam os ovos fertilizados na bolsa incubadora (WILSON, 2003; VIEIRA et al., 2014). Neste estudo, foram coletados 36 espécimes, e destes, 5% eram imaturos que apresentavam uma variação no comprimento total de 92,96 mm a 94,06 mm. Dentre os espécimes em atividade reprodutiva, foram encontrados oito machos e 26 fêmeas.

Grau de ameaça: Não está na lista de espécies ameaçadas.

Distribuição: Oceano Atlântico Ocidental, do Texas (EUA) até sul do Brasil (FRICKE et al., 2021).

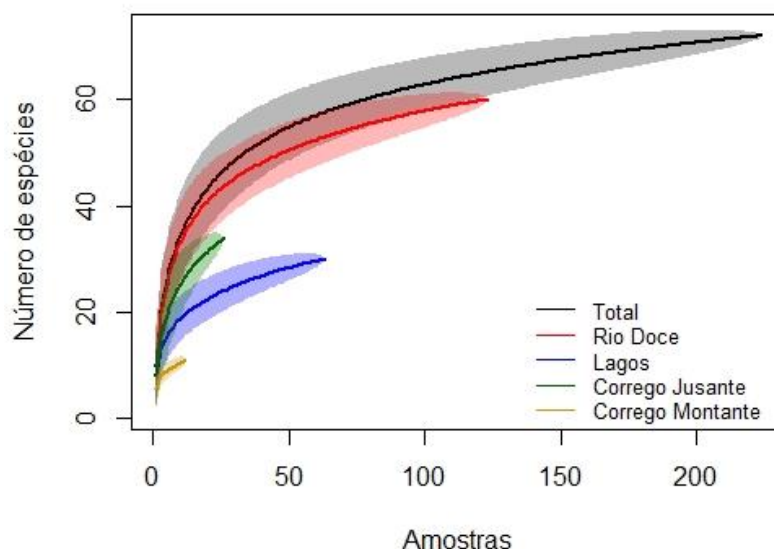
3.3.2 Composição e estrutura da comunidade de ictiofauna

3.3.2.1 Estimadores de riqueza, índices de diversidade e dissimilaridade (diversidade beta taxonômica)

Curva do coletor, rarefação e estimadores de riqueza

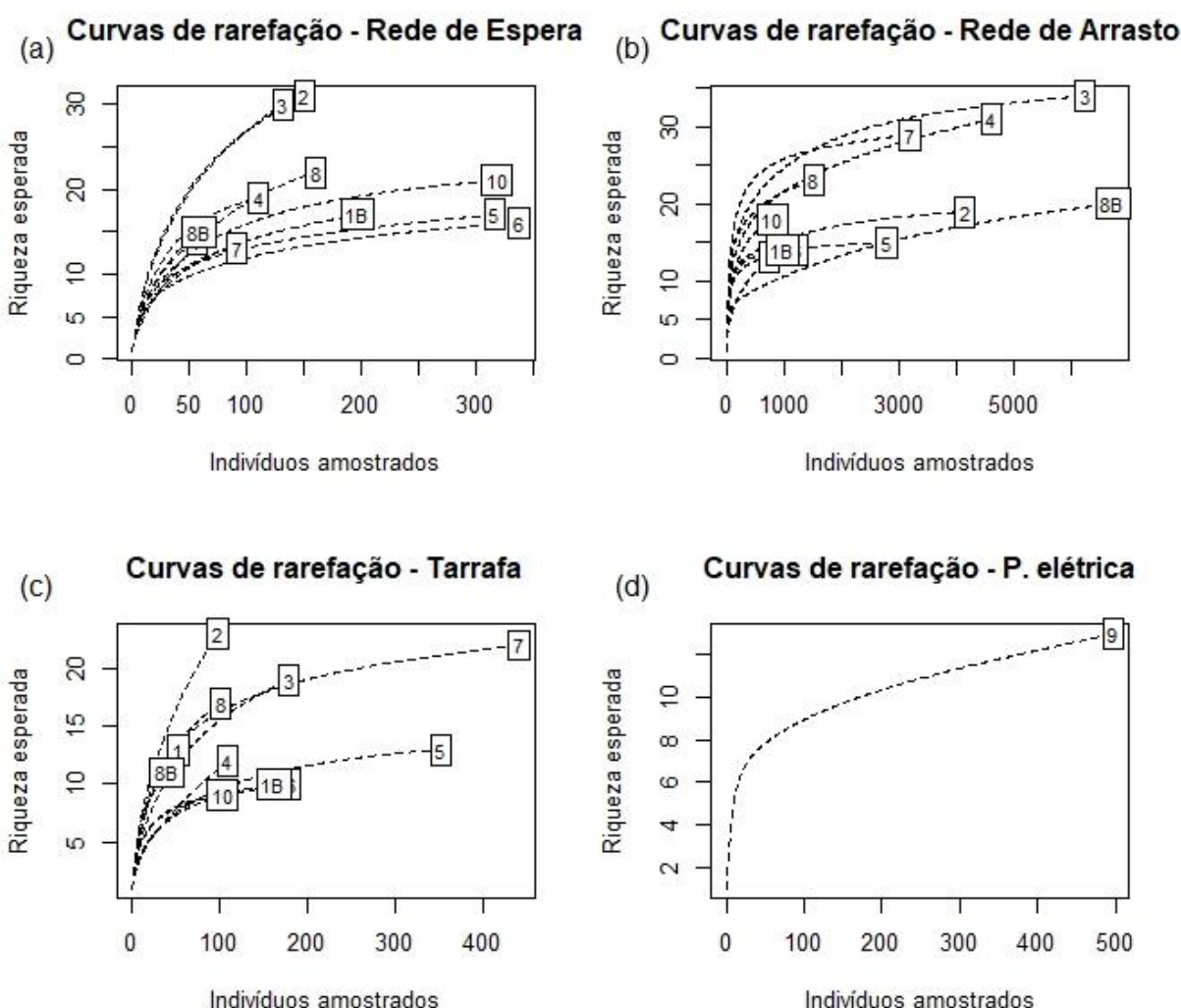
A análise da curva do coletor indica que a amostragem, considerando os ambientes da calha do Rio Doce, lagos e córregos, está sendo direcionada para a suficiência amostral com uma aparente estabilização da curva com base na presença de espécies observada nos pontos de monitoramento (intervalo de confiança de 95%; Figura 226). Esta tendência de estabilização não é tão aparente quando se avalia a curva para cada ambiente separadamente, onde se observa que ainda é esperado encontrar mais espécies, especialmente no córrego das Palmas (ponto 07) situado mais a jusante da área de monitoramento (Figura 226).

Figura 226: Curva do coletor de espécies amostradas ao longo do monitoramento (linha preta) e por ambiente para a ictiofauna amostrada no Baixo Rio Doce durante o PMBA/Fest-RRDM. Intervalo de confiança de 95%.



Quando se avalia as curvas de rarefação considerando o número de indivíduos amostrados em cada ponto de monitoramento, observa-se que em geral, os pontos da calha possuem maior riqueza de espécies para um mesmo número de indivíduos amostrados (Figura 227). Especialmente para as assembleias que são amostradas com rede de espera, onde é esperada uma maior riqueza de espécies nos pontos da calha (ponto 2, 3, 4 e 8; cujas curvas de rarefação se encontram acima das demais) para um mesmo número de indivíduos amostrados em comparação com os demais pontos de monitoramento (Figura 227 a). Em outras palavras, para cada 100 indivíduos amostrados com rede de espera é esperada uma maior riqueza de espécies para os pontos 2, 3 (aproximadamente 30 espécies) em comparação com os demais pontos monitorados.

Figura 227: Curvas de rarefação de ictiofauna considerando o número de indivíduos amostrados com cada petrecho de pesca utilizado. (a) rede de espera, (b) rede de arrasto, (c) tarrafa, (d) pesca elétrica.



A avaliação dos estimadores de riqueza Chao, Chao2, Jackknife1, Jackknife2 e Bootstrap, indica a possibilidade de se encontrar mais espécies, caso o esforço amostral seja maior, e mostra tendência maior de estabilização da curva em uma assíntota quando os ambientes da calha e lagos do Baixo Rio Doce são considerados (Figura 228).

Figura 228: Estimadores de riqueza Chao (azul), Chao2 (verde), Jackknife1 (vermelho), Jackknife2 (amarelo) e Bootstrap (cinza), e riqueza observada (preto) para os ambientes calha do Rio Doce (a, c, e), lagos (b, d, f), córrego localizado à jusante da área de monitoramento (g, h, i) e córrego localizado à montante (j). Os estimadores são apresentados separadamente para cada petrecho de pesca: rede de arrasto (a, b, g), rede de espera (c, d, h), tarrafa (e, f, i) e pesca elétrica (j).

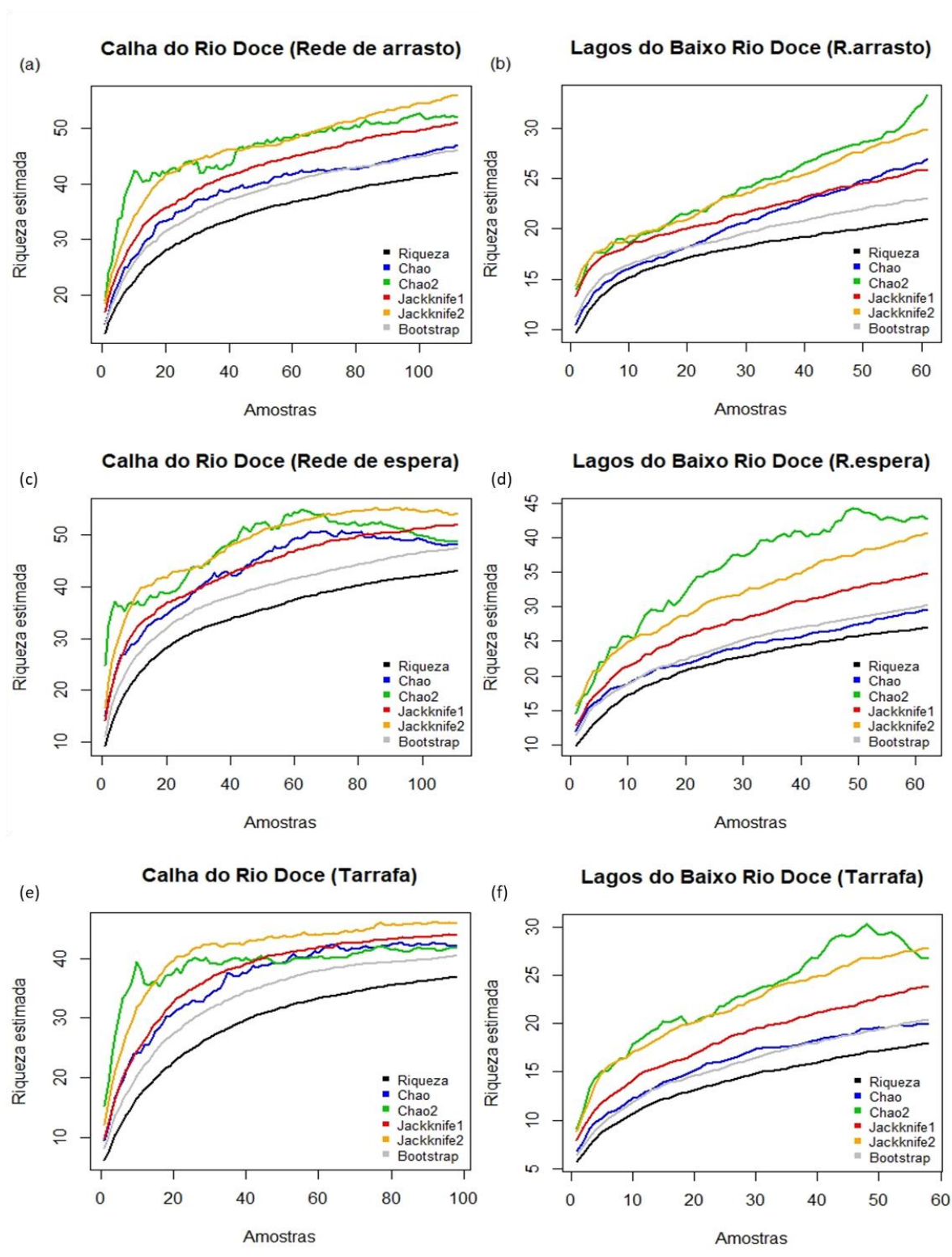
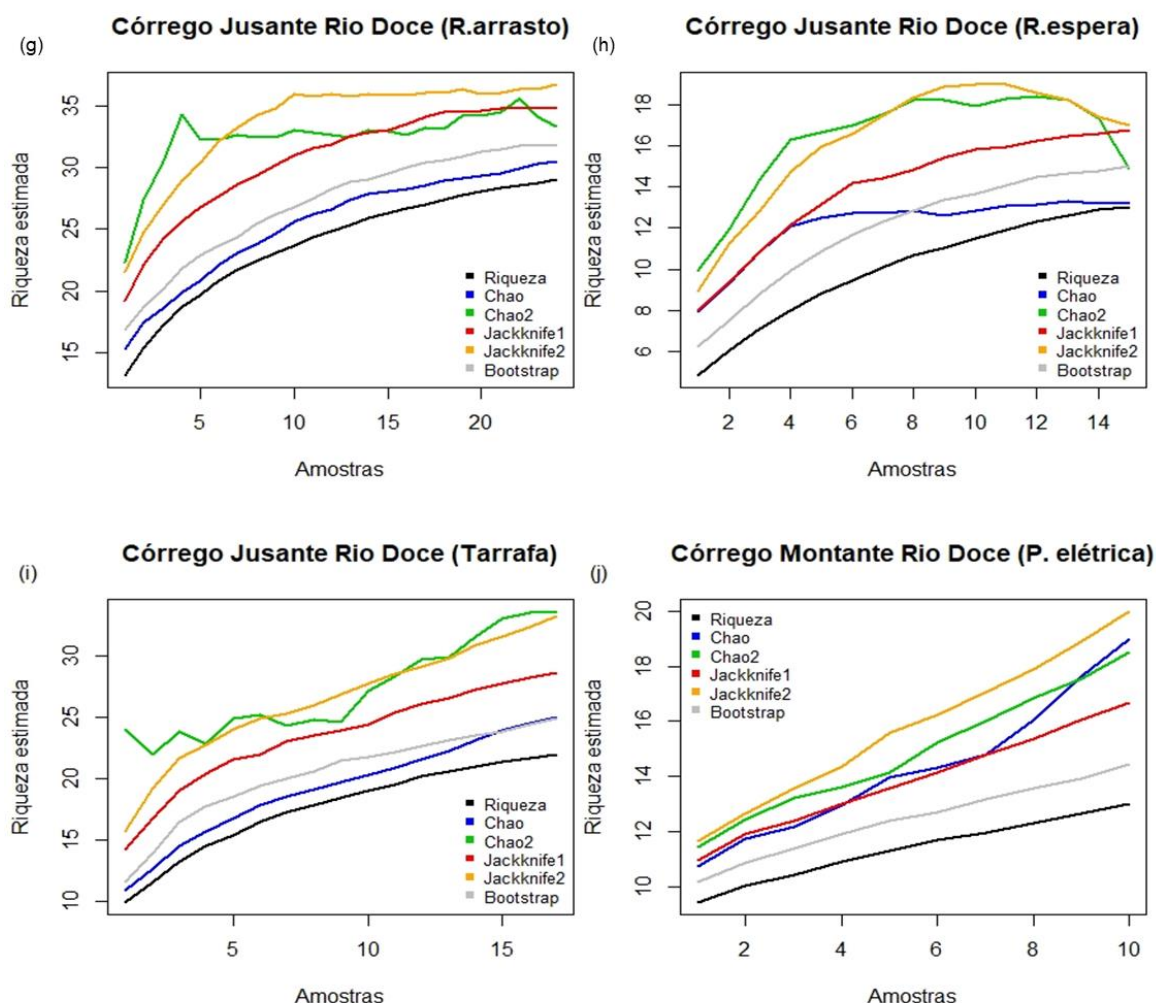


Figura 228: Continuação.



Índices descritores da comunidade de ictiofauna

Os índices descritores da comunidade, riqueza de espécies, abundância, biomassa, índice Shannon, Simpson (Dominância) e equitabilidade, foram calculados para cada ponto dentro de cada período sazonal e considerando cada petrecho de pesca individualmente. Valores mínimos, máximos e médios de cada um destes indicadores para cada período sazonal são apresentados na Tabela 27.

A avaliação dos descritores mostra que, apesar da abundância amostrada com rede de arrasto ser muito maior do que a amostrada com rede de espera, não houve muita diferença entre as médias dos índices de Shannon (sensível a mudanças nas espécies raras) e Simpson (sensível a mudanças nas espécies mais abundantes) calculados para esses petrechos em cada período sazonal na calha (Tabela 27). Por outro lado, a média do índice de equitabilidade foi maior quando considerada as amostragens com rede de espera e tarrafa. Esse resultado é coerente com o esperado para este índice, visto que o valor máximo do índice de equitabilidade ($E = 1$) indica uma situação onde todas as espécies teriam o mesmo número de indivíduos e haveria uma ausência de dominância. Amostragens com rede de

arrasto tendem a capturar cardumes de algumas espécies e assim há uma maior desigualdade na abundância das espécies diminuindo a sua equitabilidade. Para os lagos, padrão similar é observado, no entanto, os índices tendem a ser um pouco maiores quando as amostragens são realizadas com rede de espera. Valores zero de diversidade de Shannon e de Simpson foram encontrados em alguns períodos sazonais com determinadas artes de pesca (Tabela 27). Estes valores zero referem-se a pontos de monitoramento onde apenas um indivíduo da mesma espécie foi capturado nas campanhas dentro de um mesmo período sazonal. De forma equivalente, nestes mesmos pontos, o índice de equitabilidade foi máximo ($E = 1$). Em geral, tanto para o ambiente calha como para o ambiente lagos, as menores médias para os índices são observadas no Período Seco 2021 e/ou Período chuvoso 2020/2021 (Tabela 27). Para o córrego amostrado mais à jusante (Ponto 7 – córrego das Palmas) os maiores valores são observados quando se considera as amostragens com rede de arrasto e menores valores para os índices de Shannon, Simpson e equitabilidade são observados nos Períodos seco 2019 e seco 2021 (Tabela 27). Para o córrego amostrado mais à montante (Ponto 9 – São Pedro Frio) não foram observadas diferenças entre os períodos sazonais. As médias dos índices de Shannon, Simpson e equitabilidade foram altas em todos os períodos sazonais avaliados, sendo o Período chuvoso 2020/2021 com valores médios um pouco maiores (Tabela 28).

Tabela 27: Valores mínimos, máximos e médios dos índices descritores da comunidade de ictiofauna do Baixo Rio Doce considerando os pontos monitorados em cada período sazonal. Valores são apresentados por ambiente (Calha, lagos e córregos) e por petrecho de pesca utilizado (rede de arrasto, rede de espera e tarrafa).

Índice		Chuvoso 18/19	Seco 19	Chuvoso 19/20	Chuvoso 20/21	Seco 21	Chuvoso 18/19	Seco 19	Chuvoso 19/20	Chuvoso 20/21	Seco 21	Chuvoso 18/19	Seco 19	Chuvoso 19/20	Chuvoso 20/21	Seco 21
Calha		Rede de Arrasto					Rede de Espera					Tarrafa				
Riqueza (Nº espécies)	Min	2	4	4	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Max	19	13	14	10	10	11	7	10	8	7	6	8	7	5	3
	Media	8.89	7.40	8.08	5.98	6.05	3.49	3.97	4.60	2.87	2.80	3.03	3.34	2.80	2.03	1.45
Abundância	Min	10	65	83	35	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Max	1984	2167	2044	369	1299	25	49	41	45	21	65	31	38	23	9
	Media	508.20	669.77	518.46	179.93	279.38	5.88	9.97	11.20	6.70	5.60	14.82	7.71	11.12	5.20	3.95
Biomassa (kg)	Min	0.03	0.03	0.09	0.01	0.00	0.01	0.07	0.16	0.05	0.06	0.01	0.001	0.02	0.02	0.01
	Max	1.17	1.94	0.85	0.58	0.73	2.95	11.02	6.41	14.95	3.36	3.67	3.29	1.58	3.26	3.58
	Media	0.35	0.38	0.29	0.15	0.18	0.84	2.08	1.94	2.24	0.75	0.79	0.44	0.38	0.75	0.59
Shannon	Min	0.30	0.02	0.43	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Max	1.92	2.01	1.72	1.42	2.07	1.91	1.91	2.22	1.91	1.61	1.54	1.67	1.48	1.34	1.08
	Media	1.18	1.03	1.19	0.98	1.07	0.95	1.05	1.21	0.71	0.80	0.72	0.94	0.63	0.39	0.29
Simpson (Dominância)	Min	0.14	0.01	0.17	0.09	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Max	0.82	0.83	0.77	0.71	0.86	0.83	0.84	0.89	0.83	0.80	0.75	0.80	0.70	0.68	0.65
	Media	0.55	0.49	0.60	0.50	0.53	0.53	0.55	0.62	0.40	0.46	0.39	0.52	0.35	0.21	0.18
Equitabilidade	Min	0.21	0.02	0.19	0.14	0.16	0.60	0.21	0.57	0.69	0.28	0.38	0.56	0.26	0.54	0.50
	Max	0.89	0.80	0.97	0.86	0.90	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
	Media	0.59	0.51	0.61	0.57	0.61	0.91	0.82	0.89	0.91	0.86	0.74	0.88	0.74	0.82	0.86
Lagos		Rede de Arrasto					Rede de Espera					Tarrafa				
Riqueza (Nº espécies)	Min	6	2	2	1	1	3	3	3	4	1	1	2	1	2	1
	Max	10	8	9	6	7	8	8	9	11	10	6	6	5	5	4
	Media	8	6	6	4	4	5.17	5.08	5.83	6.44	4.72	3.50	3.46	2.83	3.11	2.11

Índice		Chuvoso 18/19	Seco 19	Chuvoso 19/20	Chuvoso 20/21	Seco 21	Chuvoso 18/19	Seco 19	Chuvoso 19/20	Chuvoso 20/21	Seco 21	Chuvoso 18/19	Seco 19	Chuvoso 19/20	Chuvoso 20/21	Seco 21
Abundância	Min	30	24	24	4	4	6	4	3	5	2	1	2	1	3	1
	Max	780	538	240	156	116	50	17	50	40	45	30	40	26	40	12
	Media	203	183	128	72	40	19.42	11.83	15.92	16.89	19.06	15.03	14.50	11.00	10.67	5.06
Biomassa (kg)	Min	0.08	0.00	0.02	0.00	0.02	0.41	0.39	0.17	0.45	0.22	0.02	0.118	0.19	0.19	0.02
	Max	1.19	0.46	0.63	0.39	0.47	6.98	2.20	6.66	7.93	3.86	1.56	1.77	1.39	1.46	1.11
	Media	0.37	0.17	0.24	0.15	0.12	1.85	1.07	2.52	2.99	1.53	0.58	0.71	0.54	0.65	0.40
Shannon	Min	0.51	0.46	0.21	0	0	0.76	0.92	1.10	1.21	0.00	0.00	0.43	0.00	0.38	0.00
	Max	1.79	1.66	1.36	1.23	1.61	1.95	1.84	1.91	2.12	1.84	1.50	1.37	1.27	1.52	1.19
	Media	1.15	1.17	0.86	0.56	0.83	1.30	1.43	1.53	1.59	1.12	0.95	0.91	0.75	0.86	0.54
Simpson (Dominância)	Min	0.21	0.23	0.08	0	0	0.40	0.55	0.59	0.66	0.00	0.00	0.26	0.00	0.22	0.00
	Max	0.77	0.8	0.61	0.57	0.76	0.84	0.82	0.84	0.85	0.82	0.72	0.67	0.69	0.77	0.67
	Media	0.52	0.58	0.42	0.29	0.45	0.65	0.72	0.73	0.75	0.57	0.54	0.53	0.43	0.49	0.33
Equitabilidade	Min	0.29	0.42	0.15	0.23	0.23	0.46	0.84	0.79	0.48	0.48	0.71	0.62	0.32	0.36	0.41
	Max	0.79	0.93	0.67	0.72	0.95	0.94	1.00	1.00	0.97	0.97	1.00	1.00	0.95	1.00	1.00
	Media	0.57	0.68	0.51	0.49	0.67	0.81	0.91	0.89	0.90	0.79	0.84	0.83	0.78	0.79	0.80
Córrego J (P07)		Rede de Arrasto					Rede de Espera					Tarrafa				
Riqueza (Nº espécies)	Min	4	5	4	6	5	1	1	1	1	1	1	2	4	2	1
	Max	11	12	12	10	11	4	5	3	1	4	5	12	8	6	6
	Media	8.17	7.33	6.50	7.50	6.67	1.83	3.00	2.00	1.00	2.25	2.83	5.40	5.33	4.00	3.33
Abundância	Min	86	29	22	80	61	1	1	1	1	1	5	3	11	2	1
	Max	640	385	278	477	229	14	10	4	1	19	36	143	71	6	20
	Media	210.33	156.50	96.25	256.50	132.17	4.50	5.33	2.33	1.00	10.25	17.00	60.60	32.67	4.00	11.33
Biomassa (kg)	Min	0.38	0.08	0.04	0.01	0.02	0.04	0.15	0.01	0.03	0.02	0.05	0.06	0.10	0.02	0.01
	Max	1.39	0.58	0.45	2.94	0.69	0.72	1.18	0.17	0.03	0.34	0.50	5.28	2.07	0.08	0.29
	Media	0.64	0.27	0.19	0.93	0.21	0.30	0.58	0.11	0.03	0.17	0.33	2.91	0.81	0.05	0.17

Índice		Chuvoso 18/19	Seco 19	Chuvoso 19/20	Chuvoso 20/21	Seco 21	Chuvoso 18/19	Seco 19	Chuvoso 19/20	Chuvoso 20/21	Seco 21	Chuvoso 18/19	Seco 19	Chuvoso 19/20	Chuvoso 20/21	Seco 21
Shannon	Min	0.95	0.47	0.80	0.83	0.19	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.64	1.06	0.69	0.00
	Max	1.70	1.96	2.08	1.47	1.65	1.12	1.61	1.04	0.00	1.15	1.41	1.73	1.70	1.79	1.56
	Media	1.43	1.13	1.35	1.21	0.75	0.31	0.84	0.58	0.00	0.51	0.76	1.09	1.37	1.24	0.75
Simpson (Dominância)	Min	0.52	0.22	0.52	0.38	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.44	0.60	0.50	0.00
	Max	0.79	0.80	0.84	0.70	0.68	0.60	0.80	0.63	0.00	0.61	0.72	0.74	0.80	0.83	0.75
	Media	0.66	0.50	0.67	0.58	0.32	0.17	0.45	0.38	0.00	0.29	0.43	0.59	0.71	0.67	0.38
Equitabilidade	Min	0.59	0.29	0.57	0.46	0.11	0.67	0.82	0.95	0.00	0.82	0.37	0.63	0.77	1.00	0.63
	Max	0.81	0.82	0.84	0.71	0.69	0.81	1.00	1.00	0.00	0.83	0.96	0.92	0.97	1.00	0.87
	Media	0.70	0.57	0.75	0.60	0.38	0.74	0.91	0.97	0.00	0.82	0.80	0.81	0.85	1.00	0.75

Tabela 28: Valores mínimos, máximos e médios dos índices descritores da comunidade de ictiofauna do Baixo Rio Doce considerando o córrego São Pedro Frio (ponto 09 situado à montante de uma drenagem do Rio Doce).

Índice		Chuvoso 19/20	Chuvoso 20/21	Seco 21
Riqueza (Nº espécies)	Min	6	5	5
	Max	8	8	8
	Media	7	6.33	6.67
Abundância	Min	44	10	17
	Max	102	65	66
	Media	66.67	35.33	39.50
Biomassa (kg)	Min	0.20	0.03	0.05
	Max	0.49	0.47	0.25
	Media	0.30	0.22	0.13
Shannon	Min	1.39	1.47	1.36
	Max	1.62	1.80	1.82
	Media	1.52	1.60	1.56
Simpson (Dominância)	Min	0.63	0.74	0.62
	Max	0.78	0.79	0.81
	Media	0.71	0.76	0.73
Equitabilidade	Min	0.67	0.86	0.67
	Max	0.91	0.91	0.91
	Media	0.79	0.88	0.83

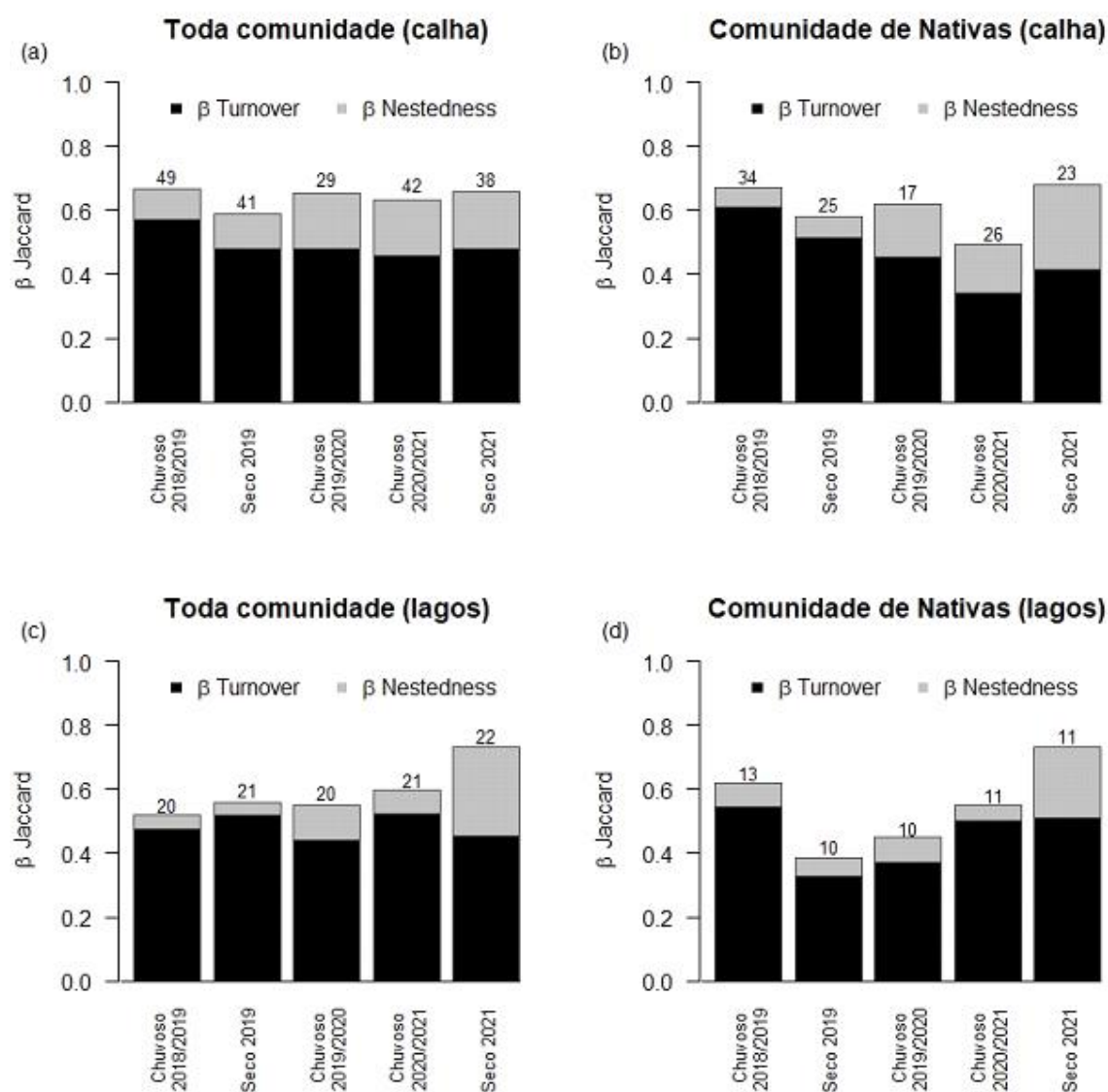
Dissimilaridades na comunidade

A dissimilaridade entre as comunidades amostradas em cada período sazonal foi avaliada com o índice Jaccard por meio da avaliação de diversidade beta taxonômica. Na metodologia utilizada, a dissimilaridade de Jaccard é considerada a diversidade beta total e ela pode ser particionada entre o componente de Turnover (que representa a substituição de espécies entre duas amostras) e o componente de Nestedness-resultant (que nessa abordagem, é fração da diversidade beta total que não é explicada pelo componente de turnover, BASELGA, 2012).

Os resultados mostram que a diversidade beta total em cada período sazonal é constante ao longo do monitoramento para o ambiente calha e, para o ambiente lagos, ela teve um pequeno aumento no Período seco 2021 (Figura 229 a, c). Quando se considera apenas a comunidade de nativas na calha do Rio Doce, observamos um leve declínio na beta diversidade taxonômica do Período chuvoso 2018/2019 até o Período chuvoso 2020/2021, no entanto, no Período seco 2021 ela volta a subir mesmo com uma diminuição no número de espécies (Figura 229 b). Esse aumento na beta diversidade de nativas é relacionado com o aumento do componente Nestedness-resultant da diversidade e significa que espécies que antes eram coletadas com frequência (espécies comuns) estão sendo perdidas ou suas amostragens estão sendo reduzidas. Esse é o caso da espécie de Robalo *Centropomus parallelus*, espécie registrada em praticamente todas as campanhas nos Período

chuvoso 2018/2019, Período seco 2019 e pouco amostrada no Período chuvoso 2019/2020 e Seco 2021. Nos lagos, também se observou um aumento da diversidade beta taxonômica e da mesma forma como ocorreu na calha, o aumento no Período seco 2021 considerando apenas as espécies nativas, também foi expressivo e relacionado ao aumento do componente Nestedness-resultant (Figura 229 d).

Figura 229: Beta diversidade taxonômica entre as amostragens de ictiofauna em cada período sazonal. Acima das barras estão as indicações do número de espécies capturadas em cada período.



3.3.2.2 Avaliação temporal da Ictiofauna da Calha do Baixo Rio Doce – Riqueza, abundância, biomassa e diversidade beta temporal

Riqueza

Observou-se que de uma maneira geral, a riqueza de espécies amostrada ao longo das campanhas em cada ponto monitorado na calha do Rio Doce, apresenta uma tendência de diminuição no número de espécies capturadas (Figura 230). Essa diminuição foi significativa nas coletas de rede de arrasto entre o Período Chuvoso 2018/2019 e Período Seco 2021 (Figura 231 a, b); e nas coletas de tarrafa entre o Período Seco 2019 e Período Seco 2021 (Figura 231 e, f). Nas coletas com rede de espera, as diferenças entre os períodos sazonais não foram significativas (Figura 231 c, d). Quando se configura a observação para a riqueza de espécies nativas e introduzidas, observa-se que essas diferenças de riqueza observadas estão relacionadas com as perdas de espécies nativas (Figura 231 g, h, k, l). Diferenças significativas entre a riqueza de espécies introduzidas entre os períodos sazonais não foram observadas em nenhuma das três artes de pesca utilizadas (Figura 231 m).

Abundância

Houve uma oscilação na abundância de indivíduos ao longo dos meses de amostragens, porém, considerando as coletas com rede de arrasto e tarrafa, observa-se uma redução na abundância do Período Chuvoso 2018/2019 para os Períodos Chuvoso 2020/2021 e Seco 2021 (Figura 232 a-c). Nos períodos sazonais, a abundância das espécies nativas reduziu-se estatisticamente dos Períodos Seco 2019 e Seco 2021, ao considerar as amostragens com rede de arrasto (Figura 233 g-k), e entre os períodos Período chuvoso 2018/2019 e seco 2021, ao considerar as amostragens com tarrafa (Figura 233 k-l). Nas espécies introduzidas, não houve diferença significativa entre os períodos e petrechos de coleta (Figura 233 m-o-p).

Biomassa

Na avaliação temporal, a biomassa também oscilou ao longo do monitoramento. Para as espécies amostradas com rede de arrasto e espera, as maiores biomassas tenderam a ser amostradas nos períodos chuvosos, enquanto que para as espécies amostradas com tarrafa não se observou nenhuma tendência e os valores oscilaram ao longo do monitoramento (Figura 234). Apesar das tendências de aumento da biomassa em períodos chuvosos, não houve diferenças significativas entre as biomassas médias amostradas em cada período sazonal, nem quando se considera a biomassa de nativas e introduzidas separadamente (Figura 235).

Figura 230: Boxplot da evolução temporal da riqueza de espécies (número de espécies) amostrada na Calha do Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro o Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020, em laranja escuro, o Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, o Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha.

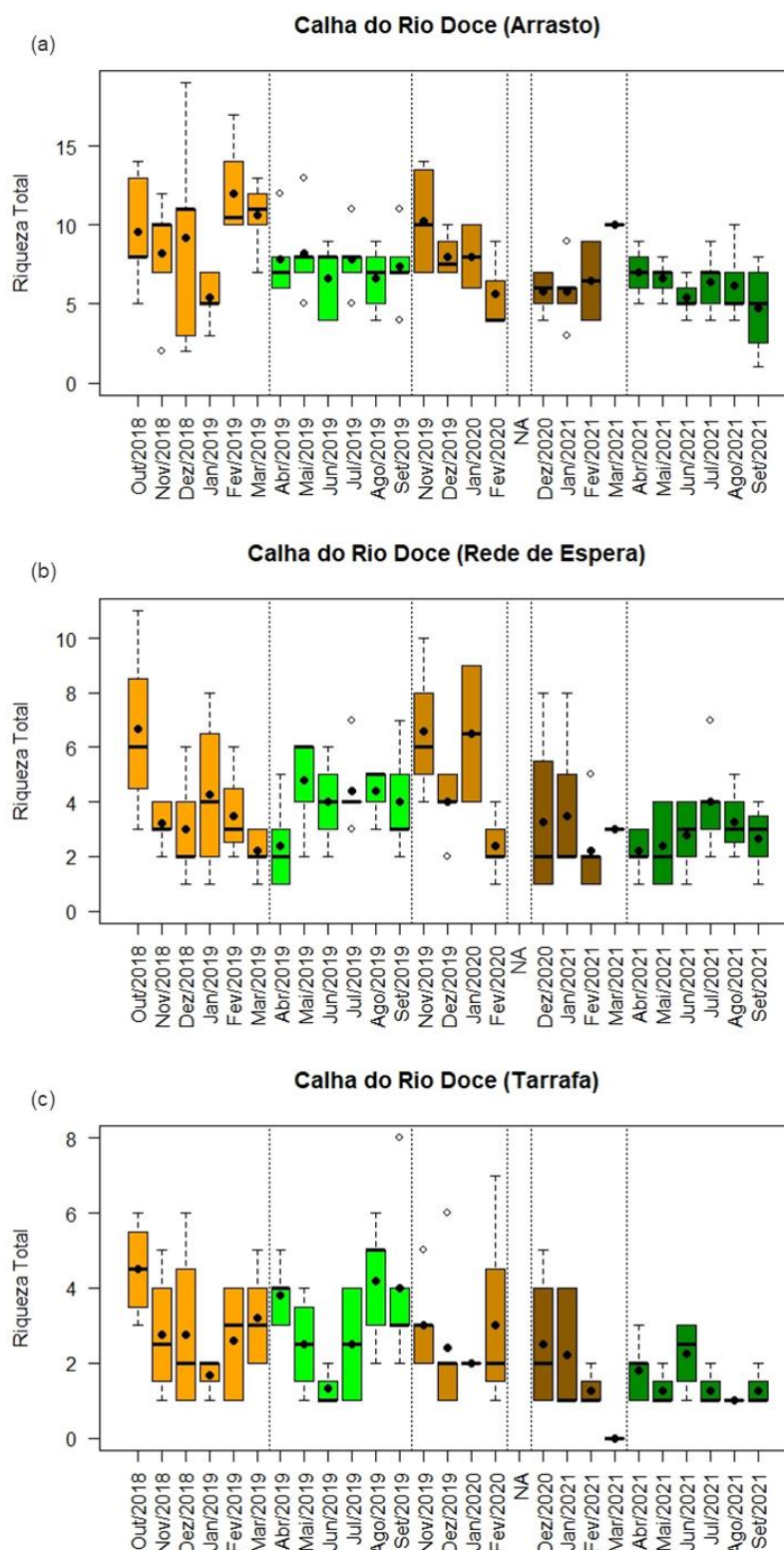


Figura 231: Boxplot da riqueza média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais.

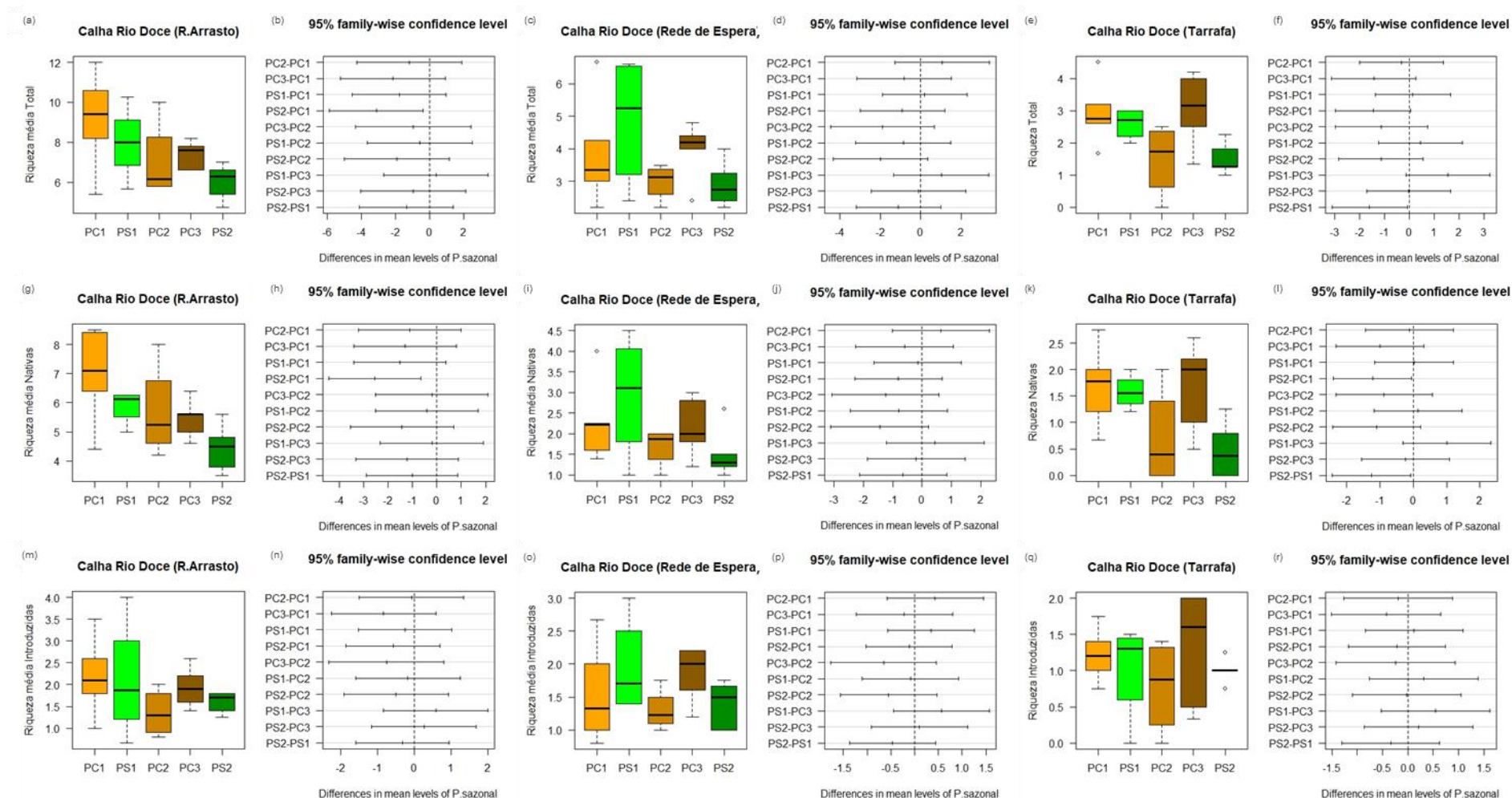


Figura 232: Boxplot da evolução temporal da abundância de espécies (número de indivíduos) amostrada na Calha do Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro o Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020, em laranja escuro, o Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, o Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha.

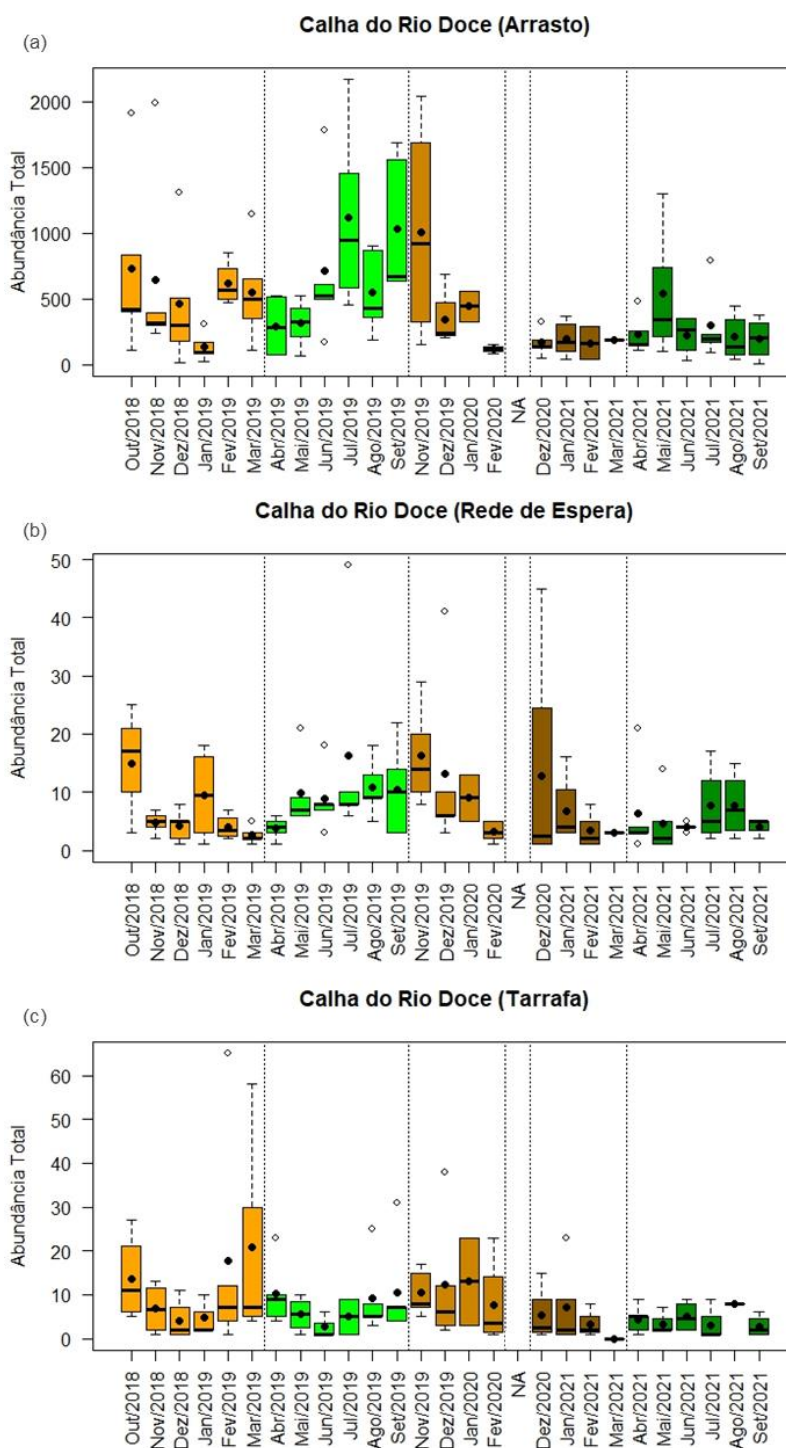


Figura 233: Boxplot da abundância média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais.

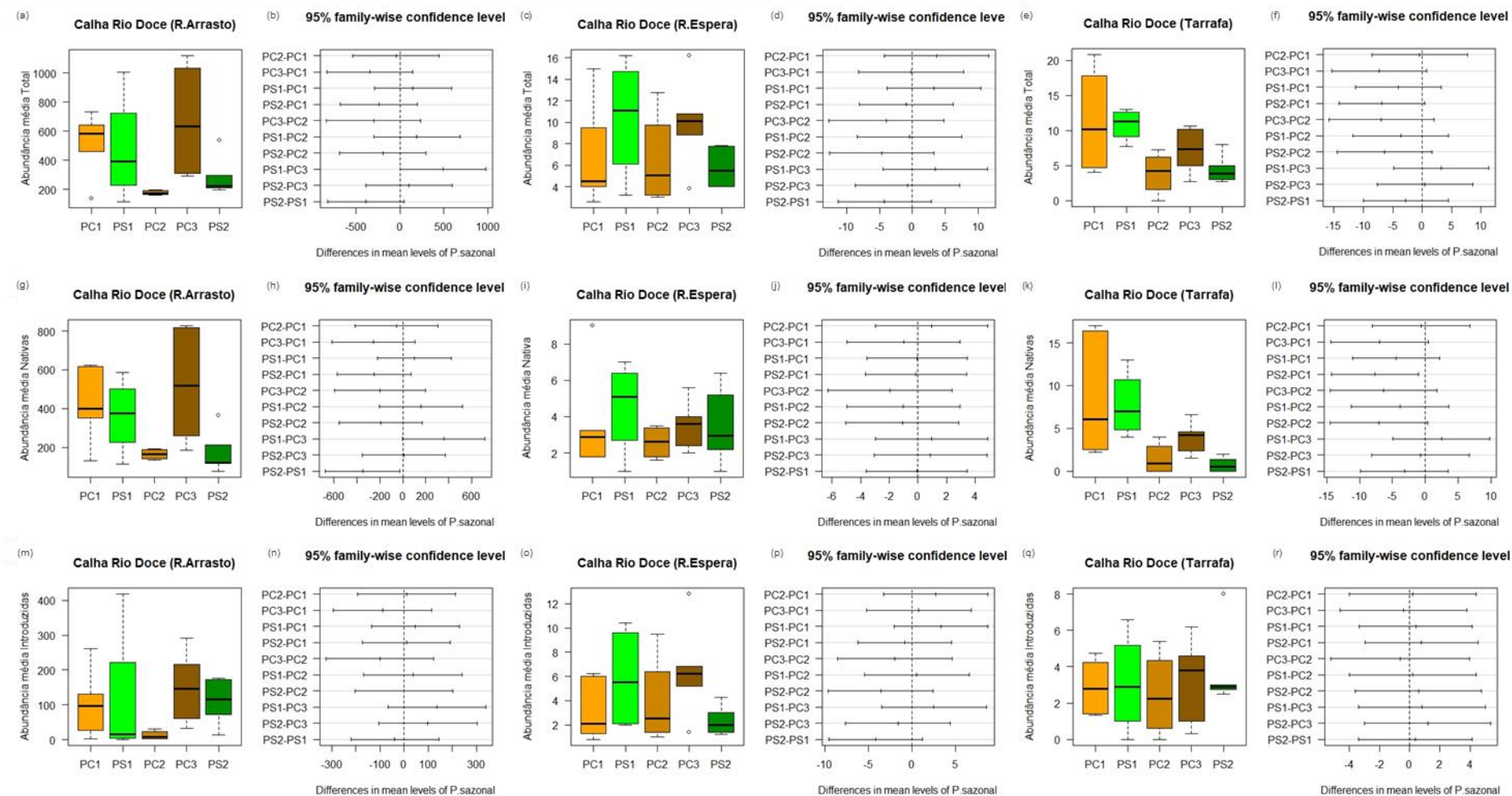


Figura 234: Boxplot da evolução temporal da biomassa total amostrada na Calha do Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro o Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020, em laranja escuro, o Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, o Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha.

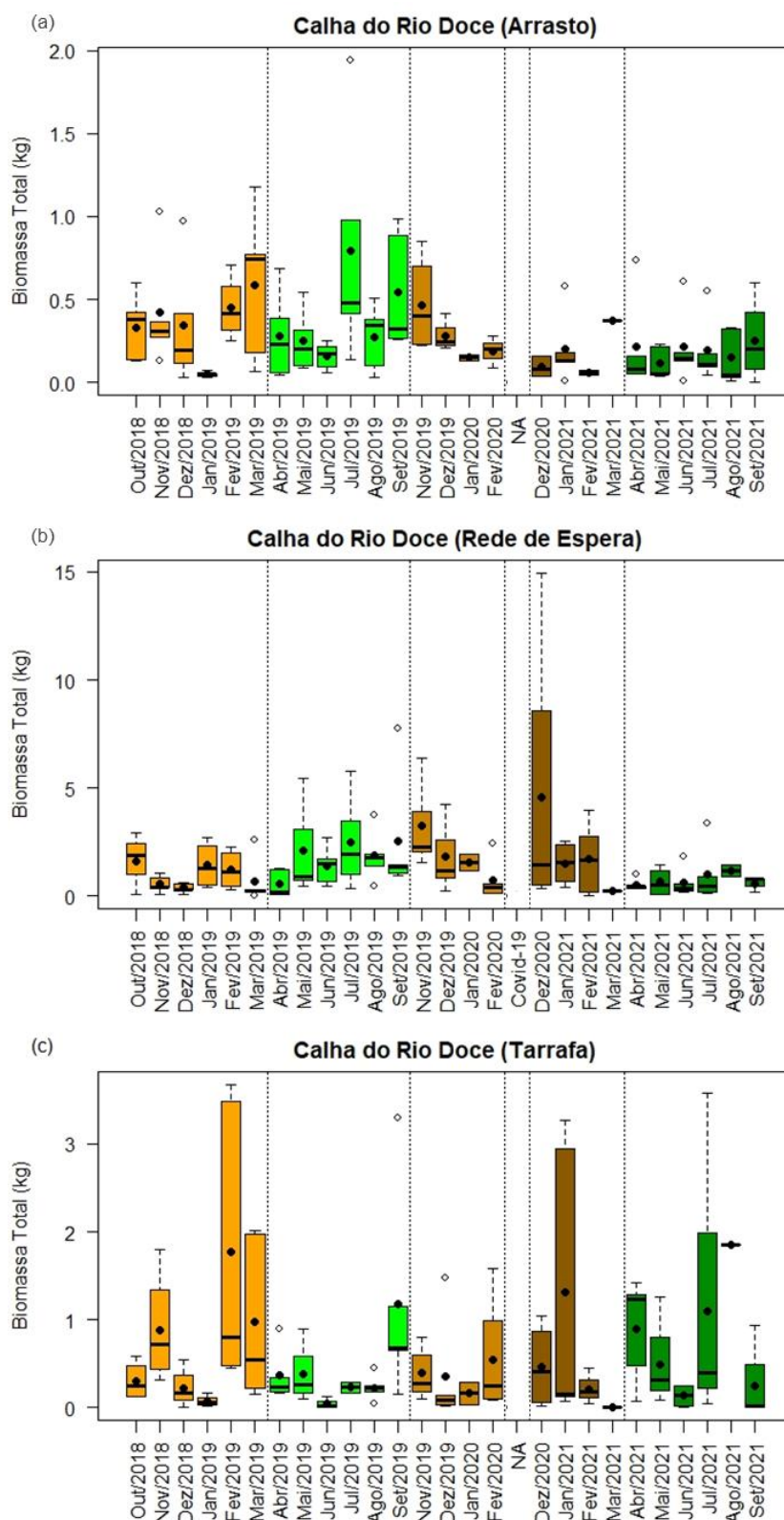
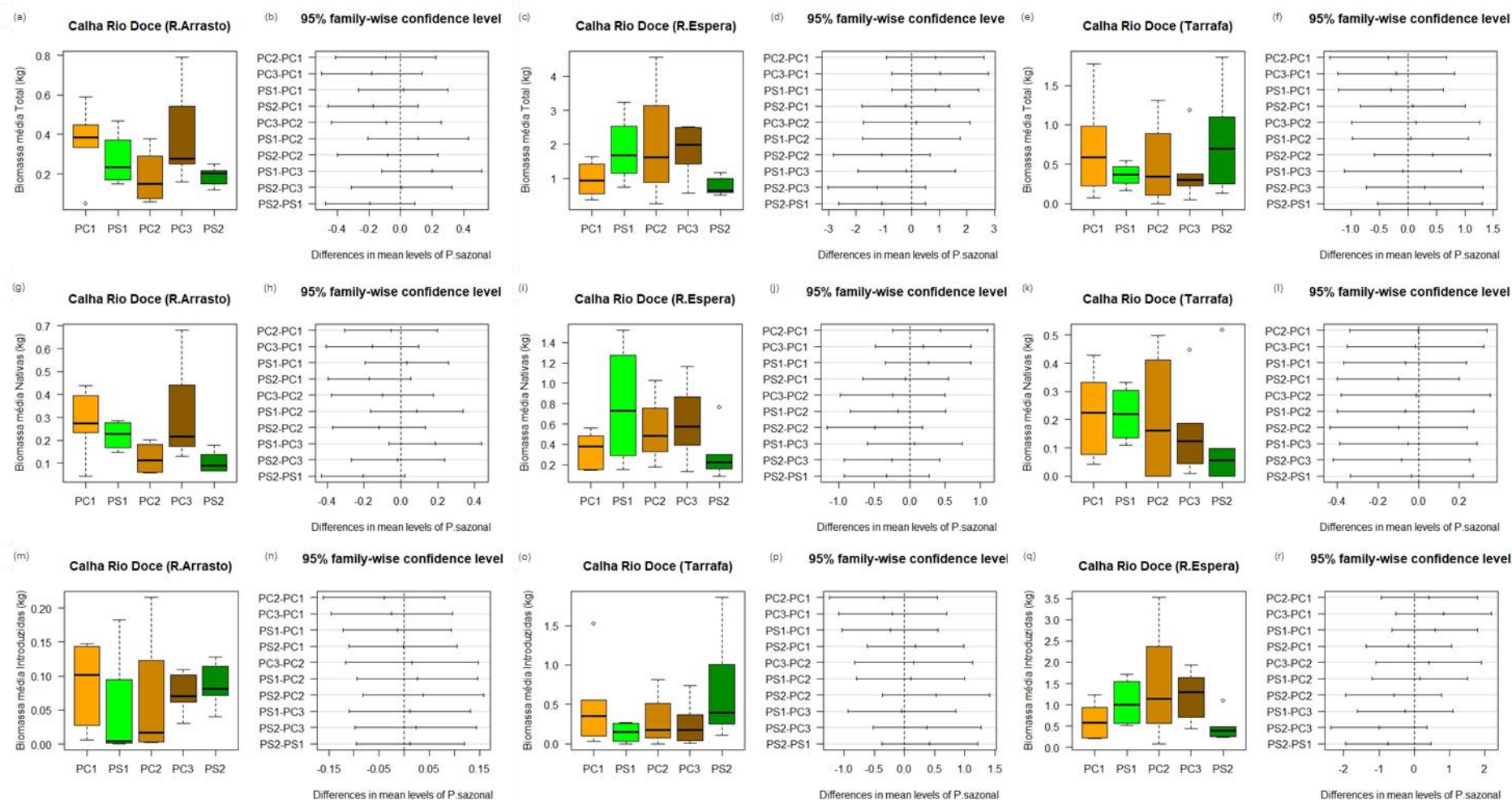


Figura 235: Boxplot da biomassa média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais.



Diversidade beta temporal

A beta diversidade temporal foi avaliada seguindo a proposta de Legendre et al. (2019). Nessa abordagem a beta diversidade temporal é comparada progressivamente entre uma campanha e outra, podendo ser particionada entre a fração da beta diversidade devida ao ganho (*Appearance*) e a perda de espécies (*Disappearance*) (ver Material suplementar A7DS1 para maiores detalhes sobre a metodologia). Em geral, a beta diversidade total entre os monitoramentos tendeu a ser gerada por uma maior fração do componente *Disappearance*, ou seja, pela não amostragem de espécies entre uma campanha e outra (Tabela 29). As maiores diferenças de composição entre uma campanha e outra (diversidade beta) foram observadas nas assembleias de peixes amostradas com tarrafa, seguidas por aquelas amostradas com rede de espera e arrasto (Tabela 29). Na modalidade de coleta com rede de arrasto, houve um aumento da diversidade beta entre as campanhas de dezembro de 2019 e janeiro de 2020, marcado pelo desaparecimento (não amostragem) de algumas espécies nativas e introduzidas (Figura 236 a). Já, entre as campanhas de março de 2021 e abril de 2021, o aumento na diversidade beta é devido, principalmente, ao aparecimento de outras espécies nativas e introduzidas que não foram capturadas na campanha de março de 2021 (Figura 236 b). Ao considerar a rede de espera, observa-se que a diversidade beta da calha entre as campanhas de monitoramento foi gerada principalmente por uma perda de espécies, ou seja, a linha de evolução da diversidade beta referente ao componente *Disappearance* está acima do componente *Appearance* na maioria dos valores de diversidade beta (Figura 237). Por outro lado, para o petrecho tarrafa, este índice mostrou que em alguns períodos houve o desaparecimento de espécies nativas (e.g., dezembro/2018 a janeiro/2019; janeiro/2021 a fevereiro/2021; junho/2021 a agosto/2021) e o aparecimento de espécies introduzidas (e.g., julho/2019 a agosto/2019; janeiro/2020 a fevereiro/2020; maio/2021 a junho/2021; agosto/2021 a setembro/2021) na calha do Rio Doce (Figura 238 a-b).

Tabela 29: Valores mínimos, máximos e média de diversidade beta Total e seus componentes *Appearance* e *Disappearance* calculado para as assembleias de peixes amostradas ao longo do monitoramento do PMBA/Fest/RRDM com rede de espera, rede de arrasto e tarrafa.

Petrecho	Beta Total	Beta <i>Appearance</i>	Beta <i>Disappearance</i>
Rede de Arrasto	0,17 - 0,64 (0,41)	0 - 0,44 (0,19)	0,04 - 0,41 (0,21)
Rede de Espera	0,42 - 0,91 (0,64)	0,1 - 0,73 (0,31)	0,11 - 0,7 (0,33)
Tarrafa	0,33 - 1 (0,74)	0 - 0,71 (0,36)	0 - 0,75 (0,38)

Figura 236: Beta diversidade temporal e número de espécies nativas e introduzidas amostradas com rede de arrasto ao longo das campanhas de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19.

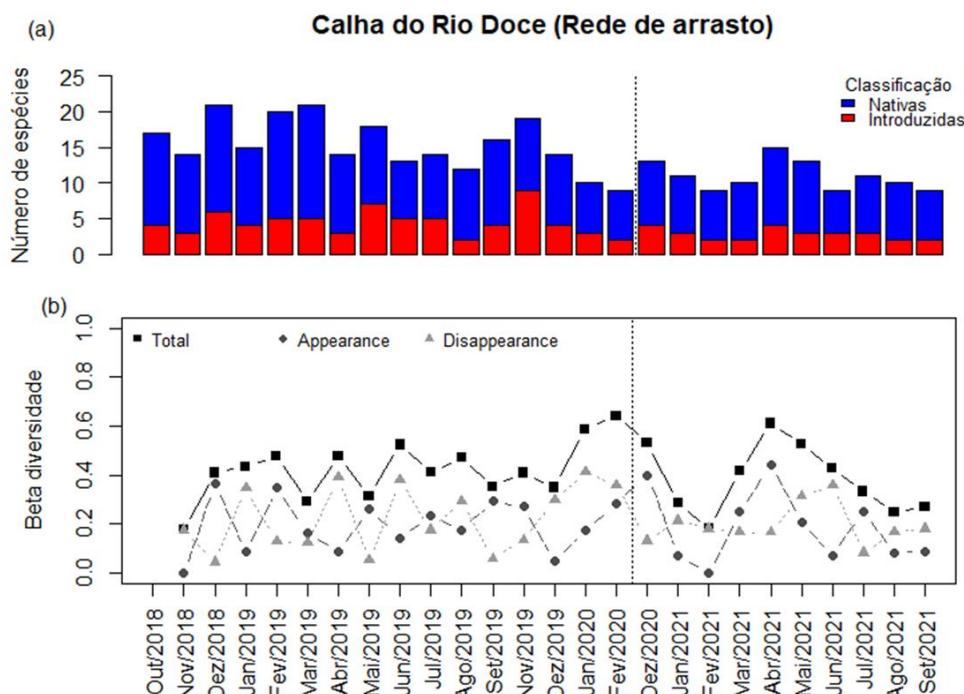


Figura 237: Beta diversidade temporal e número de espécies nativas e introduzidas amostradas com rede de espera ao longo das campanhas de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19.

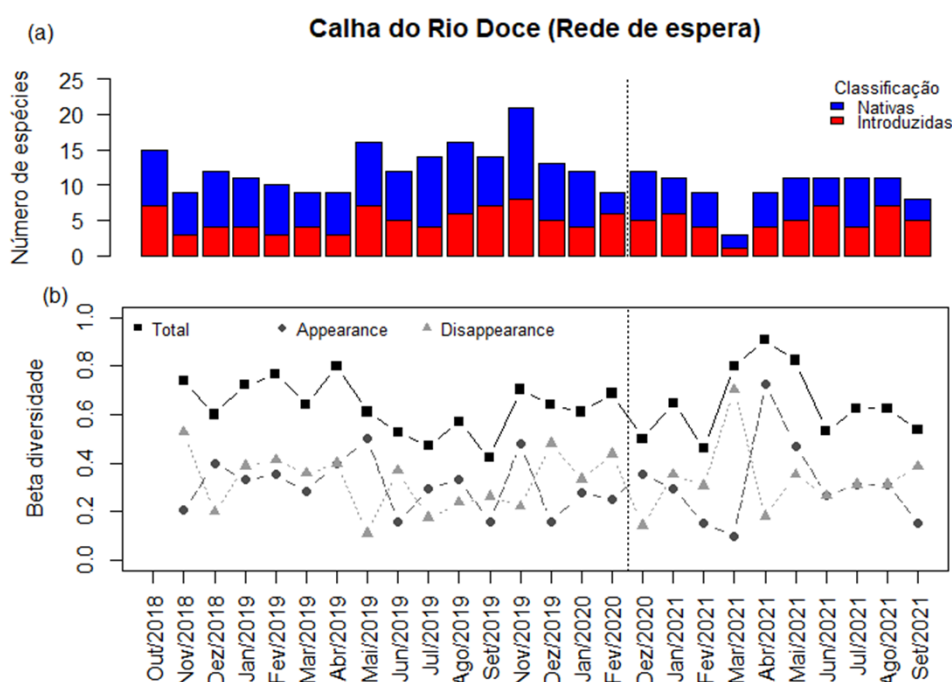
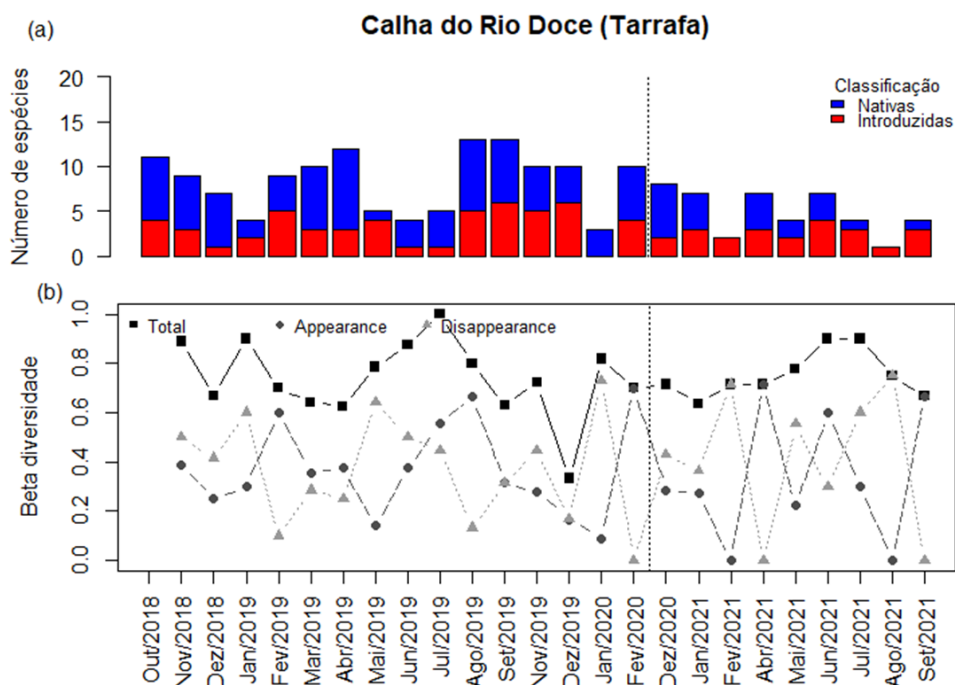


Figura 238: Beta diversidade temporal e número de espécies nativas e introduzidas amostradas com tarrafa ao longo das campanhas de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM. Linha tracejada representa o período sem amostragens devido á pandemia de Covid-19.



3.3.2.3 Avaliação temporal da ictiofauna dos lagos do Baixo Rio Doce (Limão, Óleo e Palmas) – Riqueza, abundância, biomassa e diversidade beta temporal

Riqueza

Assim como na Calha do Rio Doce, os lagos também apresentaram uma tendência de diminuição no número de espécies ao longo das campanhas, especialmente quando são consideradas aquelas assembleias que são amostradas com rede de arrasto e tarrafa (Figura 239 a-e). Quando a riqueza média de espécies nativas é considerada, observa-se que no Período Chuvoso 2018/2019 ela é significativamente maior do que no Período Seco 2021, em todos os petrechos de coleta (Figura 240 g-i-k). Para as espécies introduzidas, o mesmo comportamento foi observado para a arte de pesca arrasto, ou seja, maior riqueza observada no Período Chuvoso 2018/2019 quando comparado com o Período Seco 2021 (Figura 240 m). Essa perda de espécies nativas após o Período chuvoso 2018/2019 é acompanhada por um aumento de espécies introduzidas capturadas com rede de espera neste mesmo período (Figura 240 i, j, o, p).

Abundância

A avaliação temporal da abundância mostra que o número de indivíduos tende a diminuir ao longo das campanhas de monitoramento nos lagos do Baixo Rio Doce, para os petrechos de coleta rede de arrasto e tarrafa (Figura 241 a-c). Ao analisar separadamente a abundância por período sazonal,

observa-se que a redução é significativa entre o Período Chuvoso 2018/2019 e o Período Seco 2021, considerando a rede de arrasto e tarrafa (Figura 242 a-e). A abundância média das espécies nativas também foi significativamente reduzida entre o Período Chuvoso 2018/2019 em relação ao Período Seco 2021 nos lagos, para as três artes de pesca utilizadas (Figura 242 g-i-j). Para as espécies introduzidas, houve uma redução significativa na abundância para a rede de arrasto do Período Seco 2019 ao Período Seco 2021 (Figura 242 m-n).

Biomassa

No geral, a biomassa da ictiofauna dos lagos no Baixo Rio Doce teve uma tendência de redução ao longo dos meses do monitoramento apenas quando considerada a assembleia amostrada com rede de arrasto (Figura 243). Entre os períodos sazonais, a biomassa média total para a rede de arrasto, reduziu-se significativamente do Período Chuvoso 2018/2019 para o Período Seco 2021 (Figura 244 a-b). As espécies nativas também se reduziram estatisticamente em biomassa do Período Chuvoso 2018/2018 para o Período Seco 2021, quando foram utilizadas rede de arrasto e tarrafa (Figura 244 a-k). No caso das espécies introduzidas, houve redução significativa da biomassa apenas no Período Seco 2019 em relação ao Período Chuvoso 2020/2021, para o petrecho rede de espera (Figura 244 o-p).

Figura 239: Boxplot da evolução temporal da riqueza total amostrada nos Lagos do Baixo Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro, Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020; em laranja escuro, Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha.

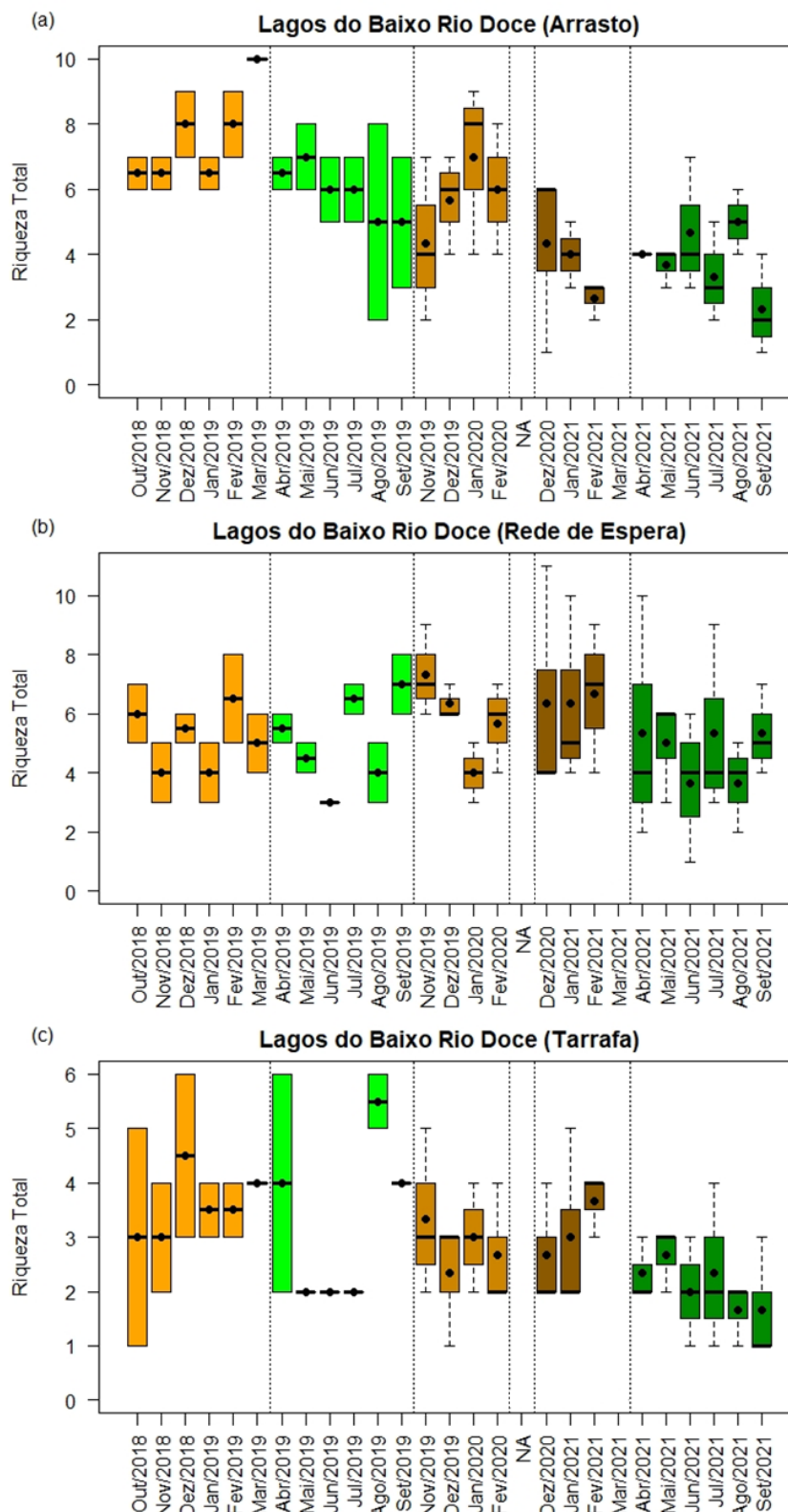


Figura 240: Boxplot da riqueza média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais.

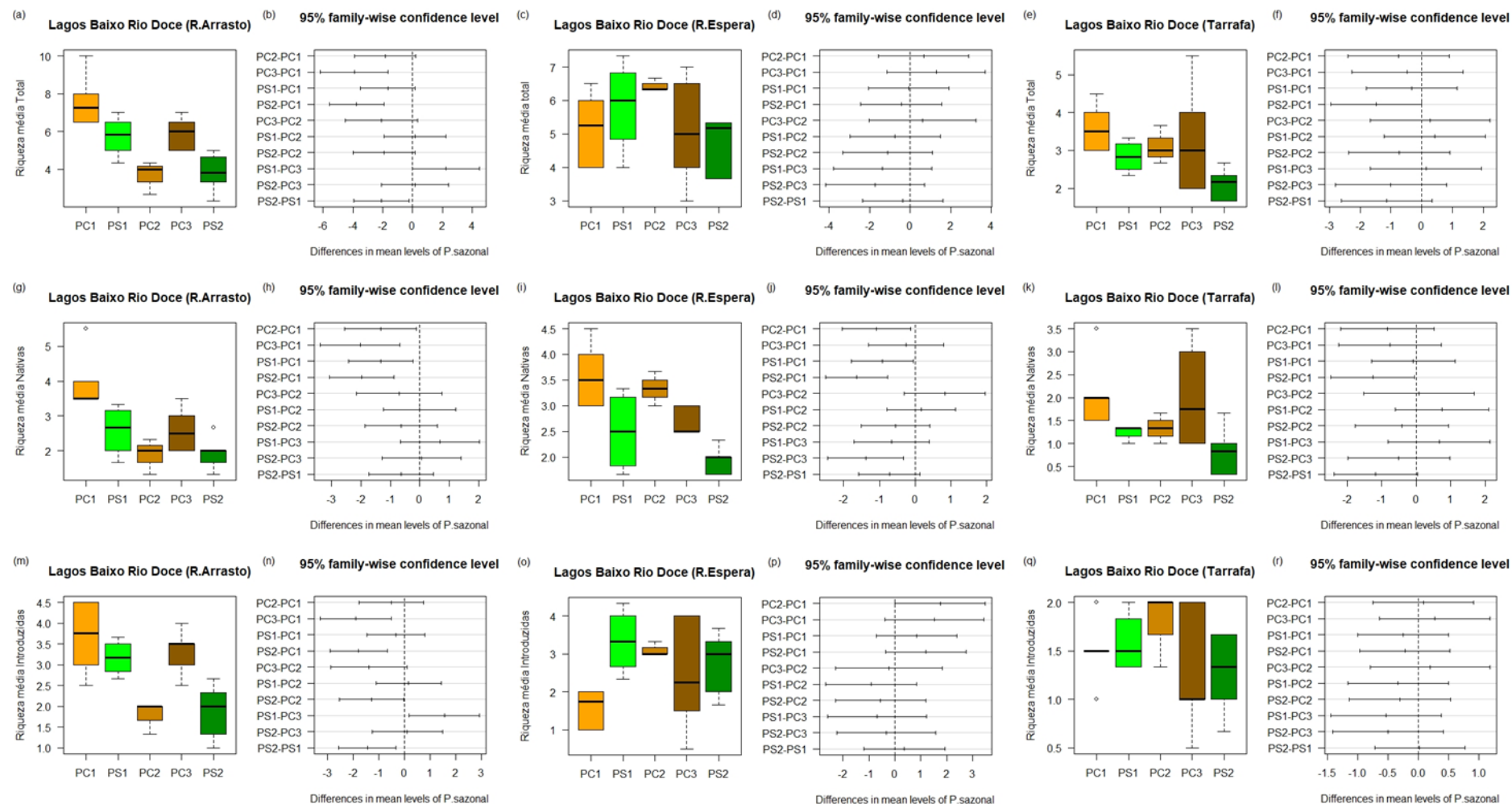


Figura 241: Boxplot da evolução temporal da abundância (número de indivíduos) amostrada nos Lagos do Baixo Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro, Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020; em laranja escuro, Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha.

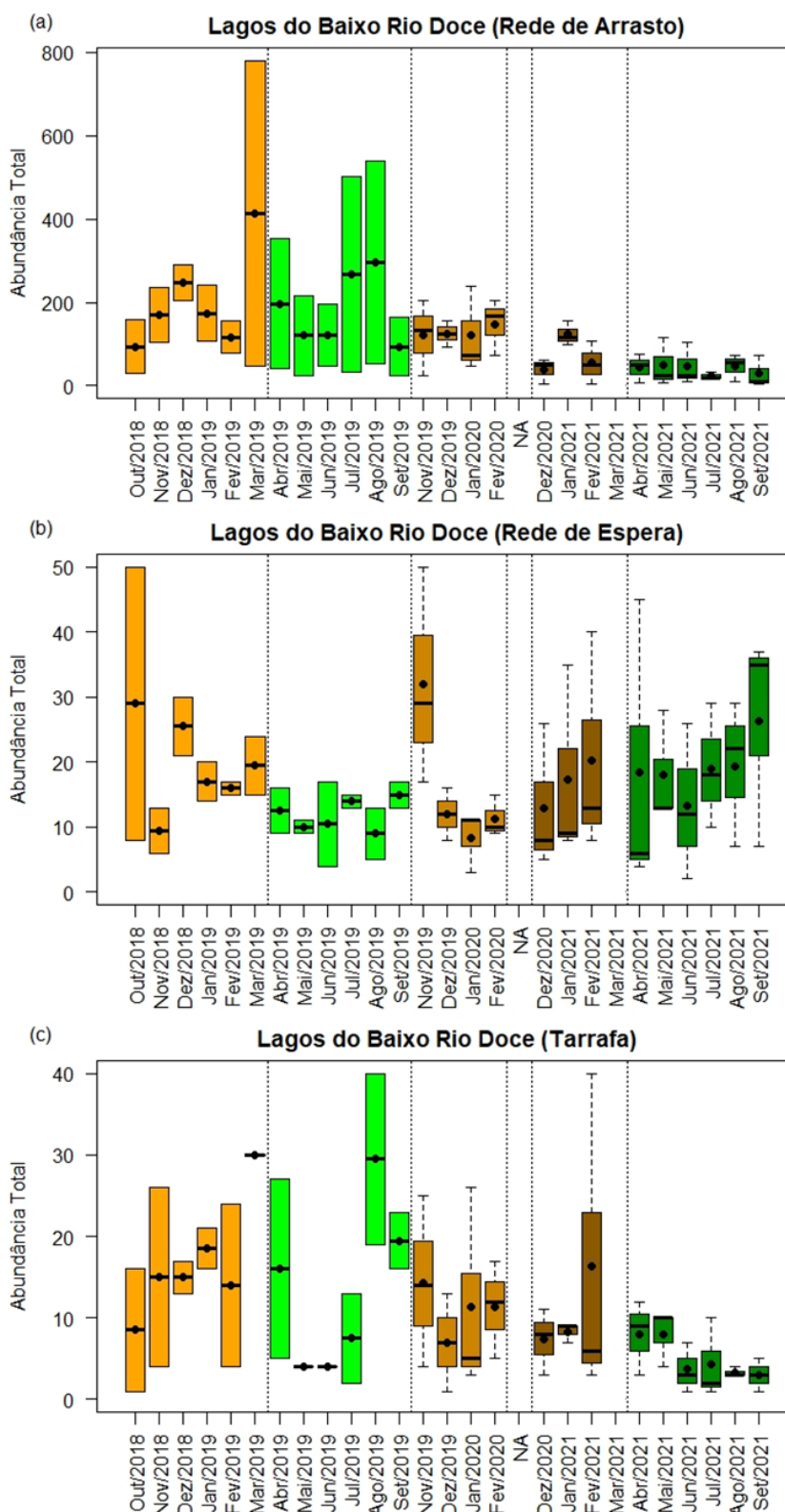


Figura 242: Boxplot da abundância média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais.

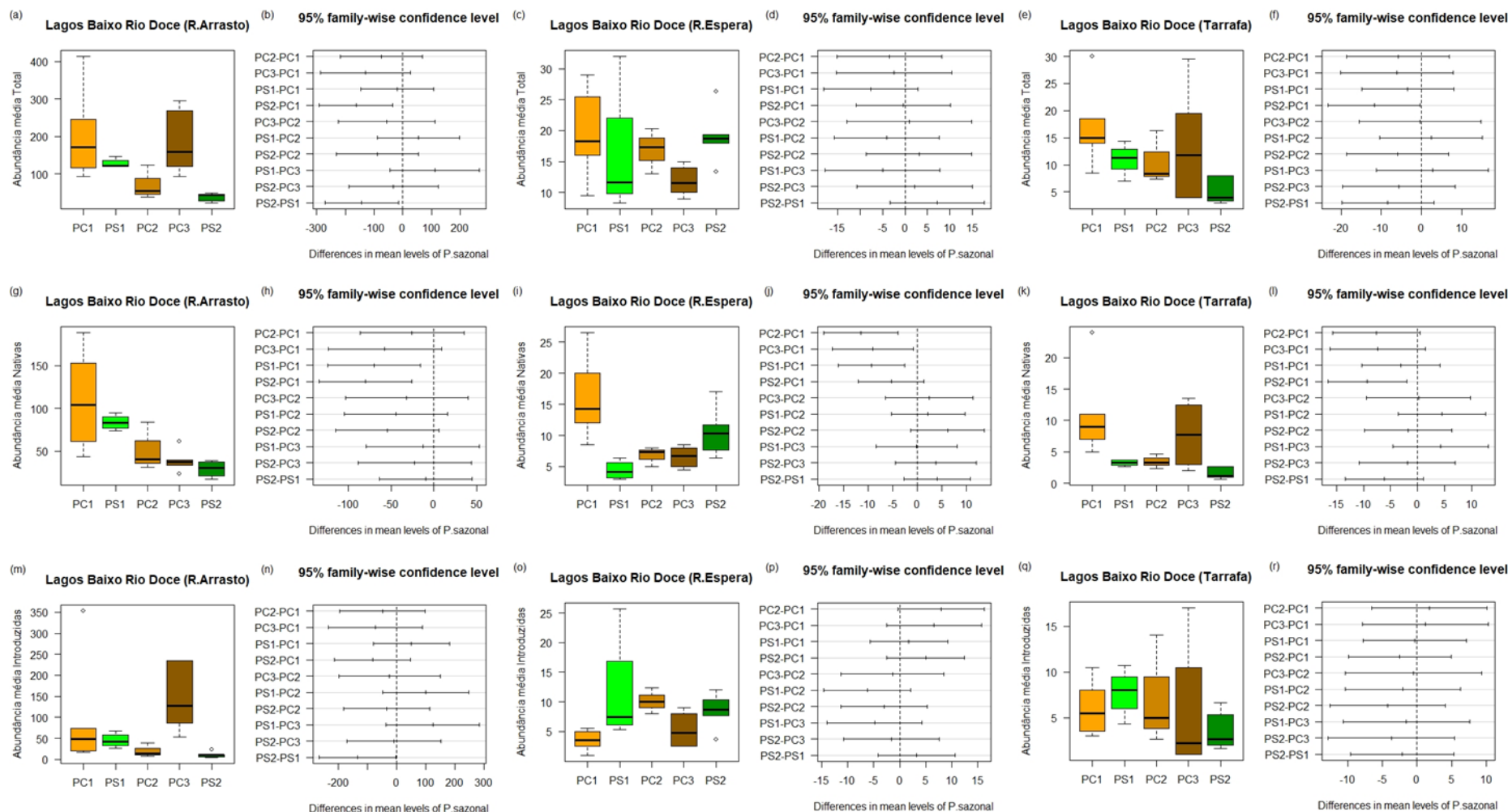


Figura 243: Boxplot da evolução temporal da biomassa total amostrada nos Lagos do Baixo Rio Doce utilizando rede de arrasto (a), rede de espera (b) e tarrafa (c). Em laranja claro são apresentados os dados referentes ao Período chuvoso 2018/2019; em verde claro, Período seco 2019; em laranja médio, Período chuvoso 2019/2020; em laranja escuro, Período chuvoso 2020/2021; e em verde escuro, Período seco 2021. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19. Esferas pretas dentro do boxplot representa a média de riqueza amostrada em cada campanha.

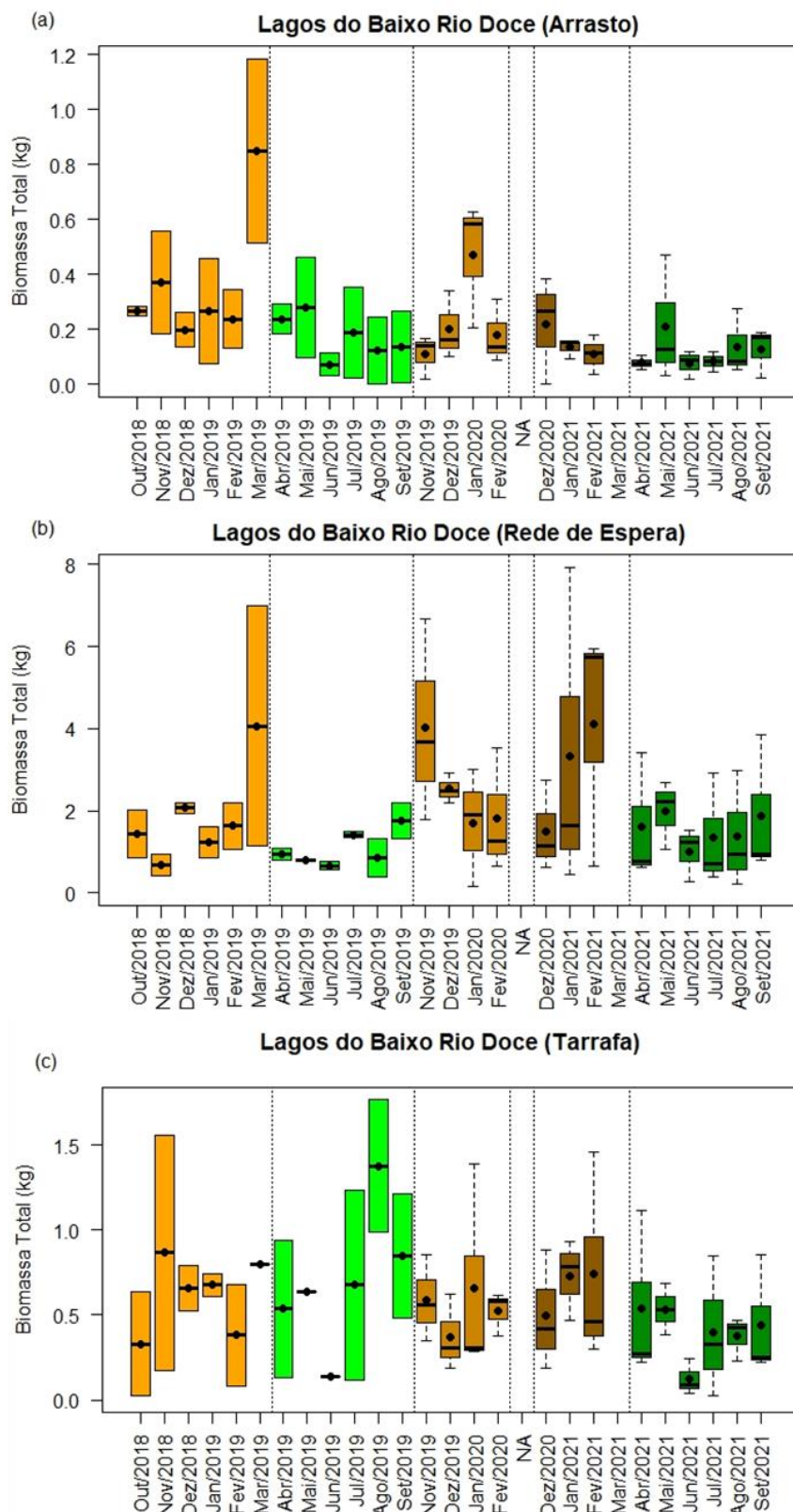
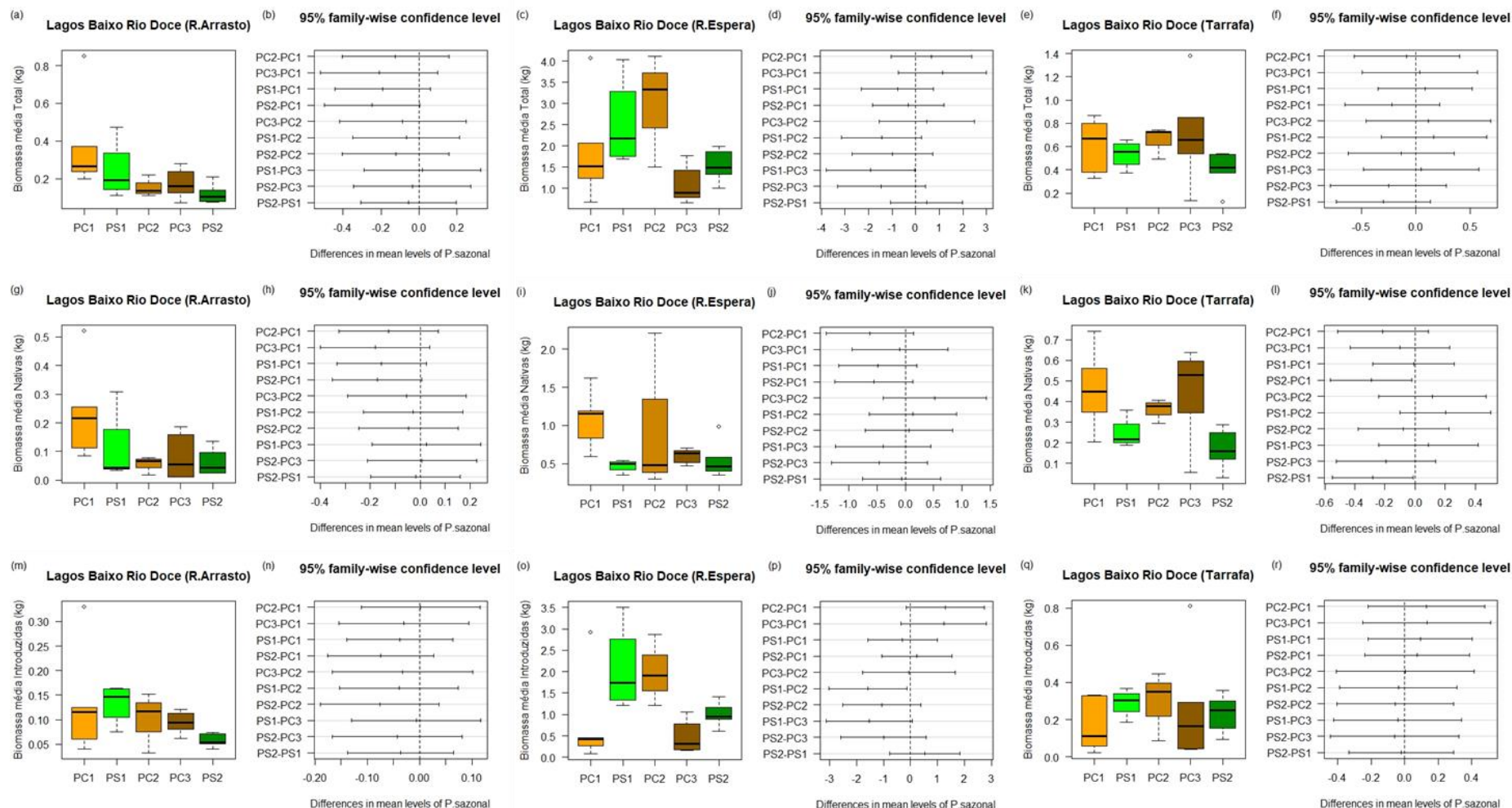


Figura 244: Boxplot da biomassa média amostrada em cada período sazonal ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM com as metodologias de rede de arrasto (a, g, m), rede de espera (c, i, o) e tarrafa (e, k, q). PC1 corresponde ao Período Chuvoso 2018/2019; PS1, ao Período Seco 2019; PC2, Período Chuvoso 2019/2020; PC3, Período Chuvoso 2020/2021; PS2, ao Período Seco 2021. O Período Seco de 2020 não foi amostrado devido à pandemia de Covid-19. (b), (d), (f), (h), (j), (l), (n), (p) e (r) representam o teste Tukey entre os períodos sazonais.



C

Diversidade Beta Temporal

Com relação à beta diversidade temporal da ictiofauna amostrada nos lagos do Baixo Rio Doce (Óleo, Limão e Palmas), observou-se que a média de diversidade foi baixa sendo de 0,35 para as assembleias amostradas com rede de arrasto; 0,41, com rede de espera e 0,48, com tarrafa (Tabela 30). A maior diversidade beta das assembleias amostradas com rede de arrasto, foi de 0,64 e representa a diversidade beta entre as campanhas de setembro de 2019 e novembro de 2019 (Figura 245). Esta diversidade é composta predominantemente pelo componente *Appearance*, ou seja, ao surgimento de outras espécies na assembleia. Ao considerar as assembleias capturadas com rede de espera, o maior valor da diversidade beta foi de 0,71, observada entre os meses de junho e julho de 2021 (Figura 246). Vale destacar, que neste período, observou-se um aumento na riqueza de espécies, determinado pela detecção de espécies introduzidas na assembleia de peixes (Figura 246 a). Para a tarrafa, a maior diversidade beta foi entre os meses de abril e maio de 2019. No particionamento da diversidade beta, o componente predominante foi o *Disappearance*, o qual representa a perda de espécies, principalmente de nativas, que reduziu de quatro para uma espécie detectada (Figura 247).

Tabela 30: Valores mínimos, máximos e média de diversidade beta Total e seus componentes *Appearance* e *Disappearance* calculado para as assembleias de peixes amostradas nos lagos ao longo do monitoramento do PMBA/Fest/RRDM com rede de espera, rede de arrasto e tarrafa.

Petrecho	Beta Total	Beta <i>Appearance</i>	Beta <i>Disappearance</i>
Rede de Arrasto	0,09 - 0,64 (0,35)	0 - 0,37 (0,17)	0 - 0,36 (0,19)
Rede de Espera	0,22 - 0,71 (0,41)	0 - 0,5 (0,20)	0 - 0,5 (0,20)
Tarrafa	0 - 0,85 (0,48)	0 - 0,62 (0,24)	0 - 0,71 (0,24)

Figura 245: Beta diversidade temporal das assembleias de peixes capturadas com rede de arrasto ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM nos lagos do Baixo Rio Doce. (a) Número de espécies nativas e introduzidas. (b) Beta diversidade total particionada entre beta total e sua fração correspondente ao surgimento de espécies (*Appearance*) e perda de espécies (*Disappearance*). Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19.

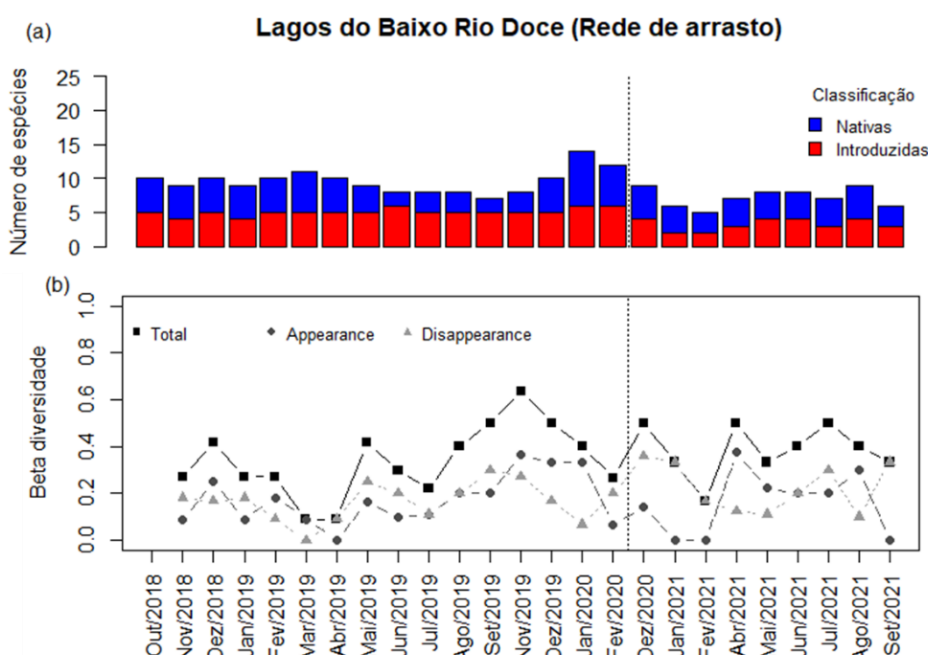


Figura 246: Beta diversidade temporal das assembleias de peixes capturadas com rede de espera ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM nos lagos do Baixo Rio Doce. (a) Número de espécies nativas e introduzidas. (b) Beta diversidade total particionada entre beta total e sua fração correspondente ao surgimento de espécies (Appearance) e perda de espécies (Disappearance). Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19.

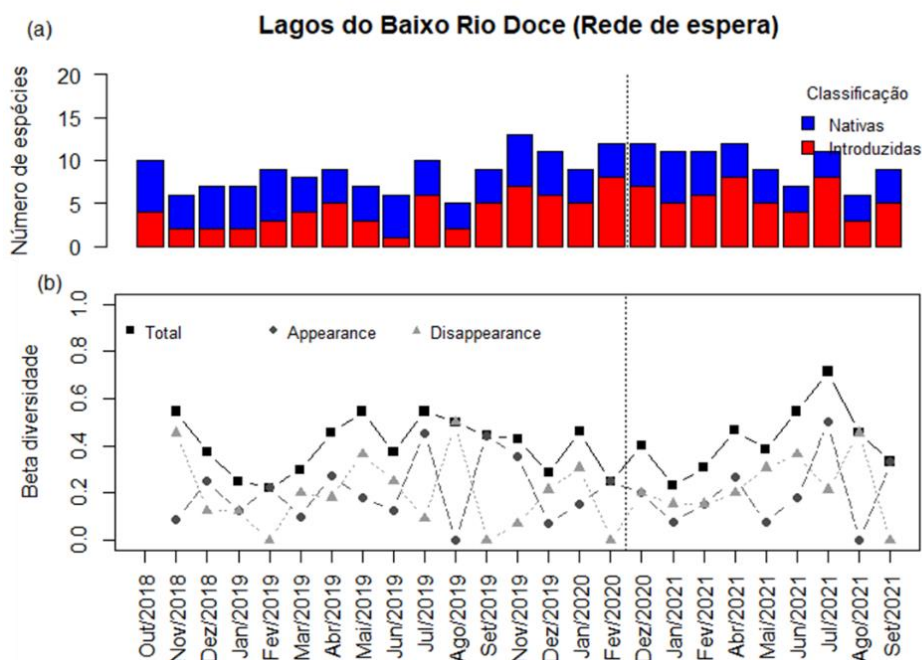
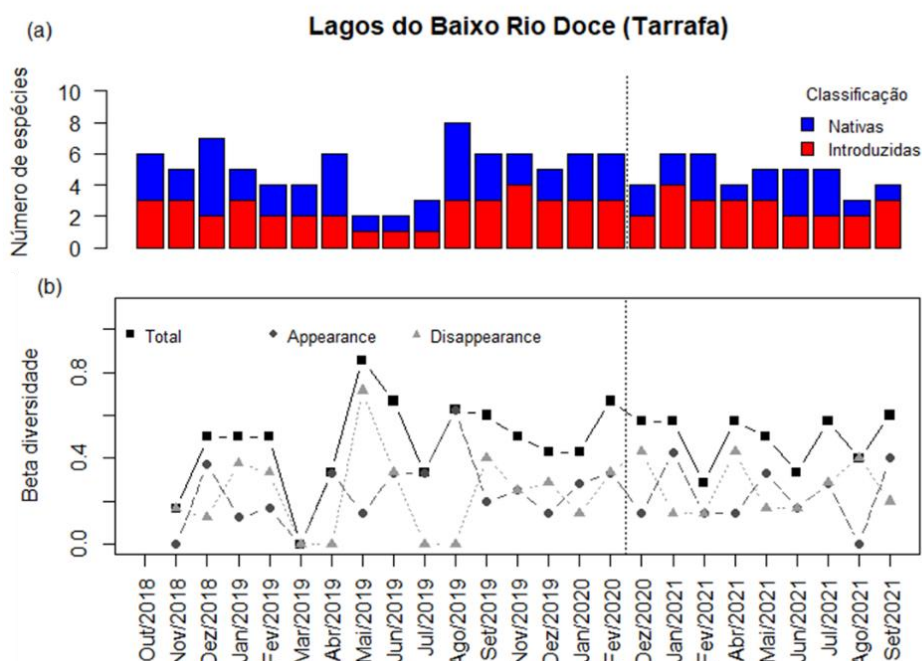


Figura 247: Beta diversidade temporal das assembleias de peixes capturadas com tarrafa ao longo do monitoramento do PMBA/Fest-RRDM nos lagos do Baixo Rio Doce. (a) Número de espécies nativas e introduzidas. (b) Beta diversidade total particionada entre beta total e sua fração correspondente ao surgimento de espécies (Appearance) e perda de espécies (Disappearance). Linha tracejada representa o período sem amostragens devido à pandemia de Covid-19.



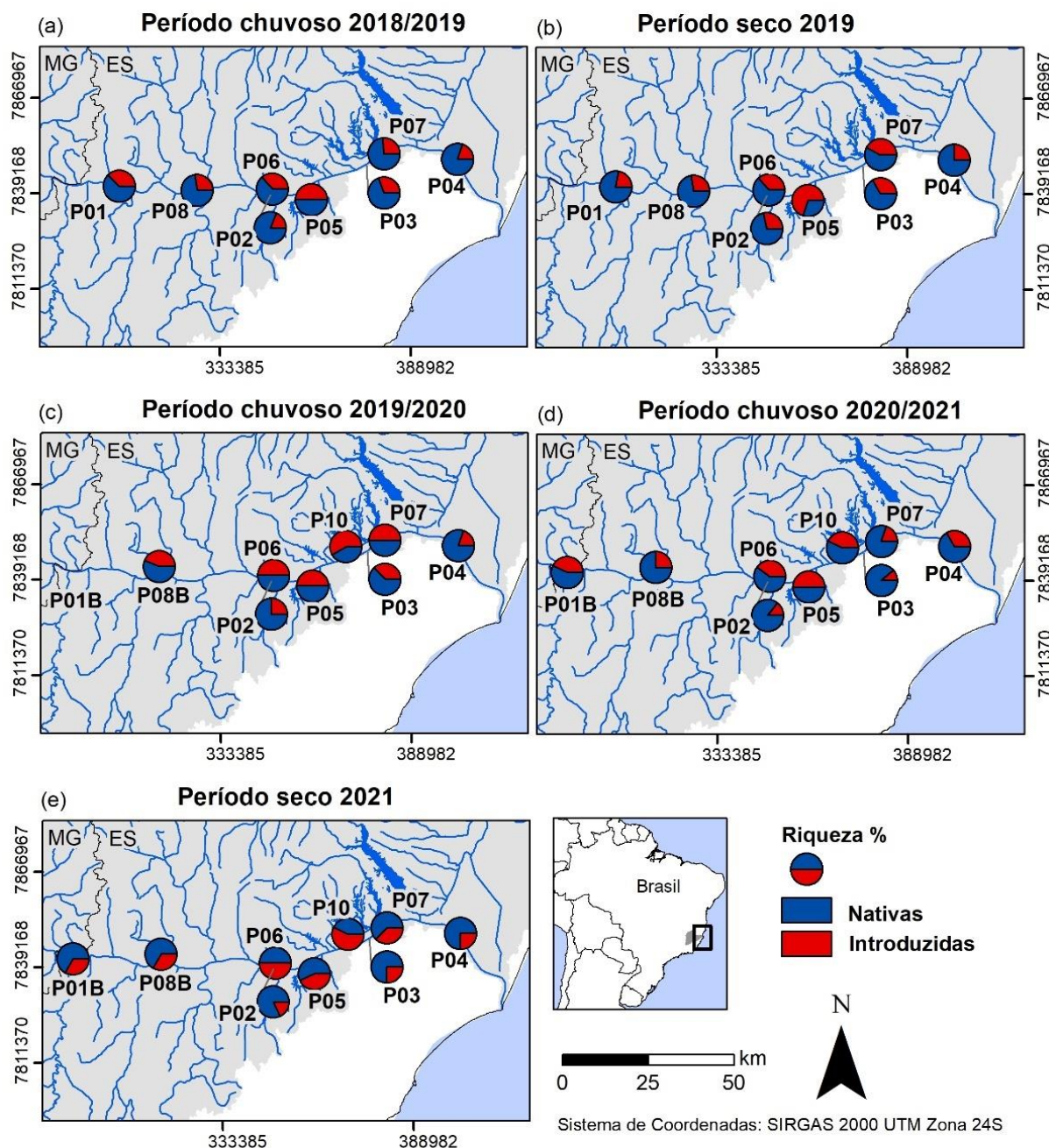
3.3.2.4 Avaliação espacial da ictiofauna do Baixo Rio Doce

Riqueza e biomassa proporcional de ictiofauna nativa e introduzidas

Os indicadores riqueza e biomassa também foram avaliados espacialmente para os petrechos rede de arrasto e rede de espera. Os resultados mostram que a proporção de riqueza de ictiofauna introduzida amostrada com rede de arrasto tende a ser inferior à de nativas (Figura 248). Padrão similar é observado no indicador biomassa, onde se observa que a biomassa proporcional de espécies introduzidas capturadas com rede de arrasto é inferior à de nativas, mas vem apresentando uma tendência de aumento, principalmente nos pontos 10 (lago das Palmas) e ponto 8B (calha do Rio Doce) (Figura 249). No ponto 8B esse aumento de biomassa de introduzidas se deve ao aumento da captura de indivíduos jovens de tilápia *Oreochromis niloticus*, já no ponto 10, a espécie que mais contribui para esse aumento de biomassa são indivíduos jovens de tucunaré *Cichla monoculus*. Quando se avalia esses indicadores considerando a ictiofauna amostrada com rede de espera, outro padrão para a biomassa de espécies é observado. A riqueza proporcional de espécies introduzidas tende a continuar inferior ou igual à de espécies nativas (Figura 250), mas essa proporção de espécies introduzidas é superior àquela observada com a ictiofauna amostrada com rede de arrasto (Tabela 31). No entanto, apesar da riqueza proporcional de introduzidas ser menor, sua biomassa proporcional tende a ser maior ou igual à de nativas (Figura 251). O ponto 8B (calha do Rio Doce) e ponto 10 (lago das Palmas), novamente se destacam com uma grande biomassa proporcional de ictiofauna introduzida, juntamente com os pontos 3 e 2 (ambos localizados na calha do Rio Doce) que apresentaram um aumento no Período seco 2021 (Figura 251). No ponto 8B, as responsáveis pelo aumento da biomassa de introduzidas foram as espécies Tamboatá *Hoplosternum littorale* e Mandi *Pimelodus maculatus*; no ponto 10 foram o Pacu-dólar *Metynnis lippincottianus* e a Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri*; nos pontos 2 e 3 as responsáveis foram o Tucunaré *Cichla kelberi* e Mandi *Pimelodus maculatus*.

Figura 248: Riqueza proporcional de ictiofauna nativa (azul) e introduzidas (vermelho) amostrada com rede de arrasto no Período chuvoso 2018/2019 (a), Período Seco 2019 (b), Período chuvoso 2019/2020 (c), Período chuvoso 2020/2021 (d), Período seco 2021 (e).

Riqueza amostrada com rede de arrasto



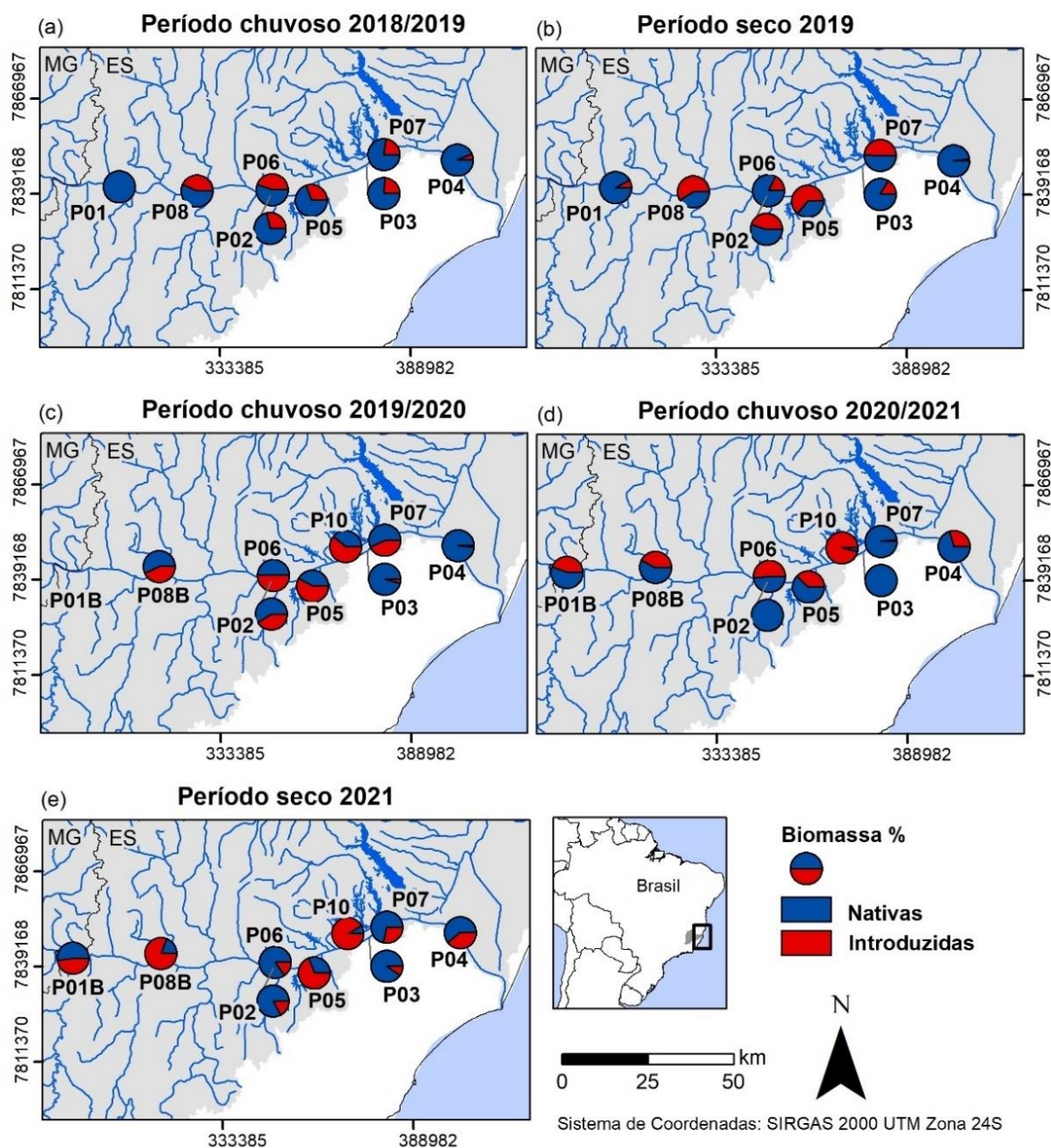
Identificação dos Pontos

P01 - Calha do Rio Doce (Baixo Guandu)
P01B - Reservatório de Mascarenhas (Baixo Guandu)
P02 - Calha do Rio Doce (Marilândia)
P03 - Calha do Rio Doce (Linhares)
P04 - Calha do Rio Doce (Linhares)

P05 - Lago do Limão (Colatina)
P06 - Lago do Óleo (Marilândia)
P07 - Córrego Ribeirão das Palmas (Linhares)
P08 e P08B - Calha do Rio Doce (Colatina)
P10 - Lago das Palmas (Linhares)

Figura 249: Biomassa proporcional de ictiofauna nativa (azul) e introduzidas (vermelho) amostrada com rede de arrasto no Período chuvoso 2018/2019 (a), Período Seco 2019 (b), Período chuvoso 2019/2020 (c), Período chuvoso 2020/2021 (d), Período seco 2021 (e). Em todos os pontos foram amostradas espécies introduzidas, no entanto, em função da escala de visualização da figura, valores inferiores à 1% não são representados.

Biomassa amostrada com rede de arrasto



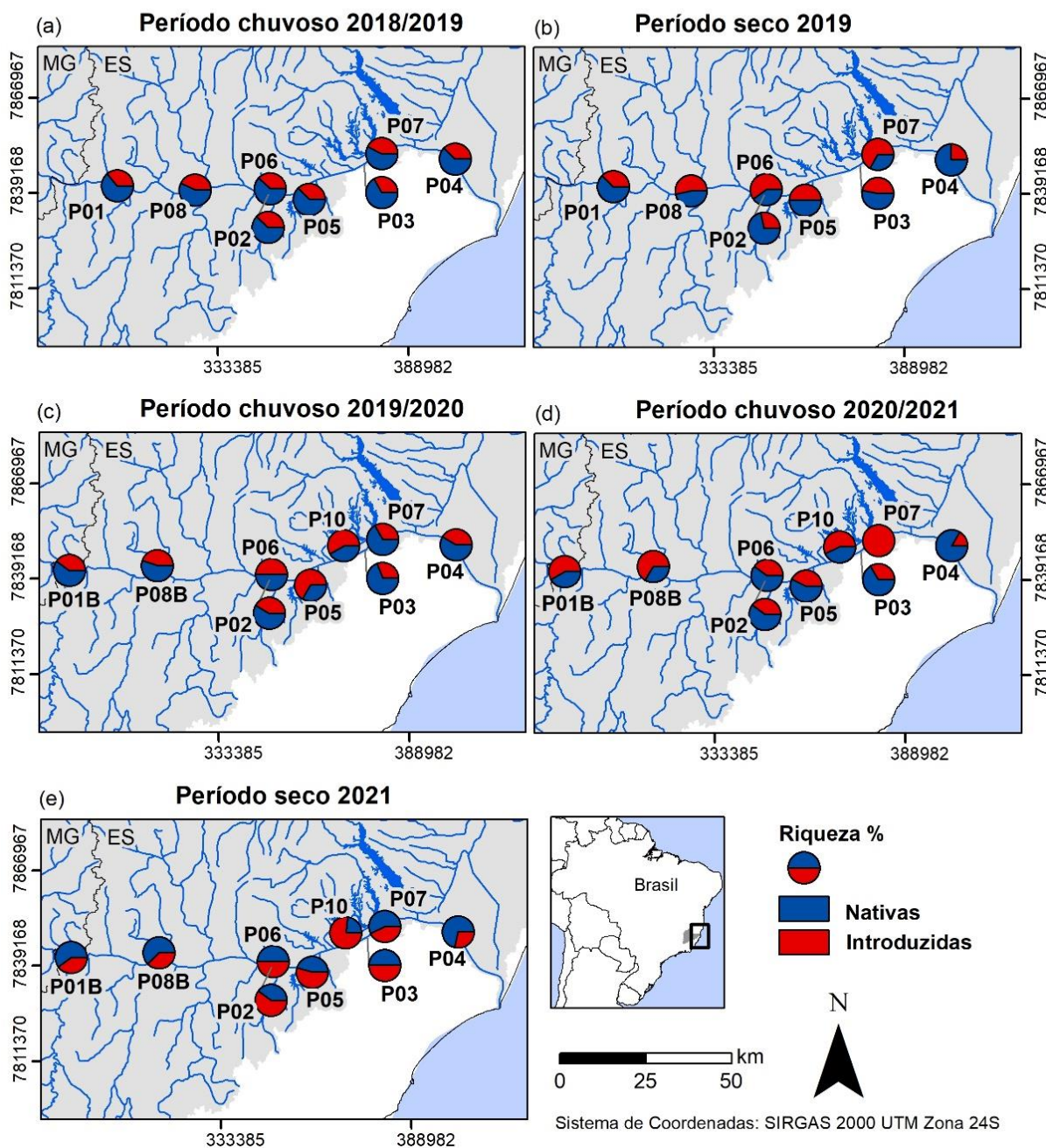
Identificação dos Pontos

P01 - Calha do Rio Doce (Baixo Guandu)
P01B - Reservatório de Mascarenhas (Baixo Guandu)
P02 - Calha do Rio Doce (Marilândia)
P03 - Calha do Rio Doce (Linhares)
P04 - Calha do Rio Doce (Linhares)

P05 - Lago do Limão (Colatina)
P06 - Lago do Óleo (Marilândia)
P07 - Córrego Ribeirão das Palmas (Linhares)
P08 e P08B - Calha do Rio Doce (Colatina)
P10 - Lago das Palmas (Linhares)

Figura 250: Riqueza proporcional de ictiofauna nativa (azul) e introduzidas (vermelho) amostrada com rede de arrasto no Período chuvoso 2018/2019 (a), Período Seco 2019 (b), Período chuvoso 2019/2020 (c), Período chuvoso 2020/2021 (d), Período seco 2021 (e).

Riqueza amostrada com rede de espera



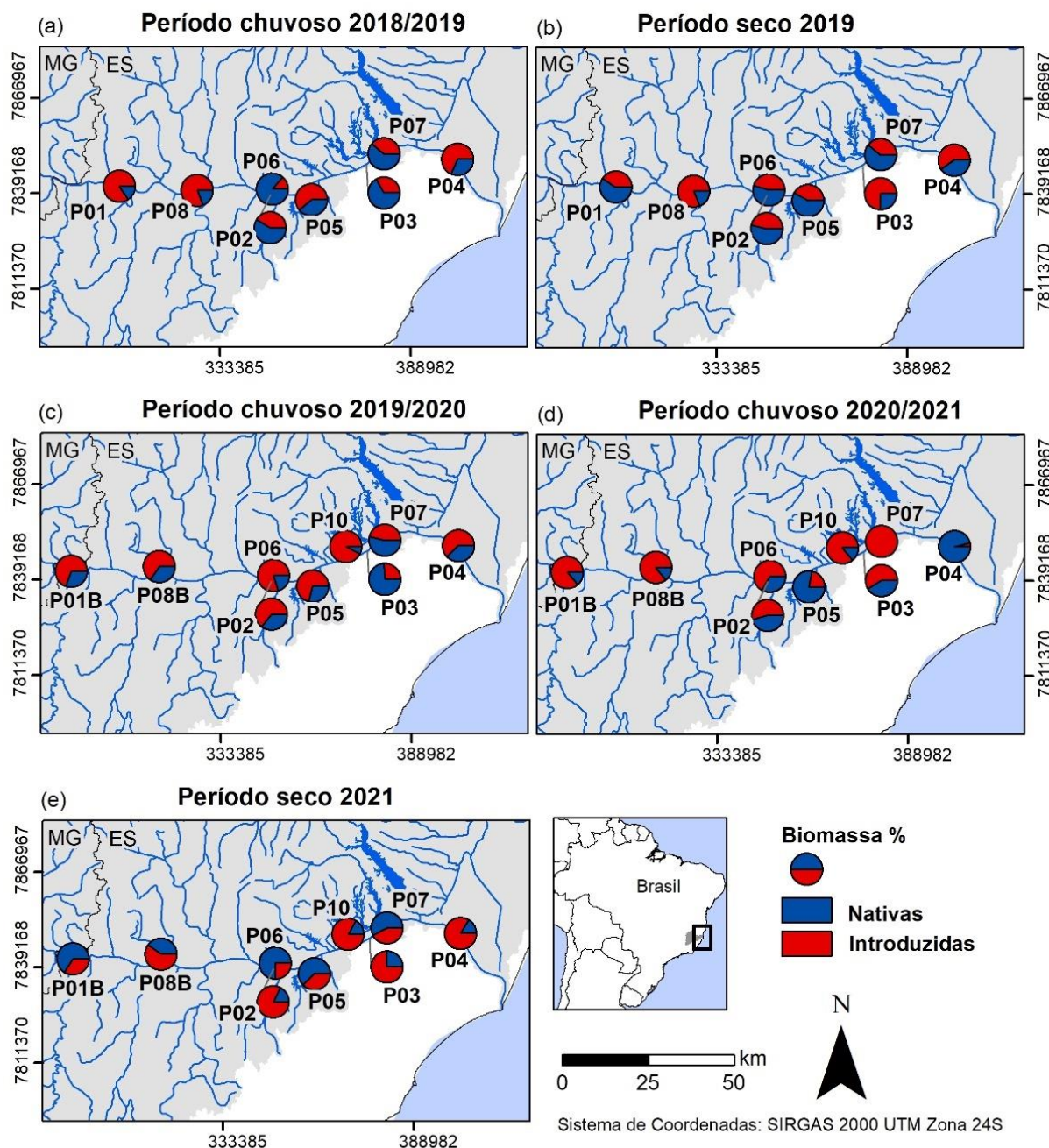
Identificação dos Pontos

P01 - Calha do Rio Doce (Baixo Guandu)
P01B - Reservatório de Mascarenhas (Baixo Guandu)
P02 - Calha do Rio Doce (Marilândia)
P03 - Calha do Rio Doce (Linhares)
P04 - Calha do Rio Doce (Linhares)

P05 - Lago do Limão (Colatina)
P06 - Lago do Óleo (Marilândia)
P07 - Córrego Ribeirão das Palmas (Linhares)
P08 e P08B - Calha do Rio Doce (Colatina)
P10 - Lago das Palmas (Linhares)

Figura 251: Biomassa proporcional de ictiofauna nativa (azul) e introduzidas (vermelho) amostrada com rede de espera no Período chuvoso 2018/2019 (a), Período Seco 2019 (b), Período chuvoso 2019/2020 (c), Período chuvoso 2020/2021 (d), Período seco 2021 (e).

Biomassa amostrada com rede de espera



Identificação dos Pontos

P01 - Calha do Rio Doce (Baixo Guandu)
P01B - Reservatório de Mascarenhas (Baixo Guandu)
P02 - Calha do Rio Doce (Marilândia)
P03 - Calha do Rio Doce (Linhares)
P04 - Calha do Rio Doce (Linhares)

P05 - Lago do Limão (Colatina)
P06 - Lago do Óleo (Marilândia)
P07 - Córrego Ribeirão das Palmas (Linhares)
P08 e P08B - Calha do Rio Doce (Colatina)
P10 - Lago das Palmas (Linhares)

Tabela 31: Proporção riqueza (número de espécies) e biomassa de ictiofauna amostrada com rede de espera (E) e rede de arrasto (A) ao longo do monitoramento PMBA/Fest-RRDM. BI Biomassa proporcional de ictiofauna introduzida, BN: Biomassa proporcional de nativas, RI: Riqueza proporcional de introduzidas, RN: Riqueza proporcional de nativas.

Ponto	Período	BI (E)	BN (E)	RI (E)	RN (E)	BI (A)	BN (A)	RI (A)	RN (A)
1	Chuvoso 2018/2019	0.841	0.159	0.364	0.636	0.002	0.998	0.375	0.625
2	Chuvoso 2018/2019	0.409	0.591	0.381	0.619	0.287	0.713	0.188	0.813
3	Chuvoso 2018/2019	0.332	0.668	0.333	0.667	0.238	0.762	0.308	0.692
4	Chuvoso 2018/2019	0.684	0.316	0.375	0.625	0.062	0.938	0.200	0.800
5	Chuvoso 2018/2019	0.609	0.391	0.375	0.625	0.304	0.696	0.500	0.500
6	Chuvoso 2018/2019	0.137	0.863	0.385	0.615	0.448	0.552	0.364	0.636
7	Chuvoso 2018/2019	0.388	0.612	0.429	0.571	0.231	0.769	0.263	0.737
8	Chuvoso 2018/2019	0.810	0.190	0.429	0.571	0.433	0.567	0.273	0.727
1	Seco 2019	0.406	0.594	0.375	0.625	0.079	0.921	0.222	0.778
2	Seco 2019	0.461	0.539	0.286	0.714	0.451	0.549	0.286	0.714
3	Seco 2019	0.751	0.249	0.467	0.533	0.164	0.836	0.333	0.667
4	Seco 2019	0.596	0.404	0.250	0.750	0.018	0.982	0.250	0.750
5	Seco 2019	0.419	0.581	0.500	0.500	0.642	0.358	0.700	0.300
6	Seco 2019	0.454	0.546	0.600	0.400	0.177	0.823	0.364	0.636
7	Seco 2019	0.390	0.610	0.667	0.333	0.494	0.506	0.421	0.579
8	Seco 2019	0.812	0.188	0.533	0.467	0.588	0.412	0.273	0.727
2	Chuvoso 2019/2020	0.640	0.360	0.417	0.583	0.412	0.588	0.250	0.750
3	Chuvoso 2019/2020	0.262	0.738	0.308	0.692	0.040	0.960	0.368	0.632
4	Chuvoso 2019/2020	0.620	0.380	0.417	0.583	0.014	0.986	0.200	0.800
5	Chuvoso 2019/2020	0.709	0.291	0.667	0.333	0.581	0.419	0.500	0.500
6	Chuvoso 2019/2020	0.797	0.203	0.500	0.500	0.506	0.494	0.500	0.500
7	Chuvoso 2019/2020	0.463	0.537	0.333	0.667	0.432	0.568	0.500	0.500
10	Chuvoso 2019/2020	0.925	0.075	0.583	0.417	0.609	0.391	0.583	0.417
1B	Chuvoso 2019/2020	0.691	0.309	0.400	0.600	NA	NA	NA	NA
8B	Chuvoso 2019/2020	0.653	0.347	0.444	0.556	0.432	0.568	0.438	0.563
2	Chuvoso 2020/2021	0.540	0.460	0.400	0.600	0.007	0.993	0.143	0.857
3	Chuvoso 2020/2021	0.589	0.411	0.333	0.667	0.008	0.992	0.111	0.889
4	Chuvoso 2020/2021	0.036	0.964	0.167	0.833	0.299	0.701	0.333	0.667
5	Chuvoso 2020/2021	0.217	0.783	0.429	0.571	0.382	0.618	0.500	0.500
6	Chuvoso 2020/2021	0.664	0.336	0.400	0.600	0.515	0.485	0.400	0.600
7	Chuvoso 2020/2021	1.000	0.000	1.000	0.000	0.019	0.981	0.200	0.800
10	Chuvoso 2020/2021	0.860	0.140	0.571	0.429	0.963	0.037	0.429	0.571
1B	Chuvoso 2020/2021	0.863	0.137	0.583	0.417	0.442	0.558	0.429	0.571
8B	Chuvoso 2020/2021	0.858	0.142	0.667	0.333	0.422	0.578	0.250	0.750
2	Seco 2021	0.818	0.182	0.600	0.400	0.170	0.830	0.182	0.818
3	Seco 2021	0.746	0.254	0.500	0.500	0.098	0.902	0.250	0.750
4	Seco 2021	0.840	0.160	0.286	0.714	0.394	0.606	0.250	0.750
5	Seco 2021	0.373	0.627	0.545	0.455	0.691	0.309	0.429	0.571
6	Seco 2021	0.250	0.750	0.500	0.500	0.154	0.846	0.500	0.500

Ponto	Período	BI (E)	BN (E)	RI (E)	RN (E)	BI (A)	BN (A)	RI (A)	RN (A)
7	Seco 2021	0.425	0.575	0.429	0.571	0.287	0.713	0.375	0.625
10	Seco 2021	0.834	0.166	0.769	0.231	0.917	0.083	0.571	0.429
1B	Seco 2021	0.341	0.659	0.400	0.600	0.476	0.524	0.333	0.667
8B	Seco 2021	0.596	0.404	0.375	0.625	0.807	0.193	0.333	0.667

Relações entre riqueza (número de espécies) e variáveis ambientais

Regressões lineares múltiplas mostraram que a variação na riqueza de espécies dentro de cada ponto de monitoramento ao longo das campanhas foi explicada pelas variáveis ambientais medidas. A turbidez foi a variável mais frequente entre os modelos selecionados para explicar a riqueza de espécies. Em geral, a turbidez apresentou uma relação negativa com a riqueza de espécies na calha e positiva nos lagos e córregos. Nos córregos e no lago das Palmas, essa relação positiva esteve associada à riqueza de espécies introduzidas (Tabela 32). Os resultados também evidenciam que as respostas dos indicadores às variáveis ambientais na calha e nas lagoas do Rio Doce não seguem o mesmo padrão de relação. Para os pontos da calha, a turbidez foi uma variável muito importante (com maiores coeficientes estimados) e com uma relação negativa com os indicadores, com exceção do ponto 4, situado mais próximo à foz do Rio Doce, e o ponto 1B, localizado no reservatório de Mascarenhas (Tabela 32). O pH também apresentou influências diferentes, sendo negativa para o ponto 4 e positiva para os pontos 2, 3 e 1B. Por outro lado, a condutividade, que também apresentou coeficientes estimados altos, apresentou relação positiva com todos os indicadores de riqueza de espécies. Nos pontos de monitoramento em lagos, também se observou relações distintas entre as variáveis e os indicadores. A variação nos indicadores de riqueza do Ponto 5 (lago do Limão), por exemplo, apresenta uma relação negativa com a variável turbidez, enquanto no Ponto 6 (lago do Óleo) e Ponto 10 (lago das Palmas) essa relação foi positiva (Tabela 32).

Tabela 32: Resultado dos melhores modelos para a variação da riqueza de espécies em cada ponto monitorado ao longo das campanhas do PMBA/Fest-RRDM. Pontos 2, 3, 4, 1B e 8B estão localizados na calha do Rio Doce; pontos 5, 6 e 10 estão localizados em lagos e pontos 7 e 9 são córregos.

Ponto	Indicador	Variável (coeficientes estimados)	R ² _{ajust}	p
2	Riqueza Total	Turbidez (-1,28) + Condutividade (3,03) + pH (1,07)	0,72	0,002
	Riqueza Nativas	Turbidez (-0,96) + Condutividade (1,76) + pH (0,94)	0,60	0,010
	Riqueza Introduzidas	Temperatura (-0,34) + Turbidez (-0,30) + Condutividade (1,22)	0,86	<0,001
3	Riqueza Total	Nulo		
	Riqueza Nativas	Nulo		
	Riqueza Introduzidas	Turbidez (-0,67) + Condutividade (0,90))	0,22	0,103
4	Riqueza total	OD (-2,51) + Turbidez (1,37) + pH (-1,21)	0,51	0,016
	Riqueza nativas	Temperatura (0,79) + OD (-2,06) + Turbidez (0,74) + pH (-0,98)	0,41	0,064
	Riqueza introduzidas	OD (-0,77) + Turbidez (0,42) + pH (-0,43)	0,49	0,021
5	Riqueza total	Turbidez (-1,20) + Condutividade (1,48)	0,46	0,014

Ponto	Indicador	Variável (coeficientes estimados)	R ² _{ajust}	p
	Riqueza nativas	Turbidez (-0,62) + Condutividade (0,87)	0,49	0,010
	Riqueza introduzidas	Nulo		
6	Riqueza total	Temperatura (-0,90) + Turbidez (0,64) + Condutividade (0,59) + pH (0,66)	0,44	0,054
	Riqueza nativas	Nulo		
	Riqueza introduzidas	Nulo		
7	Riqueza total	Nulo		
	Riqueza nativas	Temperatura (0,73) + OD (-0,48) + Condutividade (-0,66)	0,39	0,060
	Riqueza introduzidas	Temperatura (-0,40) + Turbidez (0,72)	0,35	0,045
9	Riqueza total	Nulo		
	Riqueza nativas	pH (0,66)	0,40	0,017
	Riqueza introduzidas	OD (0,23) + Turbidez (0,35) + Condutividade (0,45)	0,45	0,051
10	Riqueza total	Temperatura (1,49) + OD (-0,96) + Turbidez (1,53) + pH (1,02)	0,63	0,023
	Riqueza nativas	Nulo		
	Riqueza introduzidas	Temperatura (1,22) + OD (-0,66) + Turbidez (0,88)	0,55	0,023
1B	Riqueza total	Nulo		
	Riqueza nativas	OD (-1,35) + pH (1,44)	0,43	0,033
	Riqueza introduzidas	Nulo		
8B	Riqueza total	Temperatura (1,28) + Turbidez (-2,99) + Condutividade (3,77)	0,74	0,003
	Riqueza nativas	Temperatura (0,99) + Turbidez (-1,58) + Condutividade (1,84)	0,56	0,022
	Riqueza introduzidas	Turbidez (-1,33) + Condutividade (1,92)	0,76	<0,001

Relações entre composição da ictiofauna e variáveis ambientais (RDAs)

As relações entre a variação na composição de ictiofauna e variáveis ambientais foram realizadas por meio de análises de redundância (RDA) particionando o efeito ambiental, espacial e temporal. O resultado da partição da variação, para os pontos de monitoramento na calha do Rio Doce, mostra que 18,26% da variação na composição da ictiofauna é devida aos fatores ambientais, espaciais e temporais. Os fatores ambientais (temperatura da água, turbidez, condutividade, pH e oxigênio dissolvido) explicaram aproximadamente 3% da variação na composição, mas essa explicação foi compartilhada com o efeito espacial e temporal, sugerindo que as variáveis ambientais estejam estruturadas no tempo e no espaço (Figura 252 a). O fator temporal foi o que mais explicou a variação na composição (10%), seguido pelo efeito espacial (8%). Excluindo os efeitos compartilhados, os fatores espacial e temporal contribuem com frações similares da variação na composição, 7,7% e 8,1%, respectivamente (Figura 252 a). Em relação aos lagos, a RDA mostrou uma explicação de 24% (R²_{ajust}) na variação da composição de espécies. O fator temporal explicou sozinho boa parte desta variação e teve uma pequena fração compartilhada apenas com os fatores ambientais (Figura 252 b). O fator

espacial teve a segunda maior contribuição na explicação da variação da comunidade dos lagos (7%), e, ao contrário do que foi observado na calha, o fator ambiental contribuiu individualmente com 5% (Figura 252 b). Quando essa contribuição ambiental é avaliada em um gráfico da ordenação, observa-se que o eixo um da RDA explicou 50,7% dessa contribuição individual dos fatores ambientais e separou o efeito da condutividade das demais variáveis. Já o eixo dois, explicou 21,5% dessa contribuição e separou o efeito da variável turbidez e pH das demais. O triplot da RDA (Figura 253) mostra que as amostragens estão igualmente distribuídas nos quadrantes da RDA e que as espécies Lambari *Astyanax lacustris*, Mandi-açú *Pimelodus maculatus* e Cará *Aequidens* sp. estão positivamente associadas ao pH e negativamente associadas à condutividade, enquanto as espécies Barrigudinho *Poecilia vivipara*, Mato-grosso *Hyphessobrycon eques* e Jacundá *Crenicichla lepidota* estão negativamente associadas às variáveis de oxigênio dissolvido e temperatura da água (Figura 253).

Figura 252: Diagrama de Venn mostrando a partição de explicação dos fatores ambientais, espaciais e temporais na variação da composição da ictiofauna na calha (a) e nos lagos do Baixo Rio Doce (b). Valores representam o R^2_{ajust} da análise de partição de variância.

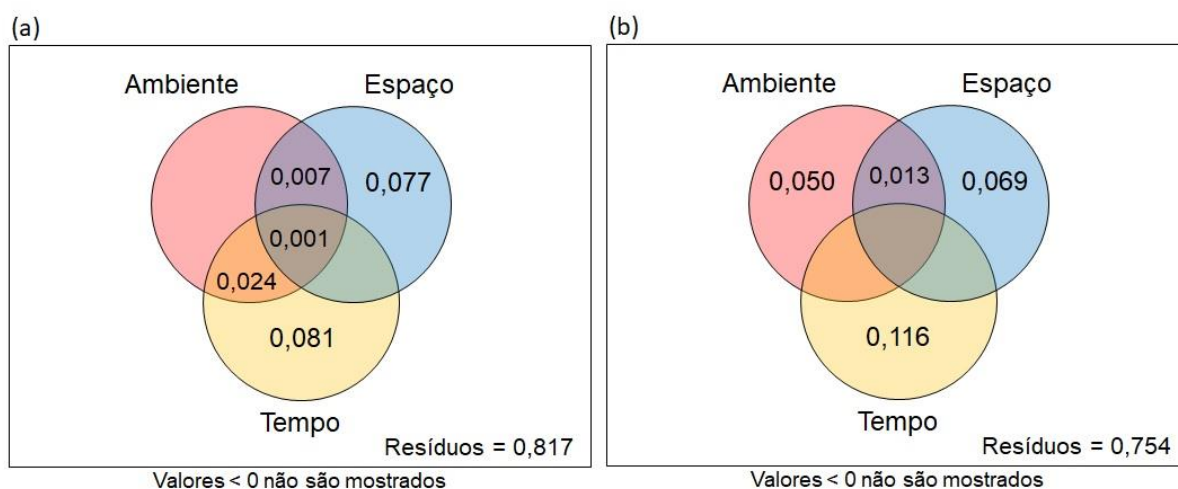
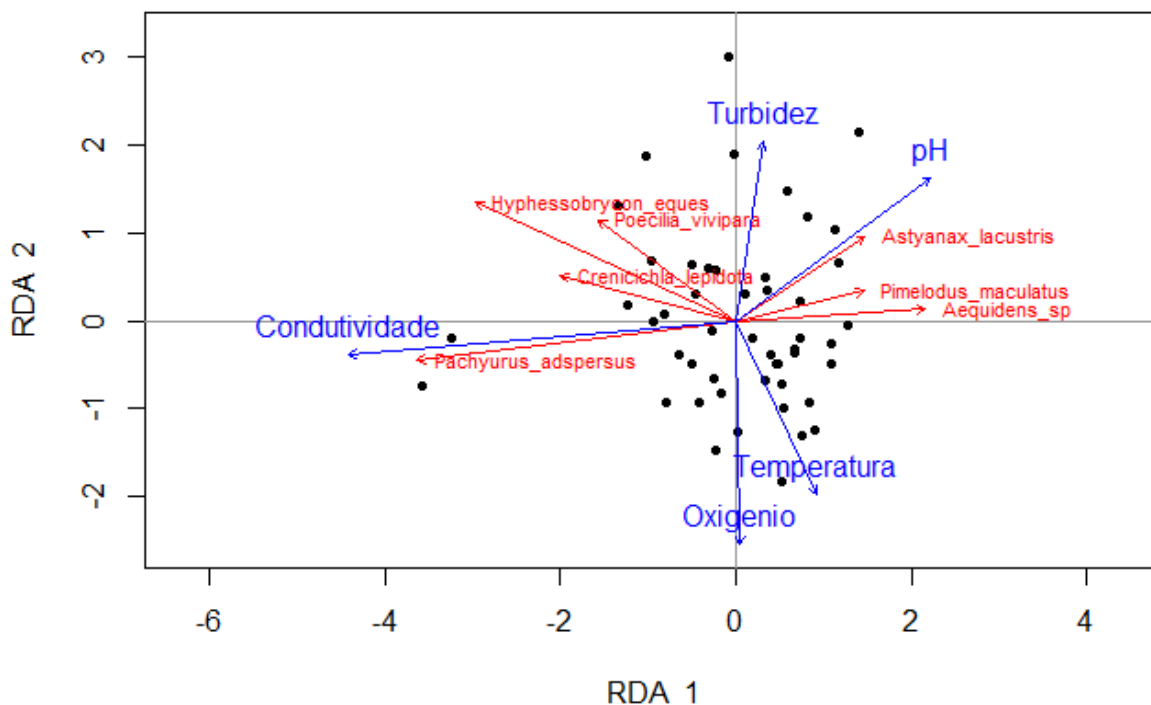


Figura 253: Triplot da Análise de Redundância (RDA) entre a composição da ictiofauna dos lagos do Baixo Rio Doce e as variáveis ambientais controlando o efeito do espaço e do tempo. Eixo um da RDA explica 50,7% da variação dos dados e o eixo dois, 21,5%. Apenas as espécies com bons ajustes individuais (goodness > 0.05) são mostradas.



3.3.3 Ecologia Trófica

Ao longo das 26 campanhas do monitoramento da PMBA/Fest-RRDM, foram analisados 3.503 estômagos pertencentes a 69 espécies, sendo 45 nativas e 24 introduzidas (Tabela 33). Através dos itens alimentares analisados foi possível identificar 17 categorias alimentares. Os itens consumidos por cada espécie foram determinantes para classificar as guildas tróficas. No monitoramento, foram identificadas 10 guildas tróficas: bentófago, carnívoro, detritívoro, herbívoro, insetívoro, insetívoro aquático, insetívoro terrestre, invertívoro, onívoro e piscívoro (Tabela 33).

Tabela 33: Valores das porcentagens de volume (%V) das categorias alimentares consumidas pelas espécies de peixes do baixo Rio Doce e o número de estômagos analisados por espécie (N). Em negrito, as categorias com maior porcentagem de contribuição para cada espécie e em vermelho, as guildas tróficas que foram definidas a partir de literatura. Sed: sedimentos; Det: detritos; MO: matéria orgânica; Veg: vegetal; Tec: Tecameba, Rot: Rotífera; Moll: Mollusca; Micro: microcrustáceos; Cam: camarão; Arach: Arachnida; I.Terr: insetos terrestres; I.Aqu: insetos aquáticos; O.Inv: outros invertebrados; Rep.: Reptil; LA: larva de Amphibia; Inset: Insetívoro

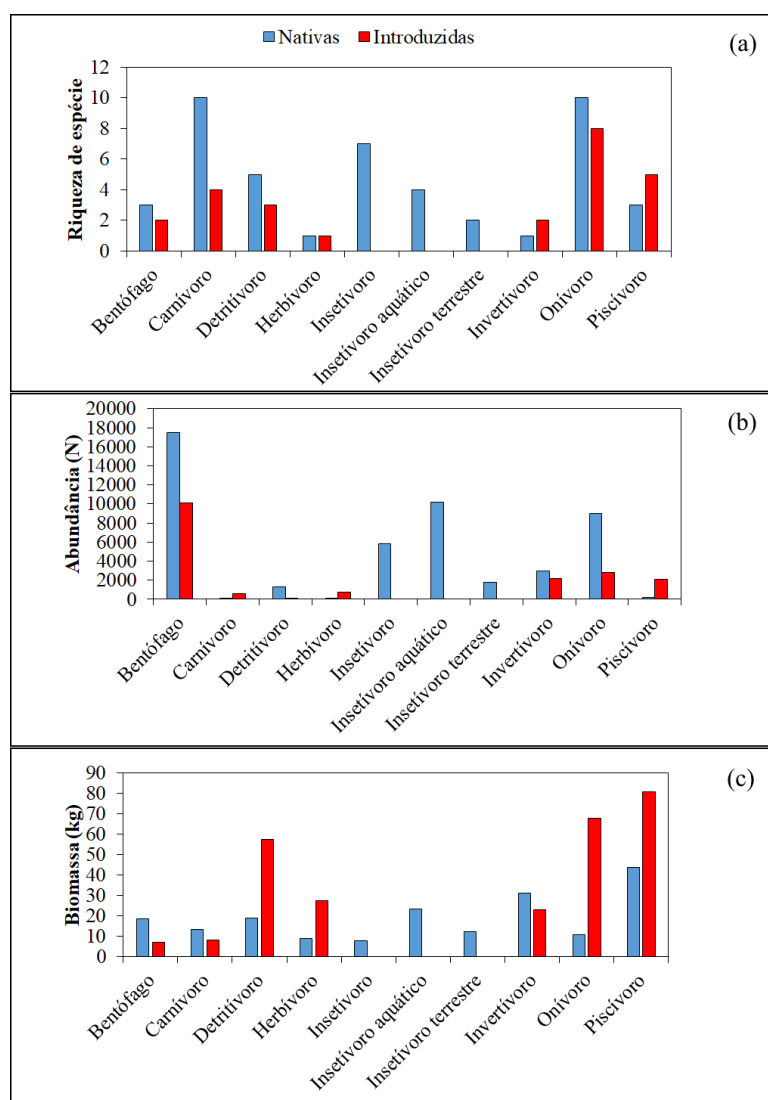
Espécie	N	Categorias alimentares																Guilda trófica
		Sed	Det	MO	Algas	Veg	Tec	Moll	Micro	Cam	Arach	I. Ter	I. Aqu	O. Inv	Peixe	Rep.	LA	
Nativas																		
<i>Astyanax lacustris</i>	252	0,47	0,00	0,29	1,95	1,83	0,00	0,11	0,00	0,00	0,01	92,87	2,11	0,00	0,37	0,00	0,00	Inset. Terrestre
<i>Awaous tajacica</i>	161	8,85	7,36	8,68	13,24	1,94	0,07	1,07	20,87	0,01	0,07	0,19	32,80	0,00	4,85	0,00	0,00	Bentófago
<i>Caranx bartholomaei</i>	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Caranx latus</i>	3	4,58	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	95,42	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Centropomus parallelus</i>	21	0,00	0,00	0,00	0,00	7,21	0,00	0,00	0,00	79,60	0,00	0,00	0,50	0,00	12,68	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Characidium cricareense</i>	29	0,89	0,00	1,48	0,00	1,41	0,00	0,00	0,76	0,00	1,76	0,00	86,96	0,00	6,74	0,00	0,00	Inset. Aquático
<i>Corydoras aff. aeneus</i>	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,69	92,31	0,00	0,00	0,00	0,00	Insetívoro
<i>Deuterodon cf. giton</i>	58	0,13	1,89	4,94	18,01	8,30	0,00	0,00	0,72	0,14	2,34	54,53	7,90	0,00	1,10	0,00	0,00	Onívoro
<i>Deuterodon cf. intermedius</i>	89	0,48	11,68	4,92	17,41	4,20	0,00	0,00	1,42	12,15	4,82	25,10	17,53	0,00	0,29	0,00	0,00	Onívoro
<i>Deuterodon cf. taeniatus</i>	133	0,09	0,07	4,13	0,34	44,90	0,00	0,13	0,08	0,08	0,14	31,76	17,79	0,01	0,47	0,00	0,00	Onívoro
<i>Elops saurus</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	37,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	62,50	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Eucinostomus cf. argenteus</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	21,27	0,00	0,00	0,00	78,69	0,00	0,04	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Eugerres brasiliensis</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Genidens genidens</i>	17	21,48	0,00	19,15	0,00	5,50	0,00	24,89	0,00	13,23	0,00	0,12	0,07	0,00	15,56	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i>	297	0,87	1,25	3,65	0,25	6,42	0,04	32,49	11,18	0,00	0,12	0,96	41,75	0,50	0,53	0,00	0,00	Invertívoro
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	10	0,00	0,00	3,60	0,00	44,42	0,00	0,00	0,00	0,00	15,61	36,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Hoplias intermedius</i>	24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,00	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	99,74	0,00	0,00	Piscívoro
<i>Hoplias malabaricus</i>	87	0,00	0,00	0,03	0,00	0,27	0,00	0,00	0,00	5,47	0,19	0,00	0,00	0,00	94,04	0,00	0,00	Piscívoro
<i>Hypomasticus steindachneri</i>	1	1,65	67,63	0,00	4,12	25,98	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,62	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Hyporhamphus roberti</i>	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Hypostomus affinis</i>	19	2,15	96,03	1,20	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	Detritívoro

Espécie	N	Categorias alimentares																Guilda trófica
		Sed	Det	MO	Algas	Veg	Tec	Moll	Micro	Cam	Arach	I. Ter	I. Aqu	O. Inv	Peixe	Rep.	LA	
<i>Hypostomus luetkeni</i>	3	11,56	86,38	0,00	2,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Detritívoro
<i>Knodus moenkhausii</i>	156	0,06	0,31	7,00	0,30	0,71	0,00	0,01	0,58	3,81	1,11	37,67	46,09	0,00	2,35	0,00	0,00	Insetívoro
<i>Loricariichthys castaneus</i>	43	3,33	21,23	49,93	0,02	6,65	0,00	0,00	0,19	0,00	0,00	0,08	18,29	0,28	0,00	0,00	0,00	Bentófago
<i>Lycengraulis grossidens</i>	28	0,00	0,00	1,05	0,00	6,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	80,54	11,36	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Megaleporinus conirostris</i>	30	0,24	0,00	0,00	0,40	64,57	0,00	8,21	0,00	0,00	0,00	0,00	24,99	0,05	1,54	0,00	0,00	Herbívoros
<i>Microphis lineatus</i>	15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,02	0,00	0,00	0,00	71,53	0,00	25,45	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Moenkhausia vittata</i>	20	0,52	0,26	0,10	0,00	52,67	0,00	0,00	0,00	0,00	2,18	16,19	27,88	0,00	0,21	0,00	0,00	Onívoro
<i>Mugil curema</i>	55	61,38	37,89	0,34	0,38	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Detritívoro
<i>Oligosarcus acutirostris</i>	9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,82	16,47	0,00	74,71	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Oligosarcus argenteus</i>	4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Pachyurus adspersus</i>	272	0,03	0,15	1,53	0,06	1,11	0,00	0,01	1,19	16,97	0,14	3,63	75,13	0,00	0,04	0,00	0,00	Inset. Aquático
<i>Parotocinclus maculicauda</i>	5	27,31	45,37	27,22	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Detritívoro
<i>Pimelodella lateristriga</i>	29	1,26	0,00	18,07	0,00	5,19	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	10,21	57,94	0,00	7,18	0,00	0,00	Insetívoro
<i>Poecilia vivipara</i>	215	6,32	49,51	7,79	19,34	0,00	0,00	0,25	3,09	0,00	0,36	0,54	12,52	0,27	0,00	0,00	0,00	Bentófago
<i>Pomadasys ramosus</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100	0,00	0,00	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Prochilodus vimboides</i>	2	4,62	83,96	11,33	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Detritívoro
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>	19	0,63	0,00	1,26	6,29	33,95	0,00	0,00	1,57	0,00	0,63	0,38	51,14	0,00	4,15	0,00	0,00	Onívoro
<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	22	0,00	0,00	0,00	0,07	14,76	0,00	0,00	0,04	0,18	0,28	71,59	13,09	0,00	0,00	0,00	0,00	Insetívoro
<i>Rhamdia quelen</i>	13	0,00	0,00	0,03	0,00	5,64	0,00	0,00	0,00	1,81	0,00	1,87	0,14	0,00	90,51	0,00	0,00	Onívoro
<i>Serrapinnus heterodon</i>	57	1,43	1,16	6,84	23,45	0,57	0,00	0,00	0,67	0,00	0,40	32,13	33,19	0,00	0,14	0,00	0,00	Insetívoro
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	23	0,00	0,00	2,58	0,00	2,58	0,00	0,86	0,00	0,00	0,30	87,50	6,17	0,00	0,00	0,00	0,00	Inset. Terrestre
<i>Trichomycterus aff. alternatus</i>	1	1,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	90,91	0,00	0,00	Insetívoro
<i>Trichomycterus immaculatus</i>	47	0,45	0,00	1,82	0,00	5,83	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	91,90	0,00	0,00	0,00	0,00	Inset. Aquático
<i>Trinectes paulistanus</i>	7	0,00	0,00	11,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	88,33	0,00	0,00	0,00	0,00	Inset. Aquático

Espécie	N	Categorias alimentares																Guilda trófica
		Sed	Det	MO	Algas	Veg	Tec	Moll	Micro	Cam	Arach	I. Ter	I. Aqu	O. Inv	Peixe	Rep.	LA	
Introduzidas																		
<i>Aequidens sp.</i>	115	0,25	2,07	24,01	4,99	10,11	0,00	1,49	0,40	0,00	0,00	4,42	15,27	0,00	36,96	0,00	0,04	Onívoro
<i>Astronotus ocellatus</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	62,50	0,00	37,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Cichla kelberi</i>	53	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	2,66	0,00	0,00	0,30	0,00	96,86	0,00	0,00	Piscívoro
<i>Cichla monoculus</i>	149	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,00	0,02	0,08	0,00	99,66	0,01	0,00	Piscívoro
<i>Clarias gariepinus</i>	1	43,53	0,00	0,00	0,11	33,73	0,00	0,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	21,76	0,00	0,00	Onívoro
<i>Coptodon rendalli</i>	65	3,35	24,72	24,22	25,34	11,64	0,00	2,60	0,05	0,00	0,03	0,92	0,72	0,00	6,39	0,00	0,00	Onívoro
<i>Crenicichla lepidota</i>	111	0,00	0,00	0,48	0,04	0,00	0,00	5,56	3,37	10,72	13,57	5,43	26,15	0,00	34,68	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Gymnotus aff. carapo</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,57	0,00	0,00	0,00	91,43	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Gymnotus sylvius</i>	16	0,37	0,07	7,81	0,03	13,91	0,00	0,12	0,00	16,89	0,00	0,33	59,30	0,00	1,17	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Hoplosternum littorale</i>	39	0,80	0,00	4,91	0,40	3,62	0,00	4,26	24,49	2,41	0,04	0,16	37,04	18,09	3,78	0,00	0,00	Invertívoro
<i>Hyphessobrycon eques</i>	22	0,00	0,00	4,96	0,00	1,79	0,00	0,00	43,92	0,00	33,68	0,00	15,65	0,00	0,00	0,00	0,00	Invertívoro
<i>Lophiosilurus alexandri</i>	7	0,05	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	99,94	0,00	0,00	Piscívoro
<i>Metynnis lippincottianus</i>	134	0,25	0,85	1,47	53,84	37,12	0,00	0,09	1,10	0,00	0,05	3,26	1,96	0,00	0,01	0,00	0,00	Herbívoro
<i>Oreochromis niloticus</i>	164	12,93	55,17	5,98	20,93	1,49	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	2,22	0,31	0,00	0,73	0,00	0,00	Bentófago
<i>Pimelodus maculatus</i>	117	0,34	0,03	11,69	0,02	23,63	0,00	0,64	0,00	16,86	0,01	2,71	2,48	0,00	41,61	0,00	0,00	Onívoro
<i>Pimelodus sp.</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	90,09	0,00	0,00	0,00	9,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Onívoro
<i>Poecilia reticulata</i>	46	0,22	40,10	6,58	0,74	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,02	0,72	49,41	0,22	0,00	0,00	0,00	Bentófago
<i>Prochilodus argenteus</i>	9	19,69	35,00	45,02	0,17	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Detritívoro
<i>Prochilodus costatus</i>	20	7,62	74,98	14,40	3,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Detritívoro
<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	12	14,71	53,24	31,76	0,29	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	Detritívoro
<i>Pygocentrus nattereri</i>	111	0,04	0,00	0,00	0,00	13,18	0,00	0,35	0,14	12,37	0,00	0,77	0,95	0,00	61,32	10,88	0,00	Piscívoro
<i>Salminus brasiliensis</i>	7	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,08	0,00	97,92	0,00	0,00	Piscívoro
<i>Serrasalmus brandtii</i>	8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,42	0,00	0,00	0,00	24,64	0,00	2,52	3,27	0,00	69,16	0,00	0,00	Carnívoro
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100	0,00	0,00	Carnívoro

A guilda trófica dos carnívoros, insetívoros, e onívoros apresentaram a maior riqueza de espécies nativas (Figura 254a). Dentro das espécies introduzidas, onívoro, piscívoro e carnívoro foram as guildas com maior riqueza de espécies (Figura 254a). Ao considerar a abundância de indivíduos, observa-se que a guilda trófica bentófago foi predominante no monitoramento do Baixo Rio Doce, tanto para as espécies nativas quanto para as introduzidas, com exceção da guilda trófica insetívoro aquático. É importante destacar que piscívoro, carnívoro e herbívoro apresentaram maior abundância de espécies introduzidas quando comparado com as nativas (Figura 254b). No tocante à biomassa, piscívoro, onívoro e detritívoro foram as guildas tróficas com maior valor de biomassa, principalmente nas espécies introduzidas (Figura 254c).

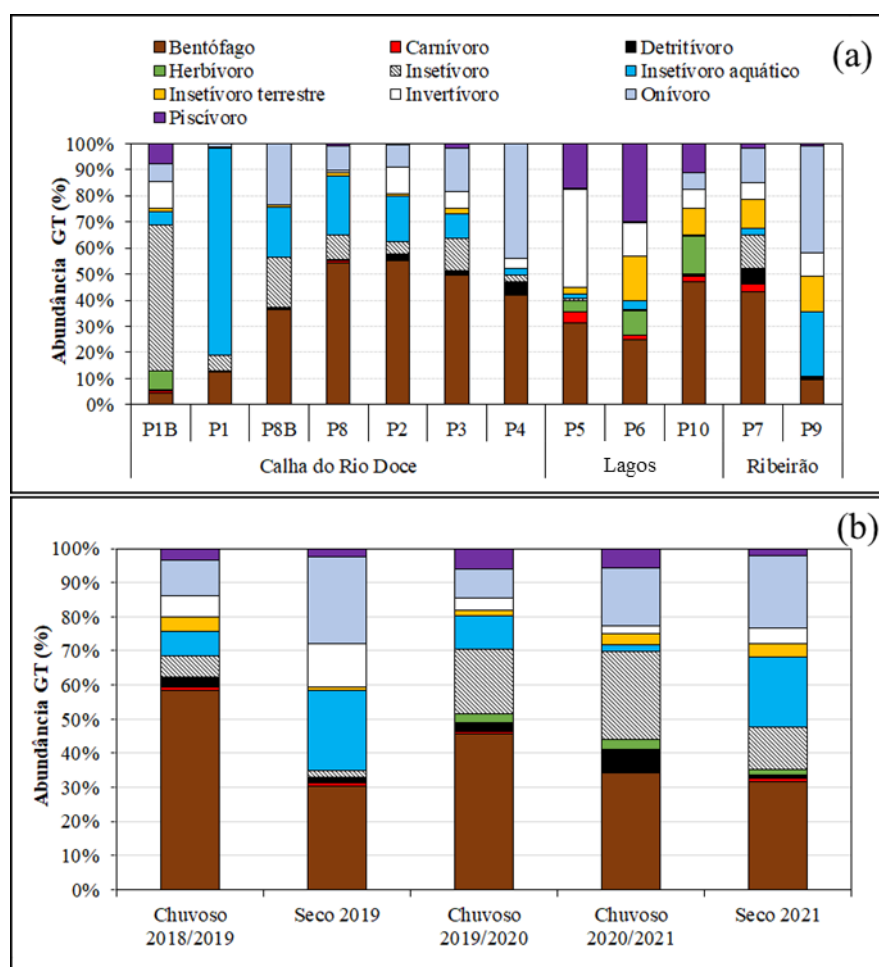
Figura 254: Riqueza de espécie (a), abundância (b) e biomassa (c) por guilda trófica das espécies de peixes nativas e introduzidas no Baixo Rio Doce. Foram utilizados dados de 26 campanhas realizadas entre outubro/2018 até outubro/2021.



Pela variação espacial, a guilda bentófago foi dominante em todos os ambientes, considerando todos os petrechos de pesca. Com relação aos diferentes ambientes (i.e., reservatório, calha do rio, lagos e ribeirão/córrego), foi notado uma diferenciação na proporção de guildas tróficas. Por exemplo, nos lagos

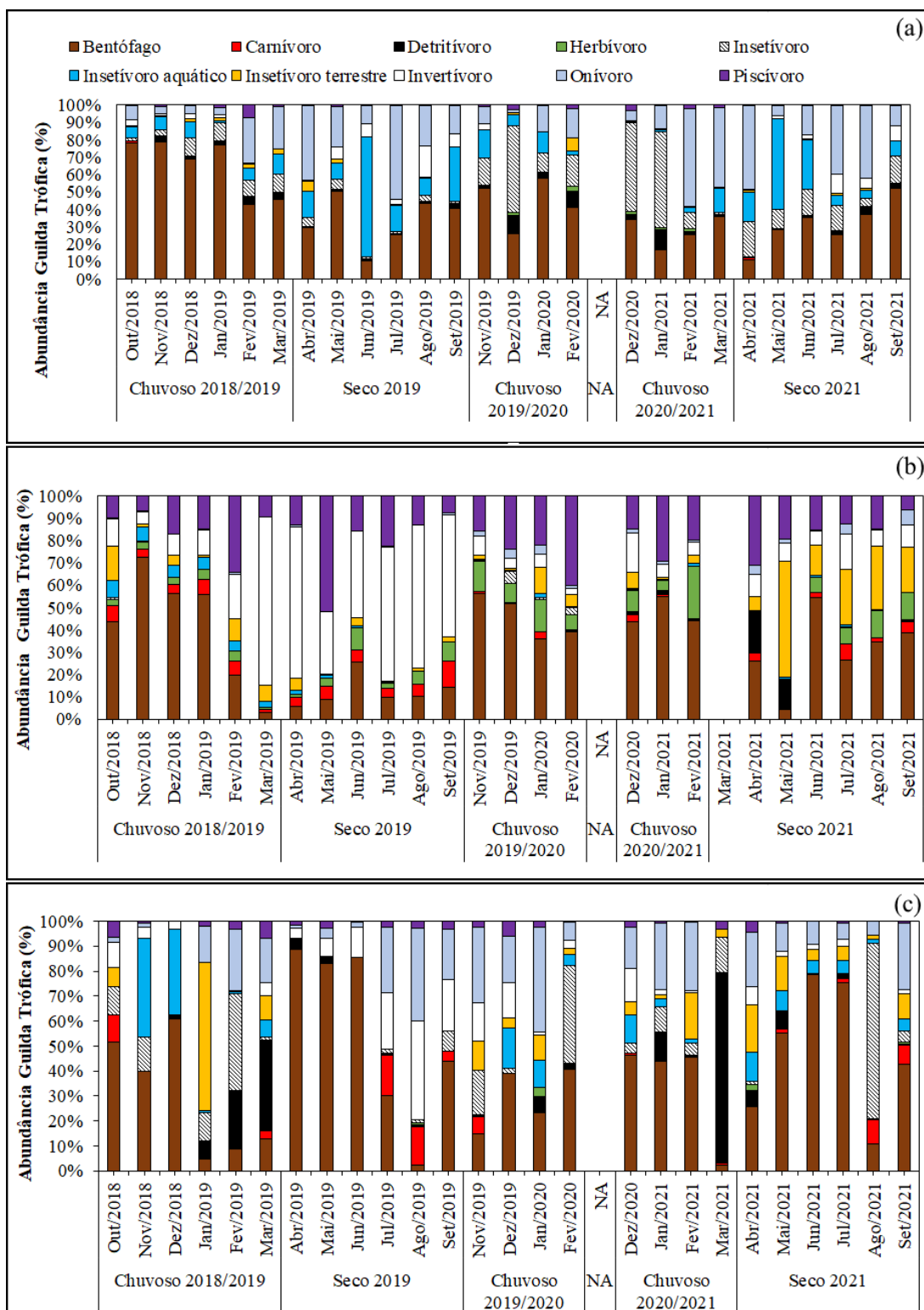
e ribeirão, observa-se maior diversificação de guildas; enquanto na calha do Rio Doce as guildas tróficas apresentaram riqueza menor (Figura 255a). Ao considerar os pontos de amostragem localizados somente na calha do Rio Doce, a proporção de guilda trófica tende a mudar ao longo do gradiente longitudinal (P1 até P4, Figura 255a), ou seja, a riqueza de guilda trófica aumenta à medida que as estações de coleta se aproximam à foz do rio. A variação temporal das guildas tróficas durante os 3 anos de atividades do PMBA/Fest-RRDM mostrou que a guilda dos bentófagos foi predominante, enquanto os carnívoros ocorreram na menor proporção nos diferentes períodos sazonais (Figura 255b).

Figura 255: Evolução espacial (a) e temporal (b) da abundância de guildas tróficas (%) das assembleias de peixes do Baixo Rio Doce. Período chuvoso 2018/2019 = outubro/2018 a março/2019; Período seco 2019 = abril/2019 à setembro/2019; Período chuvoso 2019/2020 = novembro/2019 à fevereiro/2020, Período chuvoso 2020/2021 = dezembro/2020 à março/2021 e Período Seco = abril/2021 à setembro/2021. GT = guilda trófica



A evolução temporal das guildas, considerando separadamente os ambientes lóticos (calha do rio e ribeirão) e lênticos do monitoramento, mostrou redução das guildas tróficas carnívoro e piscívoro na calha do Rio Doce (Figura 256a). Por outro lado, nos lagos juntamente com os ribeirões observa-se novamente maior diversidade de guildas tróficas, com maior contribuição para bentófago (Figura 256b). Além disso, nos lagos e ribeirões, a guilda trófica do carnívoro foi representada por todas as espécies introduzidas, exceto a espécie nativa Robalo *Centropomus parallelus* que teve ocorrência no lago do Óleo (P6).

Figura 256: Evolução temporal do indicador abundância de guildas tróficas (%) da ictiofauna na calha do Rio Doce (a), lagos (b) e riberões (c) do Baixo Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.



Com relação as espécies enquadradas na guilda trófica de carnívoro, é possível detectar, no Ano 3, o declínio ou desaparecimento de oito espécies de peixes (i.e., *Caranx latus*, *Elops saurus*, *Eucinostomus cf. argenteus*, *Eugerres brasiliensis*, *Genidens genidens*, *Gymnotus sylvius*, *Oligosarcus argenteus* e *Pomadasys ramosus*) na calha do Rio Doce, sendo que uma delas é introduzida (*Gymnotus sylvius*) (Figura 257). Vale ressaltar que o Sarapó, *G. sylvius*, apesar de ter sido coletada somente uma vez na calha do Rio Doce, ela também ocorre nos ambientes de lagos e córregos do monitoramento. Na guilda piscívoro, observou-se declínio ou desaparecimento de uma espécie nativa (i.e., *Caranx bartholomaei*) na calha do Rio Doce. Em relação às outras duas espécies nativas, as traíras *Hoplias intermedius* e *H. malabaricus*, é provável que continuem ocorrendo neste ambiente, com picos de abundância no início do período chuvoso (Figura 258).

Figura 257: Evolução temporal do indicador abundância para as espécies de peixes da guilda trófica carnívoro na calha do Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.

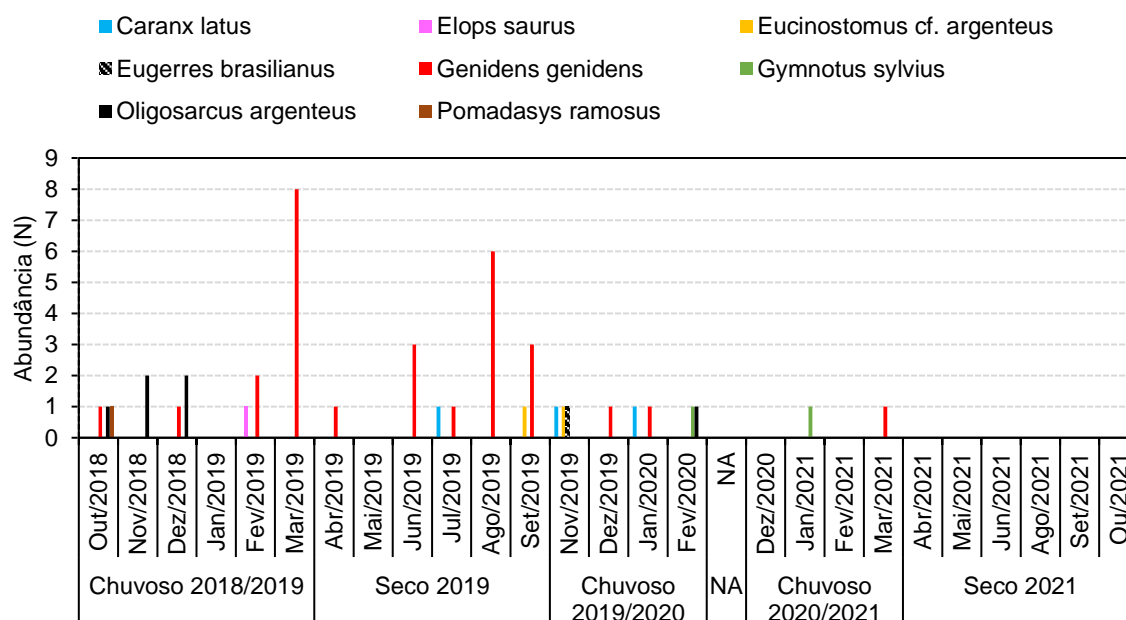
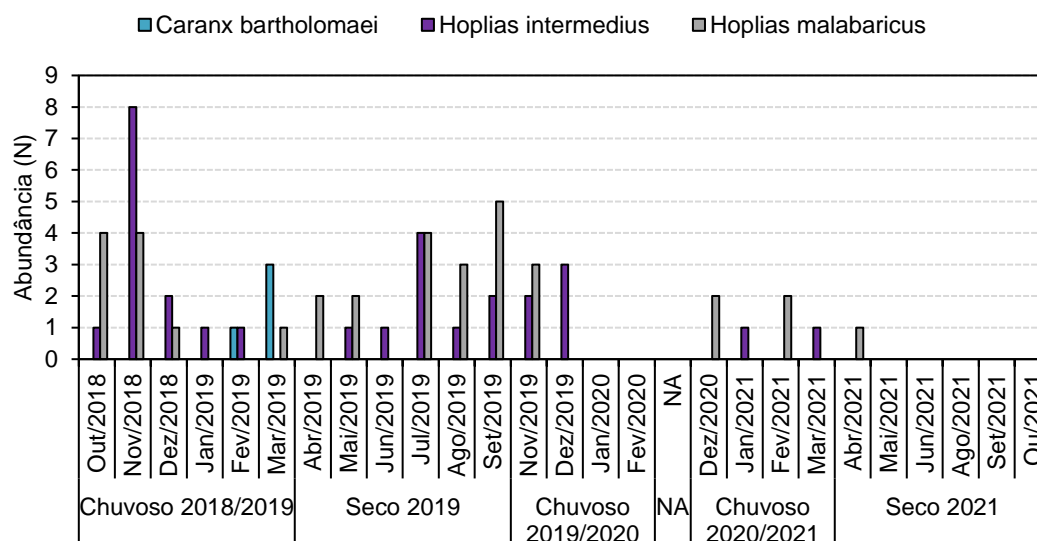


Figura 258: Evolução temporal do indicador abundância para as espécies de peixes da guilda trófica piscívoro na calha do Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.



Ao analisar os dados em conjunto da evolução temporal das duas guildas tróficas (i.e., piscívoro e carnívoro) que reduziram na calha do Rio Doce, foi observado que as espécies Peixe-cachimbo *Microphis lineatus*, Robalo *Centropomus parallelus* e Lambari-bocarra *Oligosarcus acutirostris* continuaram ocorrendo neste ambiente, particularmente durante o período seco 2021 (Figura 259). Nas guildas tróficas carnívoro e piscívoro das espécies introduzidas, foi detectado um aumento na abundância das piranhas (*Pygocentrus nattereri* e *Serrasalmus brandtii*) e do Dourado *Salminus brasiliensis* nos períodos chuvoso 2020/2021 e seco 2021 (Figura 260).

Figura 259: Evolução temporal da abundância relativa (%) para as espécies nativas de peixes das guildas tróficas carnívoro e piscívoro na calha do Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.

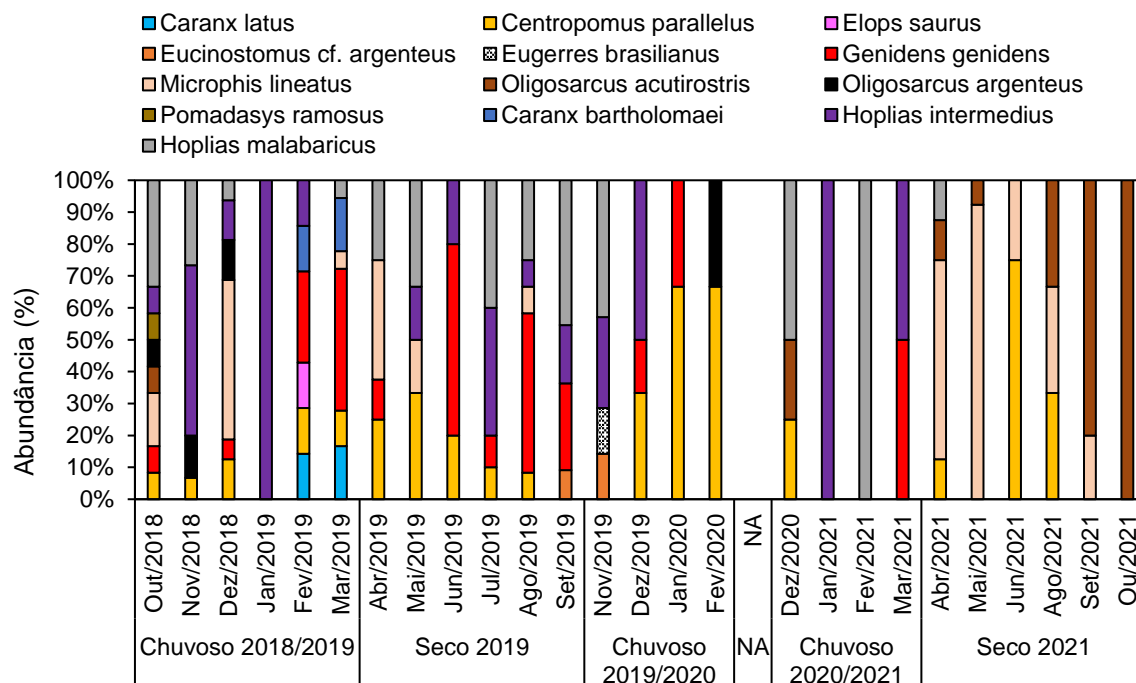
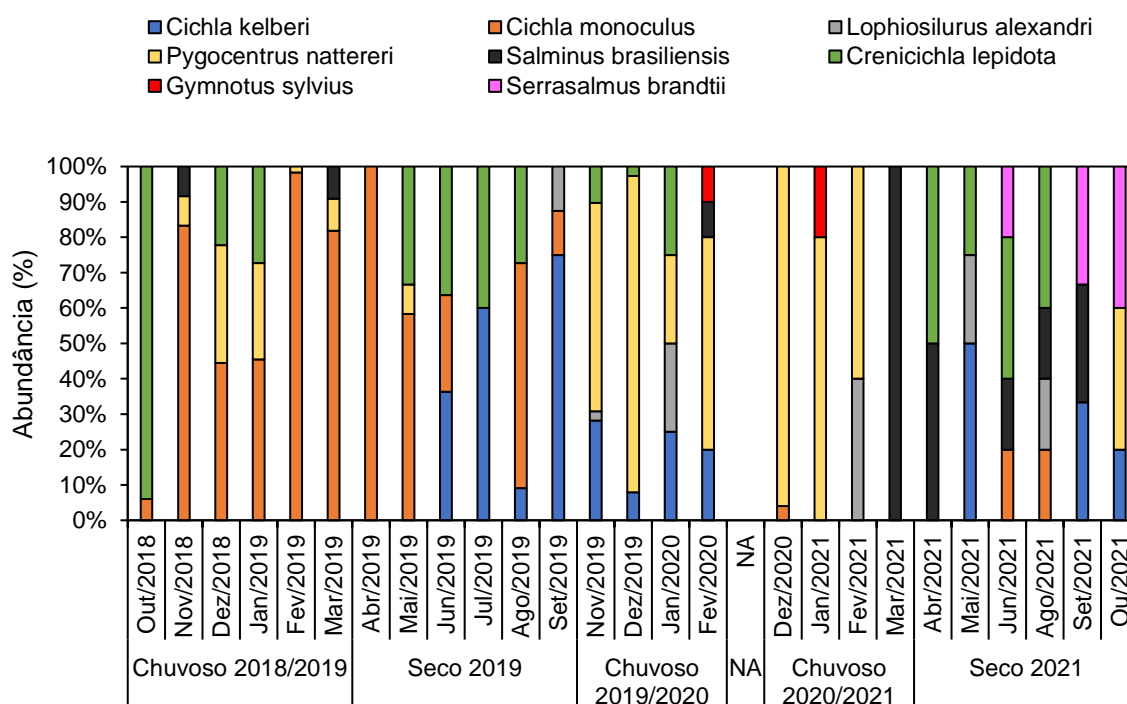


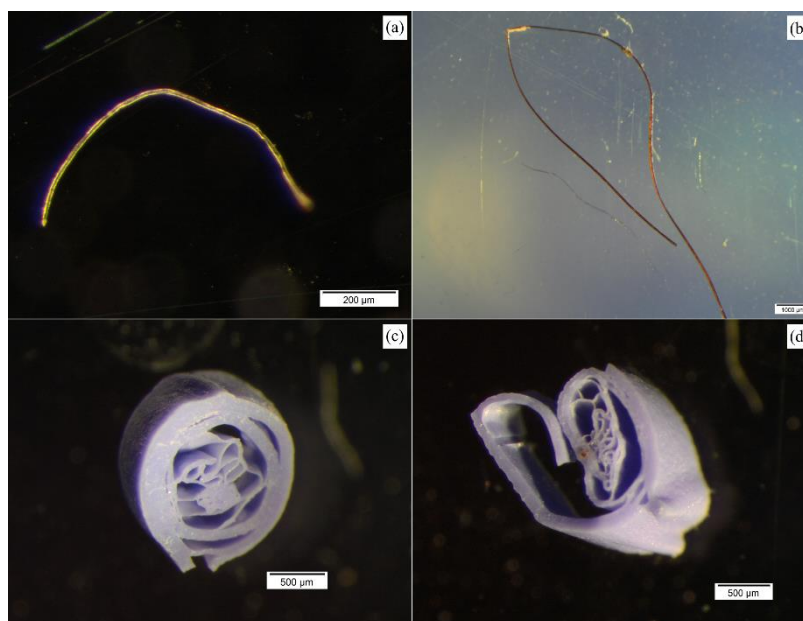
Figura 260: Evolução temporal da abundância relativa (%) para as espécies introduzidas de peixes das guildas tróficas carnívoro e piscívoro na calha do Rio Doce. NA representa o período sem amostragens devido à pandemia da Covid-19.



3.3.3.1 Objetos antropogênicos

As análises de dieta realizadas evidenciaram também a presença de objetos antropogênicos nos estômagos de algumas espécies de peixes. Contudo, a composição química correta dos objetos ainda precisa ser determinada. No estômago de dois exemplares de Pacu-CD *Metynnis lippincottianus*, foi encontrado um fragmento em cada indivíduo. Possivelmente, pela forma, se trata de poliamida (Figura 261a-b) oriundos de redes de pesca ou outras artes de pesca praticadas no local de captura. Objetos antropogênicos também foram encontrados no estômago de Piranha-branca *Serrasalmus brandtii* e de Cumbaca *Trachelyopterus striatulus*, ingeridos por um indivíduo de cada espécie. Aparentemente, os objetos ingeridos pelos exemplares de ambas as espécies são bem semelhantes, com exceção do tamanho (Figura 261c-d). Além disso, foi encontrado um anzol de pesca no estômago de um espécime de Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri*.

Figura 261: Fragmentos antropogênicos encontrados em *Metynnis lippincottianus* (a-b), *Serrasalmus brandtii* (c) e *Trachelyopterus striatulus* (d).



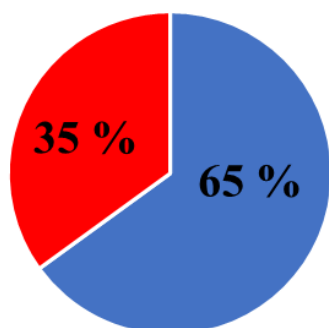
3.3.4 Biologia Reprodutiva

3.3.4.1 Proporção sexual, relação peso-comprimento e índices biológicos

Dentre os peixes nativos registrados nas campanhas do Ano 1, Ano 2 e Ano 3, houve predominância de fêmeas (65%) em relação aos machos (35%) (Figura 262). Enquanto nas espécies introduzidas, houve leve predominância de fêmeas (51%). Nas populações naturais, o esperado é uma proporção de 1:1 (FISHER, 1930).

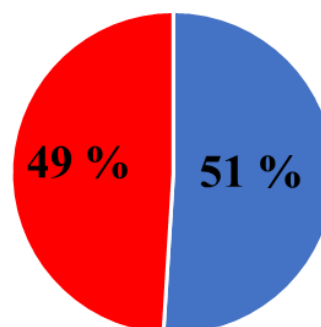
Figura 262: Proporção sexual nas espécies nativas e introduzidas.

Proporção sexual Nativas



■ Fêmeas ■ Machos

Proporção sexual introduzidas



■ Fêmeas ■ Machos

A relação peso-comprimento foi isométrica e alométrica positiva na maioria das espécies analisadas, mas foi observada alometria negativa no Piau-branco *Megaleporinus conirostris* e na Cumbaca *Trachelyopterus striatulus* (Figura 263).

A relação gonadossomática (RGS) e índice gonadal (IG) das espécies mais abundantes da calha do Rio Doce mostram que fêmeas das espécies Lambari *Astyanax lacustres*, Bagre-guri *Genidens genidens*, Piau-branco *Megaleporinus conirostris*, Curvina *Pachyurus adspersus*, Cumbaca *Trachelyopterus striatulus* e Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri* apresentaram um período reprodutivo longo com picos reprodutivos que variam entre os meses do período chuvoso (Figura 264A, B, D, E, F e G). As espécies apresentaram valores mais baixos de RGS e IG em campanhas que antecedem a estação seca, assim como no final da estação seca. Os padrões de variação sazonal foram mais evidentes nas fêmeas, enquanto os machos apresentaram menor variação entre os períodos. Entretanto, duas espécies piscívoras apresentaram índices reprodutivos favoráveis nos períodos chuvoso e seca: a espécie nativa Traíra *Hoplias malabaricus* e a introduzida Tucunaré *Cichla kelberi* (Figura 264C e Figura 264H).

Os fatores de K-total, K-somático e variação de condição gonadal (ΔK) nas fêmeas foram mais acentuadas, e se estenderam durante todo período das campanhas, sugerindo que a maioria das espécies se reproduzem no período chuvoso (Figura 265 e Figura 266 A-H).

Figura 263: Relação peso-comprimento das espécies nativas(A-F) e introduzidas (G e H) de machos e fêmeas na calha do Rio Doce. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adspersus*; F – *Trachelyopterus striatulus*; G – *Pygocentrus nattereri*; H- *Cichla kelberi*.

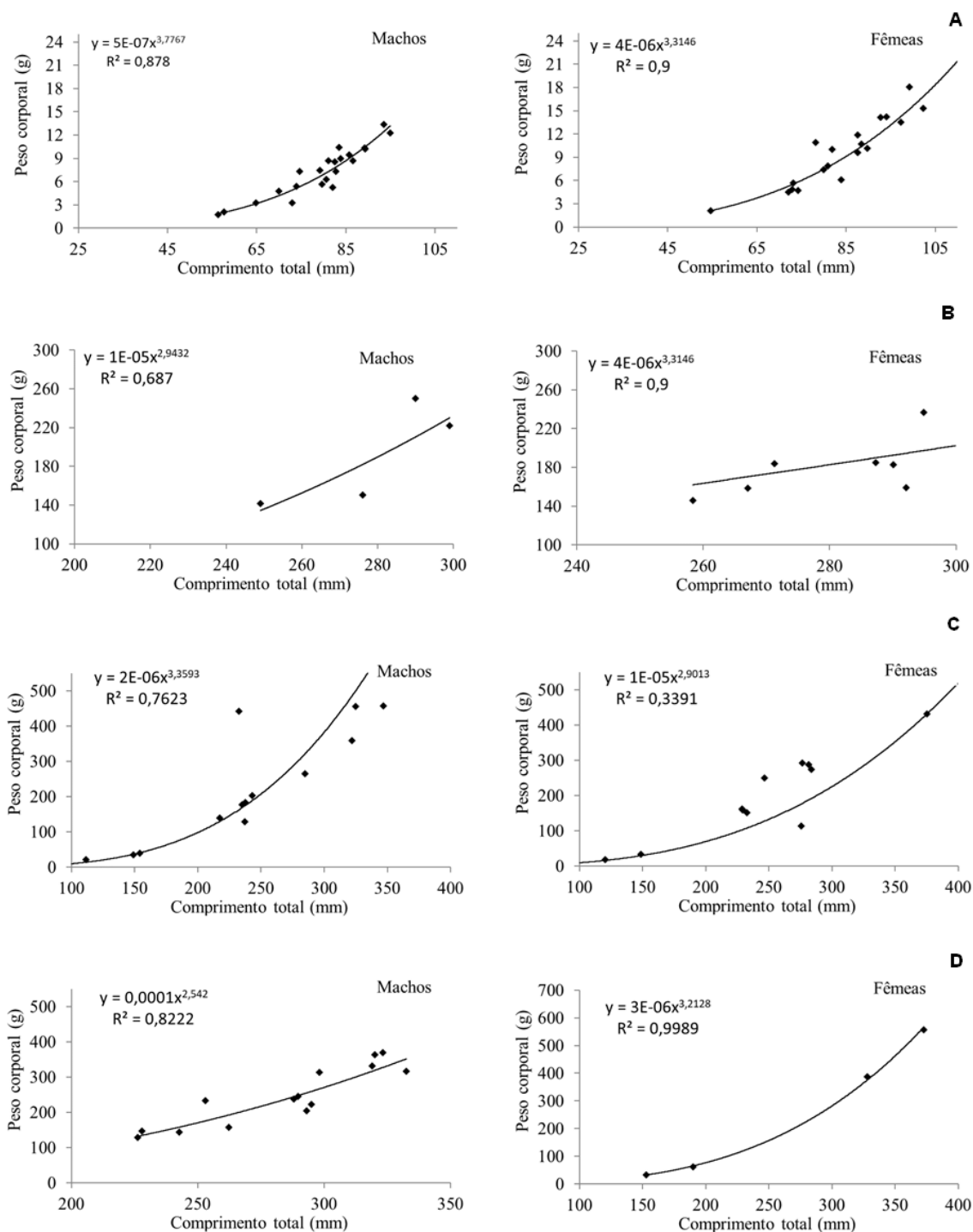


Figura 263: Continuação.

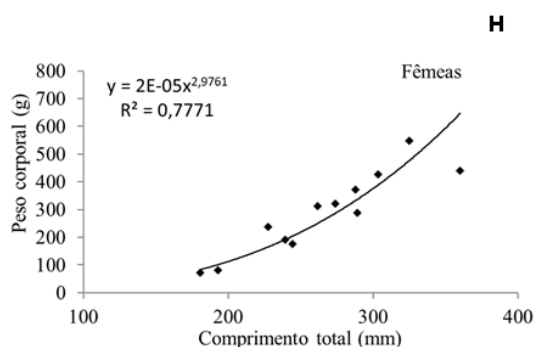
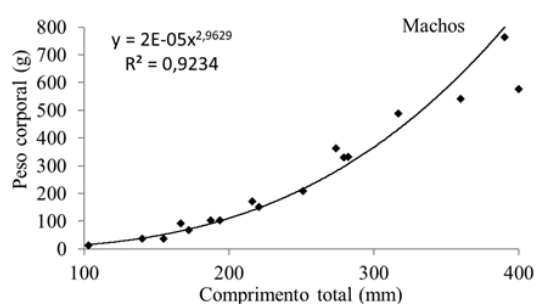
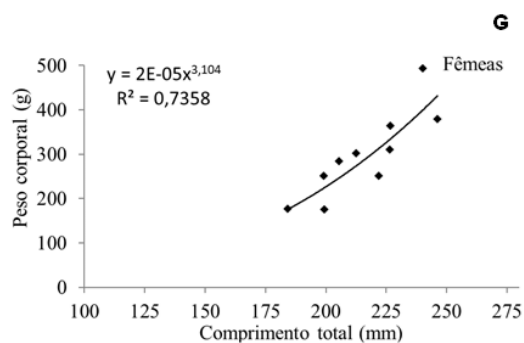
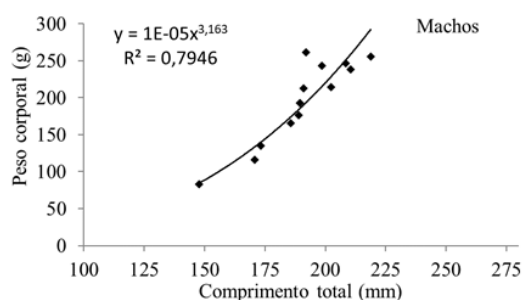
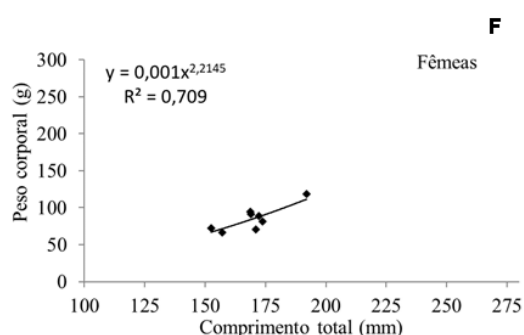
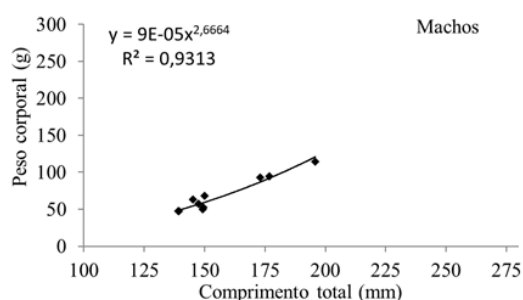
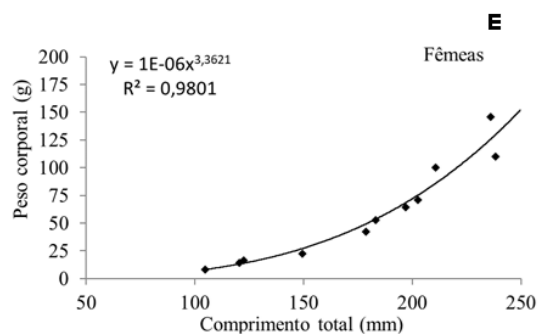
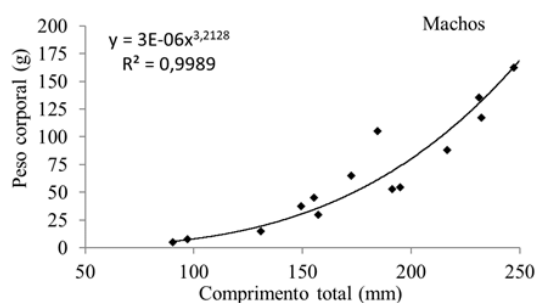


Figura 264: Relação gonadossomática (RGS) e índice gonadal (IG) das espécies nativas(A-F) e introduzidas (G e H) na calha do Rio Doce. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adspersus*; F – *Trachelyopterus striatulus*; G – *Pygocentrus nattereri*; H- *Cichla kelberi*. Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho. As linhas representam os valores médios dos índices por campanha.

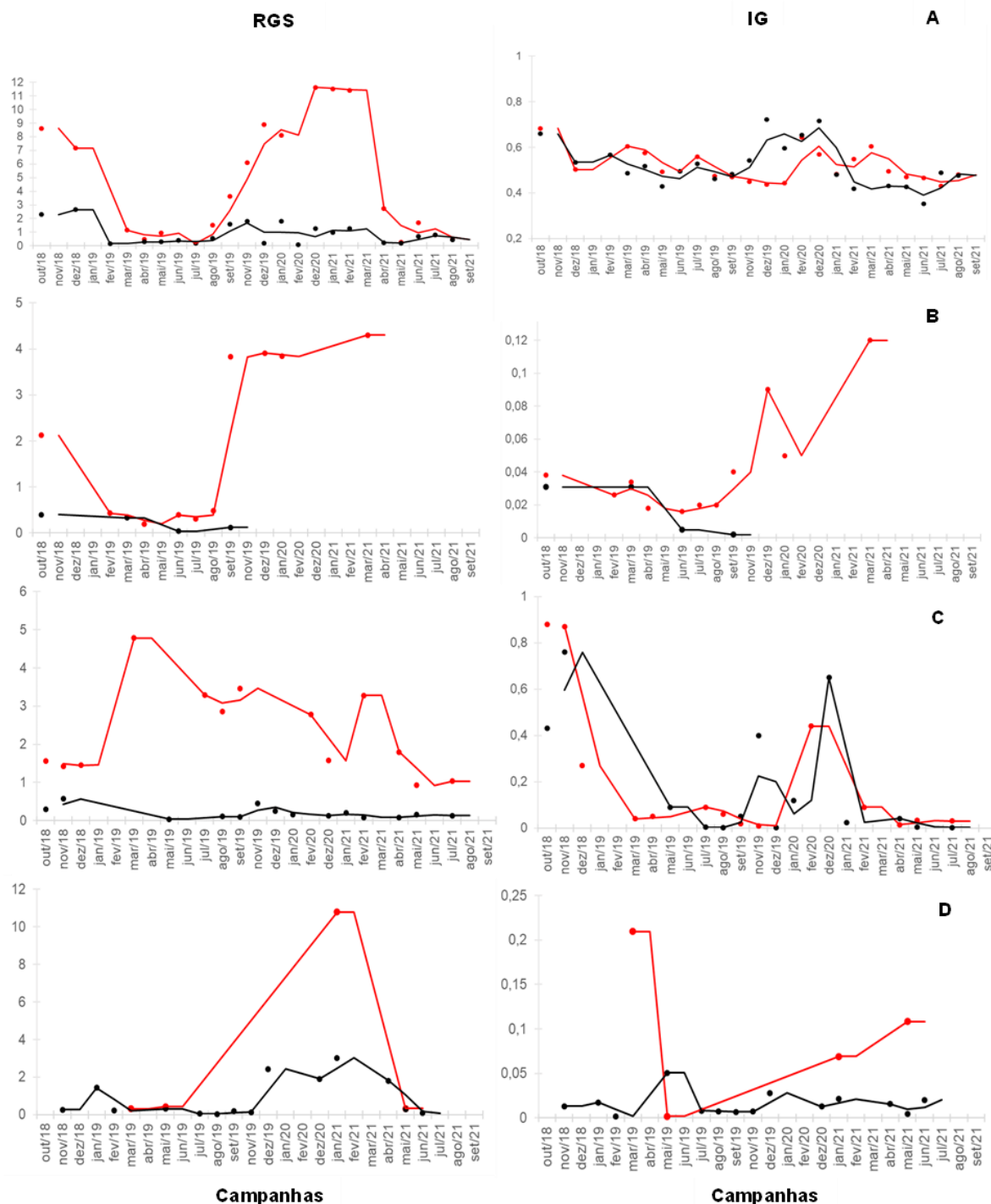


Figura 264: Continuação.

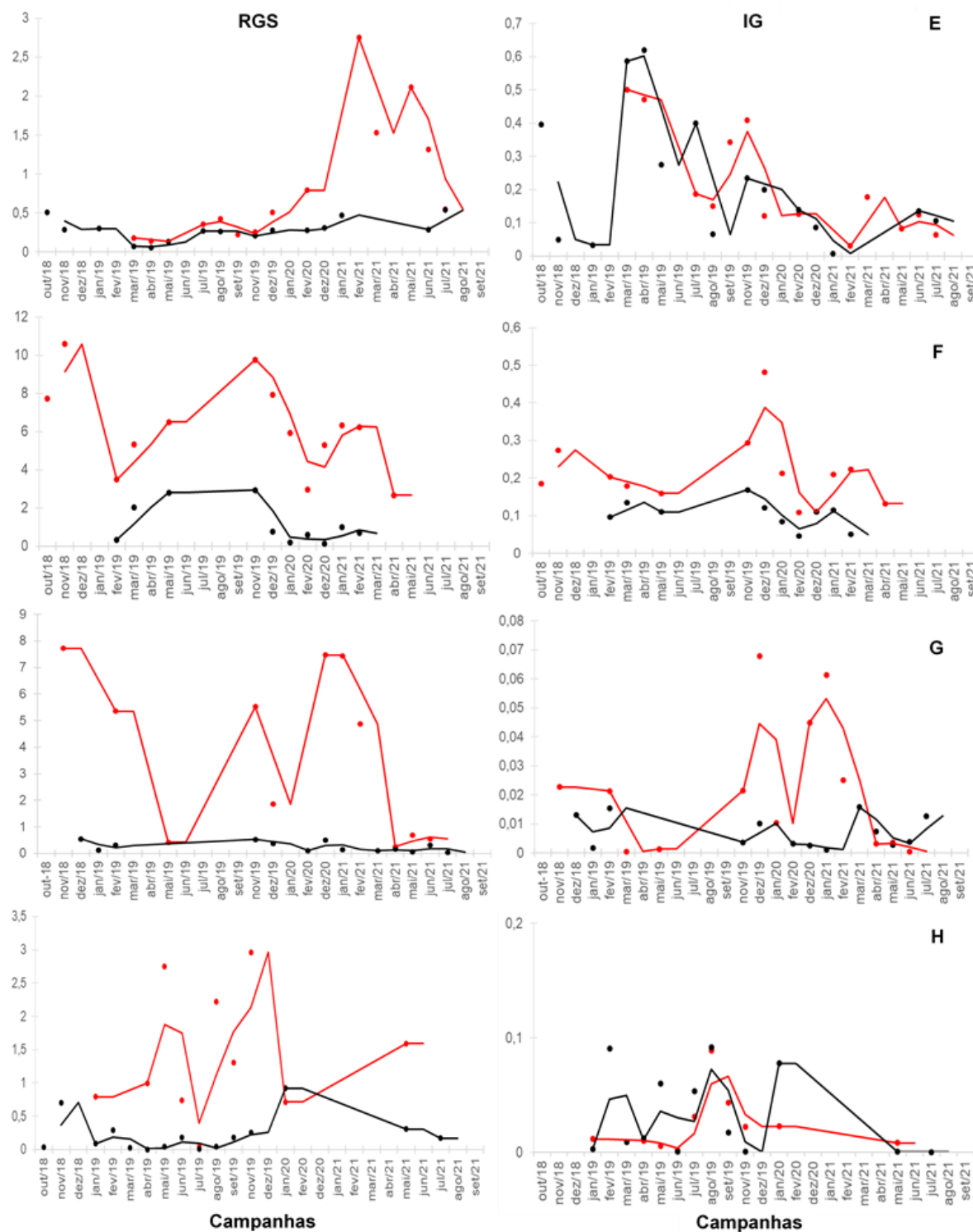


Figura 265: Fator de condição total (K-Total) e somático (K-Somático) de fêmeas e machos de espécies nativas(A-F) e introduzidas (G e H) na calha do Rio Doce. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adpersus*; F - *Trachelyopterus striatulus*; G – *Pygocentrus nattereri*; H- *Cichla kelberi*. Vermelho: K-total; Preto: K-somático. As linhas representam os valores médios dos índices por campanha.

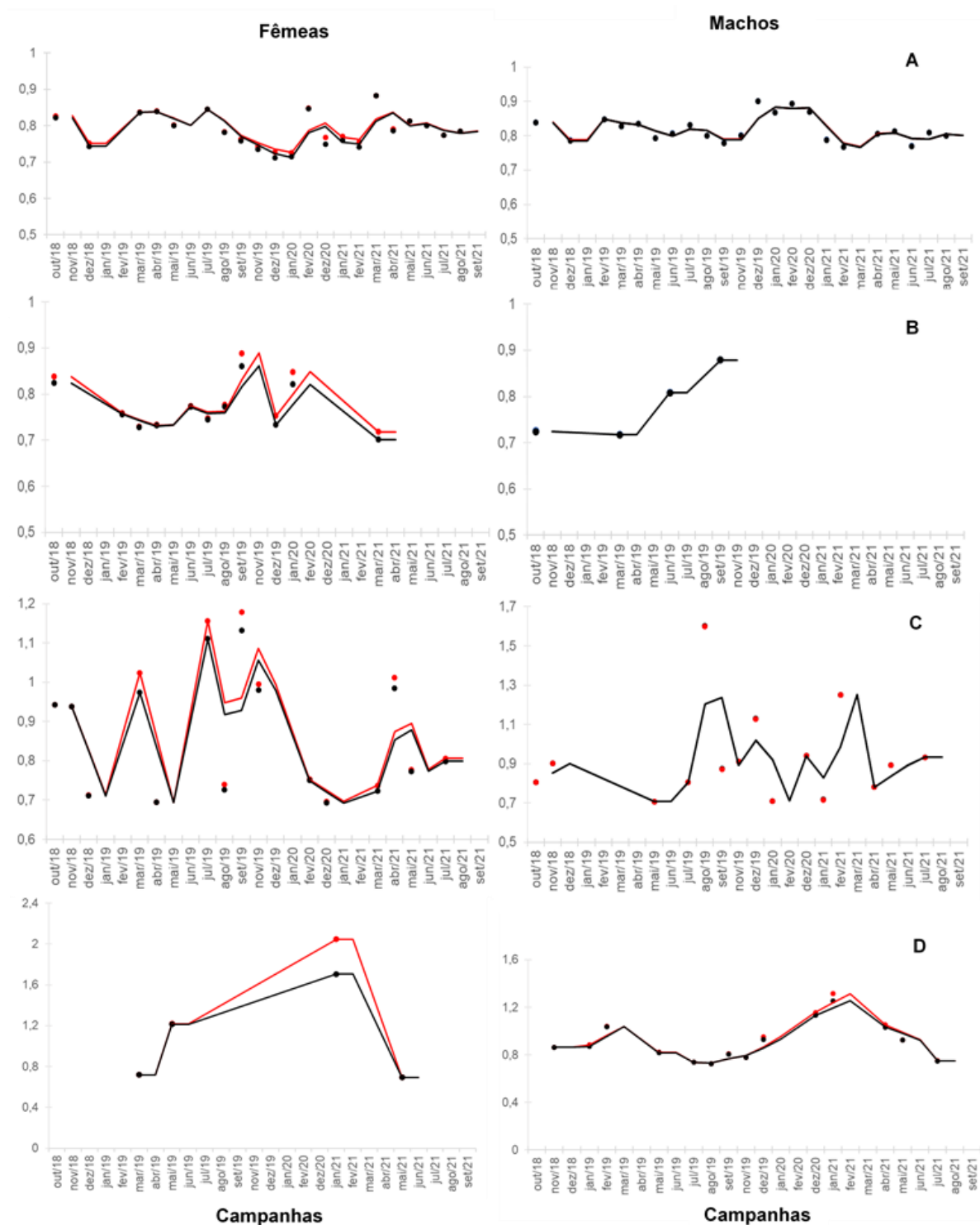


Figura 265: Continuação.

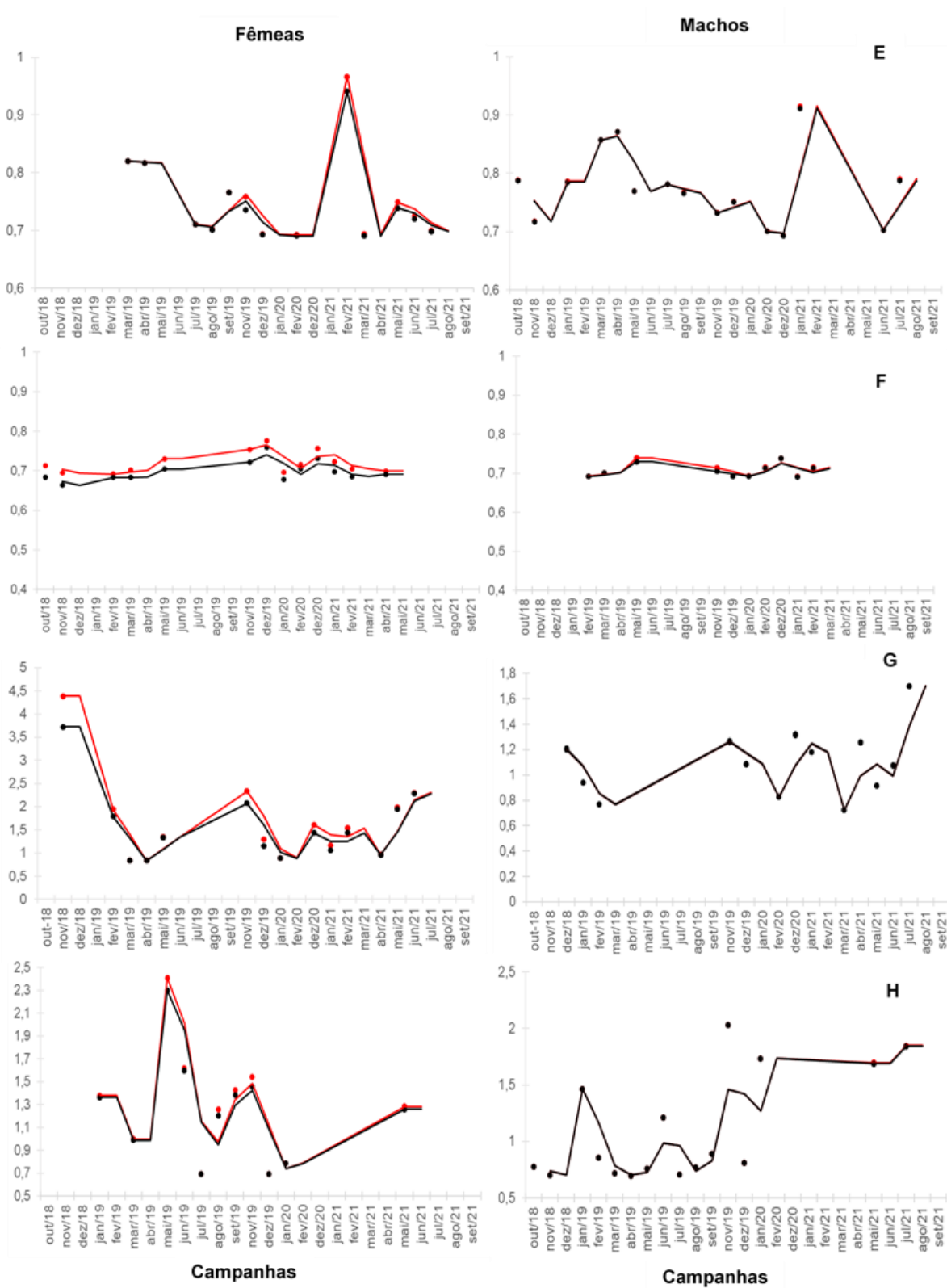
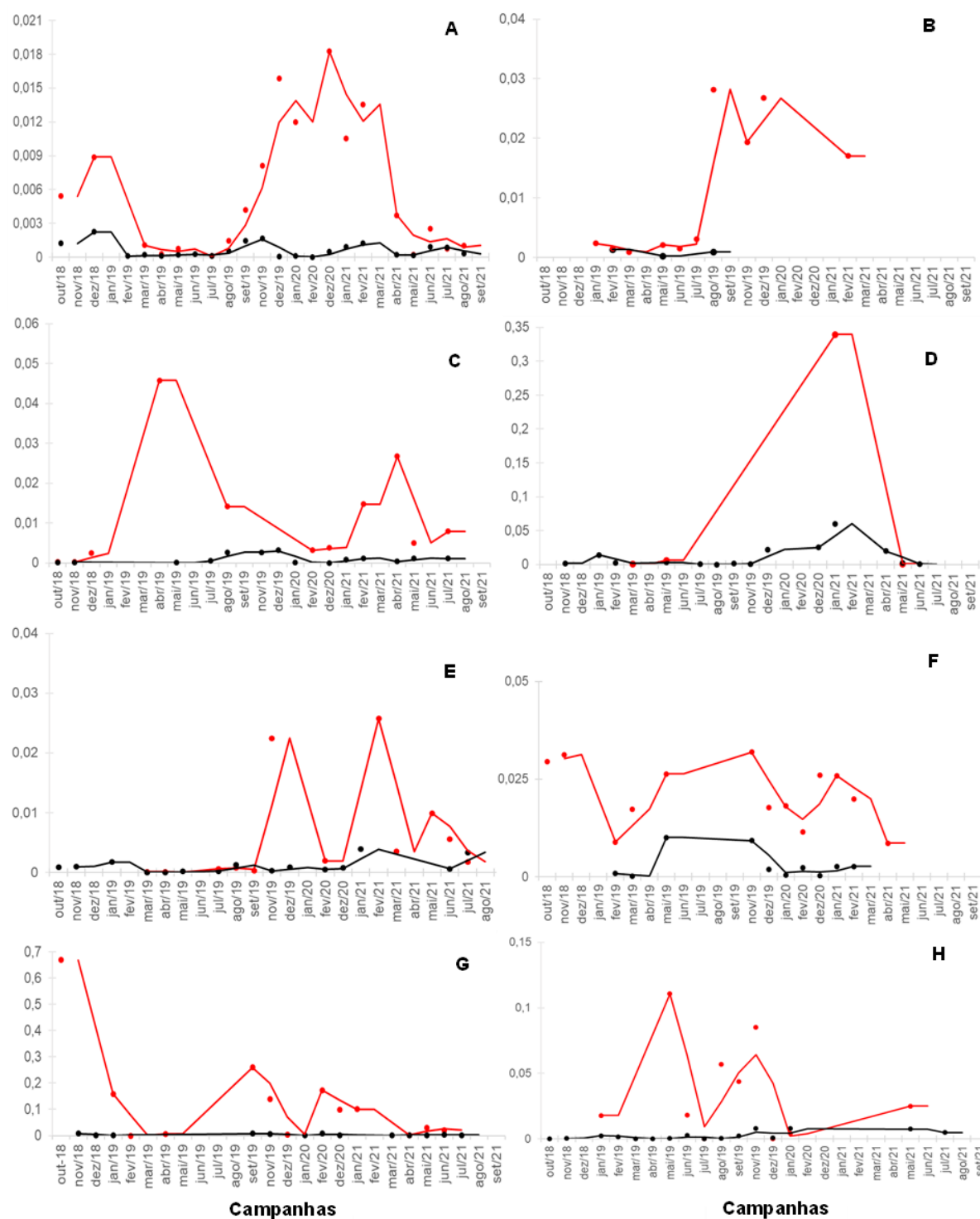


Figura 266: Variação do fator de condição (ΔK) das espécies na calha do rio. A – *Astyanax lacustris*; B- *Genidens genidens*; C- *Hoplias malabaricus*; D- *Megaleporinus conirostris*; E – *Pachyurus adspersus*; F - *Trachelyopterus striatulus*; G – *Pygocentrus nattereri*; H- *Cichla kelberi*. Vermelho – Fêmeas; Preto – Macho. As linhas representam os valores médios dos índices por campanha



3.3.4.2 Relação gonadossomática e índice gonadal por períodos e pontos

Os valores de relação gonadossomática (RGS) nos períodos chuvoso e seco no Ano 3 foram maiores do que nos Anos 1 e 2 nas fêmeas e machos de Lambari *Astyanax lacustris* e Curvina *Pachyurus adspersus* (Figura 267, Figura 268, Figura 269, Figura 270), enquanto o IG não apresentou diferenças nas espécies analisadas (Tabela 34). Quando comparado por pontos na calha do Rio Doce, os valores de RGS foram menores nas fêmeas e machos das espécies nativas *Astyanax lacustris* e *Pachyurus adspersus* nos pontos 3 e 4 (Figura 271, Figura 272) e para o IG nos pontos 1, 4 e 8 (Tabela 35). Por outro lado, as espécies introduzidas Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri* e Tucunaré *Cichla kelberi* não apresentaram diferenças entre os sexos.

Figura 267: Valores de relação gonadossomática (RGS) em fêmeas no período chuvoso entre os Anos 1, 2 e 3 nas diferentes espécies nativas e introduzidas do Rio Doce. Valores são expressos como média \pm desvio padrão. Asterisco (*) indica diferenças ($P < 0,05$) entre os anos na espécie. Teste paramétrico de Duncan e teste T.

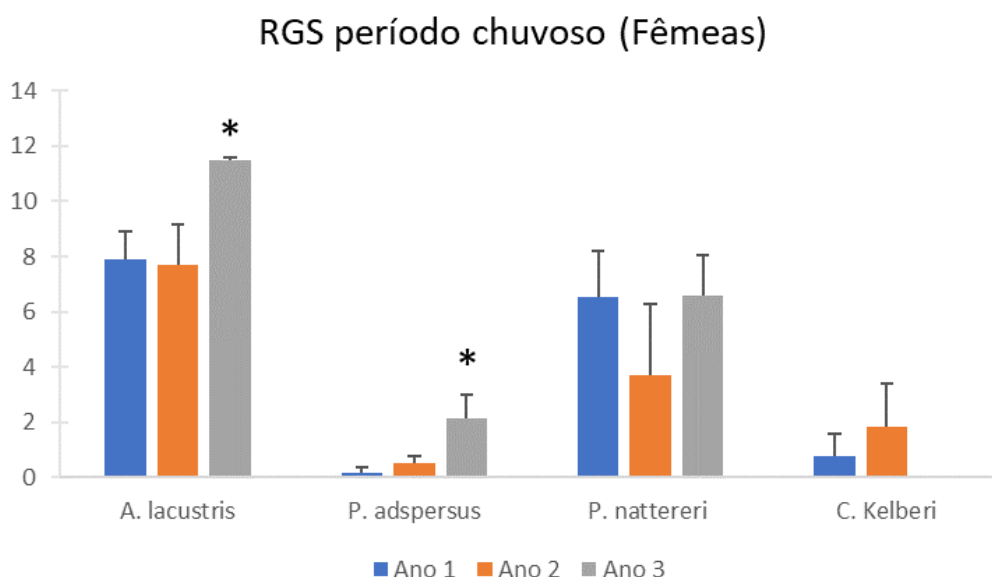


Figura 268: Valores de relação gonadossomática (RGS) em machos no período chuvoso entre os Anos 1, 2 e 3 nas diferentes espécies nativas e introduzidas do Rio Doce. Valores são expressos como média \pm desvio padrão. Teste paramétrico de Duncan e teste T ($P < 0,05$).

RGS período chuvoso (Machos)

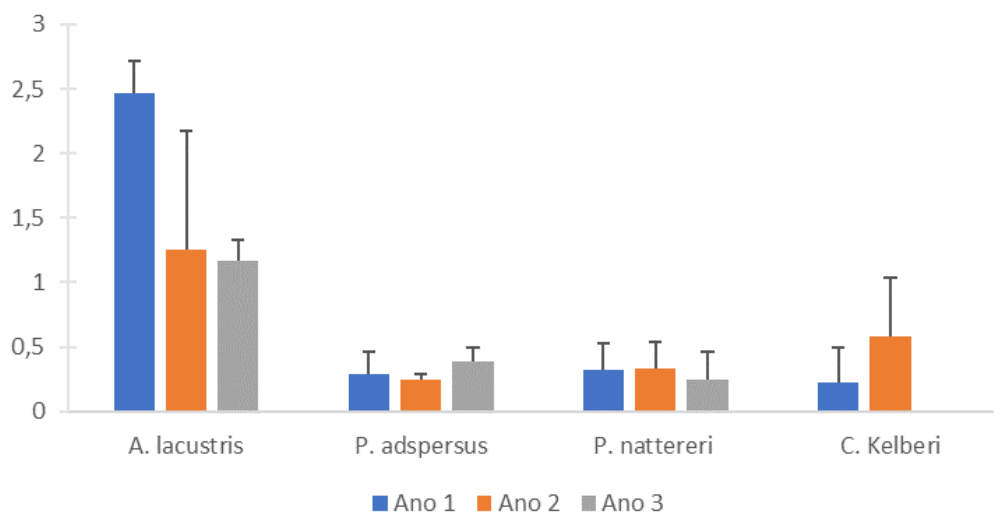


Figura 269: Valores de relação gonadossomática (RGS) em fêmeas no período seco entre os Anos 1, 2 e 3 nas diferentes espécies nativas e introduzidas do Rio Doce. Valores são expressos como média \pm desvio padrão. Asterisco (*) indica diferenças ($P < 0,05$) entre os anos na espécie. Teste T

RGS período seco (Fêmeas)

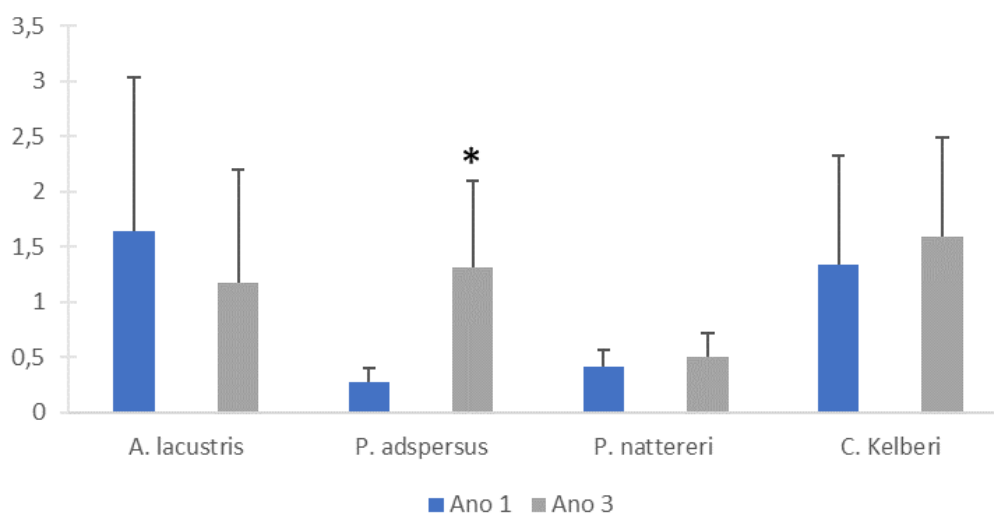


Figura 270: Valores de relação gonadossomática (RGS) em machos no período seco entre os Anos 1, 2 e 3 nas diferentes espécies nativas e introduzidas do Rio Doce. Valores são expressos como média \pm desvio padrão. Asterisco (*) indica diferenças ($P < 0,05$) entre os anos na espécie. Teste T

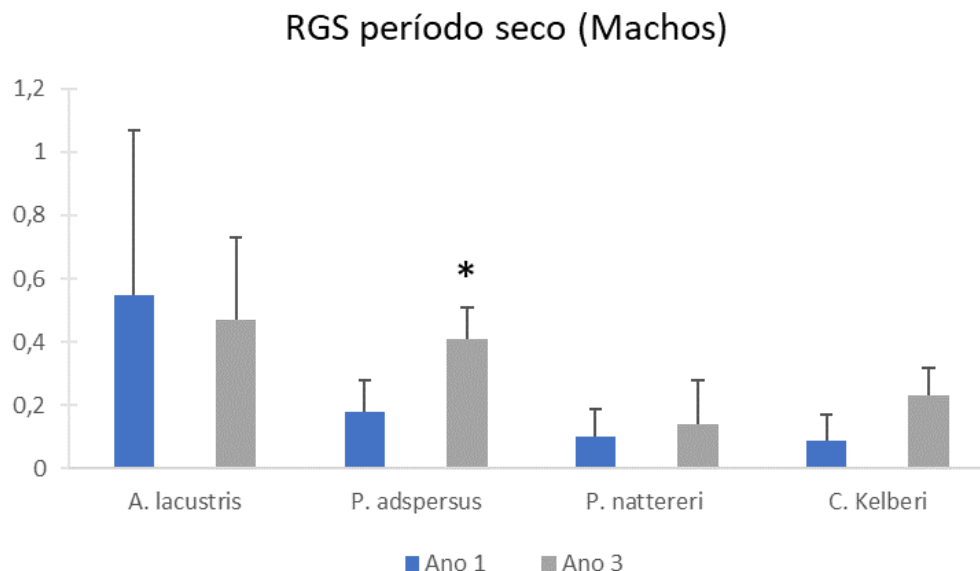


Tabela 34: Valores de índice gonadal (IG) nos períodos chuvoso e seco entre os Anos 1, 2 e 3 nas diferentes espécies nativas e introduzidas (em negrito) do Rio Doce. Valores são expressos como média \pm desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças ($P < 0,05$) entre os anos na espécie. Teste paramétrico de Duncan e teste T.

Período chuvoso			
Espécie	Fêmea (IG)		
	Ano 1	Ano 2	Ano 3
<i>Astyanax lacustris</i>	0,59 \pm 0,09A	0,49 \pm 0,09A	0,55 \pm 0,05A
<i>Pachyurus adspersus</i>	0,50 \pm 0,50A	0,21 \pm 0,16A	0,10 \pm 0,10A
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0,01 \pm 0,01A	0,03 \pm 0,03A	0,04 \pm 0,01A
<i>Cichla kelberi</i>	0,01 \pm 0,01A	0,02 \pm 0,003A	-
Espécie	Macho (IG)		
	Ano 1	Ano 2	Ano 3
<i>Astyanax lacustris</i>	0,56 \pm 0,07A	0,62 \pm 0,07A	0,53 \pm 0,15A
<i>Pachyurus adspersus</i>	0,27 \pm 0,26A	0,19 \pm 0,04A	0,05 \pm 0,04A
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0,01 \pm 0,007A	0,005 \pm 0,003A	0,006 \pm 0,008A
<i>Cichla kelberi</i>	0,005 \pm 0,004A	0,03 \pm 0,02A	-
Período seco			
Espécie	Fêmea (IGS)		
	Ano 1	Ano 2	Ano 3
<i>Astyanax lacustris</i>	0,51 \pm 0,04A	-	0,46 \pm 0,02A
<i>Pachyurus adspersus</i>	0,28 \pm 0,14A	-	0,08 \pm 0,03A
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0,013 \pm 0,010A	-	0,023 \pm 0,013A
<i>Cichla kelberi</i>	0,035 \pm 0,033A	-	0,008 \pm 0,007A
Espécie	Macho (IGS)		
	Ano 1	Ano 2	Ano 3
<i>Astyanax lacustris</i>	0,48 \pm 0,03A	-	0,43 \pm 0,05A
<i>Pachyurus adspersus</i>	0,33 \pm 0,23A	-	0,12 \pm 0,02A
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0,006 \pm 0,004A	-	0,005 \pm 0,003A
<i>Cichla kelberi</i>	0,039 \pm 0,035A	-	0,026 \pm 0,019A

Valores de relação gonadossomática (RGS) de machos nas espécies nativas e introduzidas em diferentes pontos do Rio Doce. Os valores são expressos como média \pm desvio padrão. Asterisco indica diferenças ($P < 0,05$) entre os pontos na espécie. Teste paramétrico de Duncan.

Figura 271: Valores de relação gonadossomática (RGS) de machos nas espécies nativas e introduzidas em diferentes pontos do Rio Doce. Os valores são expressos como média \pm desvio padrão. Asterisco indica diferenças ($P < 0,05$) entre os pontos na espécie. Teste paramétrico de Duncan.

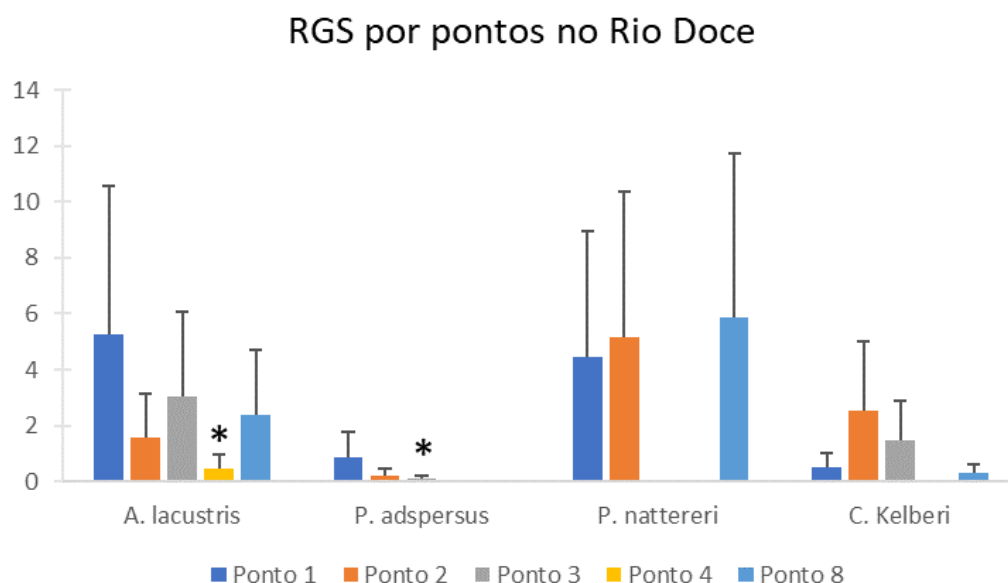


Figura 272: Valores de relação gonadossomática (RGS) de fêmeas nas espécies nativas e introduzidas em diferentes pontos do Rio Doce. Valores são expressos como média \pm desvio padrão. Asterisco indica diferenças ($P < 0,05$) entre os pontos na espécie. Teste paramétrico de Duncan.

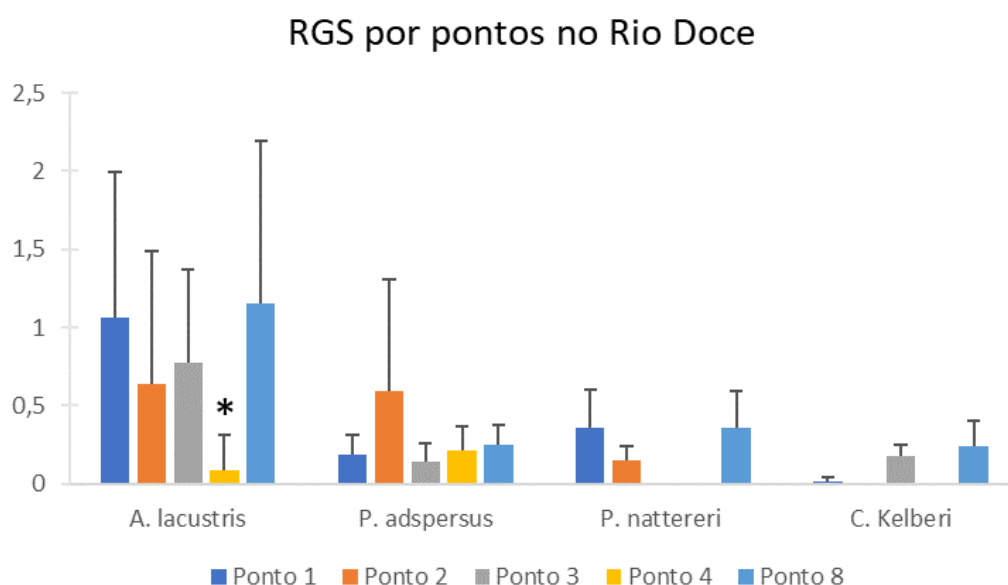


Tabela 35: Valores de índice gonadal (IG) nas espécies nativas e introduzidas (em negrito) em diferentes pontos do Rio Doce. Valores são expressos como média \pm desvio padrão. Letras diferentes indicam diferenças ($P < 0,05$) entre os pontos na espécie. Teste paramétrico de Duncan.

Espécie	Fêmea				
	IGS				
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 8
<i>Astyanax lacustris</i>	0,50 \pm 0,19A	0,58 \pm 0,11A	0,50 \pm 0,07A	0,48 \pm 0,09A	0,62 \pm 0,11A
<i>Pachyurus adspersus</i>	0,25 \pm 0,20A	0,47 \pm 0,18B	0,36 \pm 0,20AB	-	-
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0,05 \pm 0,03A	0,02 \pm 0,02A	-	-	0,02 \pm 0,002A
<i>Cichla kelberi</i>	0,03 \pm 0,03A	0,007 \pm 0,007A	0,005 \pm 0,004A	-	0,001 \pm 0,001A
Espécie	Macho				
	IGS				
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 8
<i>Astyanax lacustris</i>	0,40 \pm 0,08AC	0,54 \pm 0,14B	0,48 \pm 0,07AB	0,40 \pm 0,08C	0,50 \pm 0,12AB
<i>Pachyurus adspersus</i>	0,30 \pm 0,20AB	0,32 \pm 0,30A	0,32 \pm 0,17A	0,05 \pm 0,05 AB	0,03 \pm 0,02B
<i>Pygocentrus nattereri</i>	0,004 \pm 0,008A	0,003 \pm 0,006A	-	-	0,004 \pm 0,002A
<i>Cichla kelberi</i>	0,01 \pm 0,01A	-	0,007 \pm 0,002A	-	0,01 \pm 0,01A

3.3.4.3 Morfologia gonadal, comprimento médio da primeira maturação (L50) e recrutamento

As características morfológicas macroscópicas e microscópicas dos estádios de maturação gonadal de machos e fêmeas de *Geophagus* aff. *brasiliensis*, assim como características representativas para outras espécies mais abundantes do Rio Doce (*Astyanax lacustris*, *Genidens genidens*, *Megaleporinus conirostris*, *Pachyurus adspersus*, *Trachelyopterus striatulus* e *Pygocentrus nattereri*), encontram-se no Quadro 4. Nas análises morfológicas do desenvolvimento ovariano e testicular, não foram observadas alterações histopatológicas nas diferentes espécies do Rio Doce (*Geophagus* aff. *brasiliensis*, *Pimelodus maculatus* e *Loricariichthys castaneus*) nos Anos 1, 2 e 3 (Figura 273A-H e Figura 274A-D). No Ano 2 foi observado em *Geophagus* aff. *brasiliensis* a presença de alteração isolada no tecido ovariano, porém uma reavaliação do material indicou que estruturas vacuoladas eram prováveis artefatos de fixação do material (Figura 274E-F).

O comprimento médio da primeira maturação (L50), comprimento médio máximo de maturação (L100) e RGS mostrou valores superiores no Ano 3 em relação aos anos anteriores (Tabela 36, Tabela 37) em 10 de 40 espécies analisadas: nas 9 nativas, *Lamprologus cf. taeniatus* e *Astyanax lacustris*, Cascudo-viola *Loricariichthys castaneus*, Manjuba *Lycengraulis grossidens*, Traíra *Hoplias malabaricus*, Piau-branco *Megaleporinus conirostris*, Cumbaca *Trachelyopterus striatulus*, Ferrolho *Pseudauchenipterus affinis* e Cambeva *Trichomycterus immaculatus* e na espécie introduzida, Pacu-CD *Metynnis lippincottianus*. O cálculo do L50 permitiu definir 10 espécies com maior número de recrutas (considerando o ponto de corte >190 recrutas) (Figura 275). A variação do nível de recrutamento mostrou 5 espécies nativas e 5 introduzidas.

Quadro 4: Características macroscópicas e microscópicas dos estádios de maturação gonadal de machos e fêmeas, capturados no Rio Doce, ES, nos períodos chuvoso e seca.

Estádios de ciclo reprodutivo	Machos (M)	Fêmeas (F)
Repouso (M1/F1)	Testículos com aspecto reduzido e esbranquiçado. Histologicamente, a parede dos túbulos seminíferos é formada por células de Sertoli e espermatogônias e o lume encontra-se fechado (Figura 273 B).	Ovários apresentam coloração esbranquiçada, translúcidos e com vascularização pouco evidente. Histologicamente, observam-se ovogônias, ovócitos perinucleolar inicial (O1), perinucleolar avançado (O2) e túnica albugínea espessa (Figura 273 A).
Em maturação (M2/F2)	Testículos evidentes e coloração branco-leitosa. Histologicamente, mostram cistos de células da linhagem em diferentes fases de desenvolvimento (Figura 273 D). No lume dos túbulos seminíferos observam-se quantidades variáveis de espermatozoides.	Os ovários mostram volume maior em relação ao estágio anterior, coloração amarelada e microscopicamente, observam-se O1, O2 e alguns ovócitos pré-vitotogênicos (O3) (Figura 273 C).
Maduro (M3/F3)	Testículos com volume maior em relação ao estágio anterior e coloração branco-leitosa. À microscopia de luz, o lume dos túbulos seminíferos apresenta-se repletos de espermatozoides (Figura 273 F).	Os ovários atingem maior volume, ocupam grande parte da cavidade celômica, têm coloração pardo-amarelada e ovócitos vitelotogênicos (O4) podem ser vistos a olho nu. Histologicamente, identificam-se O1, O2, O3 e O4 (Figura 273 E).
Parcialmente esgotado/desovado (M4A/F4A)	Testículos continuam com a coloração branco-leitosa. Microscopicamente, o lume dos túbulos seminíferos é amplo com pequena quantidade de espermatozoides. Os cistos de espermatogônias predominam sobre os das outras células da linhagem. Incluíram-se nesse estágio, testículos com túbulos seminíferos parcialmente vazios.	Os ovários reduzem em volume, tornam-se flácidos e, ainda, evidenciam-se alguns ovócitos a olho nu. À microscopia de luz, caracterizam-se pela presença de O1, O2, O3, O4 e folículos pós-ovulatórios, remanescentes da desova, constituídos de células foliculares, membrana basal e teca (Figura 273G).
Totalmente esgotado/desovado (M4B/F4B)	Testículos com regiões hemorrágicas. Histologicamente, os túbulos seminíferos apresentam lume aberto e com espermatozoides residuais (Figura 273 H). As células da linhagem começam reorganizar-se em cistos, na parede dos túbulos seminíferos.	Ovários são flácidos e hemorrágicos. À microscopia de luz, observam-se O1, O2, folículos pós-ovulatórios, raros O4 em processo de atresia, apresentando fendas na zona pelúcida, liquefação do vitelo e hipertrofia das células foliculares.

Figura 273: Cortes histológicos de ovários e testículos de *Geophagus aff. brasiliensis* em diferentes estágios de maturação e desenvolvimento gonadal, corados com azul de toluidina. Fêmeas: A) F1 = estágio de repouso: ovário contendo ovócitos perinucleolares iniciais (O1) e ovócitos perinucleolares avançados (O2). C) F2 = estágio em maturação: presença de ovócitos pré-vitelogênicos (O3) com alvéolos corticais (AC). E) F3 = estágio maduro: ovários com ovócitos pré-vitelogênicos (O3) e vitelogênicos (O4). G) F4 = estágio de desova: com folículos pós-ovulatórios (POF). Machos: B) M1 = estágio de repouso: contendo apenas espermatogônias (SPG). D) M2 = estágio em maturação: pequena quantidade de espermatozoides (SPZ) no lume dos túbulos seminíferos e cistos com diferentes células da linhagem espermatogênica (círculo vermelho). F) M3 = estágio maduro: túbulos seminíferos (círculo vermelho) repletos de espermatozoides (SPZ). H) M4 = estágio espermiado: lume vazio com túbulos seminíferos ou com pequena quantidade de espermatozoides residuais.

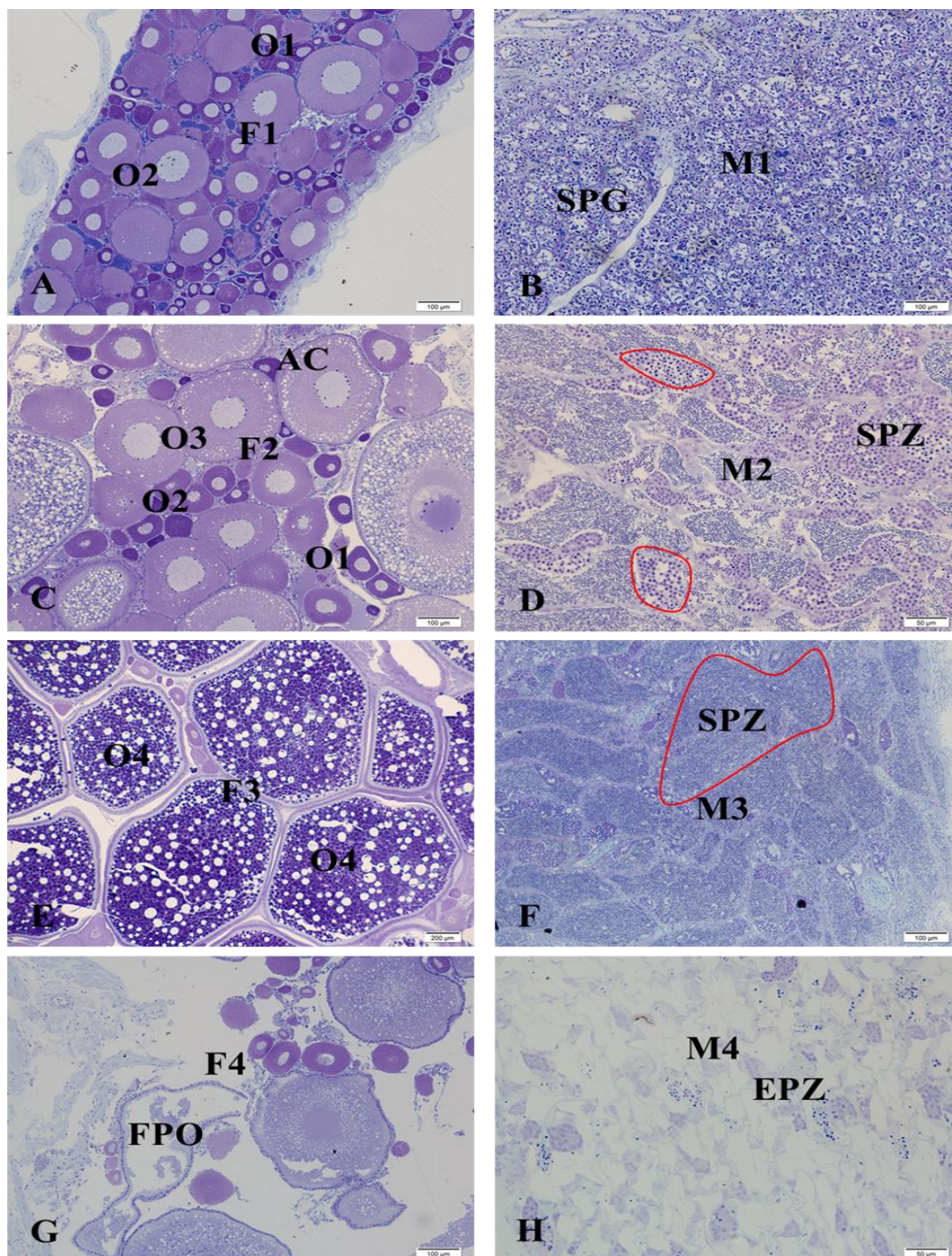


Figura 274: Cortes histológicos de ovários e testículos em estágio maduro de desenvolvimento gonadal, corados com azul de toluidina. Fêmeas: A (*Pimelodus maculatus*) e C (*Loricariichthys castaneus*) - F3 = estágio maduro: ovários com ovócitos perinucleolares iniciais (O1) e avançados (O2), pré-vitelogênicos (O3) e vitelogênicos (O4). B (*Pimelodus maculatus*) e D (*Loricariichthys castaneus*) - M3 = estágio maduro: túbulos seminíferos repletos de espermatozoides (SPZ). E e F OV = ovócitos com ooplasma vazio (OV).

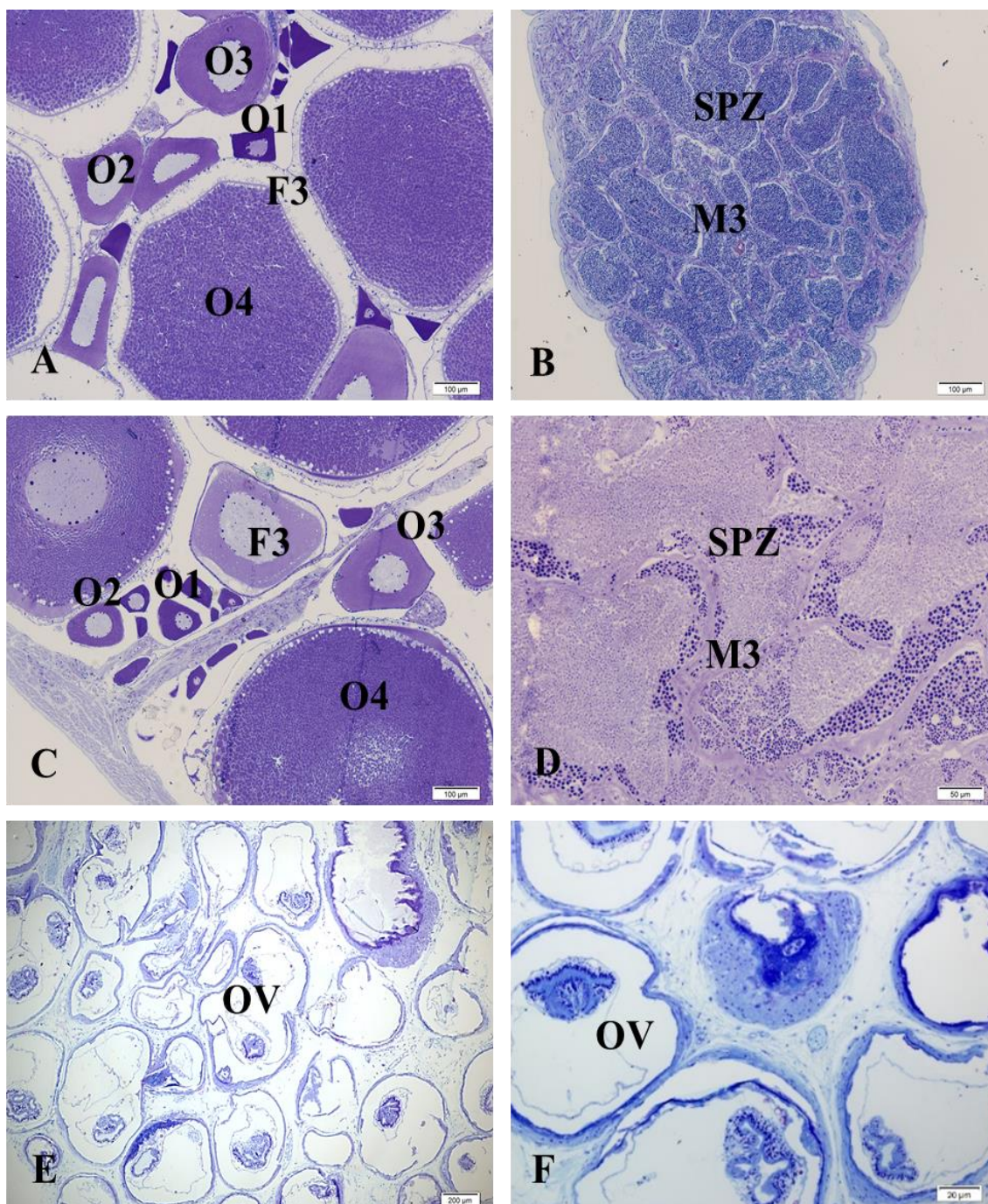


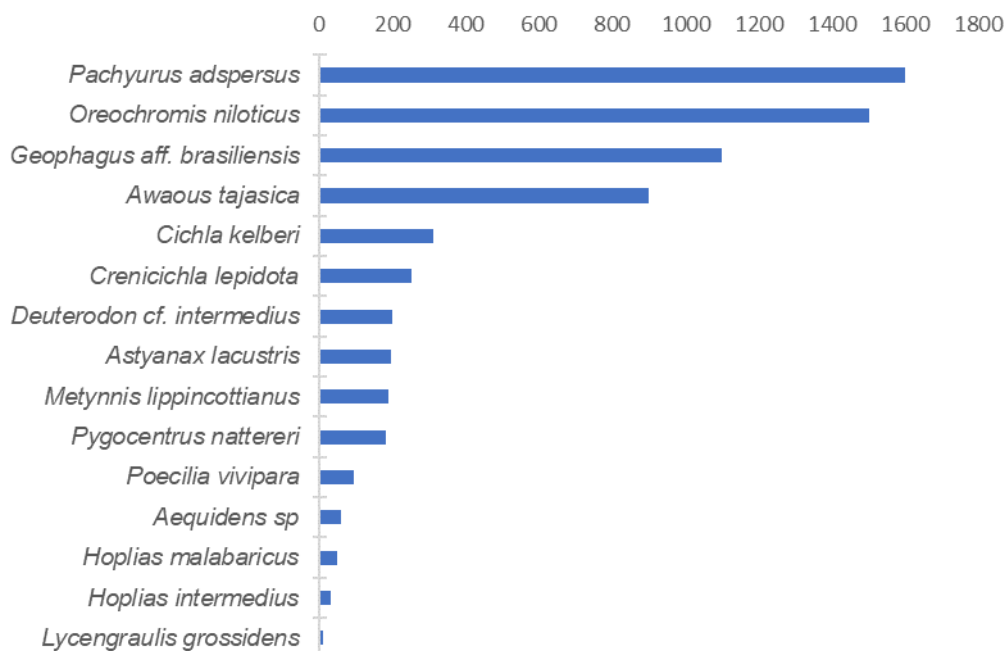
Tabela 36: Valores de comprimento médio da primeira maturação (L50), comprimento médio máximo de maturação (L100) e RGS calculados para machos e fêmeas das espécies amostradas no ano de 2020 pelo PMBA/Fest-RRDM.

Espécies	Origem	2020					
		Fêmea			Macho		
		L50	L100	RGS	L50	L100	RGS
<i>Aequidens sp.</i>	Introduzida	61,02	79,13	0,86	70,87	91,71	0,04
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>	Nativa	26,61	35,16	3,38	26,45	34,96	1,37
<i>Deuterodon cf. giton</i>	Nativa	29,01	38,23	6,88	25,08	33,20	2,25
<i>Deuterodon cf. taeniatus</i>	Nativa	30,41	40,01	4,55	28,24	37,23	0,82
<i>Deuterodon cf. intermedius</i>	Nativa	36,02	47,19	5,03	30,67	40,35	1,47
<i>Astyanax lacustris</i>	Nativa	57,76	74,96	3,73	46,46	60,52	0,93
<i>Awaous tajasica</i>	Nativa	61,97	80,35	3,57	69,31	89,73	0,6
<i>Centropomus parallelus</i>	Nativa				120,39	155,00	0,31
<i>Characidium cricarensense</i>	Nativa	27,34	36,09	6,04			
<i>Cichla kelberi</i>	Introduzida	145,23	186,73	1,6	149,67	192,41	0,25
<i>Cichla monoculus</i>	Introduzida	131,10	168,67	1,33	140,22	180,33	0,15
<i>Crenicichla lepidota</i>	Introduzida	80,46	103,97	1,06	93,34	120,43	0,07
<i>Genidens genidens</i>	Nativa	158,12	203,21	0,95	125,44	161,45	1,21
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i>	Nativa	88,19	113,84	0,75	93,21	120,26	0,09
<i>Gymnotus sylvius</i>	Introduzida	137,15	176,41	1,87	169,46	217,69	0,08
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	Nativa	50,12	65,20	0,35	91,52	118,11	1,1
<i>Hoplias intermedius</i>	Nativa	205,80	264,13	1,97	201,76	258,97	1,71
<i>Hoplias malabaricus</i>	Nativa	173,49	222,85	2,83	163,40	209,95	0,15
<i>Hoplosternum littorale</i>	Introduzida	85,46	110,36	3,6	90,36	116,62	0,16
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Introduzida	26,22	34,66	2,61	14,92	20,22	1,8
<i>Hypostomus affinis</i>	Nativa	183,59	235,75	0,53	166,54	213,97	0,06
<i>Knodus moenkhausii</i>	Nativa	23,71	31,45	4,39	13,83	18,82	0,98
<i>Loricariichthys castaneus</i>	Nativa	142,40	183,12	0,93	134,33	172,80	0,16
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Nativa	66,64	86,31	1,93	38,60	50,47	0,39
<i>Megaleporinus conirostris</i>	Nativa				139,17	178,99	0,58
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Introduzida				89,91	116,04	0,22
<i>Microphis lineatus</i>	Nativa	51,14	66,51	2,59			
<i>Oreochromis niloticus</i>	Introduzida	125,04	160,93	0,29	47,53	61,89	0,03
<i>Pachyurus adspersus</i>	Nativa	114,11	146,97	1,04	110,12	141,87	0,72
<i>Pimelodella lateristriga</i>	Nativa	43,38	56,59	3,86	47,65	62,05	2,95
<i>Pimelodus maculatus</i>	Introduzida	161,38	207,37	3,61	143,21	184,15	6,41
<i>Poecilia reticulata</i>	Introduzida	14,38	19,54		12,29	16,86	
<i>Poecilia vivipara</i>	Nativa	29,39	38,70		18,85	25,24	
<i>Prochilodus argenteus</i>	Introduzida				215,89	277,03	0,09
<i>Prochilodus costatus</i>	Introduzida				202,57	260,01	3,17
<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	Nativa	46,82	60,98	11,45	49,17	63,98	2,25
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Introduzida	125,04	160,93	3,16	105,79	136,34	0,22
<i>Serrapinnus heterodon</i>	Nativa	20,13	26,87	2,03	19,53	26,11	0,69
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Nativa	75,64	97,81	3,25	88,53	114,28	5,59
<i>Trichomycterus immaculatus</i>	Nativa	39,84	52,06	9,96	45,09	58,77	0,46

Tabela 37: Valores de comprimento médio da primeira maturação (L50), comprimento médio máximo de maturação (L100) e RGS calculados para machos e fêmeas das espécies amostradas no ano de 2021 pelo PMBA/Fest-RRDM. Em negrito, as espécies com valores maiores em 2021 do que 2020.

Espécies	Origem	2021					
		Fêmea			Macho		
		L50	L100	RGS	L50	L100	RGS
<i>Aequidens sp.</i>	Introduzida	54,08	70,26	0,1	58,88	76,39	0,06
<i>Psalidodon aff. fasciatus</i>	Nativa						
<i>Deuterodon cf. giton</i>	Nativa						
<i>Deuterodon cf. taeniatus</i>	Nativa	30,79	40,50	4,68	29,81	39,25	0,22
<i>Deuterodon cf. intermedius</i>	Nativa	26,53	35,06	4,66	23,85	31,63	1,02
<i>Astyanax lacustris</i>	Nativa	59,32	76,96	4,27	47,50	61,85	0,69
<i>Awaous tajassica</i>	Nativa	57,90	75,14	3,71	47,04	61,27	0,11
<i>Centropomus parallelus</i>	Nativa	173,49	222,85	1,4			
<i>Characidium cricarensense</i>	Nativa	26,16	35,24	3,2	20,83	27,78	0,35
<i>Cichla kelberi</i>	Introduzida	145,23	186,73	1,59	145,23	186,73	0,17
<i>Cichla monoculus</i>	Introduzida	104,80	135,08	0,22	90,74	117,11	0,04
<i>Crenicichla lepidota</i>	Introduzida	61,46	79,70	2,16	82,06	106,01	0,11
<i>Genidens genidens</i>	Nativa	118,00	151,94	0,53			
<i>Geophagus aff. brasiliensis</i>	Nativa	77,24	99,85	0,63	89,04	114,94	0,07
<i>Gymnotus sylvius</i>	Introduzida						
<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i>	Nativa				66,14	85,68	0,7
<i>Hoplias intermedius</i>	Nativa	169,46	217,69	2,83	165,42	212,53	0,15
<i>Hoplias malabaricus</i>	Nativa	173,49	222,85	0,94	167,44	215,11	0,11
<i>Hoplosternum littorale</i>	Introduzida	88,21	113,88	0,24	98,21	126,66	0,05
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Introduzida						
<i>Hypostomus affinis</i>	Nativa	123,92	159,50	2,41	139,17	178,99	0,07
<i>Knodus moenkhausii</i>	Nativa	20,93	27,90	10,58	22,33	29,69	0,26
<i>Loricariichthys castaneus</i>	Nativa	149,27	191,89	5,26	143,21	184,15	0,22
<i>Lycengraulis grossidens</i>	Nativa	58,25	75,59	4,11	49,38	64,26	2,41
<i>Megaleporinus conirostris</i>	Nativa	151,29	194,47	10,2	143,21	184,15	1,85
<i>Metynnis lippincottianus</i>	Introduzida	70,16	90,81	4,24	117,15	150,85	0,18
<i>Microphis lineatus</i>	Nativa	45,25	66,51	0,32			
<i>Oreochromis niloticus</i>	Introduzida	32,81	43,08	0,01	94,74	122,21	0,05
<i>Pachyurus adspersus</i>	Nativa	112,21	144,54	0,98	85,03	109,80	0,58
<i>Pimelodella lateristriga</i>	Nativa						
<i>Pimelodus maculatus</i>	Introduzida	149,27	191,89	2,53	149,27	191,89	0,34
<i>Poecilia reticulata</i>	Introduzida	13,25	18,09		7,65	10,93	
<i>Poecilia vivipara</i>	Nativa	19,29	25,79		16,19	21,61	
<i>Prochilodus argenteus</i>	Introduzida						
<i>Prochilodus costatus</i>	Introduzida	225,99	288,90	14,04	202,57	260,01	0,34
<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	Nativa	53,22	69,16	8,79	49,61	64,55	0,38
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Introduzida	122,97	158,29	2,23	102,83	132,55	0,17
<i>Serrapinnus heterodon</i>	Nativa	14,01	19,05	0,03	16,10	21,73	0,03
<i>Trachelyopterus striatulus</i>	Nativa	78,60	101,59	4,94	88,70	114,49	6,96
<i>Trichomycterus immaculatus</i>	Nativa	41,23	53,84	11,86	44,63	58,18	0,49

Figura 275: As dez espécies com maior número de recrutas. Dentre as espécies com maior número de recrutas, apenas o *Pachyurus adspersus*, *Geophagus aff. brasiliensis*, *Awaous tajasica*, *Astyanax lacustris* e *Deuterodon cf. intermedius* são nativas.



3.3.5 Padrões de ocorrência e proposta de espécies tolerantes e intolerantes ao ambiente afetado pelo rejeito de minério

A ocorrência ou ausência de algumas espécies nativas em locais impactados ou não impactados pelo rejeito de minério do rompimento da Barragem de Fundão podem proporcionar informações valiosas sobre a melhoria ou piora das condições de vida dos peixes. Esses resultados são ainda mais valiosos quando os estudos demonstram relações bióticas intensas entre algumas das espécies, como predação. Com esse intuito, foi elaborada inicialmente uma tabela baseada nos resultados obtidos pela Econservation (2019), nos três anos do PB MBA/Fest-RRDM e no ACT Renova-UFV (em fase de finalização). A integração desses dados permitiu ampliar o conceito de ocorrência vs. ausência, com espécies que mesmo estando presentes, apresentam padrão consistente de estresse oxidativo na Área Ambiental I e não o apresentam em áreas não impactadas pelo rejeito de minério. Portanto, essas espécies ocorrem na Área Ambiental I, mas foram consideradas como intolerantes às condições que hoje caracterizam a calha impactada do Rio Doce. Além desse critério, os 3 anos de coletas mensais do PB MBA/Fest-RRDM permitiram identificar um conjunto de espécies que foram coletadas no primeiro ano e que não foram coletadas no ano 3. Essas espécies também passaram a integrar o grupo de espécies candidatas a intolerantes. É importante destacar que este terceiro grupo de espécies intolerantes apresenta dois aspectos: são espécies que podem ser de fato, naturalmente raras e com padrões temporais que excedem os 3 anos de coleta do PB MBA/Fest-RRDM.

As espécies com graus variáveis de estresse oxidativo apontadas no ACT Renova-UFV indicam um padrão que pode estar ou não relacionado com o impacto causado pela passagem do rejeito de minério e, nesse sentido, pesquisas complementares permitirão ajudar na determinar desse elo causal. De todas as formas, essas espécies têm seus processos de repovoamento da Área Ambiental I comprometidos em relação às espécies tolerantes e sugerem uma condição metapopulacional na qual a Área Ambiental I pode representar uma condição de dreno. Todas essas espécies (e outras que possam apresentar o mesmo padrão de reação fisiológica) podem ser consideradas como modelos de monitoramento do processo de repovoamento da Área Ambiental I (Quadro 5).

Em relação aos padrões de ocorrência das espécies, a ausência de dados pretéritos à passagem de rejeitos da Barragem de Fundão não permite definir se algumas espécies que hoje são características apenas dos tributários e raras na Área Ambiental I, como por exemplo, o caso do Piau-vermelho *Hypomasticus copelandii*, foram afetadas pelo impacto do rejeito. Esta espécie ocorre na calha do Rio Piranga e na calha do Alto Rio Doce, mas nos estudos de EIA-RIMA de Aimorés (VONO e VIEIRA, 1997) ela foi coletada nos tributários e não na calha. De todas as formas, as coletas do PMBA/Fest-RRDM e do ACT Renova-UFV confirmaram que a espécie não ocorre na calha do Baixo Rio Doce, sendo particularmente abundante no Rio Casca (ACT Renova-UFV).

Quadro 5: Ocorrência de espécies tolerantes e intolerantes ao ambiente afetado pelo rejeito de minério.

Espécies intolerantes	Espécies tolerantes	Fontes de dados e observações
Ordem Beloniformes		
<i>Hyporhamphus roberti</i>		PMBA/Fest-RRDM
Ordem Characiformes		
	<i>Astyanax lacustris</i>	ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM, Econservation
	<i>Astyanax aff. scabripinnis</i>	ACT - Renova-UFV,
<i>Brycon dulcis</i>		ACT - Renova-UFV,
<i>Brycon opalinus</i>		ACT - Renova-UFV,
	<i>Deuterodon giton</i> , <i>Deuterodon intermedius</i> , <i>Deuterodon pedri</i>	ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM, Econservation
<i>Hemichromis wheatlundii</i>		ACT - Renova-UFV,
<i>Hoplias intermedius</i> (com base em padrões de bioindicadores)	<i>Hoplias malabaricus</i>	ACT - Renova-UFV,
<i>Deuterodon taeniatus</i>		PMBA/Fest-RRDM
<i>Psilododon aff. fasciatus</i>		PMBA/Fest-RRDM
<i>Hypomasticus copelandii</i> , <i>Hypomasticus steindachneri</i> , <i>Hypomasticus mormyrops</i>		ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM
<i>Cyphocharax gilbert</i> (apenas 1 espécime coletado na calha no Médio Rio Doce, mas é abundante no Suaçuí Grande)		ACT - Renova-UFV (no Baixo Rio Doce, está restrito ao Rio Manhuaçu)
	<i>Megaleporinus conirostris</i>	ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM, Econservation
<i>Characidium cricareense</i>		PMBA/Fest-RRDM (apenas um espécime coletado em Colatina – ES)
<i>Oligosarcus argenteus</i>	<i>Oligosarcus acutirostris</i>	ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM, Econservation
	<i>Oligosarcus solitarius</i>	ACT - Renova-UFV

Espécies intolerantes	Espécies tolerantes	Fontes de dados e observações
<i>Prochilodus vimbooides</i> (apresenta 4 bioindicadores de estresse oxidativo na Área Ambiental I)		ACT - Renova-UFV
Ordem Siluriformes		
<i>Corydoras</i> aff. <i>aeneus</i> (em declínio no Ano 3)		PMBA/Fest-RRDM
<i>Delturus carinotus</i>		ACT - Renova-UFV. PMBA/Fest-RRDM (1 espécime coletado na calha do Baixo Rio Doce)
	<i>Genidens genidens</i>	ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM
<i>Harttia loricariformis</i>		PMBA/Fest-RRDM
<i>Harttia intermontana</i>		ACT - Renova-UFV (só nos rios Piranga e Matipó)
<i>Hisonotus</i> sp.		ACT - Renova-UFV,
<i>Hypostomus affinis</i> (com base em padrões de bioindicadores)		ACT - Renova-UFV,
<i>Hypostomus luetkeni</i> (em declínio no Ano 3)		ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM
<i>Loricariichthys castaneus</i> (com base em padrões de bioindicadores)		ACT - Renova-UFV
<i>Microcambeva jucuensis</i> (coletado apenas na primeira campanha do Ano 1)		PMBA/Fest-RRDM
<i>Parotocinclus maculicauda</i> (restrita ao Ribeirão São Pedro Frio)		PMBA/Fest-RRDM
<i>Pogonopoma wertheimeiri</i>		ACT - Renova-UFV, Econservation
	<i>Pseudauchenipterus affinis</i>	ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM, Econservation
<i>Rineloricaria</i> sp. (restrito ao Rio Casca)		ACT - Renova-UFV
	<i>Rhamdia quelen</i>	ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM, Econservation
<i>Steindachneridion doceanum</i>		ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM, Econservation
<i>Trachelyopterus striatulus</i> (com base em padrões de bioindicadores)		ACT - Renova-UFV
<i>Trichomycterus alternatus</i>		PMBA/Fest-RRDM
<i>Trichomycterus astromycterus</i> (1 espécime coletado no reservatório da UHE Risoleta Neves)		ACT - Renova-UFV
<i>Trichomycterus immaculatus</i>		PMBA/Fest-RRDM
Ordem Cichliiformes		
<i>Australoherus</i> aff. <i>facetis</i>		PMBA/Fest-RRDM (declínio no Ano 3)
<i>Crenicichla lacustris</i>		ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM, (não Econservation, ver Discussão)
	<i>Geophagus</i> aff. <i>brasiliensis</i>	ACT - Renova-UFV, PMBA/Fest-RRDM, Econservation
Ordem Carangiformes		
<i>Trinectes paulistanus</i> (em declínio no Ano 3)		PMBA/Fest-RRDM

Espécies intolerantes	Espécies tolerantes	Fontes de dados e observações
<i>Caranx bartholomaei</i> (em declínio no Ano 3)		PMBA/Fest-RRDM
<i>Caranx latus</i> (em declínio no Ano 3)		PMBA/Fest-RRDM
	<i>Centropomus parallelus</i>	PMBA/Fest-RRDM, ACT – Renova-UFV
Ordem Gobiiformes		
	<i>Awaous tajasica</i>	PMBA/Fest-RRDM
	<i>Eleotris pisonis</i>	ACT – Renova-UFV
Ordem Elopiformes		
<i>Elops saurus</i> (raro, apenas 1 espécime coletado)		PMBA/Fest-RRDM
<i>Megalops atlanticus</i> (raro, apenas 1 espécime coletado)		ACT – Renova-UFV,
Ordem Perciformes		
<i>Eucinostomus argenteus</i> (em declínio no Ano 3)		PMBA/Fest-RRDM
<i>Eugerres brasiliensis</i> (em declínio no Ano 3)		PMBA/Fest-RRDM
<i>Pachyurus adspersus</i> (grau intermediário de estresse oxidativo, com 3 marcadores indicando estresse oxidativo)		ACT - Renova-UFV
<i>Podamys ramosus</i> (em declínio no Ano 3)		PMBA/Fest-RRDM
Ordem Syngnathiformes		
	<i>Microphis lineatus</i>	PMBA/Fest-RRDM

As espécies aqui consideradas tolerantes são também de ampla distribuição na bacia. Vale a pena indicar a diferença em termos de estresse oxidativo, entre o Trairão *Hoplias intermedius* e a Traíra *Hoplias malabaricus*. O Trairão está adaptado a águas mais oxigenadas, enquanto a traíra suporta mais condições de hipóxia. Embora a primeira espécie ocorra em ambientes impactados na calha e em afluentes não impactados, ela apresenta alto grau de estresse oxidativo (ACT Renova-UFV).

Em condição semelhante ao Trairão, os cascudos *Loricariichthys castaneus* e *Hypostomus affinis* (bentófago e detritívoro respectivamente) apresentam uma distribuição semelhante na bacia, mas ambas se caracterizam por apresentar altos níveis de estresse oxidativo. Ao todo, seis espécies com distribuição ampla na bacia e em posições diferentes na rede trófica (piscívoros, bentófagos, etc.) aparecem como excelentes candidatas para monitoramento da evolução da Área Ambiental I em relação aos ambientes considerados controles negativos.

3.3.6 Avaliação Genética

As análises genéticas foram realizadas com o intuito de atender três abordagens distintas, discriminadas a seguir. A primeira delas é a abordagem de DNA *barcode*, na qual foram amostrados até cinco indivíduos de cada espécie válida coletada no Rio Doce e adicionalmente alguns representantes de linhagens genéticas previamente detectadas, neste estudo ou em trabalhos anteriores. A segunda abordagem utilizada foi a de genética de populações, para a qual foi considerada a amostragem cumulativa do Ano 1, Ano 2 e Ano 3 para sete espécies previamente selecionadas (Lambaris *Astyanax lacustris*, Deuterodon *intermedius* e Knodus *moenkhausii*, Acará *Geophagus brasiliensis*, Curvina *Pachyurus adspersus*, Traíra *Hoplias malabaricus*, Barrigudinho *Poecilia vivipara*). A terceira abordagem foi a de diversidade filogenética, para a qual foram utilizadas as relações filogenéticas estimadas com o DNA *barcode* e levando em consideração as espécies coletadas a cada ano na área de estudo. Os resultados obtidos utilizando cada uma dessas abordagens serão apresentados a seguir.

3.3.6.1 DNA barcoding

Para as amostras de peixes coletadas nas 16 primeiras campanhas e que foram utilizadas para as análises de *Barcode*, quatro métodos de delimitação e descoberta de espécies delimitaram 153 (bgmyc), 163 (locmin), 139 (mptp) e 159 (gmyc) espécies num banco de dados contendo sequências de 118 espécies morfológicas (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 1 e 2*). Os resultados das análises mostraram três tipos de relação entre a identificação morfológica e a molecular: o primeiro foi aquele cuja identificação molecular dos táxons estava de acordo com a identificação taxonômica; o segundo inclui os táxons que tiveram mais linhagens genéticas do que as morfológicamente identificadas, e o terceiro, o grupo de táxons onde a delimitação das espécies não foi possível devido a divergências interespecíficas muito baixas. Dessas 118 espécies morfológicas, 51 tiveram a identificação morfológica confirmada com o Barcode e as outras 67, algumas delas identificadas apenas no nível de gênero (*Astyanax* sp., *Characidium* sp., por exemplo), não puderam ser corretamente separadas de suas congêneres. Dentro das 51 espécies confirmadas, foram identificadas oito espécies com diversidade críptica na bacia do rio Doce (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 1 e 2*). Dentre as espécies que apresentaram diversidade críptica estão o Acará *Geophagus brasiliensis* e a Traíra *Hoplias malabaricus* que apresentaram distâncias intraespecíficas acima de 8%. Em relação às espécies analisadas nesse estudo e que não puderam ser identificadas, algumas mudaram de gênero recentemente. É o caso das espécies de lambaris do gênero *Astyanax*, por exemplo, onde *A. giton* e *A. intermedius* foram alocadas no gênero *Deuterodon*, enquanto que *A. fasciatus* foi transferido para o gênero *Psalidodon* (Terán et al. 2020).

A análise do banco de dados do DNA *barcode* dos peixes do Rio Doce junto com dados do DNA *barcode* de peixes de outras bacias do Brasil permitiu a confirmação do Acará *Geophagus santosi* como uma espécie nativa do baixo Rio Doce, além de identificação de duas linhagens de *G. brasiliensis* co-ocorrendo nessa bacia (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 1*). *Geophagus santosi* era somente conhecido da localidade tipo na APA Michelin, rio Mariana, município de Ituberá (BA). Também foi

confirmada a existência de uma linhagem profundamente divergente da Coridora *Corydoras aff aeneus* endêmica do Rio Doce. Essa linhagem é grupo irmão de *Corydoras aeneus* do rio Paraná com uma divergência genética de ~6% (sugerindo ~3 milhões de anos de separação dessas duas linhagens). Essa linhagem endêmica do Rio Doce ainda não foi oficialmente descrita. Foi possível ainda, confirmar que das duas linhagens da espécie nativa *Crenicichla lacustris* delimitadas nesse estudo, somente uma trata-se realmente desse táxon, sendo a outra linhagem a espécie *Crenicichla lepidota*, a qual foi introduzida no rio Doce a partir da bacia do rio São Francisco. O Jacundá *Crenicichla lepidota* é encontrado no Baixo Rio Doce, aparentemente substituindo a nativa *Crenicichla lacustris*. As análises permitiram também identificar a bacia do rio Araguaia como provável procedência da espécie invasora de Piranha-vermelha *Pygocentrus nattereri*.

As análises de distância e diversidade genética mostraram níveis variáveis de distância genética interespecífica (de 0% até 29.8%) (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 2*). Dentro das espécies a diversidade genética variou de 0% a 30.2%, indicando alta variabilidade dentro de algumas delas, mas também a possibilidade de erros de identificação taxonômica. Não levando em conta espécies com um único espécime, particularmente baixos níveis de diversidade intraespecífica foram encontrados no Jeju *Hoplerthrinus unitaeniatus*, Barrigudinho *Poecilia vivipara*, Tainha *Mugil curema*, Tamboatá *Hoplosternum littorale* e Mandi-açu *Pimelodus maculatus*. Por outro lado, outras espécies caracterizaram-se por altos níveis de diversidade genética intraespecífica: Lambari *Deuterodon intermedius*, Traíra *Hoplias malabaricus*, Acará *Geophagus aff. brasiliensis* e Lambari-bocarra *Oligosarcus acutirostris* (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 2*).

3.3.6.2 Genética de populações

Para as análises de genética de populações foram utilizados dois tipos de marcadores moleculares distintos, os microssatélites, obtidos por meio de genotipagem por sequenciamento (GBS), e as sequências dos genes mitocondriais (COI e Cytb) e nucleares (Glyt e Myh6).

Foram desenvolvidos aproximadamente 20 *loci* de microssatélites para cada espécie, por meio de técnicas genômicas, dos quais foram selecionados 10 marcadores mais polimórficos. Na espécie de Barrigudinho *Poecilia vivipara*, os microssatélites foram filtrados e os *primers* heterólogos foram desenhados a partir de um genoma de referência, o genoma completo de *Poecilia reticulata*, depositado no GenBank (banco de acesso público a dados genéticos). Os marcadores microssatélites indicaram que todas as sete espécies avaliadas apresentaram níveis de endogamia elevados, uma vez que os índices de endogamia (FIS) tiveram valores entre 0,205 e 0,85, todos significativos no Ano 1, Ano 2 e Ano 3 (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 3*). A hipótese de que a endogamia é resultado do gargalo populacional sofrido é corroborada pelos valores estimados pelo índice de Garza-Williamson (G-W), que foram significativos para todas as espécies no Ano 1, Ano 2 e Ano 3, indicando a ocorrência de eventos de gargalo populacional recente (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 3*).

No que se refere a estruturação genética populacional, os índices de fixação (FST) indicam estrutura genética espacial baixa (entre os pontos de coleta) para todas as espécies, com valores abaixo de 0,2

(maior valor em *Hoplias malabaricus* no Ano1, $FST = 0,172$), sendo que somente *P. adspersus* e *P. vivipara* apresentaram valores significativos no Ano 1 e no Ano 2, enquanto que no Ano 3, apenas *P. vivipara* (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 3*). Para testar a hipótese de estruturação genética temporal, foi realizada uma Análise de Variância Molecular (AMOVA) para cada espécie, considerando os anos como populações distintas, além de usar esse banco de dados para rodar uma Análise Discriminante dos Componentes Principais (DAPC), a fim de visualizar essas diferenças graficamente. A AMOVA com o delineamento temporal permitiu verificar que a maior parte da variabilidade genética está associada à endogamia, ou seja, a contribuição do FIS continua sendo muito alta para todas as espécies (todos os valores de FIS foram significativos, variando de 0,305 a 0,821) ao longo dos anos. Porém, somente duas espécies apresentaram valores significativos para o índice de fixação FST , que mede a estrutura entre grupos amostrais, nesse caso as populações em cada ano, sendo elas: *A. lacustris* ($FST = 0,167$, $p < 0,001$) e *P. vivipara* ($FST = 0,139$, $p < 0,001$).

Os resultados das análises de DAPC para cada espécie mostram uma ampla sobreposição entre os Componentes Principais (PCs) da variabilidade genética das populações entre os anos (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 3 a 9*), com exceção dos Lambaris *A. lacustris*, que apresentou distinção do Ano 2 em relação aos demais (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 3*) e *K. moenkhausii*, que apresentou distinção do Ano 1 em relação aos demais (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 7*). Os resultados de *A. lacustris* foram consistentes em relação aos resultados das análises AMOVA e DAPC, sendo possível identificar que a diferença está nas amostras do Ano 2, porém os resultados inconsistentes de *P. vivipara* e *K. moenkhausii* ainda deverão ser melhor compreendidos ao longo do tempo. É importante ressaltar que para *K. moenkhausii* parece haver uma subestrutura genética nas amostras do Ano 2 e Ano 3, que deverá ser explorada no futuro, para definir se esta espécie é de fato, nativa ou introduzida na bacia (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 7*).

De um modo geral, os índices de diversidade nos marcadores microssatélites indicaram uma tendência de baixa diversidade genética para todas as populações locais das espécies analisadas. As duas espécies com maior diversidade gênica média nos microssatélites foram os Lambaris *Astyanax lacustris* e *Deuterodon intermedius*. Elas apresentaram números de alelos, amplitude no tamanho dos alelos e diversidade gênica acima da média na comparação com as demais espécies (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 4 e Tabela 5*). No que se refere à comparação entre os anos de coleta, foi possível observar uma estabilidade nos índices de diversidade de ambas as espécies nos três anos de amostragem (Ano 1, Ano 2 e Ano3).

Nas demais espécies, não foram encontradas diferenças nos índices de diversidade genética entre o Ano 1, Ano 2 e Ano 3. Dentre as quais, três espécies (o Acará *G. brasiliensis*, o Lambari *K. moenkhausii* e a Curvina *P. adspersus*), apresentaram índices de diversidade genética semelhantes entre si (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 6, 7 e 8*) e inferiores aos de *A. lacustris* e *D. intermedius*. *H. malabaricus* e Barrigudinho *P. vivipara* foram as espécies que apresentaram os menores índices de diversidade genética (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 4, 5, 9 e Tabela 10*, respectivamente), no entanto, as causas podem ser distintas.

Quando as comparações foram feitas entre as populações do médio-alto Rio Doce e aquelas da porção baixa desse rio, os índices de diversidade com os dados de microsatélites se mantiveram para os Lambaris *Astyanax lacustris* e *Knodus moenkhausii*, não sendo observadas diferenças significativas para as populações dessas espécies distribuídas ao longo da bacia do rio Doce. No entanto, o Acará *Geophagus brasiliensis*, Traíra *Hoplias malabaricus* e Curvina *Pachyurus adspersus*, apresentaram valores diferentes nos índices de diversidade nos dois trechos do rio analisados. Para *G. brasiliensis* e *P. adspersus* observou-se maior diversidade genética na porção média-alta do Rio Doce em comparação com a porção baixa desse rio (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 11*). Em contrapartida, as métricas de diversidade genética: número de alelos e amplitude no tamanho dos alelos, foram maiores para as populações do Baixo Rio Doce. Essas últimas métricas podem estar mais susceptíveis ao viés amostral, já que o número obtido no Baixo Rio Doce foi muito maior do que o obtido no alto (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 11*). Sendo assim, o fato de encontrarmos maior diversidade genética no alto rio Doce, apesar do menor número amostral, indica que essas populações realmente são mais diversas do que as do baixo, provavelmente porque foram menos afetadas pela passagem do rejeito. Uma hipótese alternativa é que as populações dessas espécies do baixo rio Doce foram formadas por um efeito fundador a partir das populações do alto. Já na Traíra *H. malabaricus* todos os índices de diversidade foram mais altos no baixo rio Doce. Análises prévias demonstram a coexistência de duas linhagens de *H. malabaricus* no baixo Rio Doce, conforme relatado no relatório anual de 2020, o que pode explicar a maior diversidade genética encontrada nessa porção do rio Doce.

A estrutura genética também foi estimada construindo-se redes de haplótipos do gene mitocondrial COI para cada espécie estudada quanto à genética de populações (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 10 a 15*). Em *A. lacustris*, *D. intermedius*, *G. brasiliensis* e *P. vivipara* observou-se um haplogrupo com maior frequência e alguns haplótipos raros, distantes muitos passos mutacionais uns dos outros. Isso indica que a diversidade genética é alta, mas somente poucos haplótipos mantiveram-se em alta frequência na população (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 10, 11, 12 e 16, respectivamente*). Para *H. malabaricus*, *K. moenkhausii* e *P. adspersus* não foi observada uma estrutura genética evidente, de modo que apenas poucos haplótipos possuem frequência alta na população e sendo os demais raros, o que indica baixa diversidade genética atual (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 13, 14 e 15, respectivamente*). Em especial, é importante ressaltar que *P. adspersus* apresentou diversidade haplotípica extremamente baixa, apesar da considerável amostragem. Para se ter uma ideia, dos 526 indivíduos sequenciados, 524 apresentaram o mesmo haplótipo, indicando que o gargalo populacional sofrido foi extremo (*Material Suplementar A7DGS1, Figura 15*). Como o DNA mitocondrial possui uma taxa de mutação relativamente baixa em relação ao marcador microsatélites, não observamos estrutura genética associada aos anos, conforme era esperado.

Os índices de diversidade genética obtidos a partir dos genes mitocondriais COI e Cytb, em sua maioria, foram concordantes entre si e superiores aos encontrados com os dados de microsatélites para todas as espécies, com exceção da Curvina *P. adspersus*. Pequenas diferenças nos padrões também foram observadas, oferecendo informações complementares que nos permitem caracterizar de maneira mais acurada a genética das populações estudadas. Assim como nos resultados de microsatélites, as

espécies com os maiores índices de diversidade genética foram os Lambaris *A. lacustris* e *D. intermedius* (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 12 e Tabela 13*). Embora tenha sido encontrada uma pequena diferença na diversidade haplotípica na comparação entre Ano 1 e Ano 2 no gene COI de *A. lacustris*, possivelmente ela foi resultado do baixo tamanho amostral no Ano 2.

No Acará *G. brasiliensis* foi observado uma heterogeneidade na diversidade genética entre os diferentes pontos de coleta (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 14*). Uma vez que não há discrepância nos tamanhos amostrais entre eles, a heterogeneidade observada não pode ser atribuída a esse fator. Uma possível explicação seria a amostragem de múltiplas linhagens em um mesmo ponto de coleta, o que já foi detectado previamente utilizando a técnica do DNA *barcode* e métodos de delimitação de espécie baseados em um único locus. Caso essa hipótese seja confirmada, é importante destacar que as populações de *G. brasiliensis* coletadas nos pontos P2, P6 e P7 apresentaram índices de diversidade genética muito baixos, e devem ser priorizadas do ponto de vista da conservação.

Em *Knodus moenkhausii*, foi observado um surpreendente aumento da diversidade genética em ambos os marcadores mitocondriais (COI e Cytb) na comparação entre Ano 1 e Ano 2, com destaque para o gene Cytb no Ano 2 (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 15*). Por sua vez, a Curvina *Pachyurus adspersus* foi a espécie que apresentou os menores índices de diversidade genética no gene COI, sobretudo no Ano 2, embora tenha sido a espécie com maior tamanho amostral em todos os pontos de coleta (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 16*). Os índices de diversidade baseados no gene Cytb foram semelhantes entre o Ano 1 e o Ano 2, e com valores maiores que os observados com o gene COI, sendo provavelmente uma característica intrínseca da espécie em relação a esses genes. *Hoplias malabaricus* foi a espécie com a maior deficiência no tamanho amostral (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 17*), e, portanto, não foi possível fazer inferências confiáveis sobre a diversidade genética dessa espécie. Por fim, o Barrigudinho *P. vivipara* apresentou diversidade genética relativamente maior no gene Cytb em comparação com o gene COI, porém em ambos foram observados níveis semelhantes de diversidade genética na comparação entre Ano 1 e Ano 2 (*Material Suplementar A7DGS1, Tabela 18*).

3.3.6.3 Diversidade Filogenética

No que se refere aos estudos de diversidade filogenética (PD – *Phylogenetic Diversity*), foi detectada uma diminuição substancial, de 21%, na PD das comunidades de peixes nativos na comparação entre o Ano 1 (PD = 22,348) e o Ano 2 (PD = 17,578), porém o mesmo não ocorreu na comparação entre o Ano 2 e o Ano 3 (PD = 17,947). Quando as espécies nativas e introduzidas foram consideradas em conjunto, um padrão semelhante, de decréscimo da diversidade filogenética, foi observado na comparação entre o Ano 1 (PD = 32,561) e o Ano 2 (PD = 27,410), no entanto, a diminuição foi de apenas 16%. Na comparação entre o Ano 2 e o Ano 3 (PD = 26,943), novamente houve uma tendência de estabilidade na diversidade filogenética. A inclusão das espécies introduzidas, como era de se esperar, produziu maior diversidade filogenética em todos os anos estudados. A redução da diversidade filogenética do Ano 1 para o Ano 2 foi consistente entre os diferentes conjuntos de dados, indicando que essa é uma diminuição real. A perda relativa de diversidade filogenética de comunidades de peixes

nativos (21%) foi maior na comparação com a comunidade total (nativas + introduzidas; 16%), indicando que as espécies nativas foram as mais impactadas pelo desastre ambiental. Em geral, espécies exóticas são mais resilientes do que espécies nativas, competindo com elas por recursos, particularmente como predadoras de algumas dessas espécies. Portanto, o aumento na biomassa das espécies introduzidas pode ser um dos fatores que contribuíram para essa perda de diversidade filogenética das espécies nativas, e isso pode ajudar a acelerar o processo de extinção local de algumas delas.

3.3.7 Discussão

3.3.7.1 Estrutura e dinâmica das populações de ictiofauna

Os resultados obtidos pelo levantamento da ictiofauna no Baixo Rio Doce sugerem um quadro instável no número de espécies nativas e um aumento no número de espécies introduzidas depois do rompimento da Barragem de Fundão (Tabela 25; Figura 146). Quando se considera a evolução temporal dos dados do PMBA/Fest-RRDM, de outubro de 2018 até setembro de 2021, observa-se uma diminuição nos registros de espécies nativas e uma estabilidade no número de introduzidas, mesmo quando se considera a diversidade gama em cada período sazonal, ou seja, o total de espécies registradas em cada um dos períodos chuvosos e secos (Tabela 26). A perda de algumas espécies ao longo do monitoramento, principalmente no Ano 1 e Ano 2, pode estar relacionada a fatores naturais, ou seja, elas podem não ter sido mais capturadas porque simplesmente são raras na região deste estudo. Este pode ser o caso de algumas espécies estuarinas e marinhas, como, por exemplo, Xaréu *Caranx bartholomaei* e Ubarana *Elops saurus*, as quais podem aparecer na região de estudo sazonalmente. Por outro lado, algumas espécies possuem hábitos muito específicos, o que pode dificultar a sua captura. Este é o caso do Muçum *Synbranchus marmoratus*, que vive associado ao sedimento ou em meio à vegetação (BULLA et al., 2011).

A introdução de espécies de peixes no ambiente dulcícola é um processo que vem ocorrendo há muito tempo e que teve uma aceleração nas últimas décadas (OLDEN, 2004; CUCHEROUSSET, 2011). É de amplo conhecimento que espécies introduzidas exercem impactos ecológicos, evolutivos e econômicos significativos sob a fauna nativa (OLDEN, 2004; CUCHEROUSSET, 2011; DUDGEON et al., 2006). Dentre as espécies introduzidas no Baixo Rio Doce, os tucunarés (*Cichla* spp.) são piscívoros introduzidos na área de estudo, sendo originários das bacias dos rios Amazonas, Araguaia e Tocantins (KULLANDER; FRICKE, 2006). A introdução dessas espécies nas lagoas do médio Rio Doce ocorreu na década de 60 e, nas lagoas Dom Helvécio e Carioca, na década de 80 (SUNAGA; VERANI 1991; GODINHO et al., 1994; PRINGLE et al., 2000; POMPEU; GODINHO, 2001; LEPRIEUR et al., 2008). Em 2000, os tucunarés foram registrados no Baixo Rio Doce, na barragem da UHE de Mascarenhas (CTA, 2009). A soltura intencional das espécies para a pesca esportiva foi o principal motivo responsável pela introdução dos tucunarés na bacia do Rio Doce (LATINI et al., 2004). Os impactos ecológicos dessas espécies são uma ameaça direta à sobrevivência das populações locais devido à

sua alta taxa de predação sobre a ictiofauna nativa. Por exemplo, a introdução de *Cichla kelberi* no reservatório do Rosana, bacia do Rio Paranapanema, causou uma redução drástica na diversidade de peixes nessa região, principalmente das espécies invertívoras de pequeno porte, associadas aos bancos de macrófitas *Egeria* (PELICICE; AGOSTINHO, 2009). Além de causar redução das espécies piscívoras nativas no ambiente, uma análise de modelagem mostrou que introduções mais antigas de tucunarés em reservatórios também favoreceram o estabelecimento de outras espécies introduzidas no ambiente (FRANCO et al., 2021). Nos lagos do Médio Rio Doce, o declínio acentuado das populações de espécies nativas após a introdução de *Cichla* spp. já foi bem documentado (POMPEU; GODINHO, 2001; LATINI; PETRERE JUNIOR, 2004; FRAGOSO-MOURA et al., 2016). As piranhas, também introduzidas na bacia do Rio Doce, são espécies de peixes predadores de topo da cadeia alimentar que se destacaram no monitoramento. Este resultado pode estar relacionado às características ecológicas da espécie, que garante a sua expansão populacional no ambiente. Por exemplo, *Pygocentrus nattereri* possui certos atributos (e.g., protegem a prole, agressividade, são predadores de topo) que lhe conferem dominância sobre diversas outras espécies autóctones da região (FRAGOSO-MOURA et al., 2016). Além disso, o estabelecimento de piranhas na área de estudo pode modificar a dieta alimentar das espécies nativas (tal é o caso da Traíra *Hoplias malabaricus*; em POMPEU; GODINHO, 2001), causar a extinção local de assembleias nativas (FRAGOSO-MOURA et al., 2016), e alterar os níveis tróficos inferiores (PINTO-COELHO et al., 2008). Em lagos do próprio médio Rio Doce, a introdução de *P. nattereri* e *Cichla ocellaris* causou o desaparecimento de até 50% das espécies nativas de peixes (Godinho et al., 1994). Portanto, é plausível que a invasão continue ocorrendo nos lagos e na calha do rio da região do baixo Rio Doce. Porém, estudos de médio e longo prazo (10 a 20 anos) necessitam ser realizados para definir que o desaparecimento da fauna local é devido à presença das piranhas e tucunarés.

As tilápias do Congo (*Coptodon rendalii*) e do Nilo (*Oreochromis niloticus*) foram introduzidas na bacia do Rio Doce para fins alimentares, por atividades de piscicultura e solturas nas represas (CASTAGNOLLI, 2005; LATINI et al., 2016). A introdução de ambas espécies no estado de São Paulo ocorreu com o objetivo de incrementar a pesca em rios alterados por barramentos (SMITH et al., 2005). Vale destacar também que a piscicultura em tanques redes ou escavados é a principal via de introdução de espécies nos ambientes aquáticos, uma vez que muitos tanques de criação de tilápias não são completamente seguros e muitos indivíduos acabam escapando (ORSI; AGOSTINHO, 1999; WINEMILLER; WINEMILLER, 2003). Os impactos causados pela introdução de ambas as espécies (i.e., ***C. rendalii* e *O. niloticus***) no ambiente, está relacionado ao aumento da eutrofização (FIGUEREDO; GIANI, 2005), mudanças na composição do zooplâncton e fitoplâncton (VASCONCELOS et al., 2018), deslocamento de espécies nativas (LATINI et al., 2016), sua elevada taxa de reprodução e competição por recursos ou, até mesmo, pela predação direta de ovos e larvas (ATTAYDE et al., 2011). O bagre *Pimelodus maculatus* é outra espécie introduzida na região de estudo. Ocorre naturalmente nas bacias dos rios Paraná, São Francisco e La Plata (BRITSKI et al., 1988; VIEIRA, 2006; VIEIRA et al., 2015; OTA et al., 2018). A causa de sua introdução no Rio Doce ainda é desconhecida, mas aponta-se uma provável soltura intencional na pesca profissional de subsistência e

esportiva (PETRERE, 1989; FERREIRA et al., 1997). A espécie possui ampla ocorrência no Baixo Rio Doce e seu impacto sobre a ictiofauna nativa ocorre devido à predação e competição por recursos alimentares (conforme resultados do PMBA/Fest-RRDM).

Além das problemáticas ambientais relacionadas às espécies introduzidas, a construção de barragens para geração de energia elétrica, associada ao aumento da densidade de população humana é responsável pela redução e desaparecimento de grandes espécies migradoras (LOWE-MCCONELL, 1987 citado por AGOSTINHO et al., 2008; VONO, 2002). Agostinho et al. (2008) ressaltam os efeitos negativos causados pelos reservatórios na comunidade de peixes devido ao represamento dos rios. Esse tipo de empreendimento, transforma um ecossistema lótico em semi-lêntico, causando impacto irreversíveis sobre a fauna de peixes. Essa mudança física no ambiente aquático proporciona o aumento exponencial das espécies de hábitos sedentários (não migradoras) e o declínio das migradoras, devido à fragmentação do habitat (e.g., AGOSTINHO et al., 2007). Além disso, as hidrelétricas facilitam a introdução de espécies (JOHNSON et al., 2008), inclusive através de programas de estocagem (AGOSTINHO et al., 2010), e o seu estabelecimento e invasão do ambiente (LIEW et al., 2016). A perda da continuidade do Rio Doce começou com a construção da UHE Mascarenhas, a qual entrou em funcionamento em 1974. Os impactos dos represamentos sobre a ictiofauna assumem maior importância quando ocorrem sobre faunas endêmicas (DELARIVA, 2002), além de levar a extinções locais de componente da ictiofauna também podem alterar a relação espécie/abundância na comunidade (AGOSTINHO, 1992).

Diante desse cenário, medidas de controle das espécies introduzidas devem ser propostas e a adoção de sistemas de transposição de peixes devem ser implementados, mas não só como uma forma de melhorar a interconectividade do rio e sim, como formas de monitoramento e de controle de espécies introduzidas na bacia do Baixo Rio Doce. A proporção das espécies introduzidas em relação às espécies nativas pode ser adotada como um indicador das condições de recuperação do Rio Doce.

3.3.7.2 Composição e estrutura da comunidade de ictiofauna

A evolução espaço-temporal do monitoramento da ictiofauna do Baixo Rio Doce mostra que, além da diminuição da diversidade gama (número total de espécies amostradas em cada período sazonal), a riqueza de espécies amostradas nos pontos monitorados (diversidade alfa ou número de espécies amostradas em cada ponto de cada campanha) também diminuiu. Essa diminuição foi mais pronunciada nas espécies nativas, enquanto que, no caso das introduzidas, ocorreu uma substituição e aumento de seu número. A avaliação dos estimadores para toda a comunidade (nativas e introduzidas) indica a ocorrência de um maior número de espécies na região de estudo, sendo os estimadores Chao 2 e Jackknife 2, os que estimaram o maior número de espécies. Esse resultado se deve ao fato desses estimadores considerarem apenas a presença (Chao 2) ou darem peso para espécies que ocorrem em apenas uma e duas amostras (Jackknife 2). Das 72 espécies levantadas no PMBA/Fest-RRDM, 22 foram registradas em apenas uma ou duas amostras (Tabela 26).

A dissimilaridade da comunidade (diversidade beta) em cada período sazonal mostrou valores similares de diversidade beta total variando de 0,60 a 0,67. O valor do componente de aninhamento (*nestedness*) observado na avaliação do PMBA/Fest-RRDM foi de aproximadamente 0,17. Esse resultado corrobora o valor encontrado no estudo de Trindade-Santos et al. (2018) que simulou valores de diversidade beta para a bacia do Rio Doce antes e após o rompimento da Barragem do Fundão, com diferentes cenários de extinções de espécies. Neste estudo, a diversidade beta antes do rompimento da barragem era de 0,75 e as simulações com diferentes proporções de extinções apontam para um aumento da diversidade beta total de até 0,82, quando 100% das espécies teriam sido extintas. Os autores sugerem que se o desastre provocou qualquer extinção, isso provavelmente levaria a padrões alterados de diversidade regional, tornando as assembleias taxonomicamente mais distintas (TRINDADE-SANTOS et al., 2018). No entanto, a comparação deste estudo com os dados empíricos do PMBA/Fest-RRDM deve ser feita com ressalvas, visto que o estudo considera toda a Bacia do Rio Doce e não prevê a expansão das espécies introduzidas. Quando se restringe a observação aos dados do PMBA/Fest-RRDM apenas com a comunidade de espécies nativas, observamos uma redução de diversidade beta total entre o Período chuvoso 2018/2019 até o Período chuvoso 2020/2021 seguido por um aumento no Período seco 2021 (Figura 229). Esse aumento da diversidade beta ocorre mesmo quando o número de espécies nativas amostradas neste período sazonal (diversidade gama) é reduzido e ele é devido ao aumento do componente de *nestedness*; ou seja, as assembleias tendem a ser compostas pelos mesmos subconjuntos de espécies. Nessa trajetória de aumento da diversidade beta de nativas na calha, dois processos estão ocorrendo: espécies raras estão sendo perdidas (a diversidade gama diminuiu de 26 para 23 espécies) e espécies comuns também estão sendo perdidas. Essa perda de espécies comuns está gerando o aumento da beta diversidade (Figura 229). Quando a perda de espécies gera um aumento da diversidade beta, a espécie que é perdida tende a ser daquelas que são comuns, de ampla distribuição e que deixam de ser registradas em alguns locais, aumentando a dissimilaridade das comunidades (SOCOLAR et al., 2016). Ao longo de um gradiente de intensidade ou permanência de um distúrbio, a diversidade beta pode seguir a seguinte trajetória: num primeiro momento, as espécies nativas e comuns tornam-se mais raras, mas poucas se extinguem (heterogeneização subtrativa), e espécies invasoras começam a se estabelecer (heterogeneização aditiva). No segundo momento, espécies nativas raras desaparecem (homogeneização subtrativa) e invasoras generalistas começam a dominar (homogeneização aditiva). No terceiro momento, o ambiente se torna homogêneo, com pouca variação e as assembleias podem ser conduzidas a uma abundância muito baixa (SOCOLAR et al., 2016). A comunidade de peixes nativos da calha do Baixo Rio Doce parece estar nesse momento de heterogeneização subtrativa que pode ser agravado quando estas espécies comuns, que estão tendo sua distribuição reduzida, passam a ser raras e a comunidade inicia um processo de homogeneização. Aliado a essa homogeneização subtrativa das nativas, o processo de expansão das espécies invasoras pode potencializar essa perda de diversidade com a homogeneização aditiva (SOCOLAR et al., 2016). Essa homogeneização taxonômica pode levar a uma simplificação da cadeia alimentar podendo afetar outros níveis tróficos do ecossistema, além disso, a homogeneização pode aumentar a vulnerabilidade da comunidade a invasões futuras (OLDEN, 2006; TROCHINE et al., 2018). Da mesma forma que na calha, a comunidade de peixes nativos dos lagos

aumentou sua diversidade beta no Período seco de 2021 e esse aumento também foi em função do aumento do componente de *nestedness*. No entanto, para as comunidades dos lagos, não observamos mudanças na diversidade gama. Esse aumento do componente de *nestedness* pode ter ocorrido pela não detecção ou perda de algumas espécies, as quais eram amostradas em todos os lagos e agora estão restritas a apenas alguns (heterogeneização subtrativa).

A avaliação da diversidade beta dentro dos períodos sazonais é uma ferramenta útil para que se entenda os processos de organização da comunidade em uma escala mais ampla de observação (diversidade gama: riqueza de espécies amostrada em cada período sazonal). Neste estudo, esta análise evidenciou o quanto a comunidade de peixes nativos do Baixo Rio Doce é dinâmica e o quanto ela está suscetível a um processo de homogeneização. Adicionalmente, avaliações em escalas mais finas (diversidade alfa: riqueza de espécies locais) também são úteis e necessárias para entender melhor os processos que estão determinando a organização da comunidade.

A nível local, observa-se que a riqueza amostrada em cada ponto de monitoramento do PMBA/Fest-RRDM também vem diminuindo (Figura 231). Essa diminuição é mais pronunciada quando apenas as espécies nativas são consideradas. Principalmente para as espécies capturadas com rede de arrasto e tarrafa, onde se observa que a riqueza amostrada no Período seco de 2021 é significativamente menor que no Período chuvoso 2018/2019. Padrão similar é observado quando se considera o indicador abundância de espécies. Por outro lado, o indicador biomassa apresentou menor variabilidade na escala temporal (Figura 235). Essa menor variabilidade temporal da biomassa é também observada em outros estudos e pode ser devida ao fato de que a avaliação da biomassa a nível de comunidade agrega várias espécies com diferentes histórias de vida e isso pode amortecer o efeito desse indicador na comunidade (GEORGE; BALDIGO; STICH, 2019). A menor riqueza e abundância observada no Período seco 2021 ajuda a explicar os menores valores encontrados para os índices de diversidade Shannon e Simpson para este mesmo período. Maiores valores de índices de diversidade significam maior complexidade das relações ecológicas (cadeia trófica, interações bióticas) que reduzem oscilações e aumentam assim a estabilidade da comunidade (ODUM, 2001). Assim, os menores valores dos índices de diversidade Shannon e Simpson encontrados no Período seco 2021, aliado com a perda de diversidade alfa (riqueza de espécies locais) e gama (riqueza de espécies regionais) podem indicar uma tendência de maior vulnerabilidade do ecossistema às mudanças ambientais e estocásticas.

Além da diversidade beta taxonômica, também foi realizada a avaliação da diversidade beta temporal, que indicou mudanças na composição de espécies entre uma campanha e outra. Para o ambiente da calha do Rio Doce, fica evidente a contribuição das espécies introduzidas na variação da diversidade beta entre uma campanha e outra, especialmente para aquelas assembleias amostradas com rede de espera e tarrafa. Ainda para o ambiente calha, a avaliação para as assembleias de rede de espera mostra que entre uma campanha e outra sempre há espécies que deixam de ser amostradas e outras que passam a ser amostradas. Isso não significa necessariamente uma extinção local de espécie, mas que sempre há mudanças na composição de espécies entre cada campanha. Para o ambiente lago, as

dissimilaridades entre as campanhas são menores e entre as campanhas de fevereiro e março de 2019, a beta diversidade foi zero; ou seja, as composições de espécies amostradas com tarrafa nessas duas coletas foram iguais. Fazendo um paralelo entre a diversidade beta temporal entre campanhas e a diversidade beta taxonômica de cada período sazonal, observa-se que o aumento do componente de *nestedness* no Período seco 2021 para a calha e lagos, que sugere um início de processo de homogeneização da fauna, é corroborado com os resultados da diversidade beta temporal na calha para esse mesmo período. Entre junho e setembro de 2021 (coletas com rede de arrasto e espera; Figura 236 e Figura 237), observa-se uma tendência de estabilidade nos valores de diversidade beta temporal total. As oscilações observadas ao longo do monitoramento passam a ser de menor magnitude. Assim, os resultados da diversidade beta temporal reforçam a indicação de quão dinâmicas são as comunidades da ictiofauna no tempo, tanto para calha do Rio Doce, como para os lagos. Além disso, evidenciam a necessidade da continuidade do monitoramento para que padrões temporais sejam detectados e consequentemente, propostas de mitigação de impactos sejam desenvolvidas de forma adequada.

Na avaliação espacial, o aumento da proporção de espécies introduzidas ao longo do monitoramento é preocupante. Os resultados mostram que nos pontos monitorados no Período seco 2021 a proporção de ictiofauna introduzida variou de 28% (ponto 04, calha do Rio Doce e próximo ao estuário) a 77% (ponto 10, lago das Palmas). A média para o ambiente na calha neste período foi de 43% de ictiofauna introduzida, valor superior ao observado para as bacias hidrográficas europeias, onde a proporção de espécies de peixes introduzidos pode chegar 33% (valor calculado a partir dos resultados apresentados no estudo de LEPRIEUR et al., 2009). Essa alta proporção de riqueza de espécies introduzidas de peixes também é observada em lagos europeus e, da mesma forma que para o Baixo Rio Doce, a proporção de biomassa de introduzidas tende a ser maior do que a proporção de riqueza de introduzidas (TROCHINE et al., 2018). As altas contribuições de biomassa de espécies não nativas, nos pontos monitorados do PMBA/Fest-RRDM, sugerem que as espécies invasoras apresentam melhor desempenho que as nativas devido à nova dinâmica ecológica nos locais onde foram introduzidas (TROCHINE et al., 2018) e isso é corroborado com os resultados de biologia reprodutiva do PMBA/Fest-RRDM, onde observou-se um maior sucesso reprodutivo das espécies introduzidas Piranha *Pygocentrus nattereri* e Tucunaré *Cichla kelberi*.

Compreender as mudanças nas distribuições das comunidades de peixes no espaço e no tempo e quais processos bióticos e abióticos contribuem para essas mudanças é necessário para ajudar a desenvolver uma política de gestão apropriada (ZENG et al., 2017). Para tentar avaliar os processos envolvidos com a variação na riqueza de espécies, regressões lineares múltiplas foram realizadas para cada ponto de monitoramento e observou-se uma relação negativa da turbidez com a riqueza de espécies em praticamente todos os pontos monitorados na calha do Rio Doce. Essa relação pode ser uma evidência do efeito do rompimento da Barragem do Fundão sobre a ictiofauna no Baixo Rio Doce. Há indícios na literatura e nos relatórios do PMBA/Fest-RRDM de que oscilações de metais e de turbidez da água ocorrem em períodos de cheia devido a ressuspensão de sedimentos, incluindo sedimentos do rejeito de minério provenientes do rompimento da Barragem de Fundão (RICHARD et

al., 2020; RUDORFF et al., 2018). Essa ressuspensão de sedimentos com rejeitos pode ser tóxica para a fauna local (especialmente para àquelas espécies mais sensíveis) e há estudos que confirmam isso para as espécies *Hoplias intermedius* e *Hypostomus affinis* (WEBER et al., 2020), *Geophagus brasiliensis* (GOMES et al., 2019) e *Astyanax lacustris* (PASSOS et al., 2020). Por outro lado, observa-se uma relação positiva da condutividade elétrica da água com os peixes corroborando estudos realizados em outras regiões (MÉ RIGOUX; PONTON; DE MÉ, 1998). O aumento de condutividade também pode ser relacionado à período de maior vazão do rio, mas provavelmente àqueles eventos onde a ressuspensão de sedimento não foi pronunciada.

A nível de composição da comunidade, as análises de redundância (RDA) mostram que a variação na composição de espécies da calha do Rio Doce é determinada por fatores espaciais e temporais. Excluindo o efeito do tempo e do espaço, as variáveis ambientais não contribuíram para a variação na composição da comunidade de peixes. Esse resultado pode significar que o padrão de distribuição das comunidades de peixes ao longo da calha do Rio Doce muda com o tempo e que as mudanças temporais na estrutura da comunidade podem não estar seguindo o mesmo curso nos diferentes locais de amostragem, o que corrobora com os resultados obtidos entre a relação da riqueza com as variáveis ambientais, ou seja, em cada ponto de monitoramento há um conjunto de variáveis que explicam a riqueza e, em alguns pontos, essa relação pode ser positiva ou negativa. Por outro lado, a ausência de relação com variáveis ambientais, reforça a presença de um componente estocástico na determinação da comunidade que pode estar sendo determinada por interações bióticas ou por outras variáveis não medidas (MEHNER; EMMERICH; HARTWIG, 2014). Já para a variação na composição da ictiofauna nos lagos do Baixo Rio Doce, as variáveis ambientais foram importantes, mas com uma contribuição baixa (aproximadamente 5%), corroborando estudos realizados em lagos europeus onde a contribuição exclusiva das variáveis ambientais (hidrológicas e limnológicas) sobre a variação na composição da ictiofauna chega a 3,2% (PÉREZ-RUZAFÁ; MOMPEÁN; MARCOS, 2007).

3.3.7.3 Ecologia Trófica

A ausência de dados sobre a dieta das assembleias da região antes do rompimento da barragem dificulta inferências dos impactos negativos sobre as guildas tróficas. Contudo, ficou evidente a menor abundância de peixes carnívoros nativos na região. Evidências científicas mostram que alguns tipos de metais (e.g., mercúrio) podem acumular em espécies carnívoras, especialmente através da biomagnificação (MONTAÑA et al., 2021), podendo fazer com que populações entrem em declínio. É possível que no momento do rompimento da barragem, espécies carnívoras nativas foram afetadas e, em comparação, carnívoros introduzidos que apresentam maior tolerância, especialmente relacionada a outros traços funcionais (e.g., reprodução), tenham sido favorecidas. Por exemplo, estudos mostram que áreas impactadas são mais suscetíveis a invasões biológicas (JOHNSON et al., 2008), o que reforça a possibilidade aqui discutida. Além do impacto do rompimento da barragem, os dados aqui obtidos também podem refletir o longo estado de degradação do Rio Doce, seja pela introdução sucessiva de espécies não nativas ou pressões de propágulos (SIMBERLOFF, 2009), ou os barramentos de hidrelétricas, os quais também favorecem espécies introduzidas (JOHNSON et al.,

2008). Isso possivelmente reflete em uma maior riqueza, abundância, ou biomassa de espécies introduzidas (não nativas) na área de monitoramento.

A menor riqueza de guildas tróficas no canal do Rio Doce, na região de monitoramento, pode estar relacionada a condição dinâmica do ambiente associada aos impactos já elencados acima (e.g., metais). Após o rompimento da barragem, elevadas quantidades de metais foram encontradas no sedimento do canal do Rio Doce (AGUIAR et al., 2020). O próprio fluxo d'água nos sistemas lóticos, quando comparado aos lênticos, podem ser gatilhos mais frequentes de ressuspensão de sedimentos (incluindo aqui os resíduos tóxicos). Deste modo, a hipótese é que, apesar do ambiente lacustre também ter sido atingida pelo rejeito, eventos de ressuspensão também têm afetado a biota do canal do rio.

Ao longo do gradiente longitudinal do canal do Rio Doce, foi possível notar mudanças na composição das guildas tróficas. Em rios não impactados de médio e grande porte, é comum predominar espécies de peixes piscívoras e invertívoras (e.g., espécies que alimentam de insetos terrestres e aquáticos) e, em menor quantidade, espécies planctônicas (VANNOTE et al., 1980). Em contraste, neste estudo os bentófagos foram predominantes na calha do Rio Doce, seguido pelos insetívoros, insetívoros aquáticos e insetívoros terrestres; enquanto piscívoro foi a guilda trófica com menor contribuição. É possível que o predomínio de bentófagos (i.e., animais que alimentam de organismos de fundo como, por exemplo, larvas de insetos e moluscos; e acabam ingerindo grande quantidade de sedimentos) possa estar relacionada ao assoreamento por erosão e outras fontes alóctones carregados para dentro do rio em consequência do desmatamento em diferentes regiões da bacia. Nestas condições, as espécies de peixes bentófagos podem sobressair devido à maior oferta de alimento disponível no ambiente.

Também foi possível notar que muitas espécies carnívoras nativas e algumas piscívoras não foram capturadas nos últimos meses do monitoramento. Estes declínios podem ser resultado de ações antrópicas diretas da alteração do meio abiótico como por exemplo, da regulação do fluxo por barragens (STANFORD; WARD, 2001), alterações do sedimento ou pelas interações bióticas (competição por espécies introduzidas - cf. discussão no primeiro parágrafo) e também dos efeitos gerais do gargalo genético (ver análises genéticas neste relatório). Contudo, é mais plausível que peixes como piranhas (*Pygocentrus nattereri* e *Serrasalmus brandtii*) e o Dourado *Salminus brasiliensis*, que foram introduzidos na região, estejam competindo diretamente com carnívoros nativos, causando o declínio dos carnívoros nativos da região. Espécies não nativas, quando bem sucedidas, têm potencial de destruir a fauna local (e.g., *Cichla kelberi*; PELICICE; AGOSTINHO, 2009). Além disso, as presas podem ser muito mais vulneráveis a predadores introduzidos do que aqueles nativos, com os quais coevoluíram (hipótese de naiveté; SHARPE et al., 2021). Uma maior facilidade de captura de alimento por carnívoros introduzidos pode refletir em maior possibilidade de sobrevivência, reprodução, e consequentemente competição. Outra possibilidade é que outros traços funcionais (e.g., tipo de reprodução) possam influenciar em maior condição estabelecimento de carnívoros introduzidos na região.

Os objetos antropogênicos encontrados nos estômagos dos indivíduos avaliados ainda precisam de análises minuciosas para determinação da composição química, especialmente utilizando técnicas de Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR), para plásticos, como tem realizado em muitos estudos (e.g., ANDRADE et al., 2019; LIMA et al., 2021). Apesar da ausência dessas análises químicas, é possível explorar neste trabalho possíveis fontes de poluição e outros dados a respeito dos objetos encontrados.

As fibras e o anzol encontrados em estômagos de peixes possivelmente têm relação com atividade pesqueira na região. Fragmentos de linhas podem, por exemplo, ser originários de varas de mão, molinetes, e outros equipamentos de pesca. Não se descarta, além disso, serem oriundos de redes de pesca, perdidas ou não no ambiente. Por outro lado, o anzol encontrado é inequivocamente resultado da pesca na região. *Pygocentrus nattereri* tem elevado potencial de cortar a linha com seus dentes, o que pode explicar o anzol no seu estômago. Esses resultados, além de trazerem importantes informações em um contexto da poluição nos ambientes de água doce do Brasil — o que ainda é pouco frequente na literatura —, mostra que a pesca, seja desportiva ou comercial, ainda está ocorrendo na região de estudo que foi afetado pelo rompimento da barragem.

Por outro lado, os fragmentos coloridos (Figura 261c-d), podem ser originários de qualquer atividade na bacia, seja de pesca, regiões urbanas. A evidência da ingestão desses materiais mostra, pela primeira vez, a interação de componentes da biota do Rio Doce com objetos antropogênicos. Muitos desses objetos antropogênicos, especialmente plásticos, têm a capacidade de se unir com outros poluentes (e.g., POPs, metais) (FRIAS et al., 2010; WANG et al., 2017; LI et al., 2018). Assim, a ingestão de objetos antropogênicos no Baixo Rio Doce passa a ser um novo foco de atenção no PMBA/Fest-RRDM.

3.3.7.4 Biologia reprodutiva

A proporção sexual (fêmeas:machos) de peixes neotropicais geralmente é 1:1 (LOWE-MCCONNELL, 1987). Os peixes nativos e introduzidas do Rio Doce mostraram uma tendência de aproximadamente 2:1 e 1:1, respectivamente. Dessa forma, segundo Hamilton (1967), à medida que a proporção sexual de 1:1 se aproxima, o equilíbrio da população dos peixes se torna favorável com uma estratégia evolutivamente estável. Em outros estudos também foram relatados uma proporção sexual de 1:1 na piranha *Pygocentrus piraya* no reservatório de Três Marias (Ferreira et al., 1996), assim como verificado ao longo de três trechos após a barragem de Três Marias na bacia do Rio São Francisco na Piranha-branca *Serrasalmus brandtii* (BAZZOLI et al., 2019) e no Piau-gordura *Leporinus piau* (NASCIMENTO et al., 2020). Entretanto, as diferenças na proporção de sexos encontradas nas espécies nativas do Rio Doce podem estar relacionadas à seletividade de equipamentos de pesca, estratificação populacional e variação nas taxas de crescimento dos peixes (WOOTON, 1990). Por outro lado, a maior proporção de fêmeas também foi observada em outros peixes neotropicais como nas espécies *Moenkhausia intermedia* e *Astyanax fasciatus* (HOJO et al. 2004; CARVALHO et al. 2009). Nikolsky (1978) relatou que as áreas com abundância de alimentos têm maior proporções de fêmeas. Além disso, a maior proporção sexual de fêmeas sugere maior investimento energético e diversidade no comportamento

reprodutivo (fertilização interna, desova parcelada, cuidado parental, ovócitos grandes e adesivos) em diferentes habitats (GARCIA et al., 2019) que podem ser tendências estratégicas das espécies de peixes no Baixo Rio Doce.

A relação peso - comprimento é usada para indicar a condição de bem-estar geral da população dos peixes e o valor do “b” dessa relação pode variar de 2,0 a 4,0. Quando o valor se aproxima de 3,0 o crescimento é isométrico, sendo alométrico quando difere desse valor (LE CREN, 1951). O coeficiente “b” da relação peso-comprimento para *Megaleporinus conirostris* e *Trachelyopterus striatulus* apresentaram valores inferiores a 3, registrando um crescimento alométrico negativo, ou seja, um maior incremento em comprimento do que em peso. A alometria negativa é observada mais em machos do que em fêmeas, como uma estratégia de atingir a maturidade precoce e competir com outros peixes na cópula com fêmeas maduras. Entretanto, o crescimento isométrico observado em ambos os sexos na maioria dos peixes, pode ser uma estratégia reprodutiva das espécies no Baixo Rio Doce, tendo o aparelho reprodutor mais volumoso, ocupando grande parte da cavidade celomática, o que influencia na maturação das gônadas (FONTELES-FILHO, 2011). Esta condição pode variar, conforme do estado de saúde dos peixes, a estação, a localidade e o ano de amostragem (FROESE, 2006).

De acordo com os dados de campo e a metodologia utilizada, pôde ser observada atividade reprodutiva nas espécies nativas e introduzidas durante os períodos chuvoso e seca, com pico reprodutivo no período chuvoso. Conforme esperado, a comunidade ictiofaunística da área amostrada também possui peixes com longo período reprodutivo, desovando praticamente durante todo o ano. Os principais índices biológicos analisados para o comportamento reprodutivo nas espécies mais abundantes da calha do Rio Doce são: relação gonadossomática (RGS), índice gonadal (IG), K-total, K-somático e variação de condição gonadal (ΔK).

Valores maiores de RGS e IG foram comuns nas fêmeas das espécies *Astyanax lacustris*, *Genidens genidens*, *Hoplias malabaricus*, *Megaleporinus conirostris*, *Pachyurus adspersus*, *Trachelyopterus striatulus*, *Pygocentrus nattereri* e *Cichla kelberi* devido ao maior acúmulo e transferência de gorduras durante a reprodução, tendo maior representatividade no peso dos ovários em relação ao peso dos testículos. Os índices biológicos foram favoráveis na maioria das espécies analisadas no período chuvoso, que coincidem com os fatores abióticos como altas temperaturas, pluviosidade e fotoperíodos mais longos (WEBER et al., 2013; NORMANDO et al., 2009). Sabe-se que altos valores para estes fatores ambientais, favorecem a atividade reprodutiva de peixes na região neotropical (LOWE MCCONNEL, 1987). Duas espécies introduzidas *Pygocentrus nattereri* e *Cichla kelberi* mostram grande sucesso reprodutivo, podendo estabelecer como populações (BLACKBURN et al. 2011; FRAGOSO-MOURA et al. 2016) no Baixo Rio Doce (conforme indicado pelos estudos de ictioplâncton). Nesse sentido, medidas preventivas podem ser propostas a fim de gerar um equilíbrio e controle ou mesmo erradicar essas espécies.

O fator de condição é um índice clássico na ictiologia e indica o estado de bem-estar do peixe (BRAGA, 1986). Nos ecossistemas aquáticos, a sazonalidade e a frequência alimentar representam um fator essencial na regulação dos períodos reprodutivos (VAZZOLER, 1996). Nesse sentido, as variações

sazonais nos padrões de reprodução refletem nos valores dos fatores de condição total (K-total) e fator de condição somático (K-somático) (VAZZOLER, 1996; GOMIERO & BRAGA, 2003, 2006). Da mesma forma que o investimento gonadal (RGS e IG) que mostraram um padrão sazonal, os fatores de K-total e K-somático acompanharam essas variações nas espécies nativas e introduzidas. Sendo assim, o presente resultado corrobora as observações de Le Cren (1951), quem indica que a variação do valor de K pode refletir o desenvolvimento gonadal, indicando o período reprodutivo da espécie.

A RGS e IG por período e pontos (bem evidentes nas espécies Lambari *Astyanax lacustris* e Curvina *Pachyurus adspersus*), registraram variações significativas nas espécies nativas, podendo estar relacionadas com o impacto ambiental ao longo do Rio Doce como construção de barragens e regulação do fluxo, competição por alimentos ou na mudança de comportamento na atividade reprodutiva com maior gasto energético, assim como observado em outros rios (ARANTES et al., 2010; LIGON et al., 1995; HATANAKA & GALETTI, 2003). Os efeitos conhecidos do eixo hipotálamo-hipófise na reprodução, Jensen et al. (2004) e Chakrabarty et al. (2012), encontraram diferenças nas concentrações de vitelogenina, estradiol, e no diâmetro de ovócitos vitelogênicos (MARCON et al. 2017) em ambientes impactados, indicando comprometimento do desenvolvimento gonadal e dos índices biológicos (DOMINGOS et al., 2012; ARANTES et al. 2010). Os resultados das campanhas dos Anos 1, 2 e 3 sugerem que os peixes nativos coletados em diversos pontos do Rio Doce podem ter alteração nas gônadas com diminuição dos índices biológicos, assim como mencionados pelos autores citados anteriormente. No entanto, uma investigação mais aprofundada é necessária para testar essa hipótese. Por outro lado, os resultados sugerem melhor adaptação das espécies introduzidas nos pontos analisados.

Durante as amostragens ictiológicas foram capturados peixes nativos e introduzidos em todos os estádios de maturação gonadal nos pontos amostrados do Rio Doce: estágio de repouso (F1); maturação inicial (F2); maturação avançada (F3) e desovados (F4). Em machos também foram observados peixes com testículos no estágio de repouso (M1); maturação inicial (M2); maduro (M3) e totalmente ou parcialmente espermiando (M4) conforme nomenclatura de Vazzoller (1996). Nas análises morfológicas do desenvolvimento ovariano e testicular não foram observadas alterações histopatológicas nas diferentes espécies do Rio Doce nos Anos 1, 2 e 3, diferentemente observado em outros rios contaminados no Brasil (SAVASSI et al., 2016, 2020), porém outros órgãos mais sensíveis e podem ser utilizados para esclarecer essas respostas toxicológicas e hepatológicas (MARCON et al. 2017, 2016). Portanto, nas espécies analisadas foi verificado padrão de desenvolvimento gametogênico, sendo típico de peixes neotropicais (MARCON et al., 2017; BRANDÃO et al., 2017; SATO, 2006). Os resultados histológicos dos Anos 1, 2 e 3 mostram integridade estrutural e celular nos ovários e testículos sem comprometimento do desenvolvimento gonadal em *Geophagus aff. brasiliensis*, *Pimelodus maculatus* e *Loricariichthys castaneus*.

O comprimento médio da primeira maturação (L50), comprimento médio máximo de maturação (L100) e RGS mostrou valores superiores no Ano 3 do que nos anos anteriores em 10 de 40 espécies. Entretanto, 16 espécies nativas e 14 espécies introduzidas apresentaram valores menores de L50,

L100 e RGS no Ano 3 do que nos anos anteriores, sugerindo que as variações ambientais no Rio Doce podem estar interferindo no eixo hipotálamo-hipófise dos peixes com possível efeito no crescimento e desenvolvimento gonadal precoce para reprodução. Essas observações são típicas de ambientes impactados por diversas variáveis antrópicas e poluição (PASCHOALINI et. Al., 2019; ABDO et al. 2018; ARANTES et al., 2010), assim como no Rio Colorado, EUA, tem apresentado diminuição no crescimento somático, recrutamento e fator de condição, bem como uma redução geral na ictiofauna na área influenciada por barragens (PAUKERT; ROGERS 2004).

3.3.7.5 Padrões de ocorrência e proposta de espécies tolerantes e intolerantes ao ambiente afetado pelo rejeito de minério

Após o evento de rompimento da Barragem do Fundão, ocorreu uma drástica mudança nas condições abióticas da água levando a perda de populações inteiras de ictiofauna (CARMO et al., 2017). Em um ambiente alterado e, além disso, fragmentado por barreiras antrópicas (reservatório de usinas hidrelétricas), espécies nativas ficam mais vulneráveis às invasões de espécies introduzidas (ZENG et al., 2017). Esse aumento de introduzidas acelera a degradação ambiental e novas relações de competição e predador-presa são estabelecidas em uma comunidade já vulnerável pela alteração ambiental provocada pela passagem da pluma de rejeitos. Nesse processo de degradação, a seleção natural e as competições interespecíficas selecionarão as espécies nativas tolerantes e adaptáveis a coexistência com as espécies introduzidas em um ecossistema degradado. A associação de critérios de coleta com informações ecotoxicológicas esta permitindo um acompanhamento mais objetivo do processo de repovoamento da calha do Rio Doce.

3.3.7.6 Avaliação Genética

O DNA Barcode foi eficaz em discriminar corretamente 42% das espécies analisadas neste estudo (51 de 118). Embora nosso estudo tenha analisado um maior número de espécies e também um maior número de indivíduos por espécie que o trabalho de SALES et al. (2018), único trabalho que analisou molecularmente a ictiofauna do rio Doce, o percentual de congruência entre a identificação morfológica e molecular dos táxons foi similar ao do estudo anterior. Esse baixo percentual de discriminação se deve ao fato de alguns táxons apresentarem divergência genética interespecífica muito baixa (ex.: *Prochilodus argenteus* e *P. costatus*) enquanto outros apresentaram linhagens divergentes com distância intraespecífica alta (acima de 2%), como *Geophagus brasiliensis* e *Hoplias malabaricus*, por exemplo. Comparando nossos resultados com os resultados de análises semelhantes realizadas em outras bacias (São Francisco (97%) – CARVALHO et al., (2011); Paraná (99,2%) – PEREIRA et al., (2013); Jequitinhonha e Mucuri (100%) – PUGEDO et al., (2016) e GOMES et al., (2015)), a capacidade da metodologia na discriminação das espécies de peixes da bacia do Rio Doce foi muito baixa (42%), demonstrando o quanto a diversidade da ictiofauna da bacia do Rio Doce é altamente diversa e ainda pouco conhecida. Muitas espécies dessa ictiofauna apresentam linhagens geneticamente estruturadas e que são restritas a alguns tributários da bacia do Rio Doce, como os rios Santo Antônio e Piracicaba, os quais podem não ter sido atingidos pela passagem do rejeito. Em contrapartida, a diversidade da ictiofauna na calha principal do Rio Doce pode ter sido severamente afetada pela passagem do rejeito,

impactando negativamente no número de linhagens geneticamente estruturadas, que teriam sido possivelmente extintas localmente. Utilizando a técnica do DNA barcode foi possível identificar a presença de uma grande quantidade de espécies exóticas introduzidas nessa bacia, assim como uma alta diversidade críptica dentro das espécies nativas dessa região.

No que se refere às análises de genética de populações, foram encontrados altos índices de endogamia em todas as espécies analisadas. Populações endogâmicas são aquelas que apresentam uma maior probabilidade de indivíduos aparentados cruzarem entre si, de modo que a persistência da endogamia nas populações naturais produz efeitos danosos em longo prazo, podendo resultar em uma perda de diversidade genética total e eventualmente conduzi-las ao vórtex da extinção, ao menos localmente. Ainda não está claro se essa endogamia é natural ou foi causada pelos impactos do rompimento da barragem, sofridos pelas populações dessas espécies. No entanto, a endogamia em condições naturais é esperada apenas como um evento raro e em espécies com comportamentos específicos, então a generalidade dos processos endogâmicos encontrados em nossos resultados pode ser uma consequência da diminuição drástica no tamanho efetivo populacional dessas espécies. O índice G-W também corrobora essa hipótese de gargalo populacional severo. Esse índice baseia-se no princípio de que a magnitude da diminuição no número de alelos de uma população, em uma determinada faixa de tamanho, é proporcional à severidade e à duração da redução do tamanho populacional sofrida. Portanto, nossos resultados indicam que os impactos sofridos por essas espécies, em decorrência da passagem do rejeito, provavelmente foram severos, visto que ocorreram há pouco tempo em uma escala demográfica.

De um modo geral, a estruturação genética espacial foi baixa entre os pontos de coleta, com exceção de *P. adspersus* e *P. vivipara* que apresentaram valores significativos no Ano 1 e no Ano 2, e *P. vivipara* no Ano 3. Esses resultados indicam que somente essas espécies possuem populações geneticamente diferenciadas e que estão espacialmente segregadas, embora essa segregação seja muito sutil. Além da estrutura genética espacial, também testamos o efeito de uma segregação temporal na diversidade genética das espécies. Essa hipótese fundamenta-se na possibilidade das populações de todas as espécies estarem em franca recuperação após o intenso gargalo populacional sofrido, o que causaria um desvio no equilíbrio de Hardy-Weinberg (HWE) a cada geração e, portanto, uma mudança significativa na frequência dos genótipos ao longo dos anos, e isso seria detectado na forma de “estrutura genética temporal”. A maior parte da variabilidade genética está associada à endogamia, ou seja, a contribuição do FIS continua sendo muito alta para todas as espécies (todos os valores de FIS foram significativos, variando de 0,305 a 0,821) ao longo dos anos. Em contrapartida, somente duas espécies: *A. lacustris* ($F_{ST} = 0,167$, $p < 0,001$) e *P. vivipara* ($F_{ST} = 0,139$, $p < 0,001$) apresentaram valores significativos para o índice de fixação F_{ST} , que mede a estrutura entre grupos amostrais, nesse caso as populações em cada ano.

A pequena diminuição da diversidade genética de *A. lacustris* do Ano 1 para o Ano 2 poderia estar relacionada com o menor sucesso de captura em alguns pontos amostrais no Ano 2, mas aparentemente não representa uma perda real de diversidade genética. Uma possível explicação para

a baixa diversidade de *H. malabaricus* é o reduzido tamanho amostral em todos os pontos de coleta, enquanto que para *P. vivipara* isso pode ter sido resultado da utilização de primers heterólogos na amplificação e genotipagem dos fragmentos, visto que essa foi uma das espécies melhor amostrada. Do ponto de vista da conservação, a baixa diversidade genética é preocupante, pois ela implica em menor resiliência a eventos estocásticos como alterações ambientais drásticas.

Na comparação entre as comunidades de peixes do alto e do baixo Rio Doce, encontramos que a diversidade filogenética das assembleias de espécies nativas é 30% maior na região do alto Rio Doce (PD = 31,829) em comparação com a das assembleias de espécies nativas do baixo Rio Doce (PD = 22,348). A diferença passou a ser de 10% quando as espécies nativas e introduzidas foram consideradas em conjunto. Apesar disso, a comunidade de peixes do alto Rio Doce continuou com diversidade filogenética (PD = 36,051) superior às do baixo Rio Doce (PD = 32,561). Os resultados da comparação entre o baixo e o alto Rio Doce ajudam a reforçar a hipótese de que houve uma contribuição desproporcional das espécies introduzidas nas assembleias de peixes, principalmente do baixo Rio Doce, as quais estariam iniciando um processo de substituição das espécies nativas daquela região.

4 ANEXO 1 DULCÍCOLA

4.1 ECOTOXICOLOGIA

O monitoramento ecotoxicológico da porção capixaba do Rio Doce, realizado pelo Anexo 1 ao longo dos três anos do PMBA/Fest-RRDM (2018 a 2021), teve como principal objetivo avaliar como a contaminação ambiental oriunda do rompimento da barragem de Fundão está afetando a saúde de organismos aquáticos que habitam o Rio Doce e seu estuário, de forma espacial e temporal. Para tanto, o monitoramento considerou, principalmente, quatro abordagens complementares: (1) análise da concentração de metais e As em amostras de água, sedimento e biota; (2) análise de respostas biológicas em organismos de diferentes níveis da cadeia trófica, através da avaliação de diferentes biomarcadores, (3) testes de toxicidade com amostras de água e sedimento e, (4) avaliação da abundância e diversidade da microbiota bacteriana presente na água e sedimento. Seguindo o disposto no TR4, o Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM realizou seis Campanhas com intervalos semestrais, sendo estas: Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Assim, as Campanhas 1 e 2 foram realizadas no Ano 1, as Campanhas 3 e 4 no Ano 2 e as Campanhas 5 e 6 no Ano 3. É importante ressaltar que, devido à pandemia da COVID-19, o Anexo 1 não realizou amostragem em ago/set 2020 (período seco), como previsto no Plano de Trabalho, levando a uma lacuna no monitoramento. A malha amostral dulcícola contemplou 10 estações amostrais para o Ano 1 e 12 estações amostrais para os Anos 2 e 3, compreendendo pontos na calha principal do Rio Doce, na sua

porção capixaba, além de pontos em um afluente (Rio Guandu) e ambientes lacustres adjacentes. Neste momento, cabe justificar que a estação amostral Lagoa do Areão (LAO-02) não foi monitorada durante as Campanhas 4, 5 e 6, devido ao impedimento de acesso ao local que se encontra em propriedade particular; portanto, ainda que este ponto esteja na malha amostral do Anexo 1, não existem dados para ele. O nome, código e posição geográfica de cada estação amostral estão apresentados no *Material Suplementar A1DS1, Quadro 1 e Figura 1*. Também cabe ressaltar que o ponto RDO-16, mencionado neste relatório como um ponto na foz do Rio Doce, corresponde, de fato, à região estuarina do rio. Adicionalmente, o *Material Suplementar A1DS1* traz informações sobre os métodos de amostragem, processamentos e análises realizadas para compor o presente relatório.

As Campanhas mencionadas acima foram caracterizadas quanto aos padrões sazonais de precipitação para a região de estudo. Para a bacia hidrográfica do Rio Doce, o regime de chuvas está dividido em período seco, compreendido entre os meses de abril e setembro, e período chuvoso, entre os meses de outubro e março. Sendo assim, o Anexo 1 realizou amostragens ao final de três períodos tidos como secos (Campanha 1 - set/out 2018, Campanha 3 - set/out 2019 e Campanha 6 – jul/ago 2021) e de três períodos tidos como chuvosos (Campanha 2 - jan/fev 2019, Campanha 4 - jan/fev 2020 e Campanha 5 - jan/fev 2021). Durante todo o período monitorado, o regime de chuvas seguiu o padrão de sazonalidade histórico da região. Todavia, ao se comparar o período chuvoso do Ano 1 com o dos anos seguintes, fica evidente o aumento de chuvas de um ano para o outro. Neste sentido, o período chuvoso do Ano 1 foi o que apresentou menor acumulado de precipitação em todo o período do PMBA/Fest-RRDM (Relatório Semestral de Evolução 2021, PMBA/Fest-RRDM). As vazões médias e máximas diárias para período chuvoso do Ano 1 (519 e 2.584 m³/s) foram muito inferiores às obtidas nos Ano 2 (988 e 5.179 m³/s), e Ano 3 (873 e 2.889 m³/s). Apesar do Ano 2 também apresentar valores menores do que a mediana climatológica registrada para a região, nos últimos meses desse período (fevereiro e março de 2020), houve um significativo aumento na vazão fluvial, onde os valores medianos ultrapassaram em 28% (fev/2020) e 93% (mar/2020) aqueles reportados por Oliveira e Quaresma (2017), e em 182% (fev/2020) e 350% (mar/2020) se comparados aos mesmos meses do Ano 1 (fevereiro e março de 2019). É importante indicar também que nos meses de outubro e novembro de 2019, os valores medianos de vazão do Rio Doce foram maiores no Ano 1 do que no Ano 2, porém, a partir de dezembro de 2019, a vazão aumentou em relação aos valores medidos para o Ano 1 (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Para o período chuvoso do Ano 3, a vazão média apresentou valor próximo à obtida no Ano 2. O regime de chuvas é um fator importante a ser considerado na avaliação espaço-temporal dos diversos parâmetros abióticos e bióticos monitorados, pois influencia diretamente no aporte de poluentes. Neste contexto, as possíveis implicações das mudanças sazonais sobre os diferentes parâmetros ecotoxicológicos monitorados nos ambientes fluviais e lacustres da porção capixaba da bacia do Rio Doce serão apresentadas no presente relatório.

4.1.1 Ambiente dulcícola: metais e arsênio em amostras de água e sedimento

As concentrações de metais e Arsênio (As) foram determinadas na água (fração total e dissolvida) coletada em profundidades distintas (superfície e fundo) e no sedimento das diferentes estações amostrais da malha dulcícola do Anexo 1. Os elementos analisados foram: Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn). Os padrões espaciais e temporais de contaminação da água e sedimento por metais e As foram explorados por meio de Análises de Componentes Principais (PCA). Para facilitar a visualização e interpretação dos resultados, foram utilizadas apenas as concentrações de metais dissolvidos na água, que representam a fração do metal presente no ambiente circundante, passível de ser absorvida pela biota e causar toxicidade (biodisponível). Cabe ressaltar que os metais Ni e Al passaram a ser avaliados somente a partir do Ano 2, Campanha 3 (set/out 2019 – período seco).

Com relação à análise de parâmetros físicos e químicos da água, cabe aqui justificar que todos os parâmetros dispostos no TR4 foram mensurados, mas não serão apresentados no presente relatório. Todavia, podem ser consultados no banco de dados do Anexo 1 (Planilha de Dados Brutos PMBA/Fest-RRDM, Anexo 1). Considerando a periodicidade semestral do monitoramento ecotoxicológico, a obtenção destes dados em campo tem pouca representatividade para a caracterização do ambiente e as variações naturais nestes parâmetros, tendo em vista que representam apenas uma “fotografia do ambiente” no momento da coleta. Diante do exposto, comparações dos resultados ecotoxicológicos com os dados abióticos monitorados pelo Anexo 3 do PMBA/Fest (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM), que considera amostragens mensais e uma gama maior de parâmetros, permitem interpretações mais precisas da influência destas variáveis físico-químicas sobre os resultados ecotoxicológicos.

Com relação às concentrações de metais e As na água (fração dissolvida), os resultados referentes ao período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021) e período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021) mostram que a foz do Rio Doce (RDO-16) e as Lagoas do Areal (LAL-01) e Monsarás (LMN-01) apresentaram as maiores concentrações da maioria dos elementos analisados (Figura 276 e Figura 277), reforçando o padrão observado na série temporal realizada pelo Anexo 1, onde as Lagoas do Areal (LAL-01), Monsarás (LMN-01), do Areão (LAO-02), Lago Nova (LNV-01) e os pontos na calha do Rio Doce em Colatina (RDO-13) e na foz do Rio Doce (RDO-16) apresentaram os maiores níveis de contaminação por metais (RRDM, 2020, RT-36B, Figuras 195, 196, 197 e 198). Considerando todo o período de monitoramento, cabe destacar que as lagoas costeiras (LAO-02, LAL-01 e LMN-01) estiveram associadas aos elementos majoritários do rejeito (Al, Fe, Mn, As e Zn), nas suas frações dissolvidas, sugerindo um maior potencial tóxico nestes ambientes. Tais resultados indicam que as lagoas estão em constante sinergia com o Rio Doce, e eventos extremos, como cheias, podem levar a um aumento no aporte de componentes tóxicos presentes no rio para estes ambientes, incluindo os metais/metaloide oriundos do rejeito. Os metais/metaloide acabam concentrando-se nas lagoas e permanecendo nelas por um maior período, devido ao menor hidrodinamismo destes ambientes quando comparado aos ambientes fluviais.

Figura 276: Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na água de fundo (fração dissolvida) coletada nas estações amostrais da malha dulcícola durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

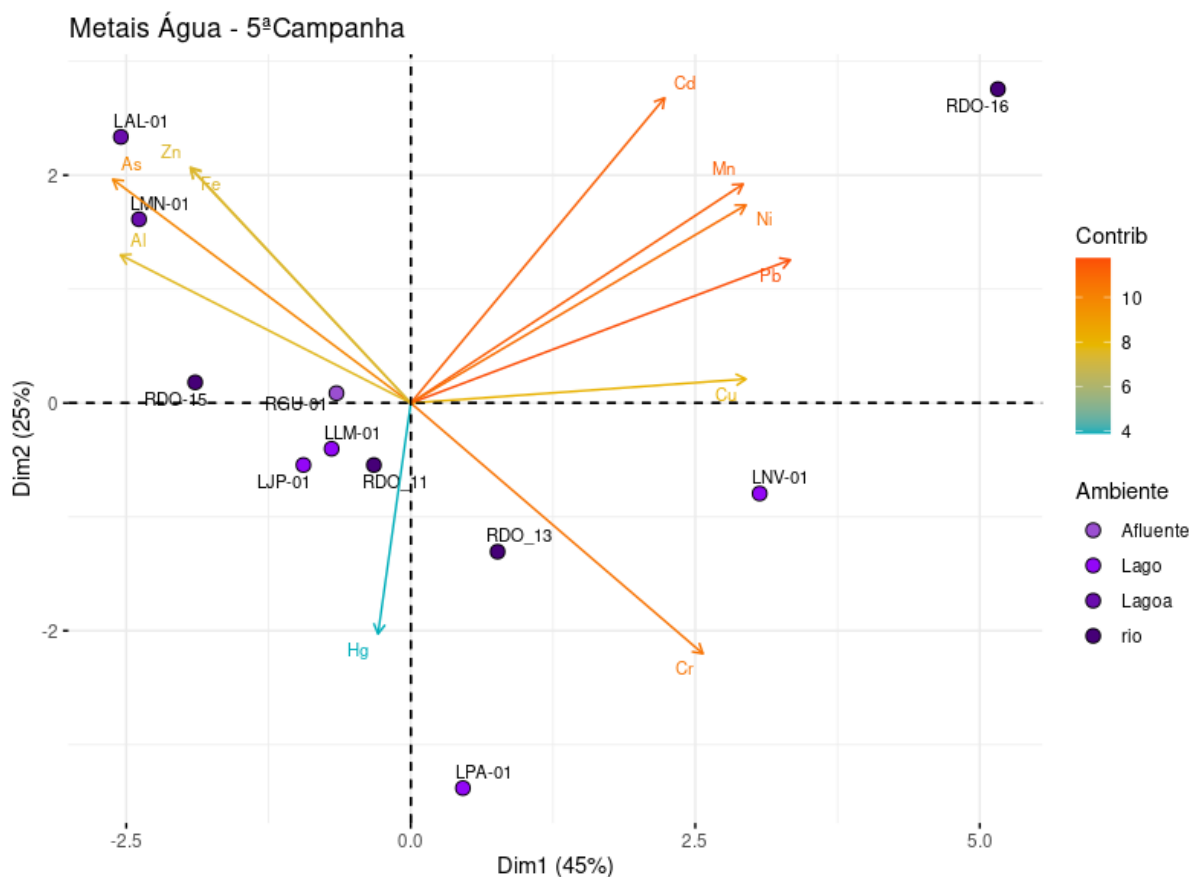
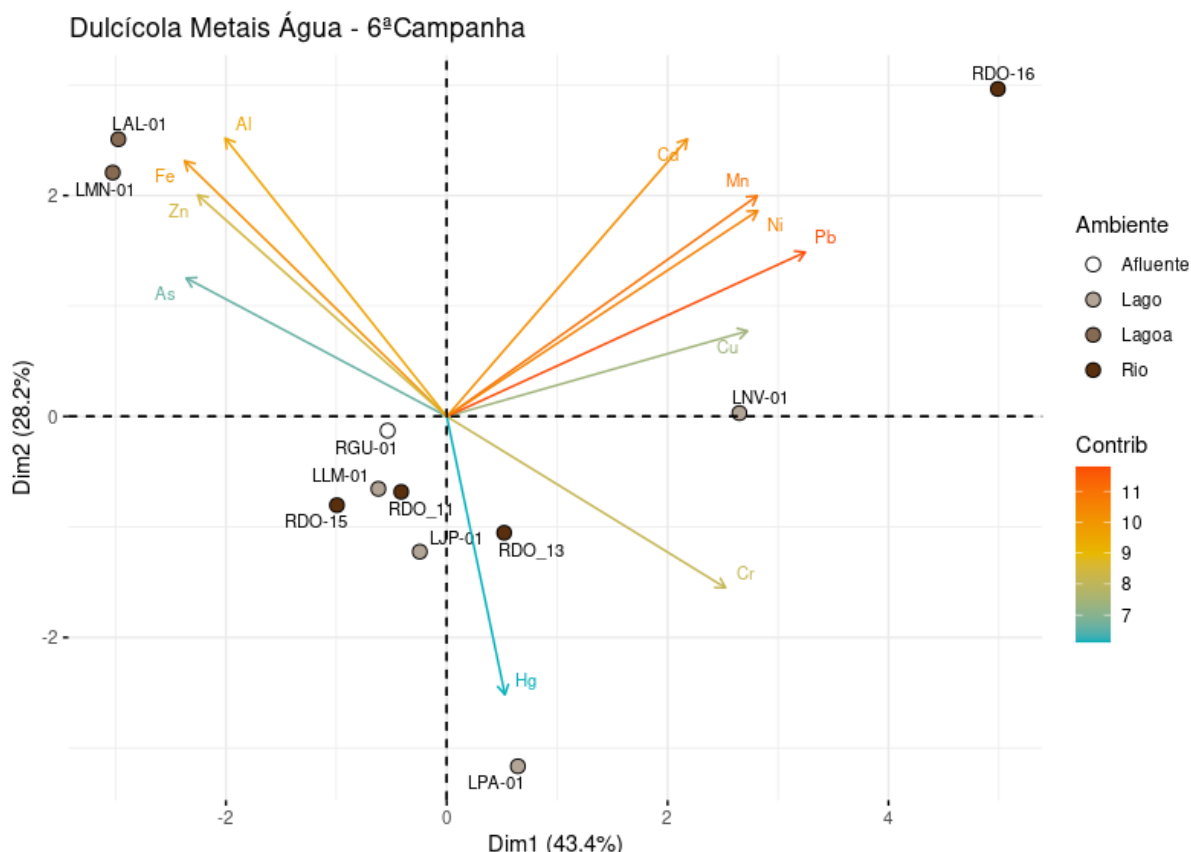


Figura 277 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) na água de fundo (fração dissolvida) coletada nas estações amostrais da malha dulcícola durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).



Para o sedimento, a presença de metais e As, em conjunto, indicaram um padrão espacial de contaminação que também se repetiu ao longo dos três anos de monitoramento, com poucas variações. Neste aspecto, o ponto no Rio Doce em Linhares (RDO-15) destaca-se como um local criticamente contaminado, visto que as maiores concentrações dos metais analisados estiveram associadas ao sedimento superficial deste ambiente (RRDM, 2020, RT-36B Figuras 199, 200, 201 e 202), em todas as Campanhas realizadas pelo Anexo 1, incluindo o período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021) (Figura 278) e o período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021) (Figura 279). Vale destacar ainda, que durante o Ano 3, os pontos de amostragem no Lago do Limão (LLM-01) e na Lagoa do Areal (LAL-01) também apresentaram concentrações elevadas de metais, sendo esta última mais bem caracterizada pela presença de elementos característicos do rejeito (Al, Fe, Ni e As).

Figura 278 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento coletado nas estações amostrais da malha dulcícola durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

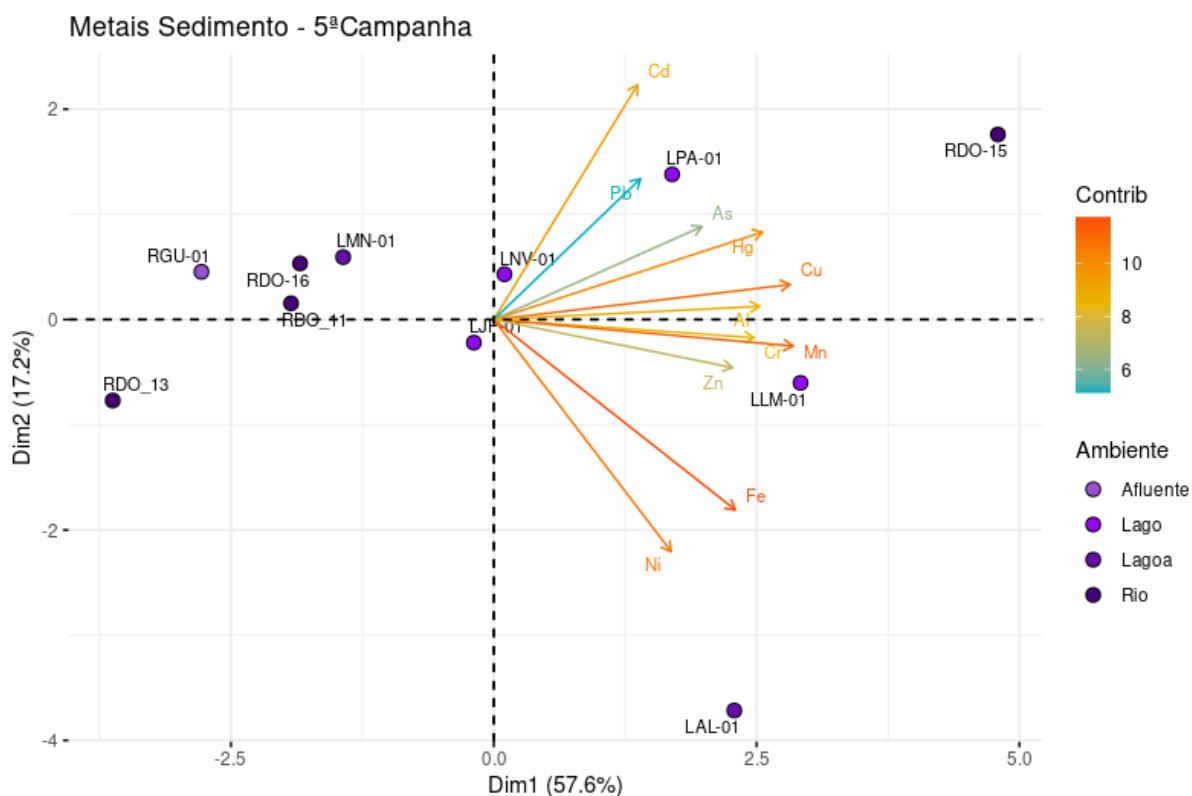
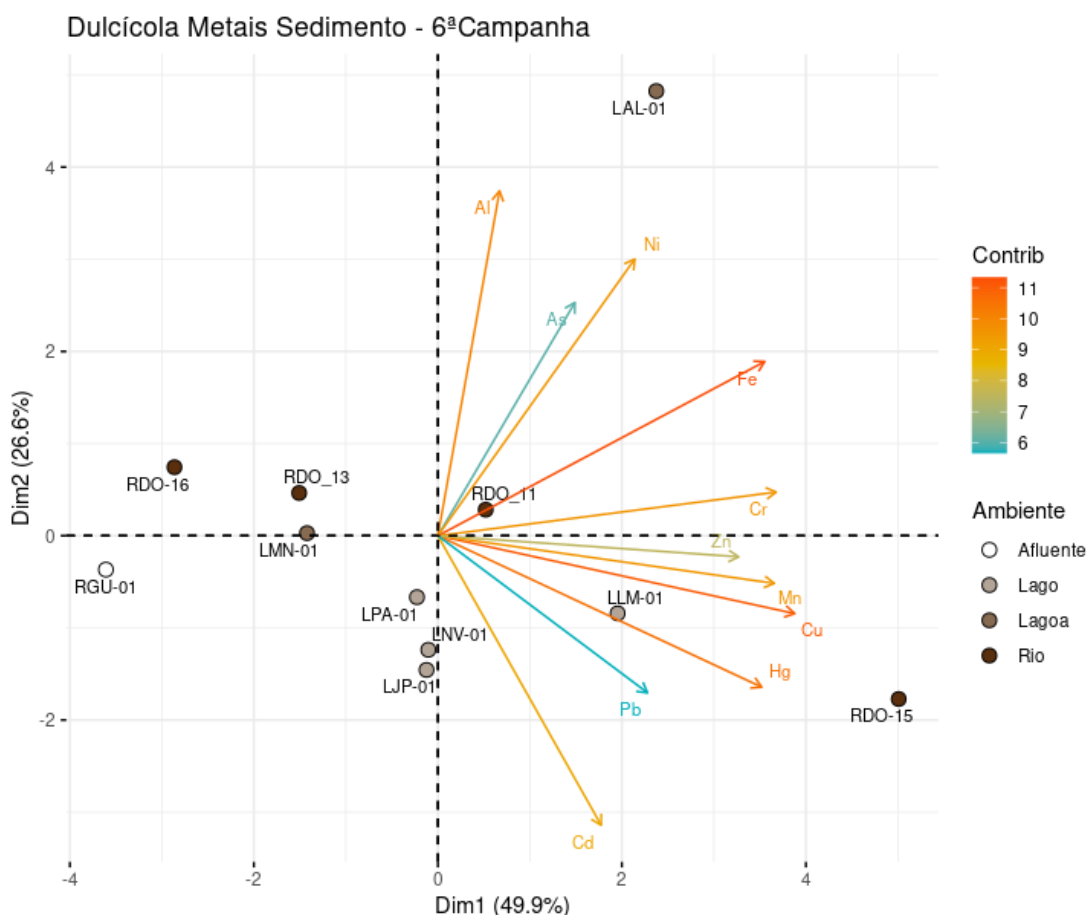


Figura 279 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no sedimento superficial coletado nas estações amostrais da malha dulcícola durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).



A integração dos resultados entre os diferentes Anexos do PMBA/Fest-RRDM é fundamental para uma melhor caracterização dos impactos decorrentes do rompimento da Barragem de Fundão e da chegada dos rejeitos de mineração nos diferentes compartimentos da bacia do Rio Doce. A partir desta integração é possível estimar como fatores meteorológicos, físicos e químicos podem influenciar na qualidade do ambiente e, conseqüentemente, impactar a biota aquática. Neste contexto, os resultados de concentração de metais nos compartimentos abióticos da malha amostral dulcícola analisados pelo Anexo 3 e apresentados no Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM mostraram que houve uma tendência de aumento na concentração de praticamente todos os metais totais medidos na água e uma redução destes metais no sedimento durante o Ano 2 em comparação com o Ano 1. Este aumento foi evidente no Rio Guandu, Rio Doce e Lagoas, para As, Bário (Ba), Cr, Fe, Mn, Pb, Vanádio (V) e Zn. Entretanto, para os Lagos (do Limão, Nova e Juparanã), que são maiores e mais profundos

do que as Lagoas (do Areal e Monsarás), houve uma redução no teor médio de metais totais na água no Ano 2, com exceção do Pb e Cobalto (Co), que apresentaram leve aumento. De acordo com o relatório, estes resultados podem ser explicados por dois fatores antagônicos: (1) durante o período compreendido entre nov/2019 e fev/2020 houve grande quantidade de chuvas, o que teria causado uma diluição e redução nas concentrações de metais; (2) em contrapartida, houve também o aumento do teor de metais totais devido à ressuspensão do sedimento, com consequente lixiviação destes elementos, aumentando a concentração deles na água e diminuindo no sedimento. No caso do Rio Guandu, Rio Doce e Lagoas, o efeito da ressuspensão e lixiviação teria predominado e a água ficou mais rica em metais, enquanto nos Lagos a diluição predominou e, portanto, a concentração de metais diminuiu (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM)

Adicionalmente, observou-se uma tendência histórica de redução na concentração de Fe nos sedimentos ao compararmos a série temporal de dados do PMBA/Fest-RRDM e dados pretéritos do IEMA (pós-rompimento da barragem), com tendência a estabilização nos últimos dois anos de monitoramento (Relatório Semestral de Evolução 2021, PMBA/Fest-RRDM). Isto indica que grande parte do rejeito da Barragem de Fundão, depositado na calha do Rio Doce, está sendo transportado de forma efetiva em direção ao mar.

4.1.2 Padrões de bioacumulação de metais e arsênio

A análise da bioacumulação de metais e As nas espécies coletadas na malha amostral dulcícola do Anexo 1 foi executada a fim de verificar possíveis relações de causa-efeito entre a biodisponibilidade de metais no ambiente, acumulação destes pela biota e biomarcadores (respostas biológicas). Nas seis Campanhas do monitoramento ecotoxicológico do Anexo 1, foram coletadas, sempre que possível, espécies representativas de diferentes níveis tróficos, divididos em três subgrupos principais: (1) *pools* de fitoplâncton e zooplâncton; (2) camarões de água doce do gênero *Macrobrachium*, utilizando hemolinfa, brânquia, hepatopâncreas e músculo para as análises; e (3) peixes de quatro espécies distintas e de diferentes guildas tróficas, utilizando sangue, brânquia, fígado e músculo para as análises. Adicionalmente, as espécies de peixes coletadas foram categorizadas em dois grandes grupos, conforme seu índice trófico, obtido na plataforma FISHBASE (Froese & Pauly, 2017). O grupo I (onívoros/herbívoros) é formado por espécies com nível trófico igual ou menor que 3,5 (Ex: mandi-amarelo, curimba, cascudo, lambari, pacu, etc.), enquanto o grupo II (carnívoros) é formado por espécies com nível trófico igual ou maior que 3,6 (Ex: tucunaré, piranha-vermelha, traíra, bagre-caçari, etc.), composto por peixes que se alimentam de organismos relativamente maiores, com maior tendência à carnivoría quando comparados aos peixes do grupo I. Este padrão foi adotado em todos os relatórios apresentados pelo Anexo 1 no âmbito PMBA/Fest-RRDM. A lista completa de espécies de peixes coletadas em cada estação amostral durante o Ano 3 (Campanhas 5 e 6) pode ser acessada no *Material Suplementar A1DS2, Quadros 1 e 2*. O agrupamento das espécies de peixes em dois grupos tróficos justifica-se pela dificuldade de se coletar as mesmas espécies e em número amostral satisfatório para as análises de metais e de biomarcadores nos diferentes ambientes (fluviais, lacustres

e estuarino), que por sua vez apresentam características ambientais muito particulares, o que tornaria inviável comparações espaciais para este grupo de organismos. A coleta de girinos prevista no Plano de Trabalho (e TR4) não foi contemplada em sua totalidade durante o período de monitoramento devido à baixa abundância destes organismos, sobretudo nos períodos mais secos. De fato, foram coletados poucos indivíduos e em apenas poucas estações amostrais, assim, os resultados para esse grupo animal são muito incipientes e inclusivos, e não serão apresentados neste relatório. Todavia, o que foi coletado e analisado pode ser consultado no banco de dados do PMBA/Fest-RRDM (Planilha de Dados Brutos PMBA/Fest-RRDM, Anexo 1). Para larvas de quironomídeos, os resultados de bioacumulação e respostas de biomarcadores são apresentados no *Material Suplementar A1DS2, Figuras 1 e 2*. Devido à impossibilidade de coleta destas larvas em todas as Campanhas e em toda a malha amostral do Anexo 1 e, pelo fato do conjunto de análises ser reduzido em comparação aos demais organismos, elas não foram usadas no âmbito dos indicadores propostos: Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) e Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador).

Assim como para os dados de concentração de metais/metaloide em água e sedimento, os resultados de bioacumulação foram avaliados por meio de Análise de Componentes Principais (PCAs). Além disso, estes dados foram integrados utilizando o princípio do IBR (Resposta Integrada de Biomarcadores) (BELIAEFF e BURGEOT, 2002; DEVIN et al., 2014), permitindo a obtenção do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação). O IBR integra diferentes respostas biológicas para obter um indicativo sintético e ao mesmo tempo holístico do estado de “saúde” dos organismos analisados. Fórmulas detalhadas estão descritas na literatura citada, mas em resumo, o cálculo do IBR considera a área de um triângulo definido pelos valores padronizados de duas variáveis sucessivas, levando em consideração a variabilidade e o número total de variáveis inseridas. Para obter o valor final, várias permutações são executadas alterando a ordem das variáveis biológicas analisadas. Com auxílio de uma plataforma *online*, disponibilizada pelos autores do método, calculamos os índices de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) e de resposta biológica (IBR biomarcador), sendo este último apresentado na próxima sessão. Para o ambiente dulcícola, os grupos de organismos considerados para a obtenção do IBR bioacumulação foram: plâncton (fitoplâncton e zooplâncton), de forma a refletir a qualidade da água; camarões (bentos), de forma a refletir a qualidade do sedimento; e peixes (nécton, considerando onívoros e herbívoros), de forma a subsidiar a transferência trófica e os impactos dos metais nos níveis biológicos superiores (vertebrados).

Para uma melhor organização e interpretação dos dados, estes resultados foram apresentados considerando o agrupamento de pontos amostrais em setores (4), que para o ambiente dulcícola consistiu em: Setor Afluente (RGU-01); Setor Lagos (LLM-01, LNV-01, LJA-01, LPA-01); Setor Lagoas (LAL-01, LAO-02, LMN-01) e Setor Rio (RDR, RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16). Neste momento cabe ressaltar que a análise de PCA permite a avaliação de tendências espaciais específicas de cada expedição, mostrando em detalhes as relações de cada ponto com os elementos avaliados. Por outro lado, o IBR bioacumulação concatena todas estas informações em apenas um valor calculado para os setores de cada expedição, facilitando comparações espaço-temporais e tornando-as mais assertivas. Adicionalmente, a partir dos gráficos de radar, é possível verificar a contribuição de cada metal para a

composição do valor do índice. Cabe ressaltar ainda, que houve a adição das análises dos metais Ni e Al na biota, a partir do Ano 2 de monitoramento.

De maneira geral, iniciaremos a apresentação dos resultados, resumindo os principais achados obtidos para os dois primeiros anos de monitoramento (Ano 1 e Ano 2), os quais foram apresentados nos relatórios anuais anteriores (RRDM 2019 e RRDM 2020, respectivamente) e em seguida apresentaremos os resultados obtidos para o Ano 3.

Com relação às análises em larvas de quironomídeos, salienta-se que estes organismos não foram coletados na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), devido à sua baixa abundância e, portanto, dificuldade na obtenção dos *pools*. Porém, a PCA gerada com os dados de acumulação de metais e As em quironomídeos coletados durante a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) mostrou a formação de três agrupamentos. No primeiro grupo, os animais coletados no ponto do Rio Doce em Regência (RDR) se mostraram bem relacionados aos elementos Mn, Cu, Fe e As. No segundo grupo, os animais dos pontos Lagos do Limão (LLM-01), Juparanã (LJP-01) e Nova (LNV), Rio Guandu (RGU-01), Lagoa do Areal (LAL-01) e Lagoa Monsarás (LMN-01) foram bem caracterizados pelos metais Cr, Cd, Hg e Pb, enquanto o terceiro grupo foi formado pelos pontos Lagoa do Areão (LAO-02) e calha do Rio Doce em Linhares (RDO-15), os quais relacionaram-se ao Zn (RRDM, 2020, RT-36B). No caso da PCA gerada para os dados da Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), foi possível observar, novamente, a formação de três agrupamentos distintos. No primeiro deles, as larvas nos pontos Lagoa do Areal (LAL-01), Lago Nova (LNV-01) e Lago Palmas (LPA-01) foram bem caracterizados pela bioacumulação de Ni, Hg, Zn, Mn, Pb e Cr. O segundo grupo foi formado pelas amostras provenientes dos pontos na calha do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11) e Lagoa do Areão (LAO-02), as quais foram bem caracterizadas por As, Cd, Al e Fe e o terceiro agrupamento foi formado pelos pontos localizados na Lagoa Monsarás (LMN-01), Lagos Juparanã (LJP-01) e do Limão (LLM-01) e na calha do Rio Doce em Colatina e Linhares (RDO-13 e RDO-15, respectivamente), associados à presença de Cu nos quironomídeos (RRDM, 2020, RT-36B). Por outro lado, na PCA gerada com os dados da Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) foi possível observar a formação de dois agrupamentos. No primeiro deles, as amostras de quironomídeos coletadas nas estações amostrais LAL-01 e LNV-01 apresentaram-se bem relacionadas aos elementos As, Zn, Cr e Cd, enquanto no segundo agrupamento os animais oriundos dos pontos Lago do Limão (LLM-01) e Rio Doce em Colatina (RDO-13) relacionaram-se aos metais Cu, Fe, Pb e Mn (RRDM, 2020, RT-36B). Os resultados referentes às Campanhas 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), apresentados *Material Suplementar A1DS2, Figuras 1 e 2*, indicam que durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), houve grande associação dos elementos majoritários do rejeito (Al, Fe, Mn e Zn), além de Cu, Hg e Cr com os pontos Lago Palmas (LPA-01) e Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11) e dos elementos As e Ni com o Lago Nova (LNV-01). Já para a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), a ordenação indicou uma associação do Fe e Mn também com o Lago Palmas (LPA-01), além do Lago Limão (LLM-01) e Rio Doce em Colatina (RDO-13). Todavia, a maior parte dos elementos analisados durante esse último período mostrou-se associado à Lagoa do Areal (LAL-01). Cabe destacar que a amostragem de quironomídeos na Lagoa do Areal (LAL-01) durante a Campanha 5 não

foi contemplada, o que dificulta a comparação temporal dos resultados para o Ano 3. Com base no exposto, entendemos que não é possível observar qualquer tendência espacial no padrão de acumulação exibido pelos quironomídeos, nem padrões que se repetissem durante o período de monitoramento do Anexo 1, que possam estar relacionadas com as variações espaço-temporais nas concentrações de metais no ambiente (sedimento).

Seguindo para a recapitulação dos resultados referentes ao plâncton, organismos-base da cadeia trófica, foi possível observar a formação de três agrupamentos distintos relacionados aos dados de acumulação de metais/metaloide nos organismos coletados durante a Campanha 1 (set/out 2018 – estação seca) (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 203). O primeiro deles é formado pelas amostras coletadas no Rio Guandu (RGU-01), que se demonstraram bem relacionadas aos elementos Cr, Zn, Mn e Cu no zooplâncton, bem como ao Mn e Hg no fitoplâncton. O segundo grupo foi formado pelas amostras coletadas no Rio Doce em Regência (RDR), as quais foram caracterizadas pela presença de As e Cd no zooplâncton, bem como Cd, Cr, Cu e Zn no fitoplâncton. O terceiro agrupamento foi formado pelos ambientes lacustres, mais especificamente pelas Lagoas do Areal (LAL-01) e do Areão (LAO-02) e pelos Lagos Nova (LNV-01) e do Limão (LLM-01), os quais foram caracterizados pela presença de As e Fe no fitoplâncton, assim como o Fe e Hg no zooplâncton. Prosseguindo para os resultados da Campanha 2 (jan/fev 2019 – estação chuvosa), também foi possível observar a formação de três agrupamentos (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 204). Neste caso, as amostras coletadas no ponto Lagoa do Areal (LAL-01) foram caracterizadas pela presença de Pb tanto no fitoplâncton quanto no zooplâncton, e de Hg no fitoplâncton. Além disso, as amostras provenientes dos pontos Lagoa do Areão (LAO-02), Rio Doce em Regência (RDR) e pela foz do Rio Doce (RDO-16) apresentaram-se bem relacionadas aos elementos As, Fe, Mn e Cu nos dois grupos taxonômicos, e pelo Cr no fitoplâncton. O terceiro agrupamento foi formado pelas amostras obtidas no Rio Guandu (RGU-01), sendo estas caracterizadas pela presença de Cr no zooplâncton e de Zn tanto no fitoplâncton quanto no zooplâncton. No caso dos dados obtidos para a Campanha 3 (set/out 2019 – estação seca), foi possível observar a formação de dois grandes grupos distintos (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 205). O primeiro deles foi caracterizado pelas amostras coletadas na foz do Rio Doce (RDO-16), as quais apresentaram boa relação com os elementos Cd, Zn e Hg no fitoplâncton e no zooplâncton. O segundo e maior agrupamento foi formado pelas amostras coletadas nos pontos Lagoa do Areal (LAL-01) e Rio Doce em Linhares (RDO-15), as quais foram caracterizadas pelos elementos Fe, Al, Mn, As, Cu, Cr e Ni em ambos os grupos planctônicos. De maneira interessante, quando chegamos nos resultados da Campanha 4 (jan/fev 2020 – estação chuvosa) (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 206), a análise multivariada indicou a formação de dois grandes grupos de estações associadas. De um lado, temos os ambientes fluviais, incluindo o Rio Guandu (RGU-01) e os pontos na calha do Rio Doce (RDO-11, RDO-13 e RDO-15) associados aos metais As, Ni, Fe, Mn, Hg e Pb em ambos os grupos planctônicos, e do outro lado, os ambientes lacustres, com destaque para o Lago Juparanã (LJP-01) e Lagoas do Areal (LAL-01) e Monsarás (LMN-01), que se mostraram mais associados aos elementos As, Cd, Cu e Zn. Em particular, destacamos a comunidade planctônica do Rio Guandu (RGU-01) que, durante esse período de maior pluviosidade, apresentou uma forte associação com o elemento Fe, assim como os

pontos do Rio Doce. Os dados do PMBA/Fest-RRDM gerados pelo Anexo 3 indicaram que durante o Ano 2 as maiores concentrações de Fe na água foram observadas no Rio Guandu ($3661,7 \mu\text{g L}^{-1}$), seguido do Rio Doce ($3320,9 \mu\text{g L}^{-1}$), Lagoas ($2685,7 \mu\text{g L}^{-1}$) e Lagos ($846,9 \mu\text{g L}^{-1}$) (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest- RRDM). Estes dados indicam a presença de importantes fontes de contaminação por metais na bacia do Rio Guandu, que podem estar relacionadas com o tipo de formação geológica da bacia, inclusive. Eventos de grande pluviosidade, como os que ocorreram em jan/fev de 2020 podem intensificar processos erosivos e a lixiviação de metais para os ambientes aquáticos, refletido nos padrões de bioacumulação observados para o plâncton coletado no Rio Guandu. Passando para os resultados relativos ao Ano 3 e apresentados neste relatório, as PCAs indicaram algumas similaridades no agrupamento dos pontos amostrais quando comparados os dois grupos taxonômicos. Para a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), os elementos majoritários característicos da presença do rejeito (Fe e Mn), estiveram mais associados ao fitoplâncton e (Figura 280) e zooplâncton (Figura 282) coletados no Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11). Da mesma maneira, para a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), padrões de associações semelhantes foram observados para o fitoplâncton (Figura 281) e zooplâncton (Figura 283), onde os metais Fe, Mn e Pb mostraram-se mais associados ao Lago Palmas (LPA-01) e do Limão (LLM-01), e a outra grande maioria dos metais analisados mostram-se mais associados aos pontos da calha do Rio Doce, em Linhares (RDO-15) e na foz (RDO-16), e com a Lagoa do Areal (LAL-01). Em conjunto, os resultados de bioacumulação no plâncton apontam para variações espaço-temporais que não se repetem ao longo do monitoramento, indicando que este grupo taxonômico é fortemente influenciado por variações espaço-temporais na distribuição e concentrações momentâneas de metais na água.

Figura 280 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no fitoplâncton coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

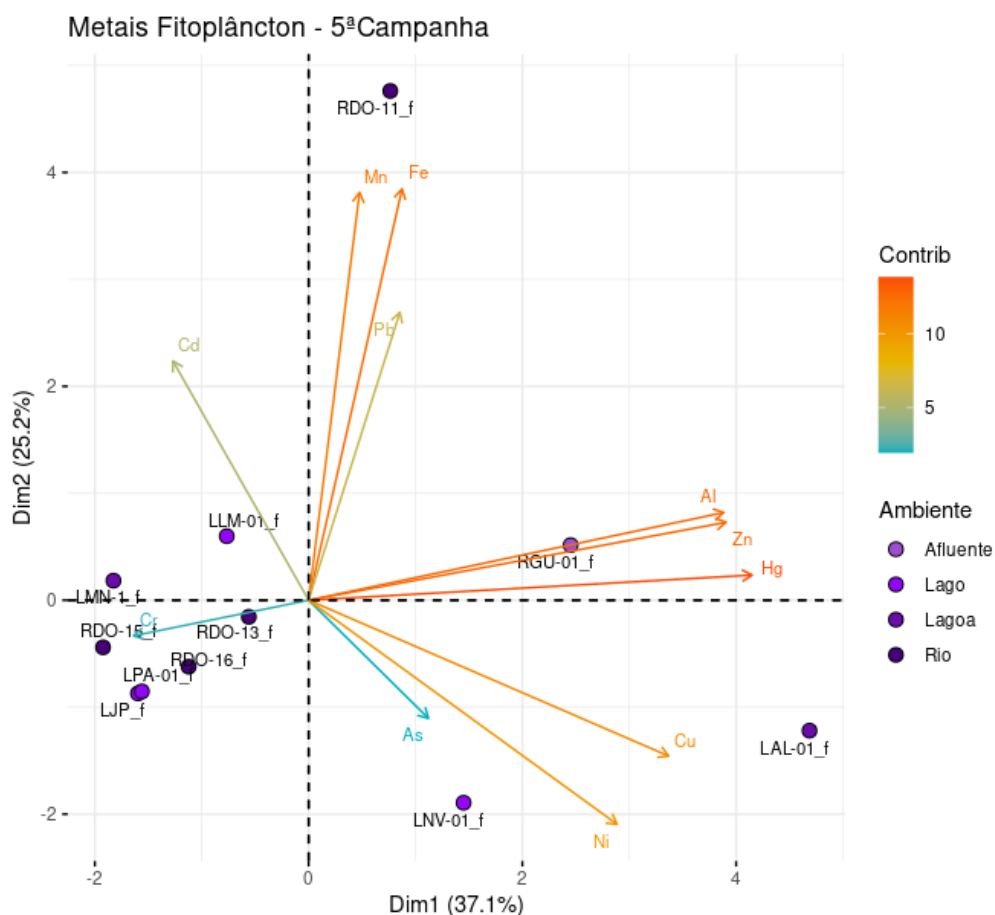


Figura 281 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no fitoplâncton coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

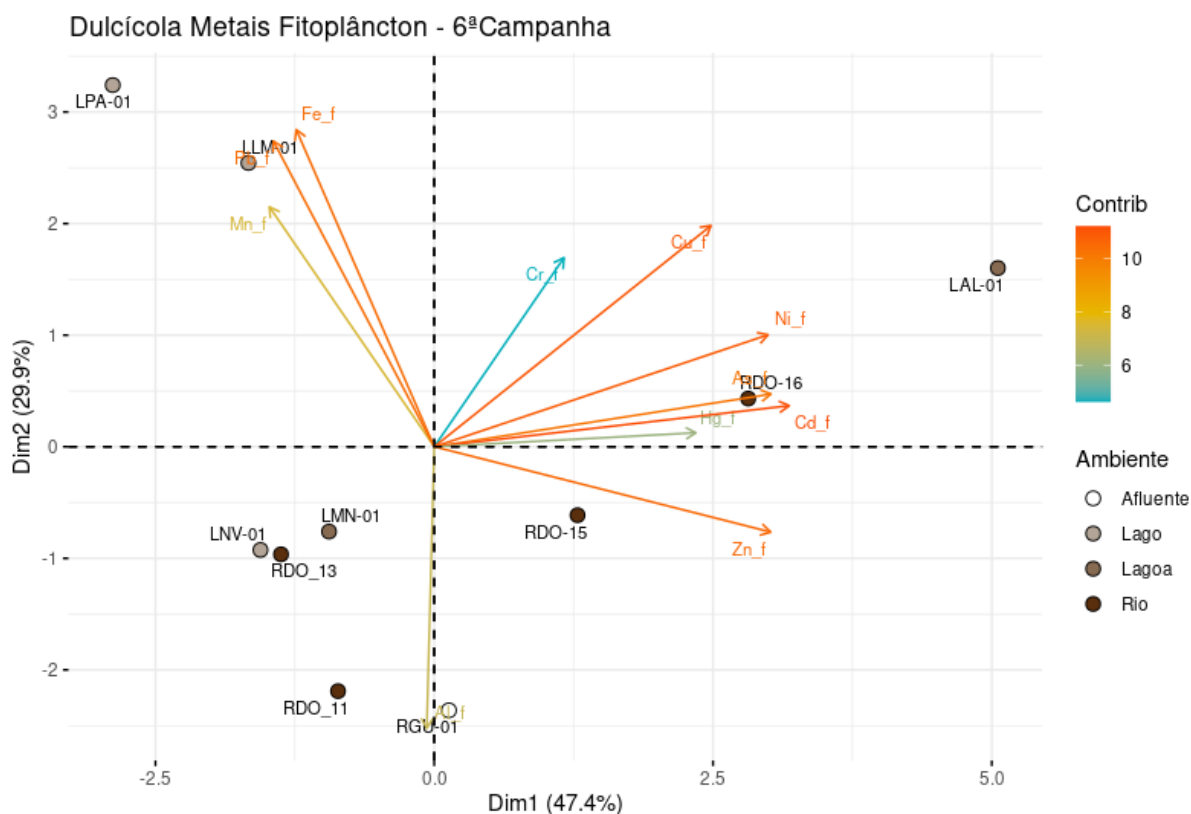


Figura 282 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no zooplâncton coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

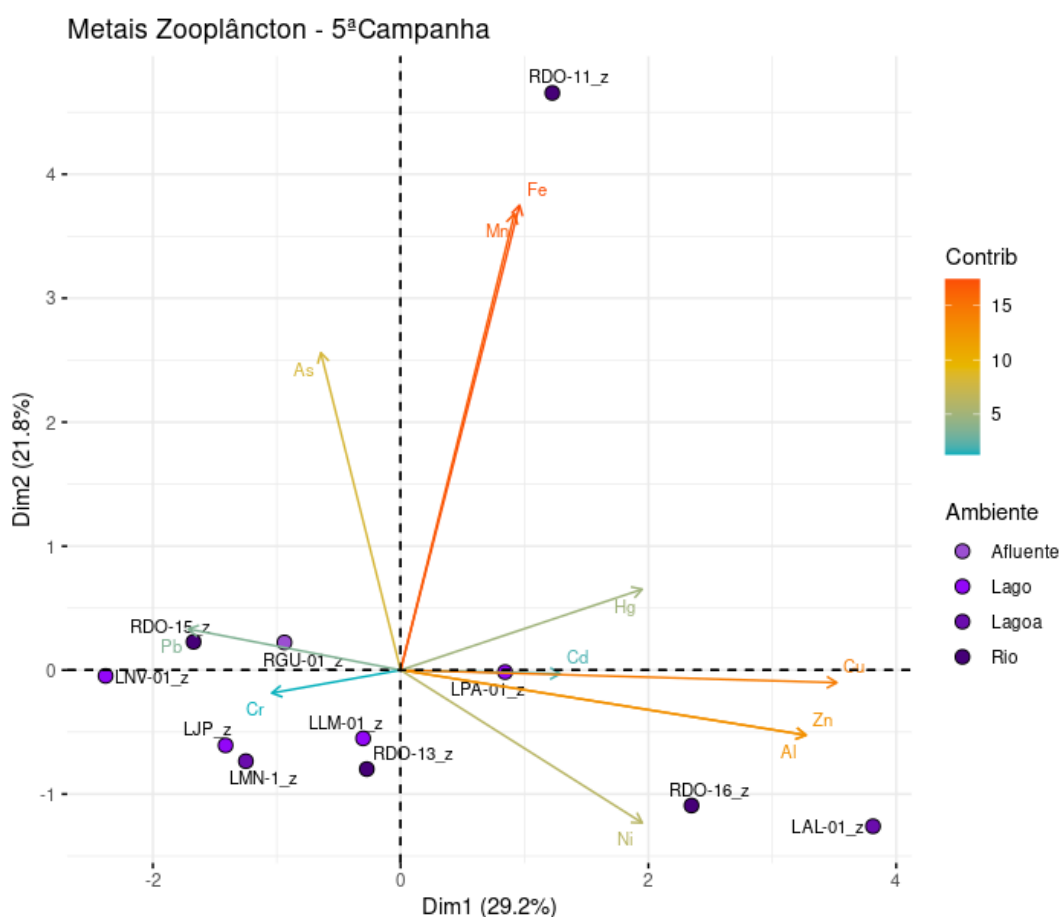
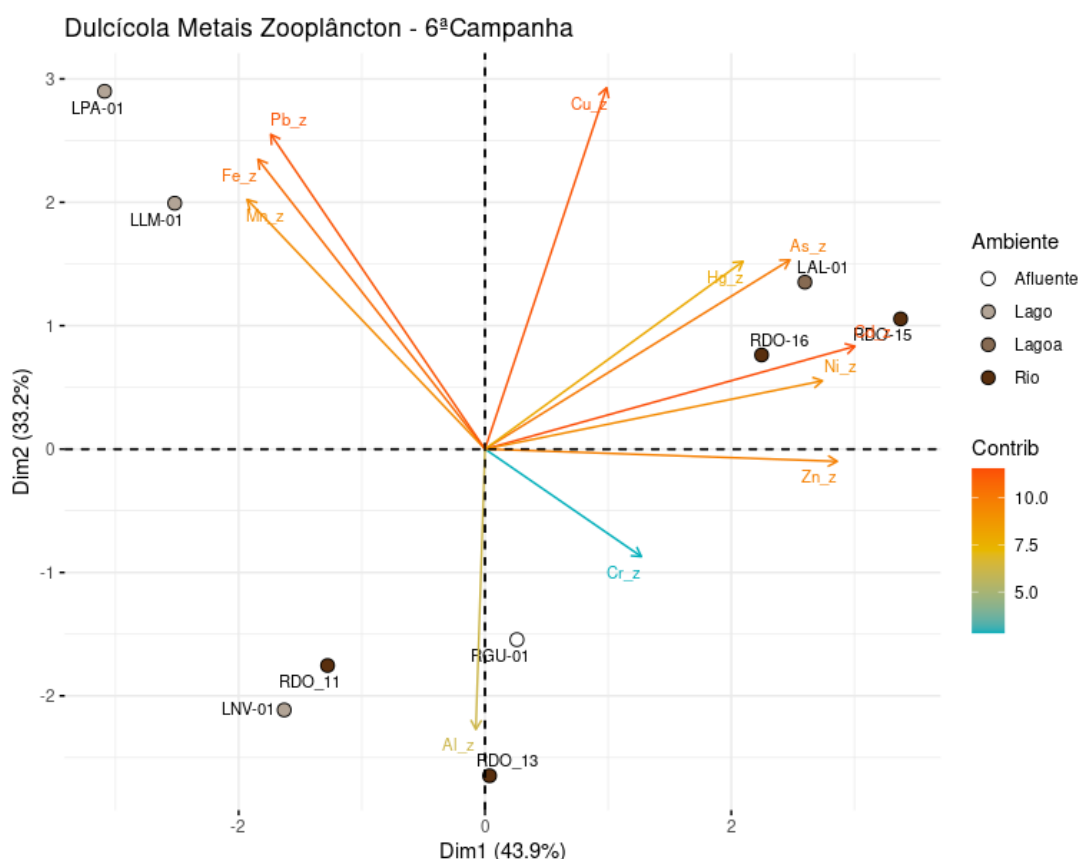


Figura 283 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) no zooplâncton coletado nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01).



O Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação) em plâncton (Figura 284) demonstrou importantes variações espaço-temporais nos níveis totais de acumulação e nas concentrações individuais dos elementos ao longo do monitoramento. Na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), os maiores valores de IBR bioacumulação foram observados para a comunidade planctônica do setor Afluente (Rio Guandu), seguido pelo setor Rio. Já, na Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) os valores de IBR bioacumulação foram superiores nos setores Lagoas e Rio, em comparação aos demais. Na Campanha 3 (set/out 2019 - período seco), os resultados indicaram, de maneira geral, menores níveis de bioacumulação dos metais analisados. Cabe ressaltar que esta Campanha, foi marcada por uma condição de seca extrema, quando a vazão do Rio Doce permaneceu abaixo da condição normal por diversos meses (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Esta condição de menor pluviosidade e menor vazão, pode ter refletido um menor potencial de lixiviação e ressuspensão de metais a partir do sedimento, além da menor dispersão dos rejeitos a partir da calha do Rio Doce para os diferentes ambientes associados, refletindo, portanto, na diminuição dos níveis de metais na comunidade planctônica. Em contrapartida, os níveis de metais voltaram a aumentar nos

organismos dos setores Afluentes e Rio na Campanha 4 (jan/out 2020 – período chuvoso), como resultado do incremento no volume de chuvas e aumento no aporte de metais. De fato, a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) apresentou o mesmo padrão de resposta da Campanha 1, embora em menor intensidade. Adicionalmente, para esta Campanha, destaca-se o aumento de Fe (Figura 285), nos organismos coletados setores Afluentes e Rio. Dados pretéritos à chegada dos rejeitos no Rio Doce, coletados pelo IEMA, indicaram uma concentração de $96,9 \mu\text{g L}^{-1}$ de Fe dissolvido para o rio. Já, os dados do PMBA/Fest-RRDM analisados pelo Anexo 3 indicaram concentrações de Fe dissolvido de $293,6 \mu\text{g L}^{-1}$ para o Ano 1 e $317,2 \mu\text{g L}^{-1}$ para o Ano 2, demonstrando, assim, um incremento de aproximadamente 204% na concentração deste metal na água para o Ano 1 e 228% para o Ano 2 em relação aos dados pretéritos do IEMA. Para a Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso 2021), os maiores níveis de bioacumulação de metais no plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) foram encontrados nos setores Afluentes e Rio, sendo os valores de IBR bioacumulação semelhantes aos do período chuvoso de 2020 (Campanha 4, jan/fev 2020), porém sem um padrão claro ou um metal que se destaca-se na composição do índice. Cabe destacar que os teores de Fe e outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Mn e Pb ainda são encontrados em níveis bastantes elevados no zooplâncton coletado em todos os setores do ambiente dulcícola, quando comparados aos valores obtidos para amostras de zooplâncton coletadas em nov/2015 na foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma de rejeitos (Bianchini, 2019) (*Material Suplementar A1DS2, Quadro 3*).

Figura 284 – Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluentes (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).

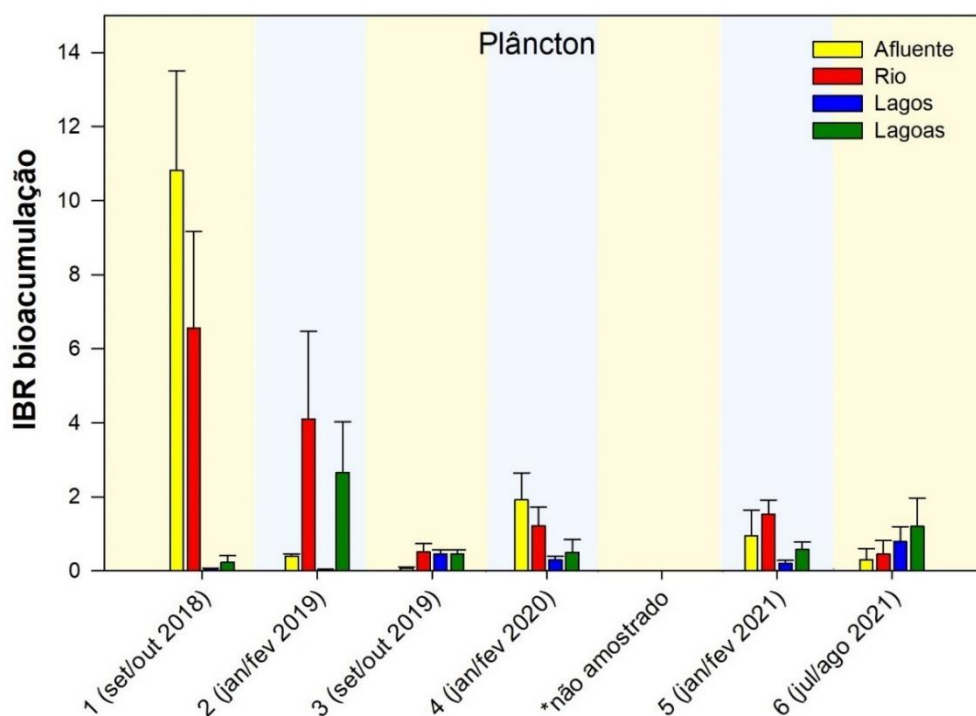
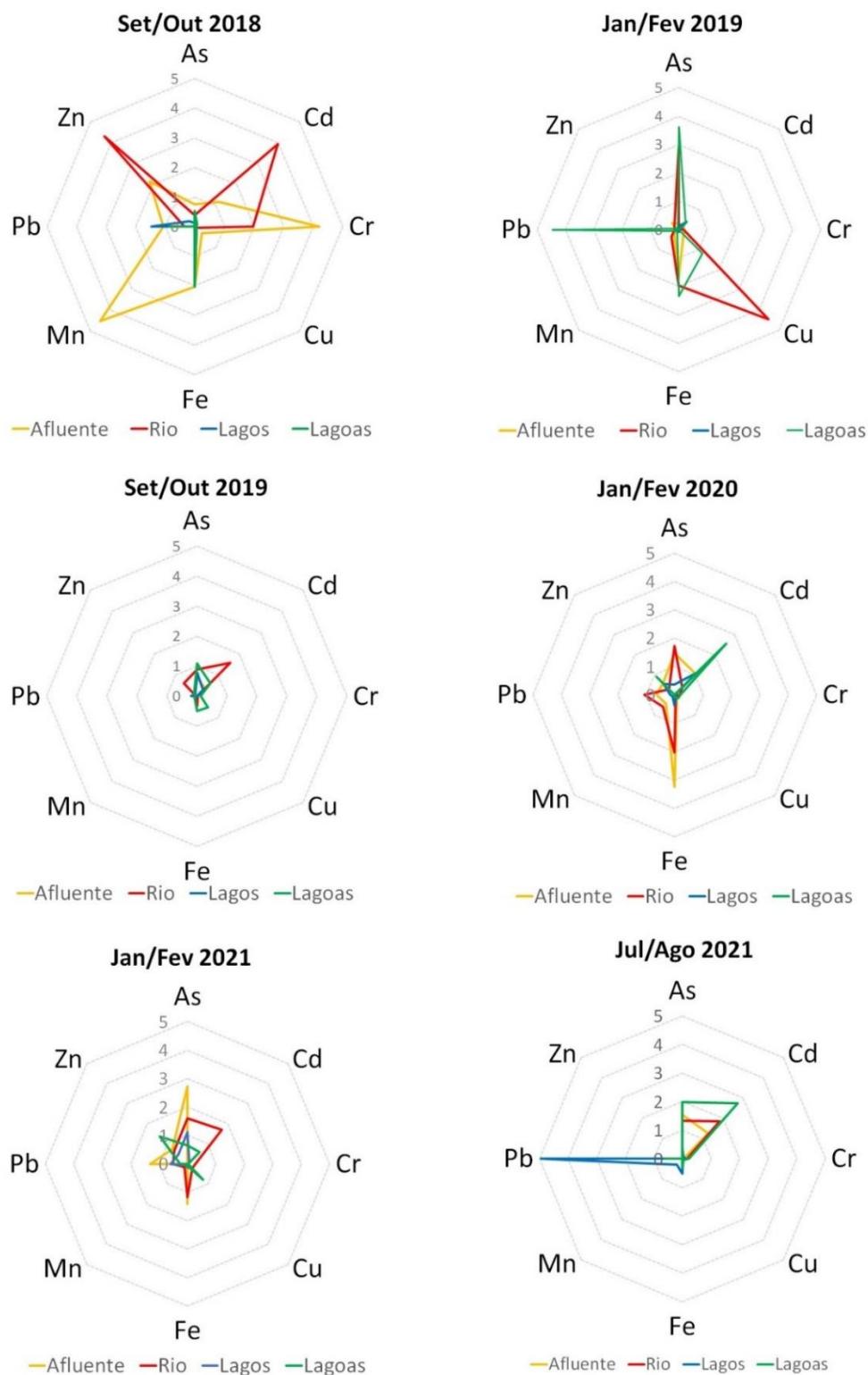


Figura 285 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço-temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).



Avançando para um nível superior na cadeia trófica, os resultados de metais/metaloide analisados nos três tecidos (brânquias, hepatopâncreas e músculo) de camarões dulcícolas também foram integrados por meio de PCAs. De maneira geral, pode-se observar que os resultados para um mesmo elemento analisado nos diferentes tecidos são congruentes, ou seja, estão bem relacionados entre si e seguem para a mesma direção dentro da ordenação gerada pela análise. Desta forma, os resultados serão, simplificarmente, descritos por elemento. Para a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco) (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 209), foi identificado um padrão espacial mostrando a associação dos metais Cd e Cr com o Rio Guandu (RGU-01) e Rio Doce em Regência (RDR). Um segundo agrupamento demonstrou uma melhor associação dos elementos As, Cu, Zn e Mn com a Lagoa do Areal (LAL-01), enquanto um terceiro e mais complexo agrupamento mostrou correlação dos metais Fe, Pb e Hg com todos os ambientes lacustres, com exceção da Lagoa do Areal (LAL-01), e dos pontos do Rio Doce em Linhares (RDO-15) e na foz (RDO-16). De forma semelhante, também é possível observar a formação de três agrupamentos para os dados coletados durante a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 210). Neste caso, as amostras coletadas no Rio Guandu (RGU-01) e Lago do Limão (LLM-01) foram caracterizadas pela presença de Cu e Cr. Além disso, as amostras coletadas no Rio Doce em Linhares (RDO-15) e na Lagoa Monsarás (LMN-01) se apresentaram bem relacionadas aos elementos Zn, Mn, Pb e Cd. O terceiro agrupamento foi formado pelas amostras obtidas nos pontos mais próximos ao estuário, sendo estes a Lagoa do Areal (LAL-01), Rio Doce em Regência (RDR) e Rio Doce Foz (RDO-16), caracterizados pela presença de Fe e As. No caso dos dados obtidos durante a Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), foi encontrado um padrão complexo de contaminação, não sendo possível observar a formação de grupos definidos (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 211), uma vez que o mesmo metal em diferentes tecidos esteve associado a pontos distintos. Como já mencionado, a Campanha 3 foi marcada por condição de seca, o que pode ter refletido num menor potencial de lixiviação, ressuspensão e dispersão dos rejeitos a partir da calha do Rio Doce para os diferentes ambientes associados, originando um padrão mais difuso de bioacumulação. No que tange à Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 212), os resultados da análise multivariada (PCA), novamente, permitiram a visualização de padrões espaciais de bioacumulação. Com exceção do ponto do Rio Doce em Colatina (RDO-13), todos os pontos do rio seguem para a mesma direção dentro da PCA e estão associados aos elementos As, Cu e Cr. Soma-se a este agrupamento o Rio Guandu (RGU-01). Por outro lado, o ponto RDO-13 e a Lagoa Monsarás (LMN-01) mostraram uma melhor correlação com os metais Fe e Mn nos três tecidos dos camarões, enquanto os Lagos (do Limão, Nova e Juparanã) estiveram mais associados aos metais Cd, Zn e Pb. Seguindo para o Ano 3, os resultados obtidos na Campanha 5 (jan/fev 2021 – estação chuvosa) indicaram uma associação de Mn, Fe, Zn, Al e Hg na maioria dos tecidos com o Rio Guandu (RGU-01) e dos elementos As, Ni e Cu na maioria dos tecidos dos camarões amostrados na Lagoa do Areal (LAL-01) (Figura 286), refletindo em maiores valores de IBR bioacumulação para os setores Afluente e Lagoas durante esse período amostral (Figura 288). Por outro lado, os resultados obtidos para a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) mostraram que os metais Fe, Mn e Cu nos três tecidos dos camarões estiveram associados aos Lagos Palmas (LPA-01) e Limão (LLM-01), enquanto os demais elementos, nos diferentes tecidos, estiveram associados aos pontos do Rio Doce em

Linhares (RDO-15) e na foz (RDO-16), além da Lagoa Areal (LAL-01), refletindo num padrão de contaminação mais difuso (Figura 287), o que corrobora os resultados de IBR bioacumulação para este último período amostral, onde não há destaque claro para nenhum dos setores (Figura 288).

Figura 286 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluentes (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LNV-01 e LJP-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

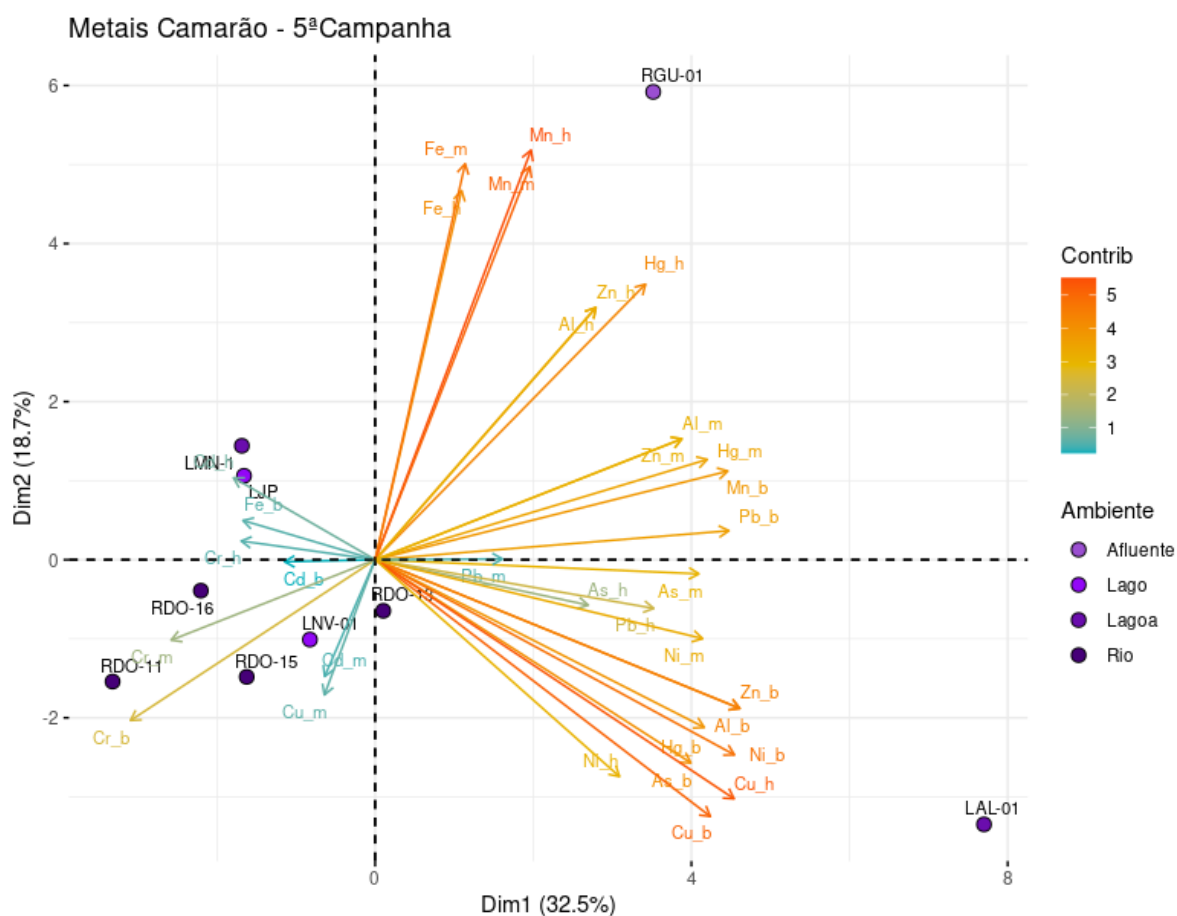
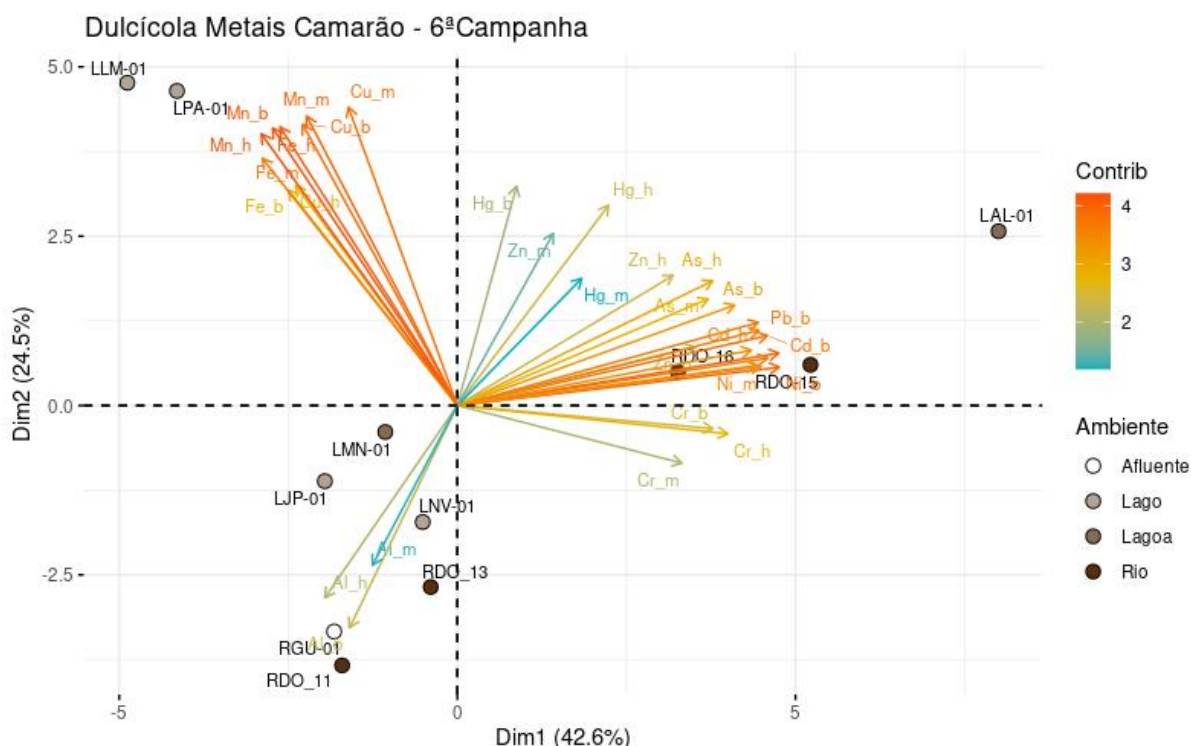


Figura 287 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), hepatopâncreas (h) e músculo (m) de camarões coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago Nova (LNV-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).



Os padrões de bioacumulação de metais nos camarões também puderam ser contemplados por meio do Índice de bioacumulação de metais (IBR bioacumulação). Como pode ser observado na Figura 288, para a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), os camarões do setor Rio apresentaram um elevado nível de contaminação, com destaque para os metais Cd e Cr (Figura 289). Entretanto, estes níveis diminuíram nas Campanhas subsequentes. Por outro lado, os camarões do setor Lagoas apresentaram um gradual aumento no nível de acumulação de metais ao longo das cinco primeiras Campanhas de monitoramento, apresentando os maiores valores de IBR bioacumulação nas Campanhas 4 e 5, que ocorreram nos períodos chuvosos de 2020 e 2021, respectivamente. Este aumento é marcado, principalmente, pelos metais As, Fe, Mn e Pb nos tecidos destes organismos (Figura 289). Os dados do Anexo 3 do PMBA/Fest-RRDM mostraram que para o Ano 2 houve um aumento nas concentrações de Fe e Mn no sedimento dos ambientes lacustres, devido, por exemplo, ao arraste de material rico em Fe para as lagoas, que foi acompanhado de outros elementos, como Vanádio (V) e As (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Comparações entre valores médios de metais no músculo de camarões coletados na malha dulcícola do PMBA/Fest-RRDM e concentrações médias de metais no músculo de camarões coletados na foz do Rio Doce, antes da chegada dos rejeitos de

mineração, indicam níveis mais elevados de Cd, Cr e Mn, em todas as coletas realizadas pelo Anexo 1 (2018 a 2021) e em, praticamente, todos os setores. Para o Fe e Cu, também foram registradas concentrações maiores do que os dados pretéritos, destacando-se o setor Lagoas para Cu no período chuvoso de 2020 (Campanha 4, jan/fev 2020), e Afluente para Fe no período chuvoso 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021). Vale destacar que, pela primeira vez durante todo o monitoramento, concentrações de Pb acima dos valores pretéritos foram reportadas para os camarões coletados no Rio Doce e nas Lagoas durante a Campanha 6 (Campanha 6, jul/ago 2021 – estação seca) (*Material Suplementar A1DS2, Quadro 4*).

Figura 288 - Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) nos camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).

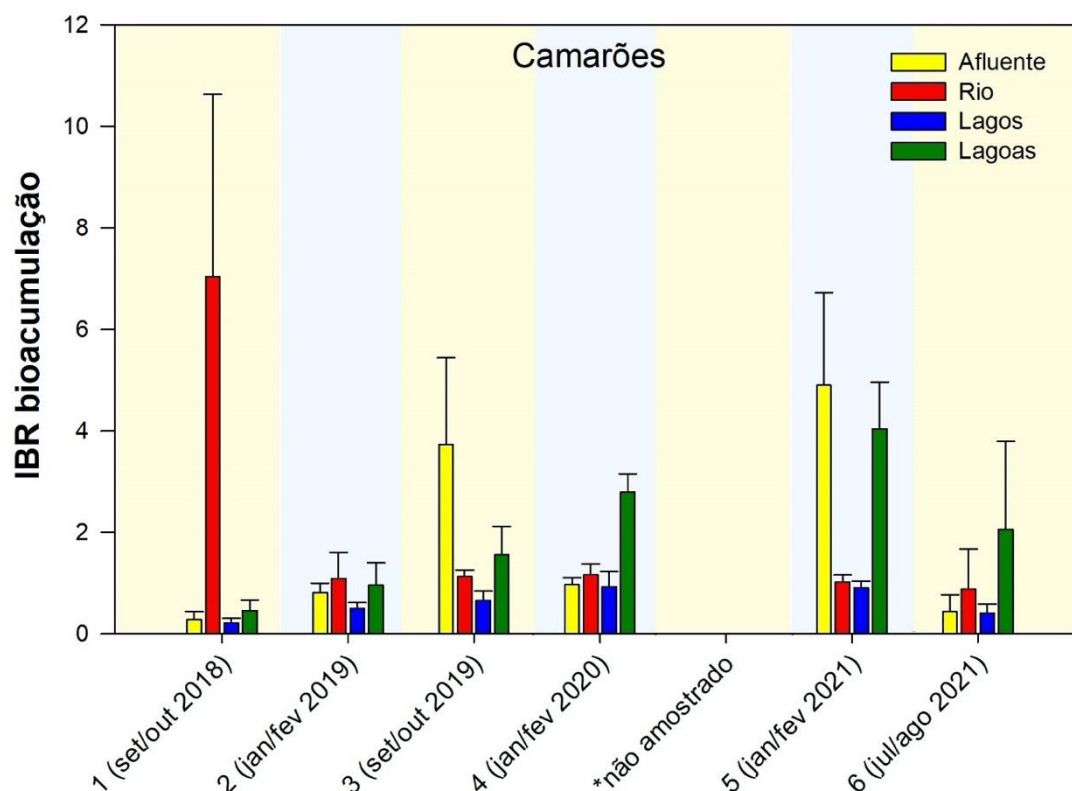
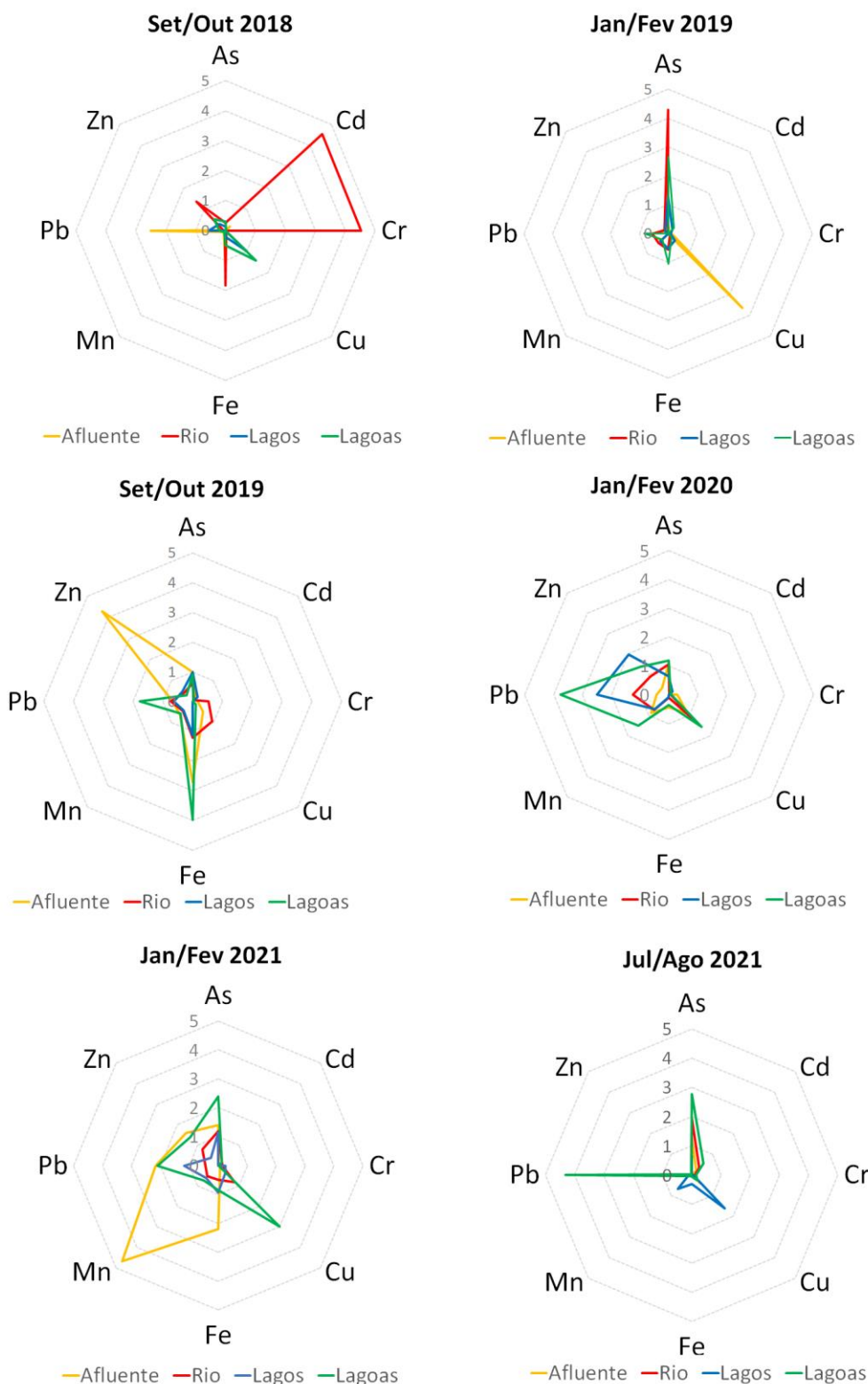


Figura 289 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço-temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).



Com relação aos resultados de bioacumulação de metais na comunidade de peixes, não foi possível observar um padrão tão claro como aquele encontrado nos camarões. Os metais se distribuíram de maneira não muito congruente entre os diferentes tecidos analisados, entre os diferentes pontos monitorados ao longo das seis Campanhas e entre os dois grupos tróficos distintos (onívoros/herbívoros e carnívoros). Estes resultados podem estar relacionados à maior complexidade deste grupo taxonômico, composto por diversas espécies (*Material Suplementar A1DS2, Quadros 1 e 2*), com hábitos de vida, biologia e ecologia distintos. Soma-se a isso, o fato deste grupo apresentar maior mobilidade e longevidade, comparado aos níveis tróficos inferiores. Por exemplo, para os peixes onívoros coletados na Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), os metais Cd, Cr e Zn nos três tecidos estiveram mais associados ao ponto do Rio Doce em Regência (RDR), enquanto os metais As, Mn, Fe, Pb, Hg e Cu estiveram mais associados ao Rio Guandu (RGU-01), Lagoa do Areal (LAL-01) e Lago Nova (LNV-01) (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 215). Quando analisamos os resultados referentes aos peixes carnívoros, coletados na mesma Campanha, observamos um padrão um pouco mais difuso (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 216), onde a maior parte dos elementos estiveram associados aos pontos Lago do Limão (LLM-01) e Rio Guandu (RGU-01), com exceção do Hg nos três tecidos, que esteve mais associado aos peixes da região estuarina do Rio Doce (RDO-16). Seguindo para a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), a PCA reuniu os resultados de metais nos peixes onívoros em dois grandes agrupamentos (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 217). De maneira geral, os elementos As, Pb, Fe e Cu nos diferentes tecidos dos peixes estiveram associados ao Rio Doce (RDR e RDO-15) e às lagoas (LAL-01, LAO-02 e LMN-01). Por outro lado, os metais Cr, Cd e Zn estiveram mais associados aos peixes coletados nos lagos (LNV-01, LJA-01 e LLM-01) e no Rio Guandu (RGU-01). Passando para o grupo trófico dos carnívoros, a análise multivariada mostrou algumas similaridades com o grupo trófico dos onívoros (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 218). Os elementos As, Cu, Fe Hg, Pb e Mn em diferentes tecidos apresentaram uma associação com pontos no Rio Doce (RDR e RDO-15) e nas lagoas (LAL-01, LAO-02 e LMN-01), enquanto os peixes da foz do Rio Doce (RDO-16) mostraram uma associação mais consistente com o Cr nos três tecidos analisados, e os lagos (LNV-01, LJA-01) com o Cd. No que tange à Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), a PCA também evidenciou uma segregação espacial dos diferentes elementos com as diferentes estações amostrais (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 219). Os elementos Cd, Zn, As e Fe em diferentes tecidos estiveram mais associados com os peixes onívoros/herbívoros coletados na Lagoa do Areão (LAO-02), enquanto os metais Cr e Mn apresentaram-se mais associados aos peixes onívoros/herbívoros coletados no Rio Doce (RDO-11 e RDO-16). Seguindo para os resultados dos peixes carnívoros para a mesma Campanha (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 220) os resultados evidenciam uma forte associação dos elementos Cd e Zn nos três tecidos dos peixes da foz do Rio Doce (RDO-16) e Lagoa do Areão (LAO-02), e dos metais Pb, Fe, Mn, Cu e As nos diferentes tecidos dos peixes coletados na Lagoa do Areal (LAL-01) e Lago Nova (LNV-01). Seguindo para a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), os resultados referentes aos peixes onívoros (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 221) indicaram maior associação da maioria dos metais analisados com os ambientes fluviais, incluindo o Rio Guandu (RGU-01) e o Rio Doce (RDO-11 e RDO-13). De maneira similar, os resultados referentes aos peixes carnívoros (RRDM, 2020, RT-36B, Figura 222) também indicaram associação de vários metais com os

pontos do Rio Doce (RDO-11 e RDO-15), e ainda com a Lagoa Monsarás (LMN-01). Passando para o Ano 3, os resultados continuam a indicar um padrão difuso de bioacumulação, sobretudo para a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) (Figura 290 e Figura 292). Por outro lado, os resultados obtidos na Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco) indicam uma melhor associação dos metais em peixes onívoros com os pontos foz do Rio Doce (RDO-16) e Lagoa do Areal (LAL-01) e, especificamente do Fe e do Mn nos três tecidos com os Lagos Palmas, do Limão e Juparanã (LPA-01, LLM-01 e LJP-01, respectivamente), além da Lagoa Monsarás (LMN-01) (Figura 291). Resultados similares podem ser observados para o grupo de peixes carnívoros monitorados durante esse período, que se agruparam em dois grandes grupos principais, um formado pelos animais coletados nos Lagos Juparanã, Palmas e Limão e na Lagoa Monsarás, caracterizados pela maior abundância de Fe e Mn nos tecidos e outro formado pelos indivíduos monitorados na calha do Rio Doce, em Linhares (RDO-15) e na Foz (RDO-16), e na Lagoa do Areal, caracterizados pela maior abundância dos demais metais (Figura 293). De maneira geral, para ambas as guildas tróficas, diferentes metais, analisados nos variados tecidos dos peixes estiveram associados a diversos pontos amostrais, sem nenhum padrão claro de segregação espacial.

Figura 290 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes do grupo trófico I (herbívoros/onívoros) coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

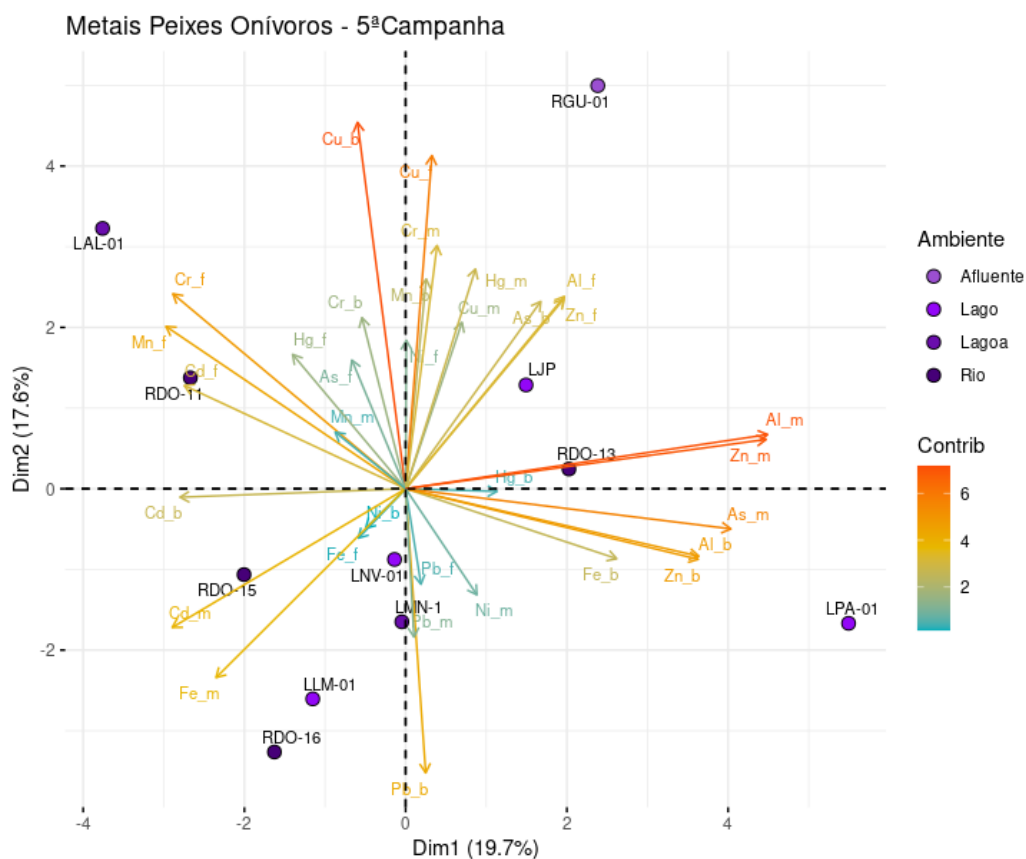


Figura 291 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes do grupo trófico I (herbívoros/onívoros) coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

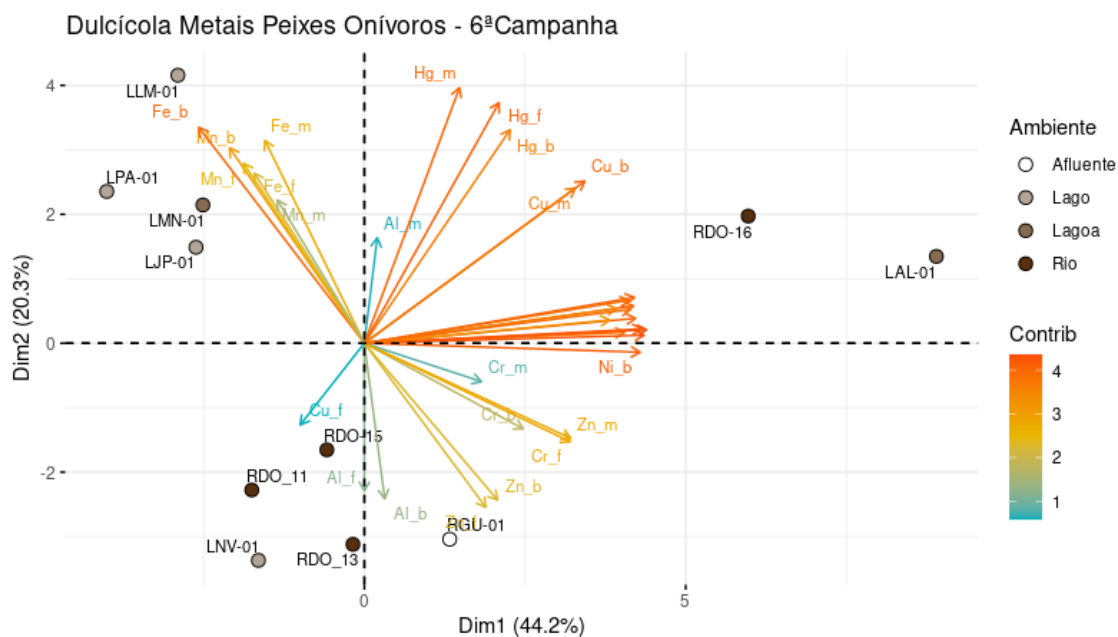


Figura 292 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes do grupo trófico II (carnívoros) coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

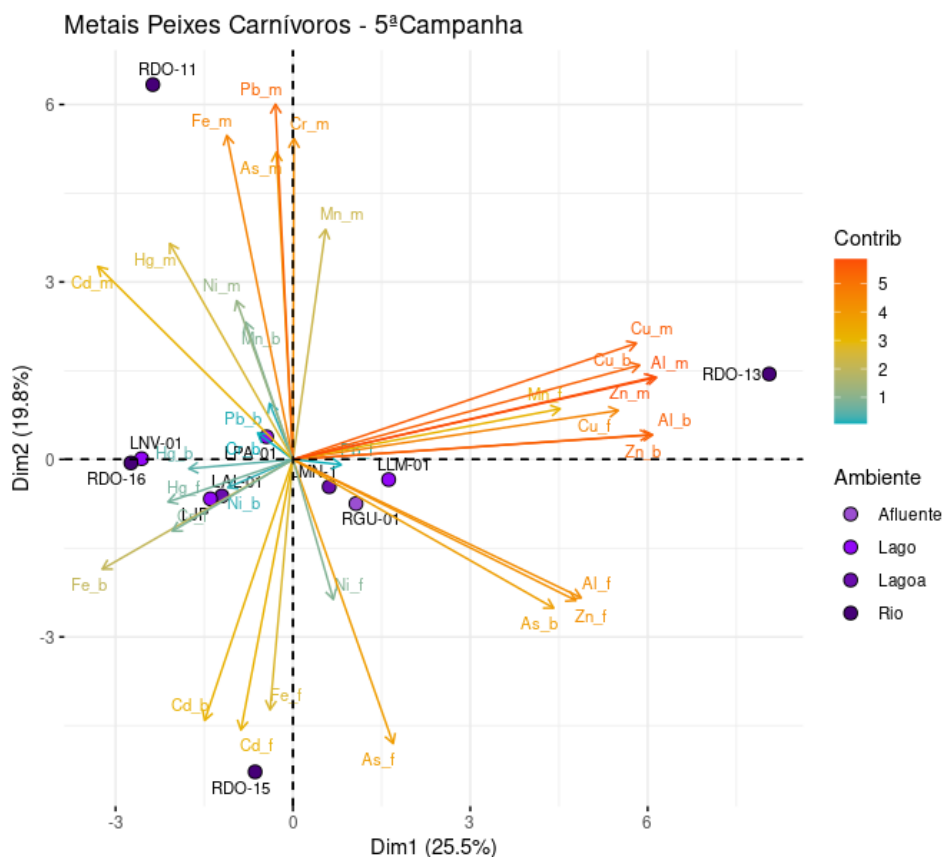
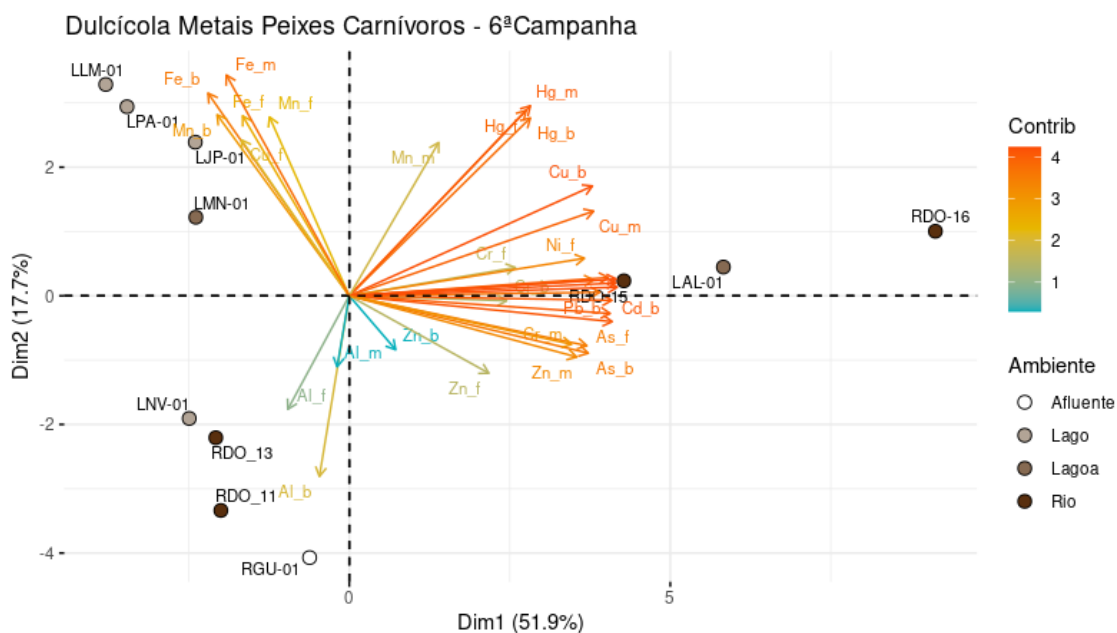


Figura 293 - Análise de Componentes Principais aplicada para os dados de concentração de Alumínio (Al), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Mercúrio (Hg), Manganês (Mn), Níquel (Ni), Chumbo (Pb) e Zinco (Zn) em brânquias (b), fígado (f) e músculo (m) de peixes do grupo trófico II (carnívoros) coletados nas estações amostrais dulcícolas durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).



Passando para comparações mais globais por meio da integração dos resultados no Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em peixes, considerando as duas guildas tróficas em conjunto, é possível observar na Figura 294 importantes variações espaço-temporais. Para a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), destacou-se o setor Rio, seguido pelos setores Afluente e Lagoas, de maneira similar ao padrão observado para a comunidade planctônica monitorada na mesma coleta (maiores IBRs bioacumulação nos setores Afluente e Rio, respectivamente). Para a Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso) e Campanha 3 (set/out 2018 – período seco) houve uma diminuição gradual no nível de bioacumulação dos peixes coletados nos setores Rio e Afluente, quando comparados à Campanha 1 (set/out 2018 – período seco). Já a Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) foi marcada por um acentuado aumento na bioacumulação de metais no setor Lagoas e, em menor proporção, no setor Afluente, em comparação às Campanhas anteriores, sendo o Cu, Mn e Zn os metais que mais contribuíram para o índice no setor Lagoas (Figura 295). Os resultados gerados pelo Anexo 3 e apresentados no Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM indicaram um aumento de 40% nas concentrações de Zn nas lagoas durante o Ano 2, em comparação ao Ano 1, o que, possivelmente, refletiu nos maiores teores deste metal nos peixes coletados nas lagoas na Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso). Em uma perspectiva temporal, houve um aumento nos valores de IBR bioacumulação estimados para peixes coletados nos Lagos durante período chuvoso 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021) em comparação ao registrado no Ano 1 e Ano 2 de monitoramento.

Além disso, o índice mostra que a acumulação média de metais e As nos peixes foi homogênea entre os setores durante este período, diferentemente do observado anteriormente. Para a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), os resultados integrados de bioacumulação nos peixes apontaram destaque para o setor Lagoas, mas não porque esse valor tenha sido o maior durante o período de monitoramento. Com relação aos dados pretéritos, os peixes de ambas as guildas tróficas apresentaram concentrações de metais em seus músculos superiores àquelas encontradas em músculos de peixes coletados em diferentes pontos da porção capixaba do Rio Doce em nov/2015, antes da chegada da pluma de rejeitos. Estes resultados indicam a presença de metais no ambiente dulcícola e a contaminação dos peixes, mesmo passados seis anos do rompimento da barragem de Fundão (*Material Suplementar A1DS1, Quadro 5*).

Figura 294 - Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) nos peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).

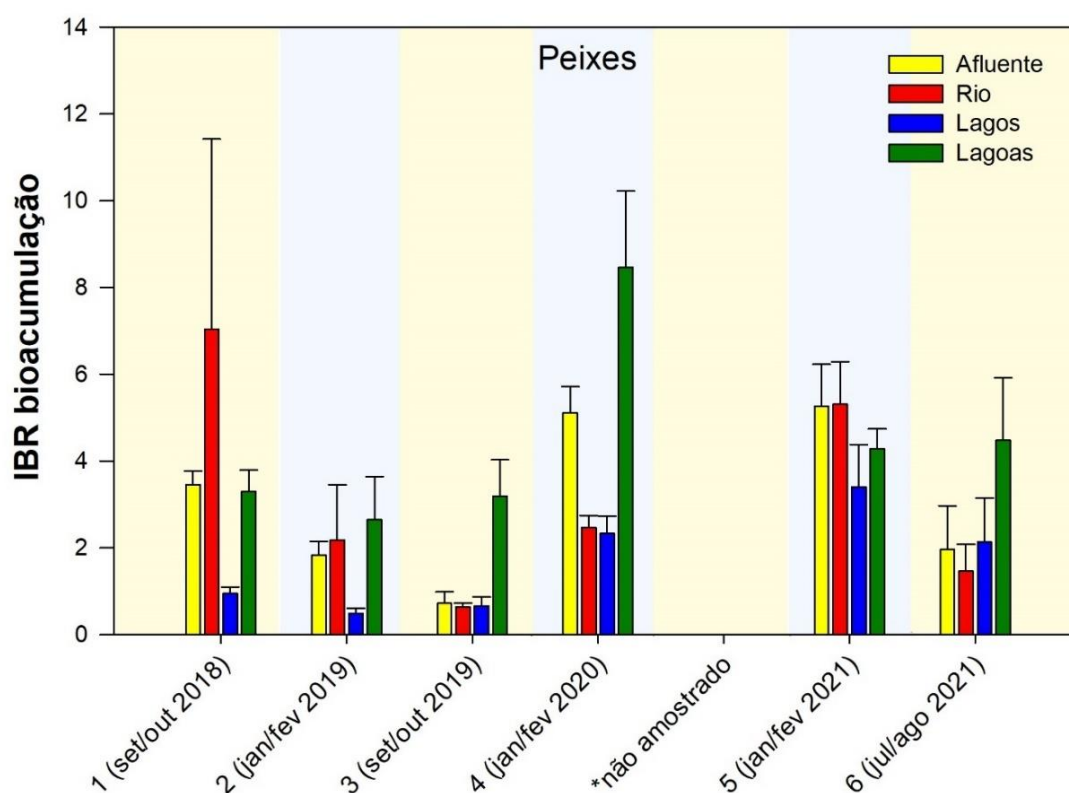
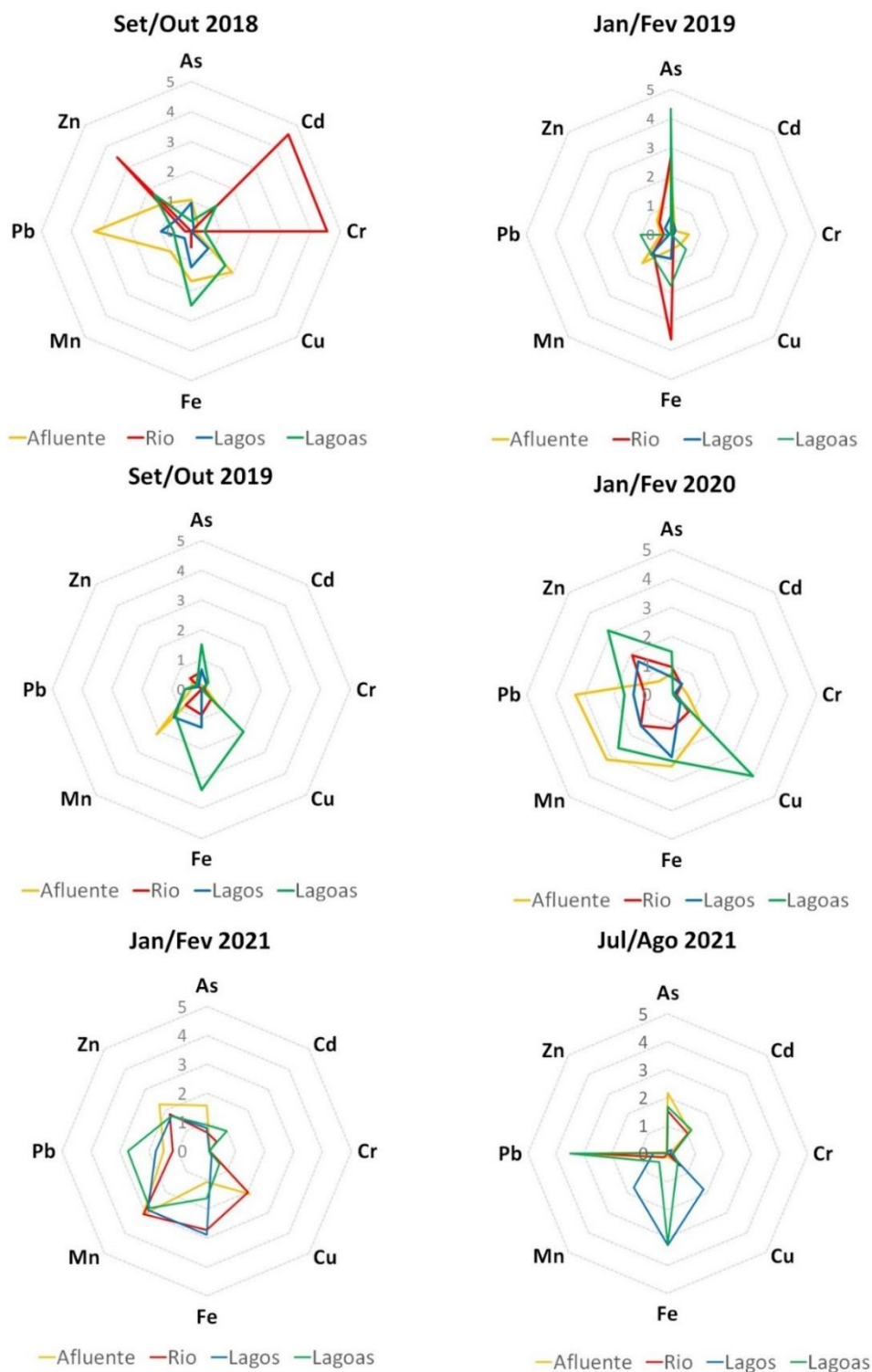


Figura 295 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço temporal de cada metal e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).



4.1.3 Respostas de biomarcadores em organismos coletados no ambiente dulcícola e estuário do rio doce

Os efeitos da contaminação do ambiente dulcícola por metais e As foram também avaliados por meio de respostas de biomarcadores. Assim como para bioacumulação, os grupos de organismos considerados para o cálculo do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador) foram: plâncton (fitoplâncton e zooplâncton), de forma a refletir a qualidade da água; camarões, de forma a refletir a qualidade do sedimento; e peixes, de forma a subsidiar a transferência trófica e os impactos dos metais nos níveis biológicos superiores (vertebrados) (*Material Suplementar A1DS1, Quadro 2*) Para o caso de biomarcadores, apresentamos padrões espaciais específicos do Ano 3 (Campanhas 5 e 6) através das análises de PCAs, e padrões espaço-temporais globais, incluindo comparações entre as seis Campanhas executadas pelo Anexo 1, usando o Índice de resposta biológica (IBR biomarcador). Optamos por descrever os resultados de biomarcadores obtidos nos anos anteriores apenas pela análise integrada de IBR para tornar o relatório mais conciso e assertivo. Para uma melhor organização e interpretação dos dados, os resultados de IBR biomarcador também foram apresentados considerando o agrupamento de pontos amostrais em setores, como já descrito anteriormente.

A análise de micronúcleos (MN) em camarões, assim como em outros crustáceos monitorados no ambiente marinho e costeiro também não foi realizada ao longo de todo o monitoramento frente às limitações de campo que inviabilizaram procedimentos adequados para a concentração de hemócitos a partir da hemolinfa coletada, para compor o esfregaço. Dessa forma, o baixo número obtido de hemócitos não permitiu que a análise fosse concluída com êxito. Já, os resultados de composição iônica plasmática, hemolinfática e corporal foram suprimidos do presente relatório, visto que os resultados encontrados no Ano 1 (RRDM 2019, RT-17) indicaram pouca consistência destes biomarcadores, que não apresentaram respostas claras que pudessem ser relacionadas com os impactos do rompimento da barragem de Fundão. Da mesma forma, os resultados de vitelogenina e proteína da zona radiata não apresentaram respostas consistentes, sendo suprimidos do presente relatório. Para estes últimos biomarcadores, soma-se a dificuldade de obtenção de um conjunto robusto de dados, tendo em vista a dificuldade de coleta de um número proporcional de indivíduos machos e fêmeas de cada espécie de peixe, em cada estação amostral, proporção esta indispensável para expressão dos resultados e interpretação dos possíveis efeitos de desregulação endócrina em peixes machos. Assim, o entendimento é que estas análises não deveriam ser incluídas na composição dos indicadores propostos pelo Anexo 1 (Índice de Resposta Biológica [IBR biomarcador]), porém, não trazendo prejuízos para as comparações espaciais e temporais apresentadas ao decorrer deste relatório. No entanto, cabe ressaltar, que tanto os dados de composição iônica quanto de vitelogenina e proteína da zona radiata podem ser encontrados no banco de dados do PMBA/Fest-RRDM (Planilha de Dados Brutos PMBA/Fest-RRDM, Anexo 1).

Os resultados da PCA aplicada para os biomarcadores mensurados no plâncton coletado na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) mostram uma maior resposta biológica expressa nos níveis de lipoperoxidação (LPO) e maiores níveis de metalotioneínas (MT) no zooplâncton coletado no Rio Doce

em Colatina (RDO-13) e Lago Nova (LNV-01), maiores níveis de LPO no fitoplâncton das Lagoas do Areal (LAL-01), Monsarás (LMN-01) e Lago do Limão (LLM-01) e MT no fitoplâncton do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), foz do Rio Doce (RDO-16) e Lago Juparanã (LJP-01) (Figura 296). Já, os resultados referentes à Campanha 6 (jul/ ago 2021 – período seco) indicaram uma maior associação dos níveis de MT em ambos os grupos planctônicos amostrados nos pontos da calha do Rio Doce em Colatina (RDO-13), em Linhares (RDO-15) e na Foz (RDO-16) e dos níveis de LPO em ambos os grupos taxonômicos amostrados no Rio Guandu (RGU-01) (Figura 297).

Figura 296 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fitoplâncton (f) e zooplâncton (z) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

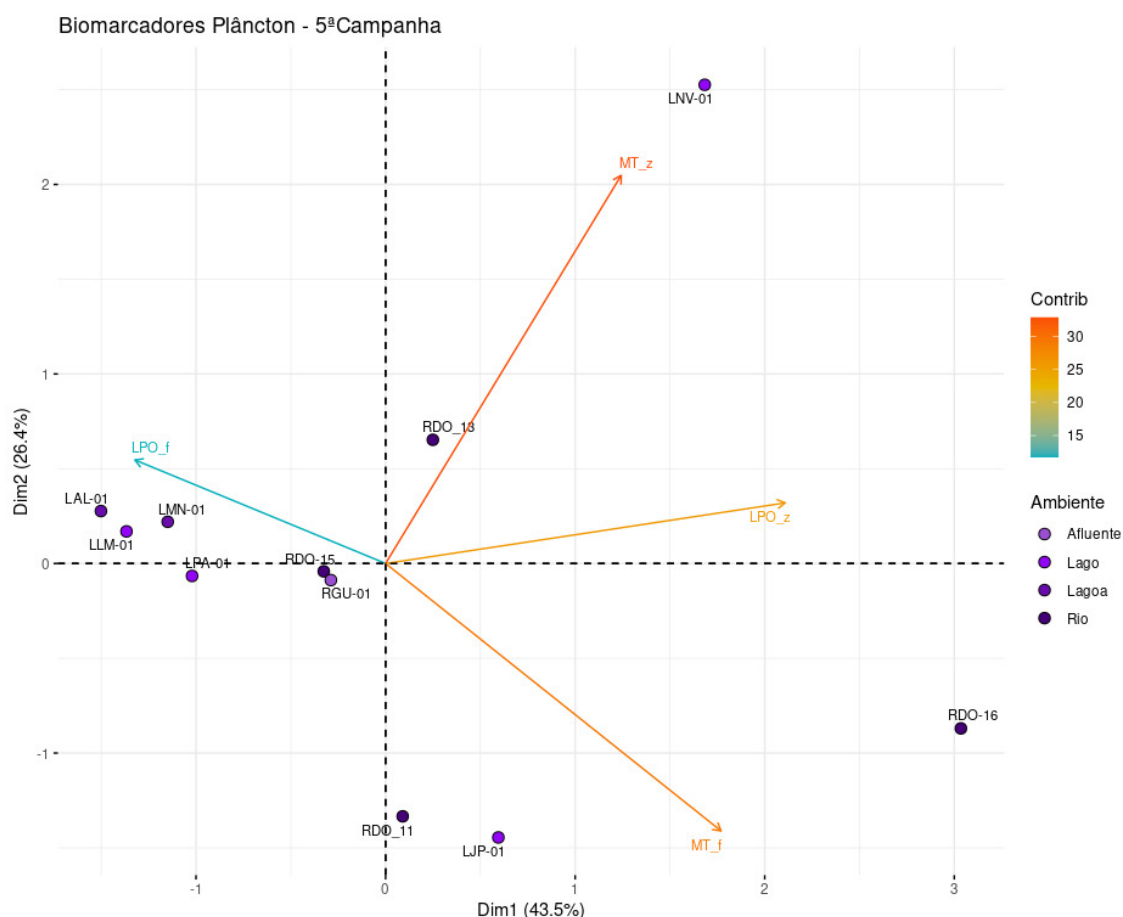
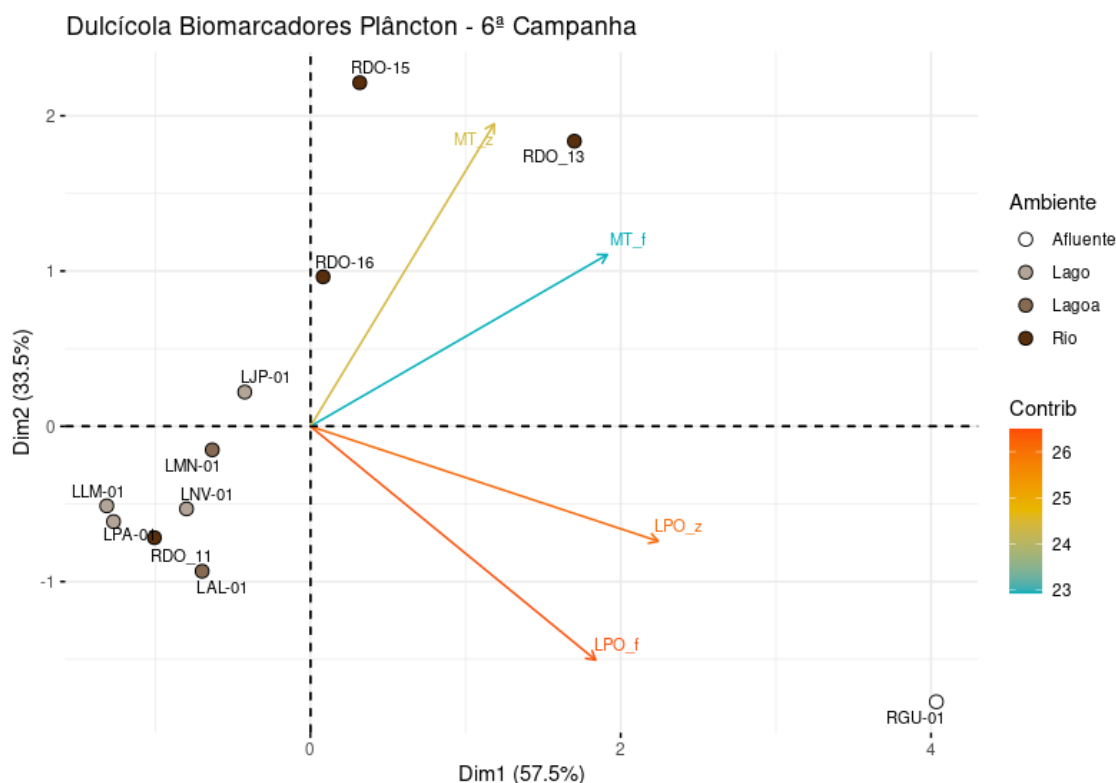


Figura 297 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores de lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fitoplâncton (f) e zooplâncton (z) coletados nas estações amostrais do ambiente dulcícola e estuário durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).



A Figura 298 mostra o IBR biomarcador estimado para organismos planctônicos, analisados de forma conjunta (fitoplâncton e zooplâncton). Os resultados mostram que durante os três períodos secos (Campanha 1 – set/out 2018, Campanha 3 - set/out 2019 e Campanha 6 – jul/ago 2021) a comunidade planctônica amostrada nos pontos que compõem o setor Rio apresentou respostas biológicas acentuadas em comparação ao mesmo setor nos períodos chuvosos, bem como, em comparação com os demais setores amostrais, com exceção à Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), na qual o setor Afluente também se sobressaiu. De fato, no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago) os valores de IBR biomarcador para os setores Afluente e Rio foram bem superiores a todos os valores estimados anteriormente, independente da Campanha ou Setor. Na Figura 299 são apresentados os gráficos de radar que permitem a apreciação da variação de cada biomarcador nos diferentes setores e nas diferentes Campanhas de monitoramento. Por meio destes resultados, observa-se um aumento expressivo no conteúdo de MT e nos níveis de LPO no plâncton amostrados no setor Afluente durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), tanto especialmente, comparado com demais setores da

mesma Campanha, quanto temporalmente. Estes resultados podem estar refletindo o aumento das concentrações de metais na água deste ambiente, onde predominou o efeito da lixiviação, levando ao incremento de metais na água do Rio Guandu. Brevemente, sabe-se que as MT são proteínas com diferentes funções no metabolismo de metais e entre estas funções pode-se destacar sua ação como metalochaperonas, atuando no transporte de íons metálicos essenciais para outras proteínas; controle da concentração de elementos-traço livres como o Zn e Cu; ação como agente de detoxificação para metais como Cd e mercúrio Hg; sequestro de metais; e proteção contra condições de estresse. Por essa razão, a MT é uma importante proteína no metabolismo intracelular de Cu e Zn e na proteção contra danos oxidativos resultantes da exposição excessiva a metais (MUTO et al., 1999). A gama de metais capazes de se ligarem à MT é ampla (STILLMAN, 1995) e a capacidade das MT de se ligarem aos metais se deve ao alto teor de grupos sulfidríla (-SH) presentes na sua molécula (NOEL-LAMBOT et al., 1978; KÄGI e SCHÄFFER, 1988; ROMÉO et al., 1997; LINDE et al., 2001).

Figura 298 - Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).

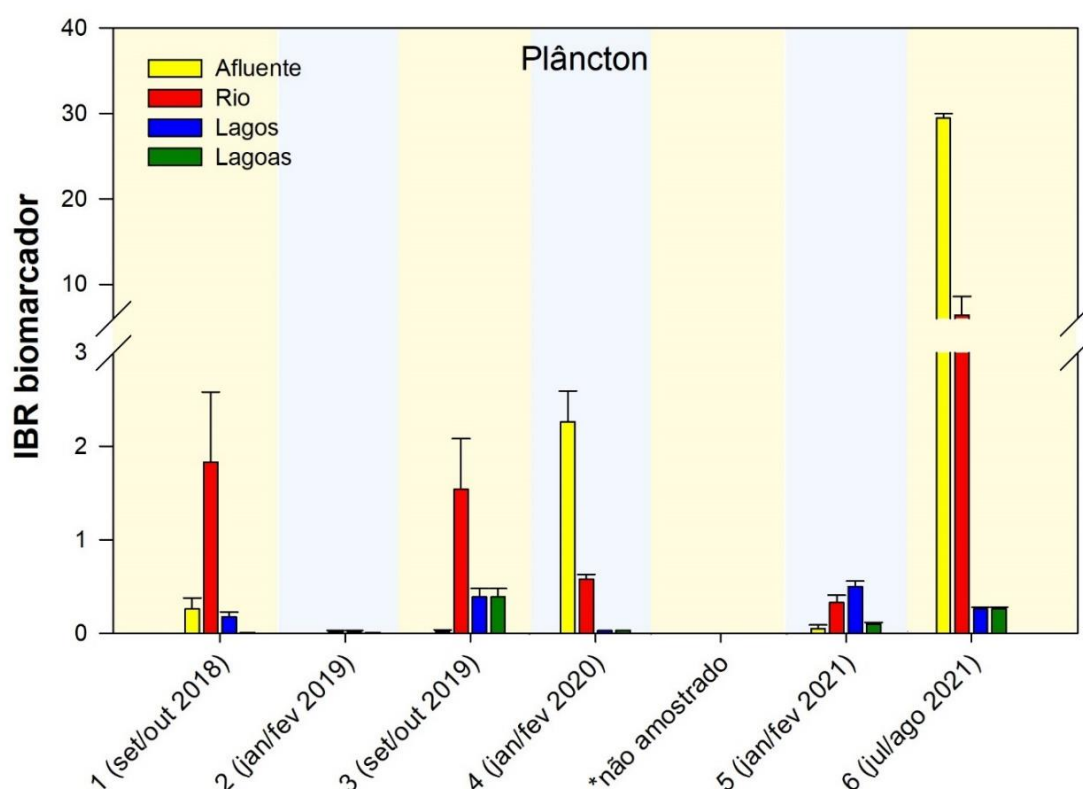
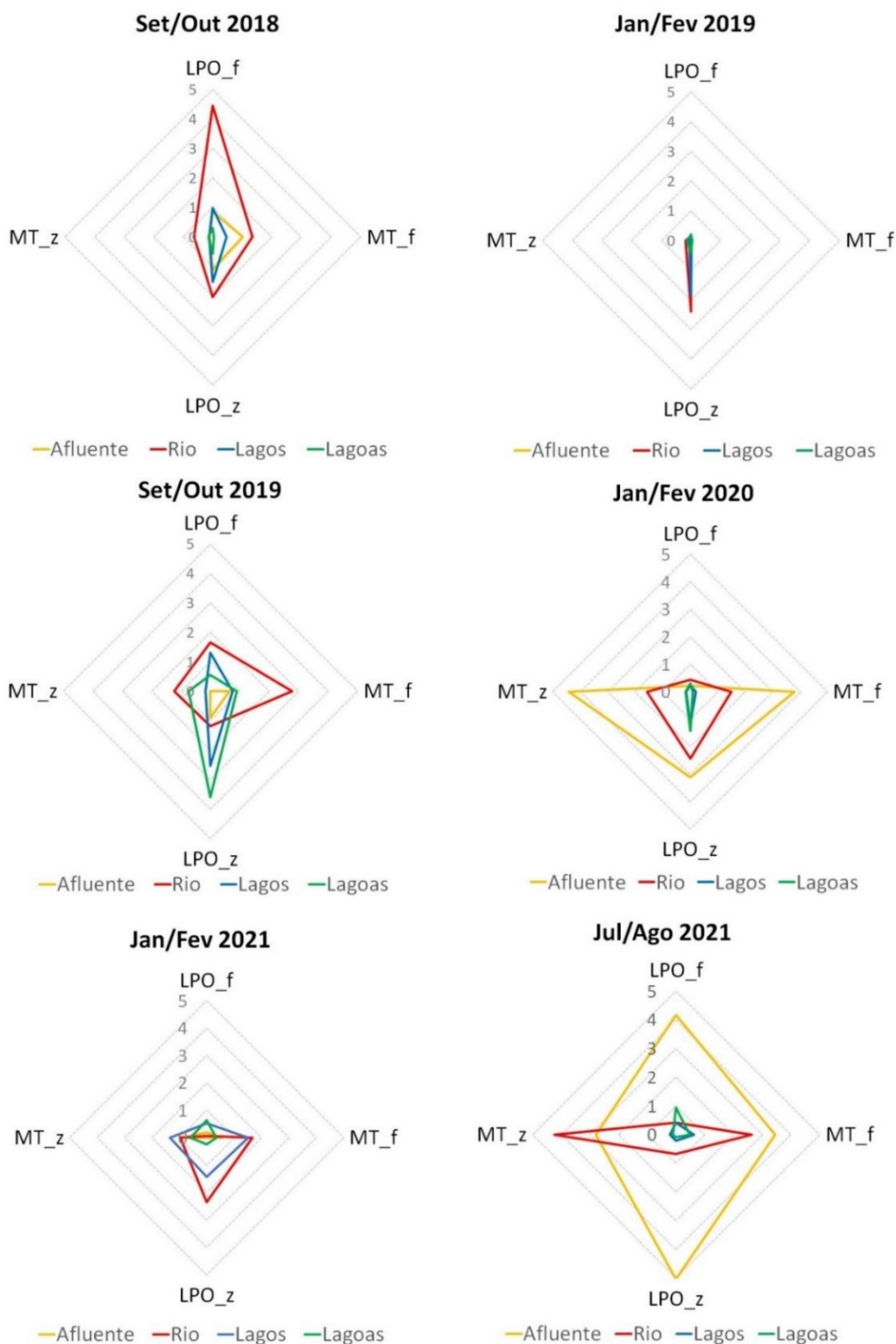


Figura 299 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) no plâncton coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).



Passando para o próximo nível trófico, a análise de PCA realizada com resultados de biomarcadores nos camarões coletados na Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso) indicaram uma maior associação dos níveis de danos no DNA (sítios AP) em camarões coletados na Lagoa Monsarás (LMN-01), dos níveis de MT e LPO no hepatopâncreas dos animais oriundos do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), e dos níveis de LPO nas brânquias, danos em proteínas (PCO) no músculo e a atividade da NKA nos organismos coletados no Rio Guandu (RGU-01) (Figura 300). Os resultados referentes à Campanha 6 (jul/ago 2021 – período chuvoso) mostraram um padrão espacial mais difuso, de modo que cada biomarcador esteve melhor associado a um ponto específico (Figura 301).

Figura 300 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) nas brânquias (LPO_b) e no hepatopâncreas (LPO_hp), concentração de metalotioneínas no hepatopâncreas (MT_hp), oxidação de proteínas no músculo (PCO), atividade da Na⁺,K⁺-ATPase nas brânquias (NKA_b) e dano no DNA em hemócitos (AP) de camarões coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/ fev 2021). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LNV-01 e LJP-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

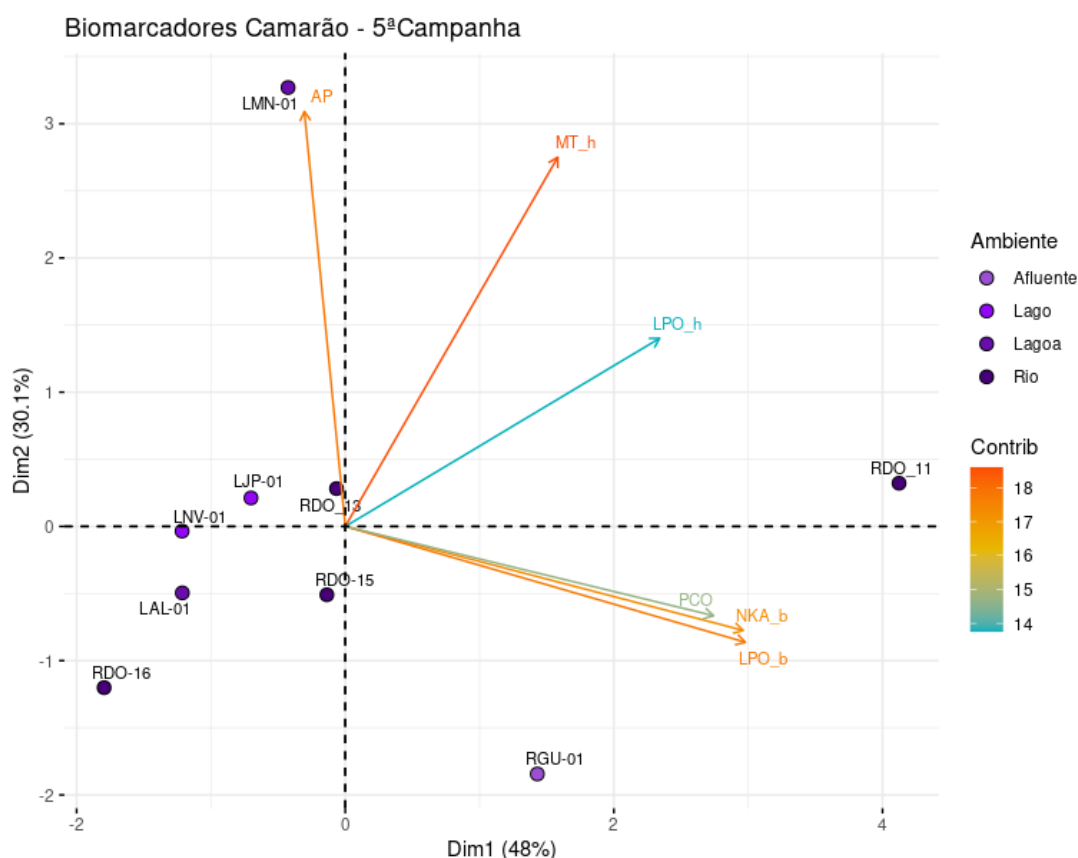
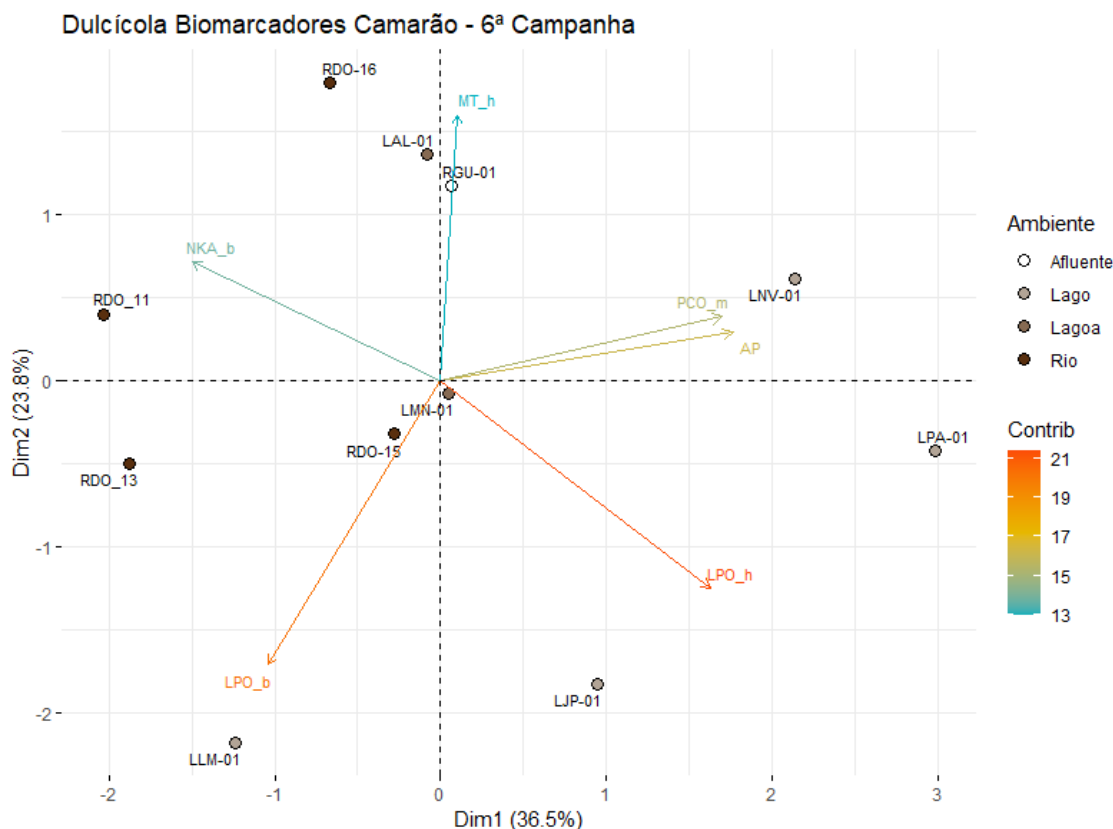


Figura 301 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) nas brânquias (LPO_b) e no hepatopâncreas (LPO_hp), concentração de metalotioneínas no hepatopâncreas (MT_hp), oxidação de proteínas no músculo (PCO), atividade da Na⁺,K⁺-ATPase nas brânquias (NKA_b) e dano no DNA em hemócitos (AP) em camarões coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Os símbolos representam os indivíduos utilizados na análise categorizados por localidade. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJP-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).



Em camarões, os valores e perfis do IBR biomarcador foram semelhantes nos períodos chuvosos de 2020 (Campanha 4, jan/fev 2020) e 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021), com destaque para os setores Rio e Lagoas, que apresentaram os maiores valores. Estes setores também se destacaram no período seco de 2019 (Campanha 3, set/out 2019), porém com valores de IBR ainda maiores. Todavia, durante o período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021) os camarões coletados no setor Lagos apresentaram o maior valor de IBR biomarcador em relação aos demais setores amostrais, associado a um aumento considerável nos níveis de danos lipídicos no hepatopâncreas destes animais (Figura 302). Com relação à contribuição dos diferentes biomarcadores, é notável o aumento de danos no DNA e/ou danos oxidativos em lipídeos e, principalmente, proteínas nos Anos 2 e 3 (Campanha 3, set/out 2019; Campanha 4, jan/fev 2020, Campanha 5, jan/fev 2021 e Campanha 6, jul/ago 2021) em comparação com o Ano 1 de monitoramento (Campanha 1, set/out 2018 e Campanha 2, jan/fev 2019). Cabe ressaltar que os níveis de danos oxidativos e de indução de MT, proteínas associadas com a

detoxificação de metais, foram maiores durante o período seco de 2019 (Campanha 3, set/out), em relação às demais Campanhas, com destaque para o setor Rio. No entanto, levando-se em consideração o Ano 3, no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev), os biomarcadores que mais se destacaram nos camarões foram atividade da Na^+K^+ -ATPase nas brânquias e dano em DNA (sítio AP) na hemolinfa, principalmente, nos setores Rio, Lagos e Lagoas; e lavando-se em conta o período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago), o destaque vai para a atividade da Na^+K^+ -ATPase nas brânquias, oxidação de proteínas no músculo e LPO no hepatopâncreas, principalmente no setor Lagos (Figura 303). Dados gerados pelo Anexo 3 do PMBA/Fest-RRDM, mostraram que os teores totais de Al e Fe são bem mais elevados nos ambientes lacustres, sendo cerca de 7 e 16 vezes, respectivamente, maiores que os fluviais, o que pode ser explicado pelo menor fluxo de água nestes ambientes em comparação à hidrodinâmica fluvial (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM). Apesar das variações mencionadas acima, pode-se dizer que, de maneira geral, os camarões coletados nos setores Rio e Lagoas apresentaram maiores efeitos biológicos, evidenciados, principalmente, nas Campanhas 3, 4 e 5, acima mencionadas. Isto sugere um padrão contínuo de contaminação nestes setores.

Figura 302 - Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em camarões coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).

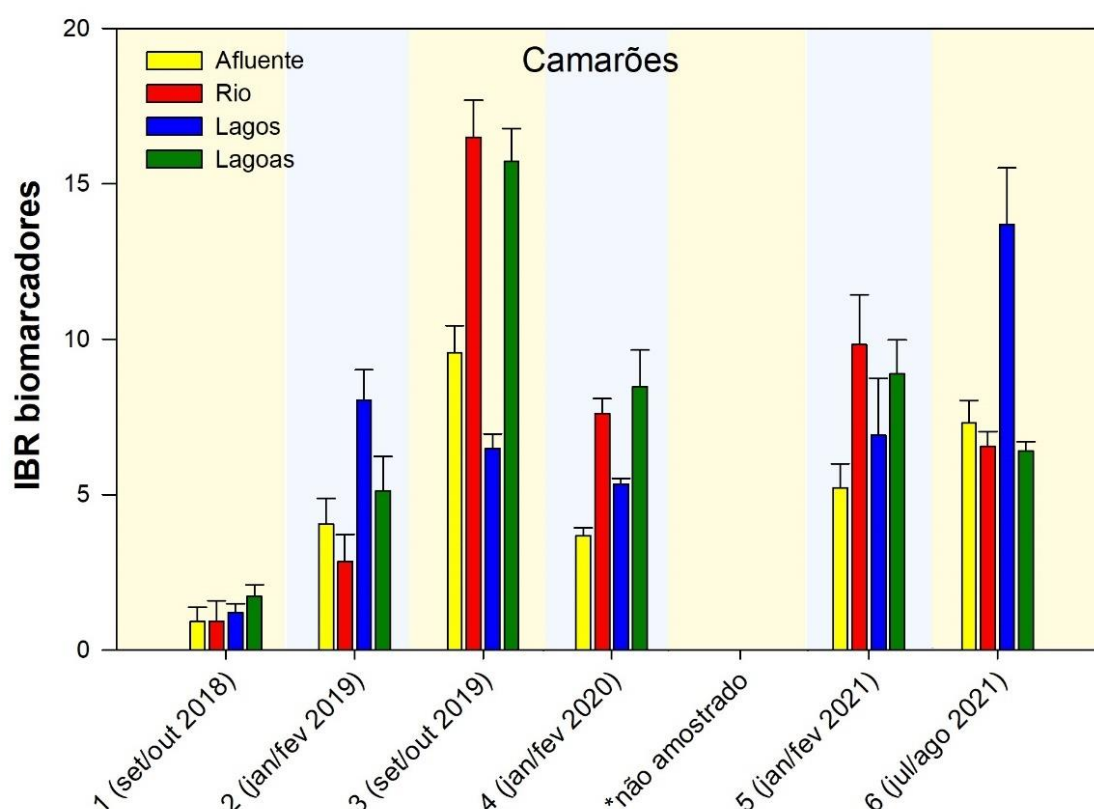
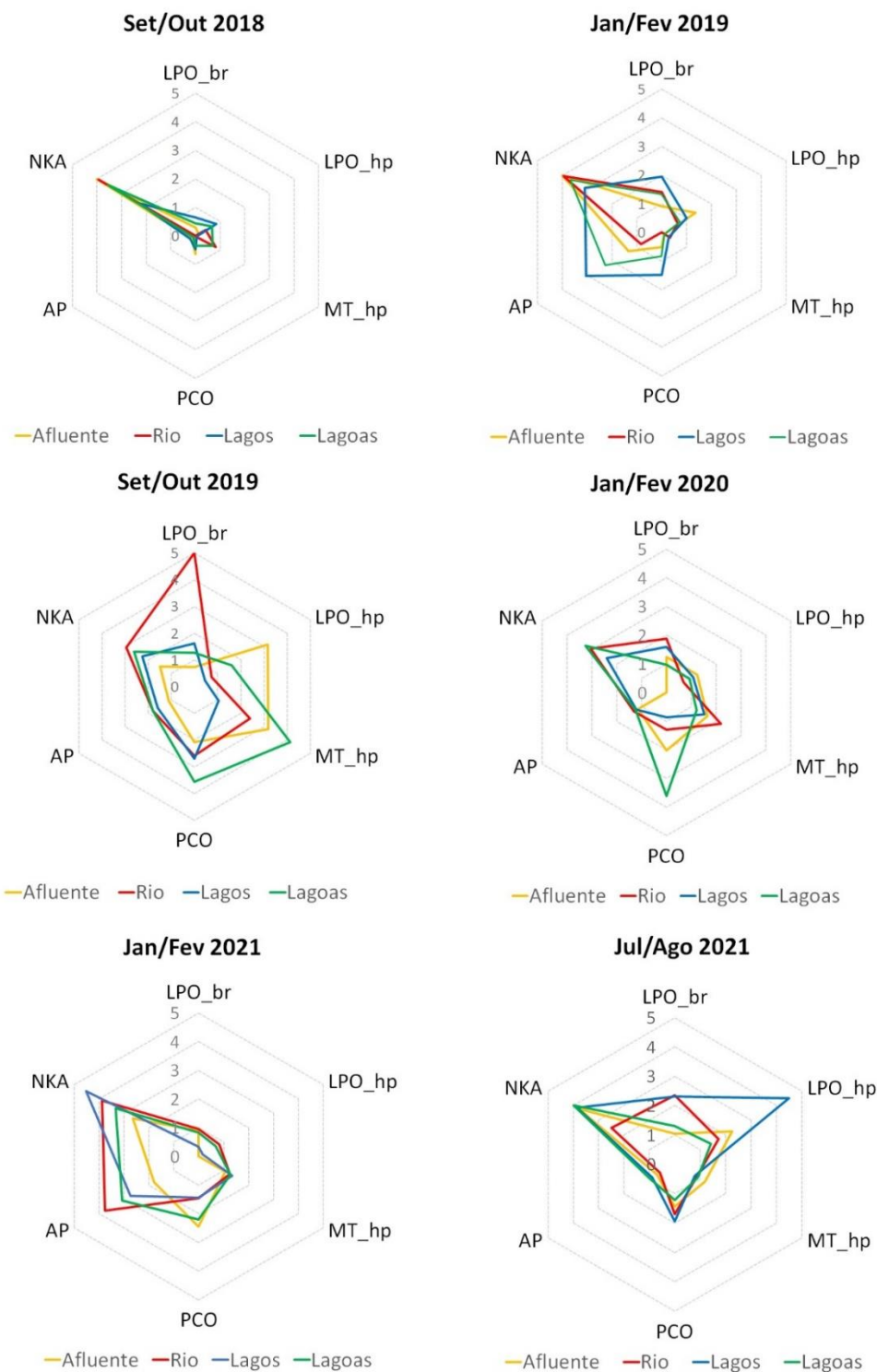


Figura 303 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) nos camarões coletado nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).



Para a comunidade de peixes monitorada ao longo da porção capixaba do Rio Doce, afluente e ambientes lacustres adjacentes, os resultados de biomarcadores, assim como os de bioacumulação foram divididos em dois grupos tróficos, representados por peixes onívoros/herbívoros (grupo trófico I) e peixes carnívoros (grupo trófico II) (*Material Suplementar A1DS2, Quadros 1 e 2*). Iniciando pelos peixes onívoros/herbívoros, a PCA aplicada com os resultados da Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), mostra um padrão espacial difuso, onde os diferentes biomarcadores estiveram associados com diferentes pontos amostrais. Por exemplo, os níveis de LPO e PCO mostraram-se associados ao Lago Juparanã (LJP-01) e Rio Doce em Baixo Guandu (RGU-01), enquanto a atividade das enzimas de metabolismo nas brânquias (LDH e MDH) estiveram mais associadas à Lagoa do Areal (LAL-01), Lago Palmas (LPA-01) e Lago do Limão (LLM-01). Já os níveis de danos no DNA (sítios AP) mostram melhor associação com o ponto do Rio Doce em Linhares (RDO-15) e níveis de lesões teciduais hepáticas (IL) mostram-se bem associados ao Rio Guandu (RGU-01) (Figura 304). Da mesma forma, os resultados obtidos durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco) revelaram um padrão de distribuição espacial difuso (Figura 305), não sendo possível estabelecer uma relação clara entre as respostas biológicas e os pontos amostrais.

Figura 304: Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquias (_b), e índice de alterações histológicas nas brânquias (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo trófico I (onívoros/herbívoros) coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

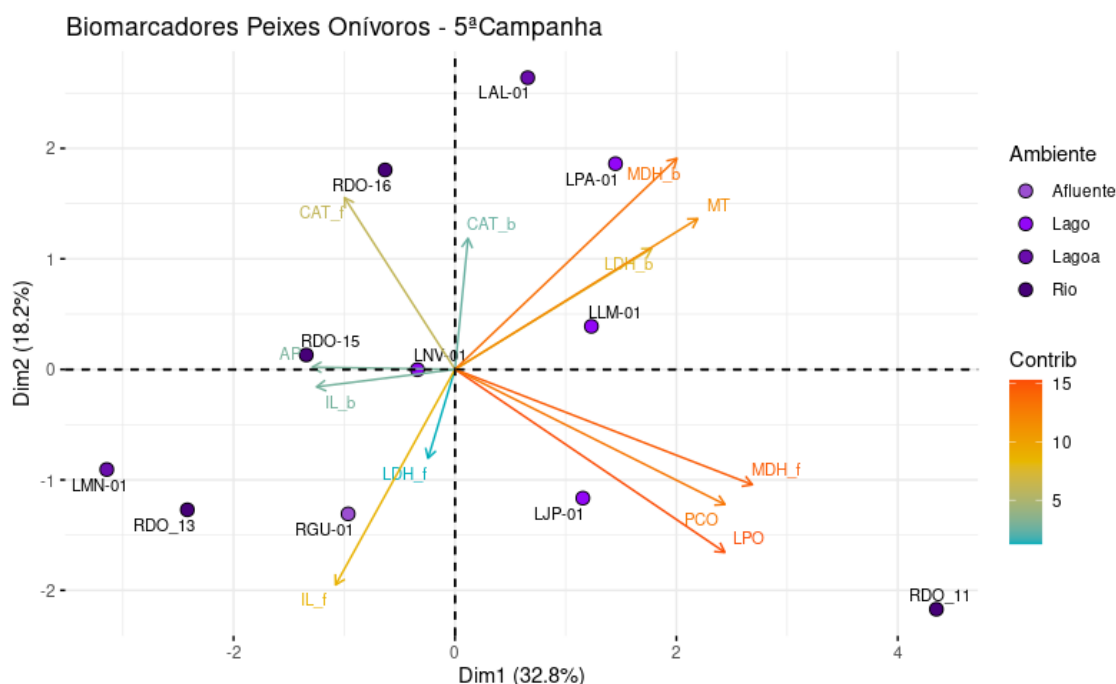
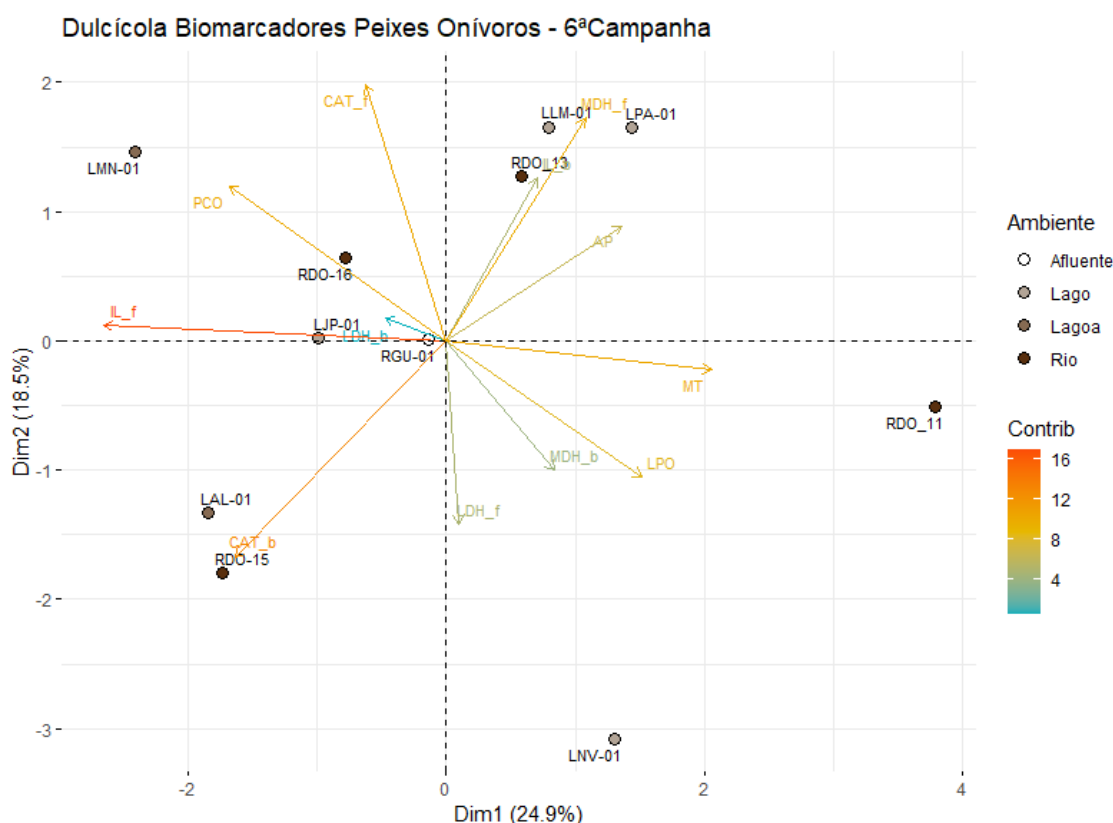


Figura 305 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquias (_b), e índice de alterações histológicas nas brânquias (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo trófico I (onívoros/herbívoros) coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).



Diferentemente dos peixes onívoros/herbívoros, os peixes carnívoros monitorados durante o Ano 3 apresentaram um padrão espacial de resposta um pouco mais coeso, onde diferentes biomarcadores mostraram-se melhor associados a pontos amostrais específicos. Por exemplo, para a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), as atividades da CAT e da LDH em fígado e brânquias mostram-se melhor associadas à foz do Rio Doce (RDO-16), enquanto os danos de origem oxidativa (LPO e PCO) e danos histológicos nas brânquias (IL) mostraram-se melhor associados ao Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11) e Lago do Limão (LLM-01) (Figura 306). Passando para a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), a PCA indicou melhor associação da LPO, danos no DNA (AP), atividade hepática e branquial da MDH e do conteúdo de MT com o ponto do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11) e Rio Guandu (RGU-01), enquanto os pontos Lagoa do Areal (LAL-01) e foz do Rio Doce (RDO-16) mostraram-

se mais fortemente associados com a atividade da LDH no fígado, CAT nas brânquias e índices de lesões histológicas (IL) no fígado e brânquias (Figura 307).

Figura 306- Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquias (_b), e índice de alterações histológicas nas brânquias (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo trófico II (carnívoros) coletados durante a Campanha 5 (período chuvoso, jan/fev 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).

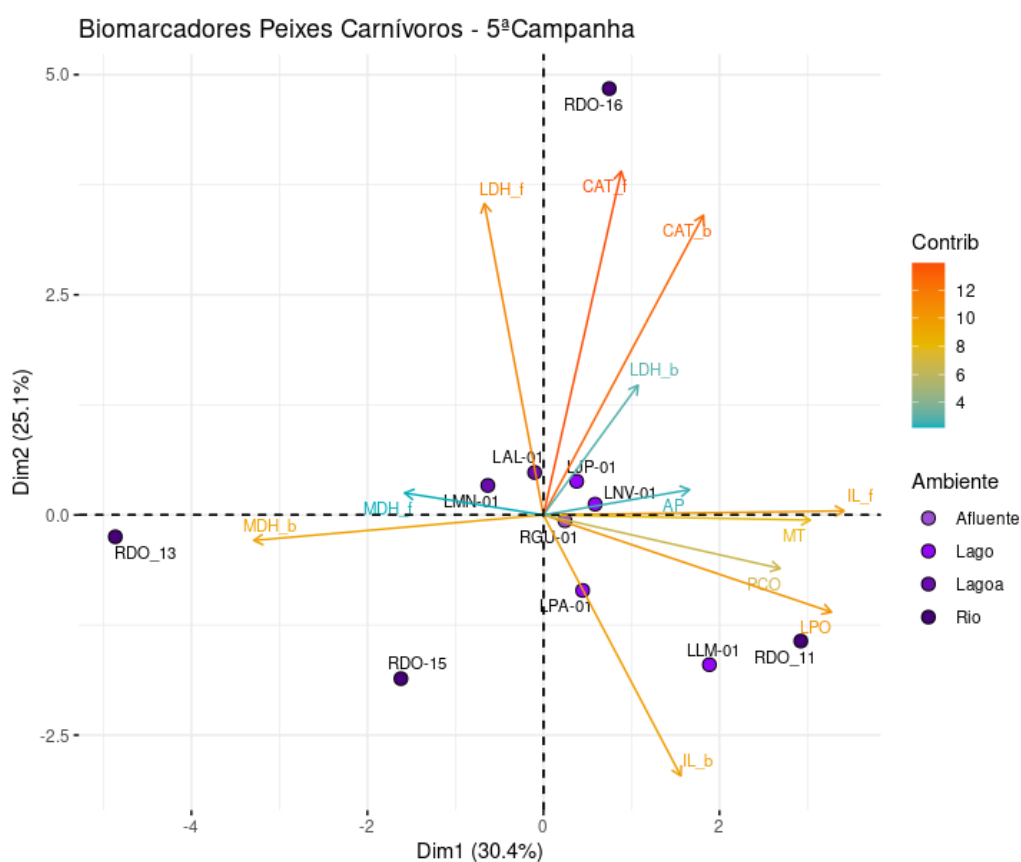
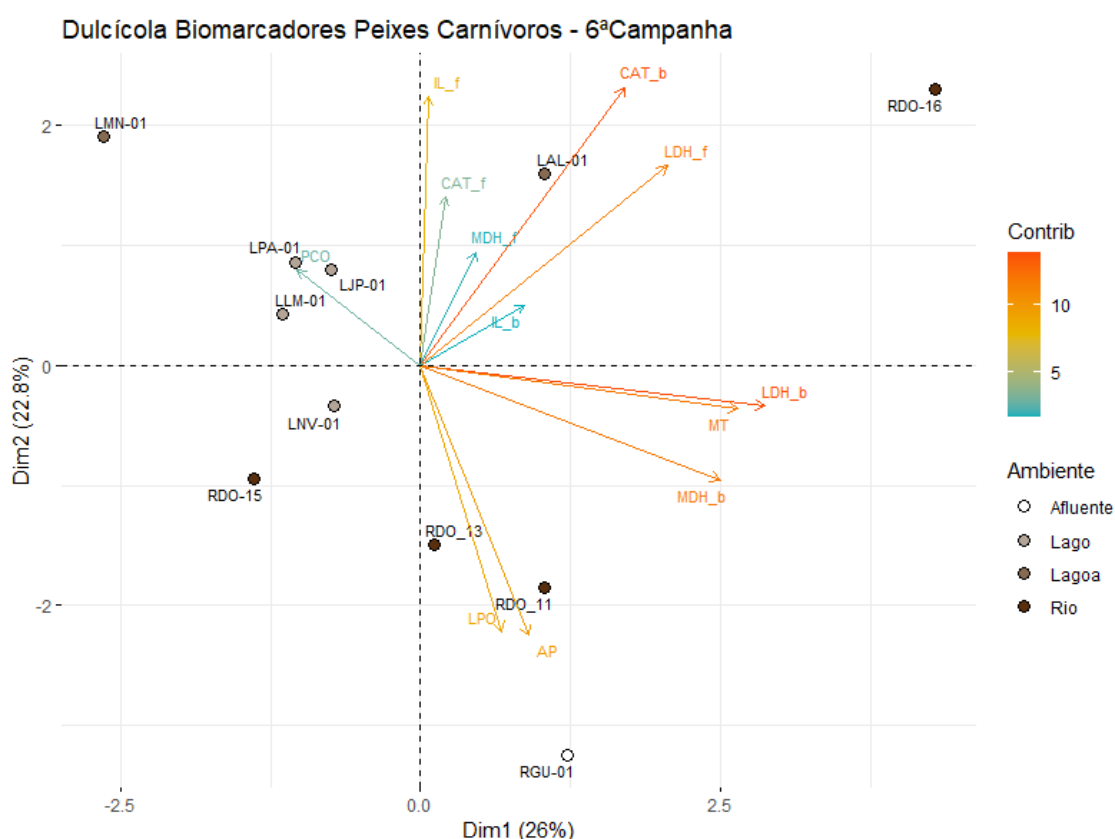


Figura 307 - Análise de Componentes Principais aplicada para os biomarcadores lipoperoxidação (LPO) e concentração de metalotioneínas (MT) no fígado, oxidação de proteínas (PCO) no músculo, dano no DNA (AP) no sangue, atividade das enzimas catalase (CAT), lactato desidrogenase (LDH) e malato-desidrogenase (MDH) no fígado (_f) e brânquias (_b), e índice de alterações histológicas nas brânquias (IL_b) e no fígado (IL_f) de peixes do grupo trófico II (carnívoros) coletados durante a Campanha 6 (período seco, jul/ago 2021). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lago (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoa (LAL-01 e LMN-01).



Para o cálculo do IBR biomarcador em peixes, os resultados de ambos os grupos tróficos foram integrados. Para a comunidade de peixes, notou-se um aumento gradual no valor médio do IBR biomarcador no setor Rio a partir do período chuvoso de 2020 (Campanha 4, jan/fev). Os maiores valores de IBR foram encontrados no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021), com destaque para o setor Afluente. Curiosamente, enquanto o setor Rio se destacou no período chuvoso o setor Afluente se destacou no período seco, ambos de 2021 (Figura 308). Estes resultados específicos para o setor Afluente estão associados a um aumento nos níveis de danos lipídicos (LPO) no fígado e danos oxidativos em proteínas (PCO) nos animais coletados na última campanha. De maneira geral, a contribuição dos biomarcadores para o IBR não apresentou um padrão claro ao longo de todo o monitoramento (Figura 309). No entanto, é possível observar uma diminuição temporal dos índices de lesão no fígado e brânquias dos peixes, especialmente nos setores Lagos e Lagoas, e uma redução

na atividade de enzimas antioxidantes (CAT) no fígado dos peixes do setor Rio. Por outro lado, alguns biomarcadores como a LPO e a PCO foram mais expressivos no Ano 2, particularmente na Campanha 3 (set/out 2019 - período seco), do que no Ano 1. Já, na Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso) verifica-se um aumento de dano no DNA (AP) e no conteúdo de MT em relação às demais Campanhas. Em conjunto, estes resultados podem indicar efeitos deletérios duradouros sobre a biota aquática, em decorrência da exposição crônica aos contaminantes ambientais e da intensificação destes efeitos negativos observados nos Anos 2 e 3.

Figura 308 - Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).

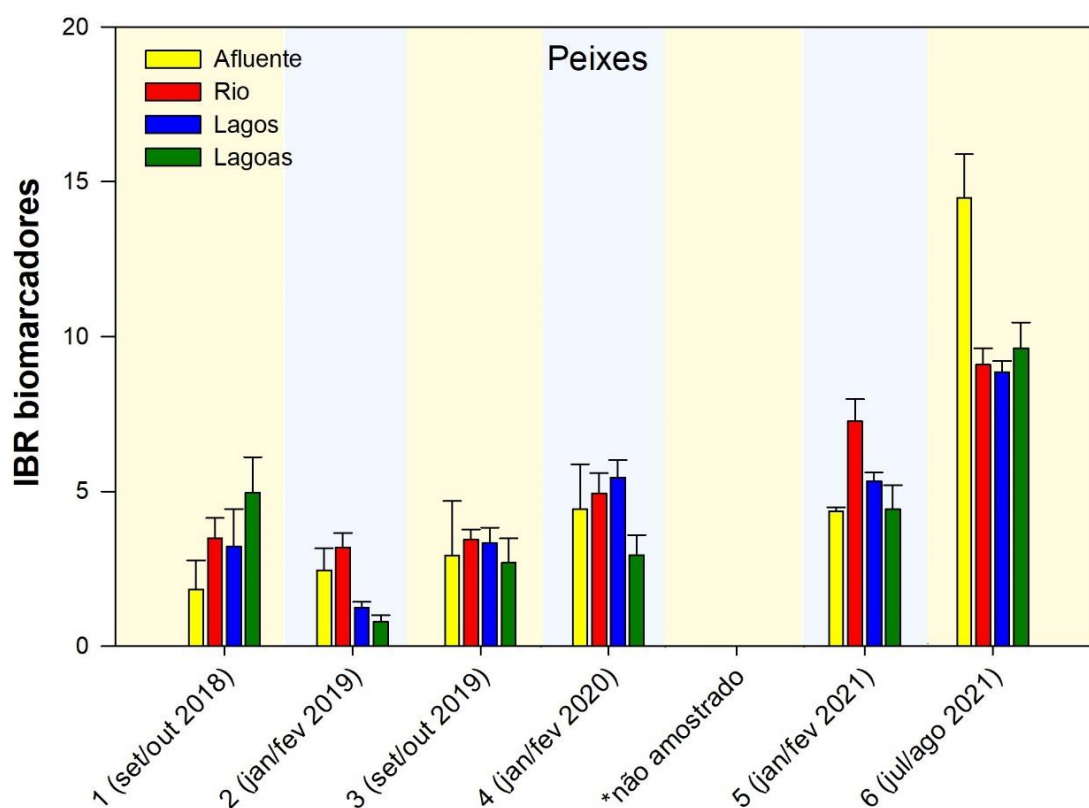
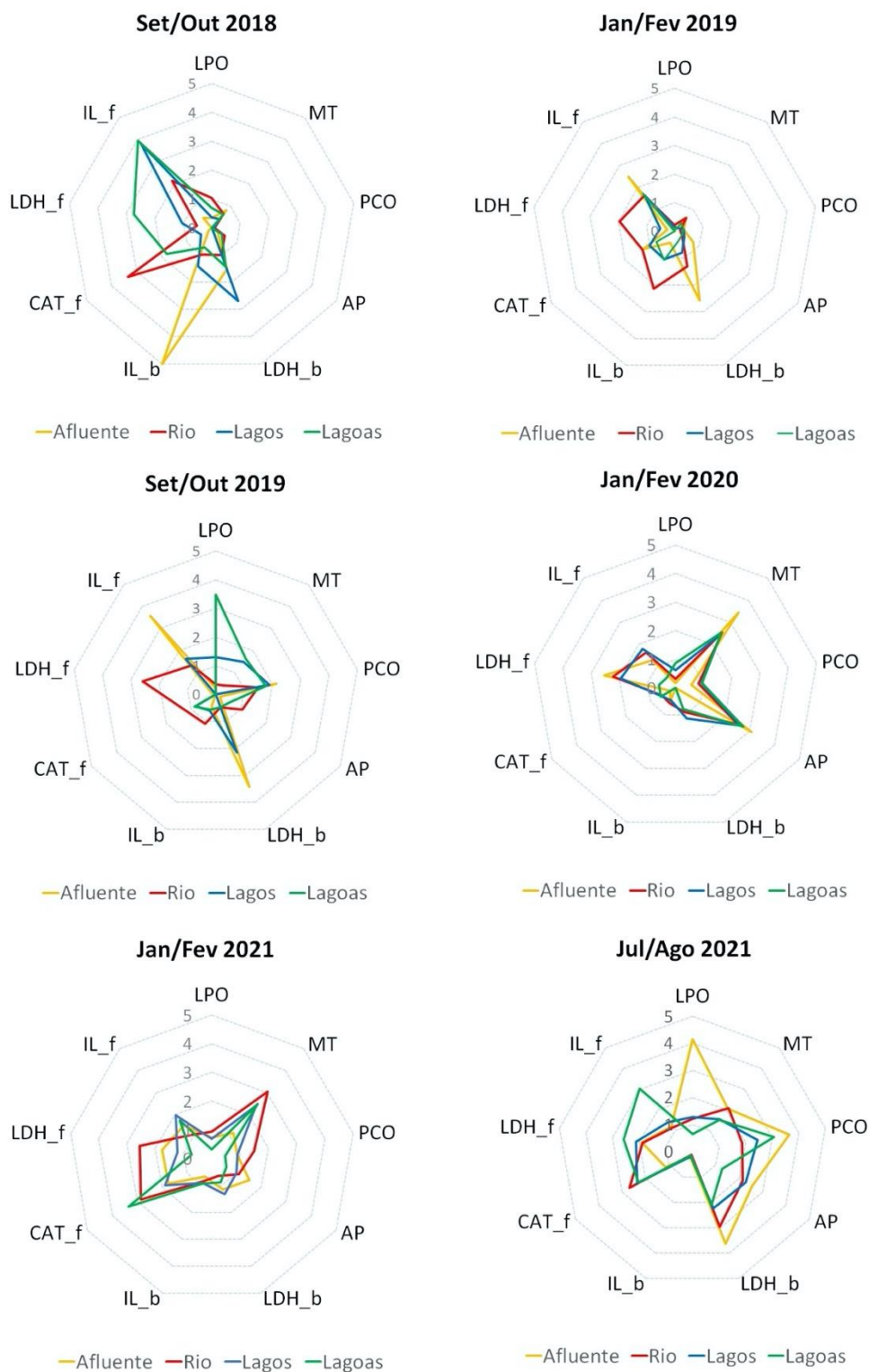


Figura 309 - Gráficos de radar obtidos a partir do Índice de Resposta Biológica (IBR biomarcador) em peixes coletados nos diferentes setores do ambiente dulcícola durante a Campanha 1 (set/out 2018 – período seco), Campanha 2 (jan/fev 2019 – período chuvoso), Campanha 3 (set/out 2019 – período seco), Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) e Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco), mostrando a variação espaço-temporal de cada biomarcador e a contribuição destes para a composição do índice. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAL-01, LMN-01 e LAO-02).



4.1.4 Ensaios ecotoxicológicos

Ensaios ecotoxicológicos foram realizados no âmbito do PMBA/Fest-RRDM para classificar amostras de água e sedimento, coletadas na porção capixaba do Rio Doce, quanto à sua toxicidade, cumprindo com o disposto no TR4. Os pontos de amostragem, na malha amostral dulcícola do Anexo 1, foram: RGU-01 e RDO-11, afluente e calha do Rio Doce, respectivamente, localizados em Baixo Guandu, RDO-13, situado na calha do Rio Doce em Colatina e RDO-16 localizado na porção estuarina do Rio Doce, na região de Regência, município de Linhares. Destes pontos, o RDO-11 e RDO-13 foram incluídos na malha amostral para ensaios de toxicidade a partir do período de transição (Ano 2), mediante aprovação da CTBIO (NT 08/2019 da CTBIO) (*Material Suplementar A1DS1, Quadro 3*). A avaliação toxicológica das amostras de água, elutriato de sedimento e sedimento total, coletadas, armazenadas e preparadas segundo a norma da ABNT NBR 15469, deu-se por meio de ensaios normatizados com organismos bioindicadores de diferentes níveis da cadeia trófica, incluindo microalgas, microcrustáceos e peixes em diferentes estágios de desenvolvimento (*Material Suplementar A1DS1, Tabela 1*). Nos ensaios com água e elutriato, os organismos foram expostos a 6 diferentes diluições da amostra, entre 3,1 e 100% (fator de diluição 2). Nos ensaios com sedimento total os organismos foram expostos ao sedimento bruto (100%). Para esclarecimento, o elutriato foi a solução aquosa obtida pela adição de água de diluição à amostra de sedimento (4:1), submetida à agitação e posterior decantação ou, quando necessário, filtração (caso dos ensaios com microalgas e microcrustáceos). Todos os ensaios incluíram controles, e a qualidade dos lotes dos organismos foi atestada por meio de ensaios com substância de referência. Os resultados dos ensaios foram usados para calcular o valor de toxicidade ou “índice de toxicidade”. Para as amostras de água e elutriato de sedimento foram consideradas as Concentrações de Efeito Observado (CEO), que correspondem à menor concentração da amostra que causa efeito significativo nos organismos, no tempo de exposição e nas condições do teste, ou o Valor Crônico Estimado (VCest) para larvas de peixe Paulistinha *Danio rerio*. A partir das CEO ou VCest foram calculadas as Unidades Tóxicas ($UT = 100/CEO$). Quando não foi possível estimar a CEO, pela ausência de efeito negativo na maior concentração testada (100% da amostra), atribuímos a sigla NE (Não Estimável), sendo, neste caso, o valor de toxicidade considerado como 0 (zero). Para testes com sedimento total, as amostras foram classificadas como não-tóxicas ou tóxicas, seguindo diferença estatisticamente significativa em relação ao controle. Neste caso, um valor fixo de toxicidade foi atribuído para cada uma das duas condições: 0 (zero) para não-tóxica e 100 para tóxica. Adicionalmente, para o cálculo do índice de toxicidade, levou-se em consideração a severidade da resposta observada e sensibilidade dos organismos testados. As respostas subletais foram classificadas como menos severas e a letalidade como mais severa; enquanto os organismos mais sensíveis foram valorizados, recebendo maior número na escala de sensibilidade. A valorização das espécies mais sensíveis é importante para que o impacto não seja subestimado. Os valores de toxicidade foram usados para classificar as amostras desde não-tóxicas a altamente tóxicas (*Material Suplementar A1DS1, Quadros 4, 5 e Tabela 2*). Vale lembrar que, para cada ponto amostral, esta classificação foi feita separadamente para água e sedimento, e levou-se em consideração a média dos valores de toxicidade resultantes dos diferentes ensaios realizados com ambas as matrizes ambientais.

O mesmo procedimento foi usado para todo o monitoramento realizado pelo Anexo 1 (Anos 1, 2 e 3), para os ambientes dulcícola e marinho.

Com relação aos ensaios, realizamos testes agudos e crônicos com os seguintes organismos: a microalga *Raphidoceles subcapitata* (ABNT NBR 12648), os microcrustáceos *Ceriodaphnia dubia* (ABNT NBR 13373), *Daphnia magna* (ABNT NBR 12713) e *Hyalella* sp (ABNT NBR 15470), e peixes da espécie *Danio rerio* nos estágios larval (ABNT NBR 15499) e adulto (ABNT NBR 15088). É importante ressaltar que, não foram realizados ensaios com embriões de *D. rerio* (FET TEST, OECD 236), com anuência prévia da CTBIO, em função dos resultados terem sido inconclusivos para o Ano 1 (NT 08/2019 da CTBIO). Além disso, incorporamos, a partir do Ano 2, o ensaio semicrônico com *C. dubia*, em substituição ao ensaio crônico com *D. magna* (ambos os ensaios foram propostos no Plano de Trabalho). Os ensaios são equivalentes do ponto de vista ecotoxicológico, com o de *C. dubia* apresentando a vantagem de avaliar a toxicidade crônica de forma mais rápida e, portanto, ser mais comumente utilizado. Enquanto os testes semicrônicos com *C. dubia* têm duração de 7 dias, o ensaio crônico com *D. magna* dura 21 dias, porém em ambos se considera a reprodução (número de neonatos) dos cladóceros representativos do zooplâncton (*Material Suplementar A1DS1, Tabela 1 – contém as referências das normas usadas nos ensaios*).

Ao longo de todo o monitoramento, os ensaios de toxicidade mostraram que os microcrustáceos são os organismos mais sensíveis dentre os testados, seguidos por larvas de *D. rerio*. Os ensaios semicrônicos com *C. dubia* e agudos com *D. magna* responderam com maior frequência à presença das amostras ambientais, seja através da redução no número da prole ou pela mortalidade (*Material Suplementar A1DS2, Tabelas 1 e 2*). Particularmente, no período chuvoso de 2021, os ensaios com *D. magna* indicaram alta toxicidade das amostras de elutriato do ponto RDO-11 e RDO-13, porém estes resultados não foram suficientes para que, pelo cálculo do Índice de Toxicidade, os sedimentos desses pontos fossem considerados tóxicos. O PMQQS e Mendes et al. (2020), testando amostras coletadas ao longo da calha do Rio Doce, após o rompimento da barragem (2015 a 2018) mas antes do PMBA, indicaram a *C. dubia* como um organismo bastante sensível. Além dos testes com amostras brutas, Mendes et al. (2020) avaliaram a toxicidade das partículas suspensas, comparando os efeitos de amostras filtradas e não filtradas na reprodução e sobrevivência do cladóceros. Os autores associaram a toxicidade das amostras ambientais à presença de partículas em suspensão em função da presença da pluma de rejeitos e episódios de ressuspensão durante períodos de chuva, principalmente, nos municípios de Itapina, Colatina e Linhares. De acordo com o relatório RT-18B RRDM/NOV19 do Anexo 3 Dulcícola – Limnologia, os maiores valores de turbidez na calha do Rio Doce até Regência, ocorrem no período chuvoso. As partículas em suspensão podem entupir as estruturas alimentares de organismos filtradores, como é o caso da *C. dubia*, causando toxicidade. No presente monitoramento, filtramos as amostras de água e elutriato do sedimento (filtro GF 5 – malha 0,45 µm), reduzindo o número de partículas em suspensão, mas mantendo as formas dissolvidas de metais (menor que 0,45 µm), e mesmo assim encontramos toxicidade (*Material Suplementar A1DS2, Figuras 3 e 4*). Adicionalmente, devemos lembrar que as chuvas não apenas aumentam a turbidez da água, mas remobilizam metais associados ao sedimento, sendo que ambos os fatores influenciam na toxicidade

da amostra. Os ensaios com *Hyalella sp* não indicaram toxicidade em nenhum dos pontos amostrados durante o Ano 3 (*Material Suplementar A1DS2, Figuras 5 e 6*), diferentemente do Ano 1 (Campanha 1, set/out 2018 e Campanha 2, jan/fev 2019) e do período seco de 2019 (Campanha 3, set/out de 2019), quando observou-se mortalidade significativa dos animais expostos ao sedimento bruto do ponto RDO-16, no estuário do Rio Doce (RRDM, 2019, RT-17, Figura 57). Dados do PMBA mostram baixa diversidade biológica e funcional do zooplâncton da calha do Rio Doce (resultados apresentados pelo Anexo 3 dulcícola / zooplâncton), corroborando os resultados dos ensaios de toxicidade que mostram especial sensibilidade deste grupo de organismos.

Por outro lado, *D. rerio* adultos foram os organismos mais tolerantes ao longo de todo o monitoramento (*Material Suplementar A1DS2, Tabelas 3 e 4*; RRDM, 2019; RT17; Tabela 13; RRDM, 2020; RT-36B). Resultados dos ensaios de toxicidade realizados pelo PMQQS (RRDM, 2019; RT17; Tabela 16 e Figura 58 e 59) e por Mendes et al. (2020), com amostras do Rio Doce, reforçam a baixa responsividade do *D. rerio* adulto. Ainda com peixes, Passos et al. (2020) testaram a toxicidade crônica (21 dias) de amostras de água e sedimento (elutriato), coletadas em novembro de 2018 no estuário do Rio Doce, para o lambari *Astyanax lacustris*. Apesar dos autores não observarem mortalidade, eles detectaram um aumento de metais (Fe e Mn) no fígado dos peixes expostos à água (100%) e elutriato (50 e 100%), em relação aos controles experimentais. Isso indica que, mesmo que haja baixa ou nenhuma mortalidade, não se descarta a possibilidade destes organismos estarem acumulando metais presentes na amostra ambiental.

No geral, os ensaios com as microalgas *R. subcapitata* não apresentaram toxicidade, seja por um padrão dose-resposta não evidente, ou por apresentarem crescimento positivo ou em “U”. Nesta linha, um dos encaminhamentos da CTBIO (SEI_ICMBio - 7653770 - Nota Técnica 165) foi “avaliar quais os ensaios mais representativos a serem mantidos na revisão do TR4 a fim de buscar respostas mais direcionadas e conclusivas às perguntas a serem respondidas”. Assim, mantivemos para todo o monitoramento, o mesmo conjunto de ensaios usados para classificar as amostras ambientais quanto a sua toxicidade, sendo que os ensaios com microalgas não foram inclusos.

Com o intuito de integrar os resultados de toxicidade com a presença / concentração de metais no ambiente, aplicamos as PCAs usando, para tanto, as concentrações de metais medidas na água superficial e sedimento e valores de toxicidade estimados para tais matrizes (*Material Suplementar, A1DS2, Tabelas 3 e 4*, respectivamente). Assim como nos outros relatórios, as PCAs foram aplicadas separadamente para água e sedimento, e para as Campanhas realizadas no Ano 3 (Campanha 5, jan/fev e Campanha 6, jul/ago 2021). Para a água, foram utilizadas as concentrações de metais dissolvidos, visto que as formas biodisponíveis destes elementos encontram-se nessa fração. Considerando a Campanha realizada no período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021), observamos que, para água, os eixos 1 (PC1) e 2 (PC2) juntos explicam 90% da variação total dos resultados, sendo o PC1 responsável por 55,4% da variação total da análise e o PC2 por 34,6%. Os pontos RGU-01 e RDO-16 apresentam-se no mesmo quadrante, correlacionados com o Zn. O ponto RDO-11 encontrou-se associado ao As, Al, Hg e Mn, enquanto o ponto RDO-13 mostrou-se correlacionado aos metais Cu,

Cr, Ni e Pb e com a variável “Toxicidade” da água (Figura 310). Aplicando a PCA com os resultados obtidos para o período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021), verificamos que os eixos PC1 e PC2 sumarizam 78,7% da variação total dos resultados, sendo que o PC1 contribui com 46,7% e o PC2 com 32%. A variável “Toxicidade” da água e o metal Zn ficaram associados entre si e ao ponto RGU-01. Os pontos RDO-11 e RDO-13 apresentam-se em quadrante diferentes, sendo que o ponto RDO-11 foi correlacionado aos metais As, Cd, Hg e Mn e o ponto RDO-13 aos metais Cr, Ni e Pb. O ponto RDO-16 encontrou-se fortemente associado ao Al (Figura 311). Importante notar que no Ano 3 a variável “Toxicidade” da água ficou associada ao ponto RDO-13 e ao ponto RGU-01, nos períodos chuvoso e seco, respectivamente, enquanto no monitoramento anterior (Anos 1 e 2) esta variável ficou associada ao ponto na foz do Rio Doce (RDO-16).

Figura 310 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas nos pontos RGU-01, RDO-11, RDO-13 e RDO-16 na Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso) pelo Anexo 1. Classificação por setores: Afluente (RGU-01) e Rio (RDO-11, RDO-13 e RDO-16).

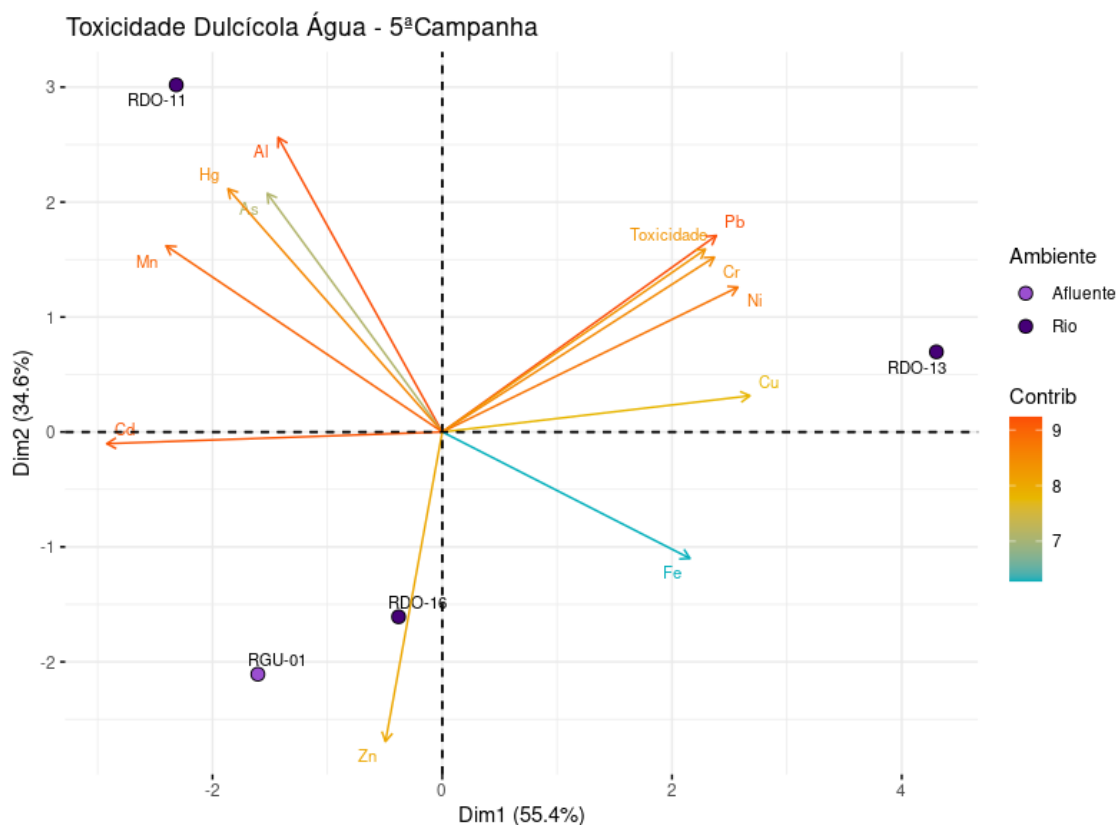
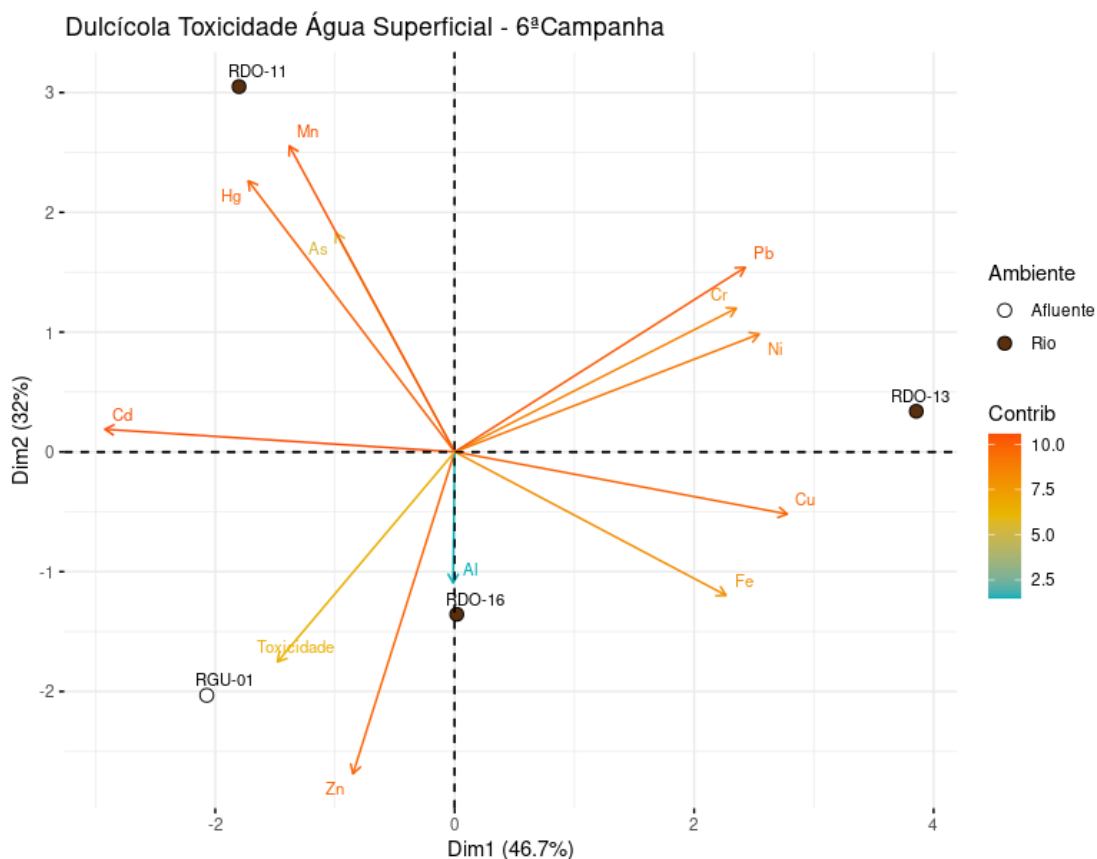


Figura 311 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade da água e metais (fração dissolvida) medidos em amostras de água coletadas nos pontos RGU-01, RDO-11, RDO-13 e RDO-16 na Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco) pelo Anexo 1. Classificação por setores: Afluente (RGU-01) e Rio (RDO-11, RDO-13 e RDO-16).



Na PCA aplicada para os dados de sedimento (concentração de metais e valores de toxicidade) do período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021), os eixos PC1 e PC2 juntos sumarizam 85,9% da variação total dos dados, sendo que o PC1 resume 58,4% e o PC2 resume 27,5%. Os pontos amostrais distribuíram-se em quadrantes diferentes, sendo que o ponto RGU-01 não ficou correlacionado a nenhum metal, o ponto RDO-11 aos metais Cr, Cu, Fe, Mn e Pb, o ponto RDO-13 ao Hg e a variável “Toxicidade” do sedimento (Figura 312), e o ponto RDO-16 ficou correlacionado fortemente ao Al, bem como ao As, Cd e Zn. Cabe destacar a forte associação da variável “Toxicidade” do sedimento com o Hg. Analisando os resultados de sedimento coletado no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021), encontramos que os 2 eixos explicam 93,1% da variação dos resultados, sendo 69,6% referente ao PC1 e 23,5% referente ao PC2. A variável “Toxicidade” do sedimento ficou associada ao As, Al, Cd e Cu e, de maneira mais fraca, ao ponto RDO-11. O ponto RGU-01 e RDO-16 ficaram no mesmo quadrante sem correlação com nenhum metal, já o ponto RDO-13 ficou correlacionado aos metais Cr, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb e Zn (Figura 312). Importante notar que no Ano 3, ainda que de maneira fraca, a variável “Toxicidade” do sedimento ficou associada à pontos da calha do Rio Doce (RDO11 e RDO-13), diferentemente dos Anos 1 e 2 quando esta variável ficou também associada ao ponto na foz do Rio Doce (RDO-16).

Figura 312 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade do sedimento e metais medidos em amostras de sedimento coletadas nos pontos RGU-01, RDO-11, RDO-13 e RDO-16 na Campanha 5 (jan/fev 2021 - período chuvoso) pelo Anexo 1. Classificação por setores: Afluente (RGU-01) e Rio (RDO-11, RDO-13 e RDO-16).

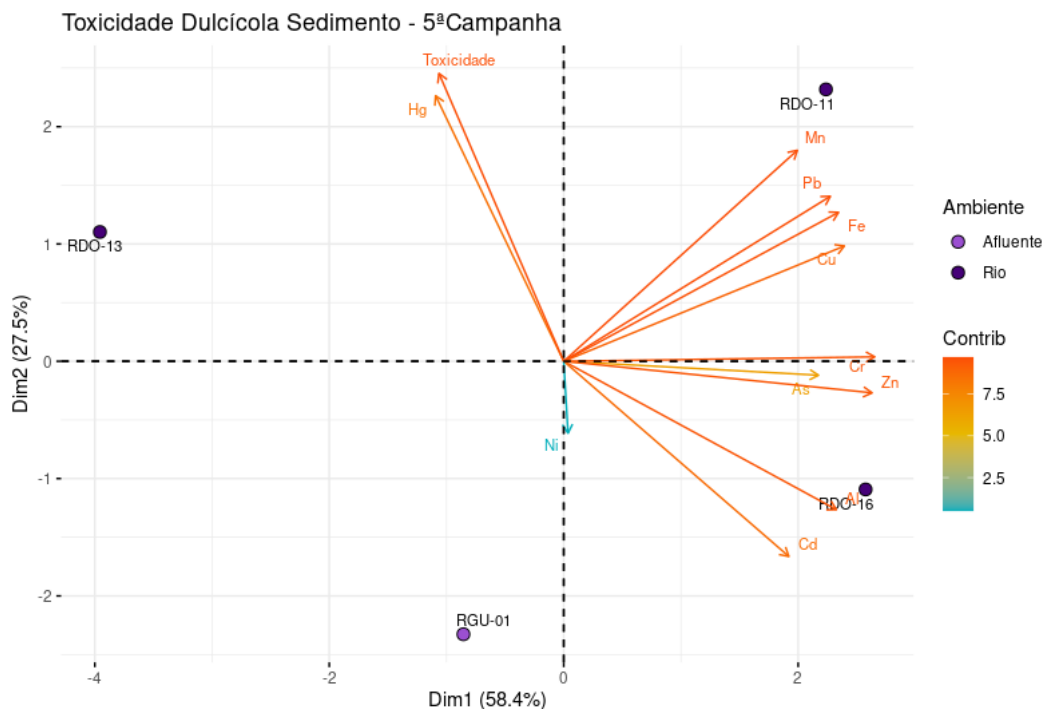
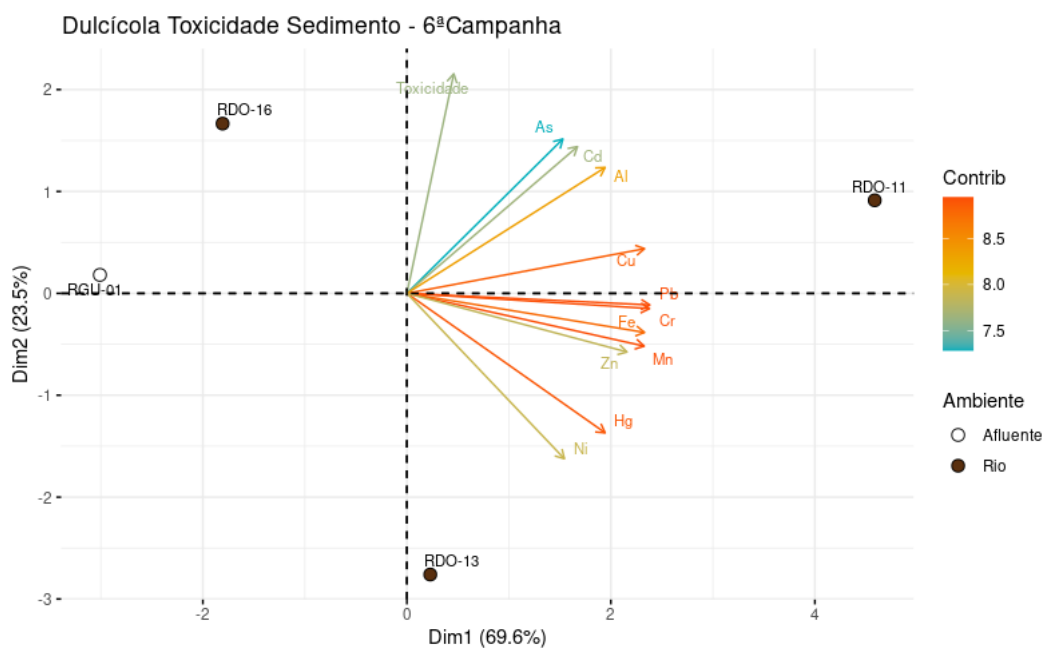
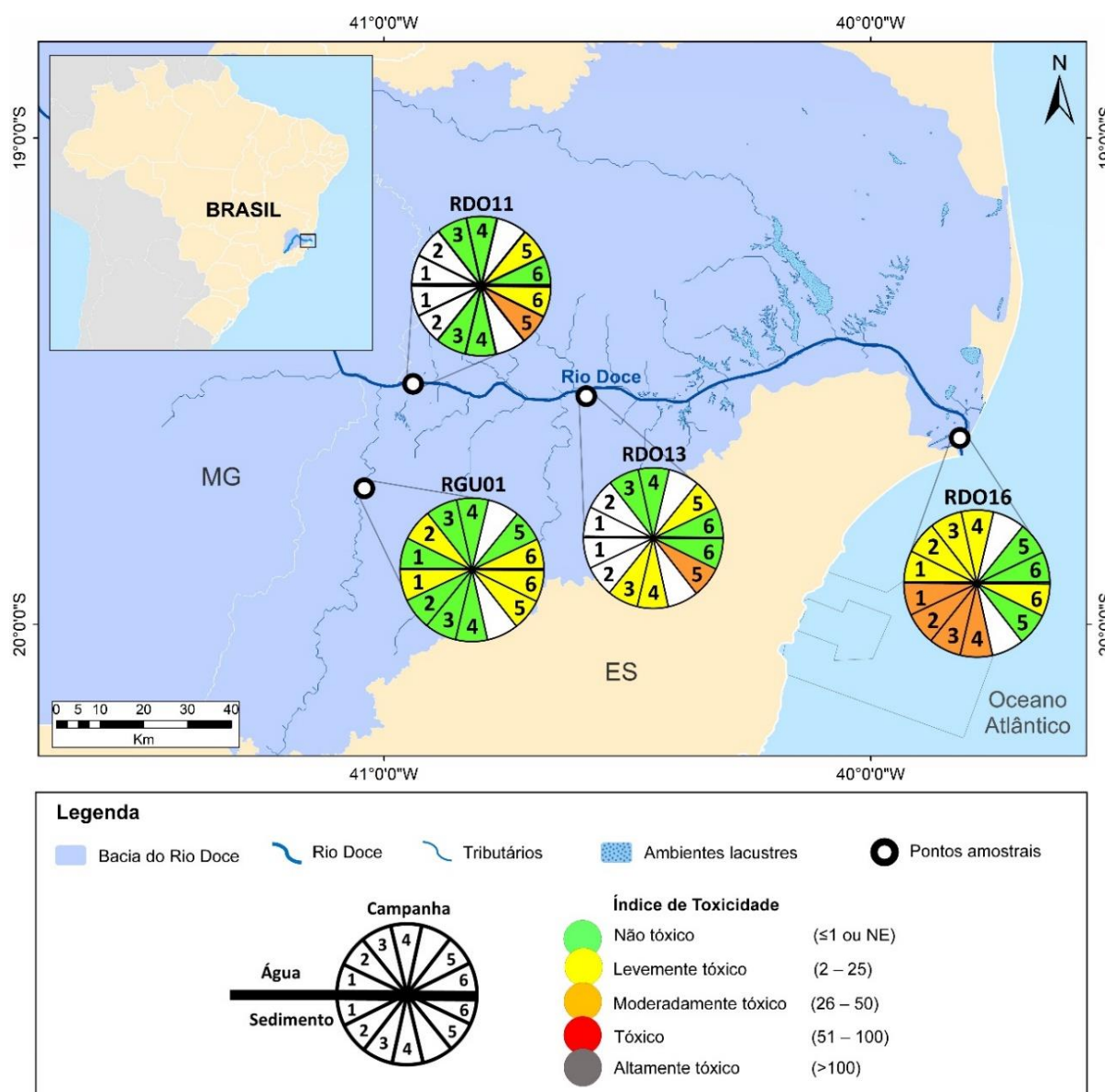


Figura 313 - Análise de Componentes Principais (PCA) aplicada para valores de toxicidade do sedimento e metais medidos em amostras de sedimento coletadas nos pontos RGU-01, RDO-11, RDO-13 e RDO-16 na Campanha 6 (jul/ago 2021 - período seco) pelo Anexo 1. Classificação por setores: Afluente (RGU-01) e Rio (RDO-11, RDO-13 e RDO-16).



Na Figura 314, é possível observar que, de maneira geral, as amostras de água apresentaram-se não tóxicas ou levemente tóxicas, enquanto o sedimento variou entre não tóxico e moderadamente tóxico, sendo que quando houve toxicidade, esta foi quase sempre maior para o sedimento do que para a água, possivelmente, pelo maior teor de matéria-orgânica, um importante ligante de metais (PAQUIN et al., 2000). Ao fazermos uma análise temporal das amostras coletadas ao longo de todo o monitoramento, verificamos que, o ponto RGU-01, que vinha se apresentando não tóxico, foi classificado como levemente tóxico, porém, ainda assim, os valores de toxicidade são bastantes baixos. Na calha do Rio Doce em Baixo Guandu e Colatina (pontos RDO-11 e RDO-13) houve redução da toxicidade no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago) em comparação com o período chuvoso do mesmo ano (Campanha 5, jan/fev 2021), e manutenção da toxicidade ou menor toxicidade em relação ao Ano 2. Porém, o que chama mais atenção é a redução na toxicidade no ponto RDO-16 no Ano 3, que vinha se mostrando impactado, principalmente, com relação ao sedimento, nos Anos 1 e 2. Vale destacar que para o sedimento do RDO-16, os maiores valores de toxicidade foram encontrados nos períodos secos e os menores no período chuvoso, indicando um efeito sazonal, possivelmente associados à maior vazão do Rio Doce nos períodos chuvosos que carrega o material aprisionado na calha do rio, incluindo os potencialmente tóxicos, para o ambiente costeiro e marinho adjacente, podendo reduzir, assim, a carga tóxica no estuário (*Material Suplementar A1DS2, Tabelas 3 e 4*; RRDM, 2019, RT-17, Tabelas 14 e 15; RRDM, 2020, RT-36B). Queiroz et al. (2018; 2021) apontam para o risco da liberação dos metais depositados no sedimento de ambientes estuarinos. No trabalho, os autores concluem que apesar do acúmulo de metais-traço estar, principalmente, associado às frações sedimentares menos biodisponíveis, condições anóxicas, transitórias ou cíclicas, podem causar alterações no ciclo redox de metais como, por exemplo, do Fe, liberando, constantemente, estes elementos para o ambiente, sugerindo um estado de contaminação crônica.

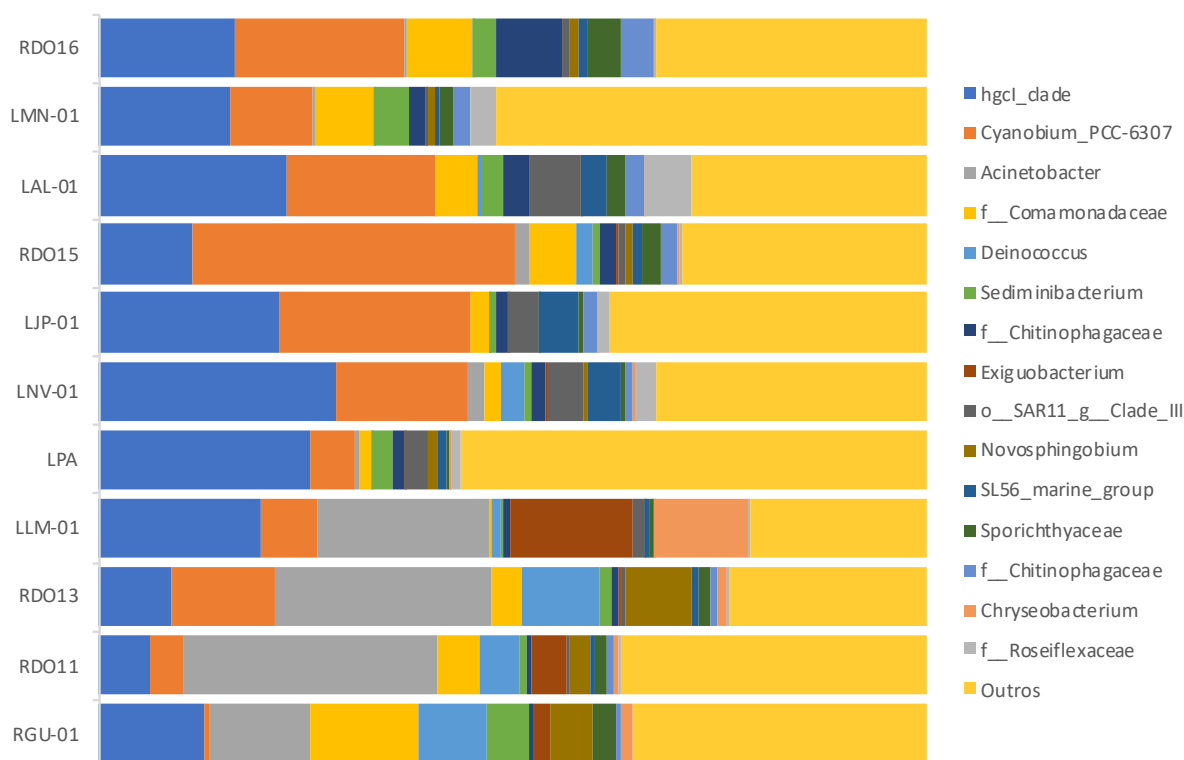
Figura 314 - Classificação ecotoxicológica das amostras de água e sedimento coletadas pelo Anexo 1 ao longo do Ano 1 (Campanha 1, set/out de 2018 - período seco e Campanha 2, jan/fev de 2019 - período chuvoso), Ano 2 (Campanha 3, set/out de 2019 - período seco e Campanha 4, jan/fev de 2020 - período chuvoso) e Ano 3 (Campanha 5, jan/fev - período chuvoso e Campanha 6, jul/ago de 2021 - período seco) do monitoramento. A sigla NE, na legenda da Figura, significa não estimável, e é atribuída quando não se observa efeito tóxico da amostra bruta (100 %). O código dos pontos amostrais é: RGU-01 (Rio Guandu), RDO-11 (Rio Doce – Baixo Guandu), RDO-13 (Rio Doce – Colatina) e RDO-16 (foz do Rio Doce). Os pontos RDO-11 e RDO-13 não foram monitorados pelo Anexo 1 durante o Ano 1. Nos gráficos de pizza, as fatias com numeração, mas sem cor, significam que a campanha foi realizada, mas o ponto não foi amostrado (não fazia parte da malha amostral). Por conta da pandemia da COVID-19, não houve monitoramento em ago/set de 2020, representado pelo espaço em branco e, sem numeração, nos gráficos.



4.1.5 Composição da microbiota na água e no sedimento

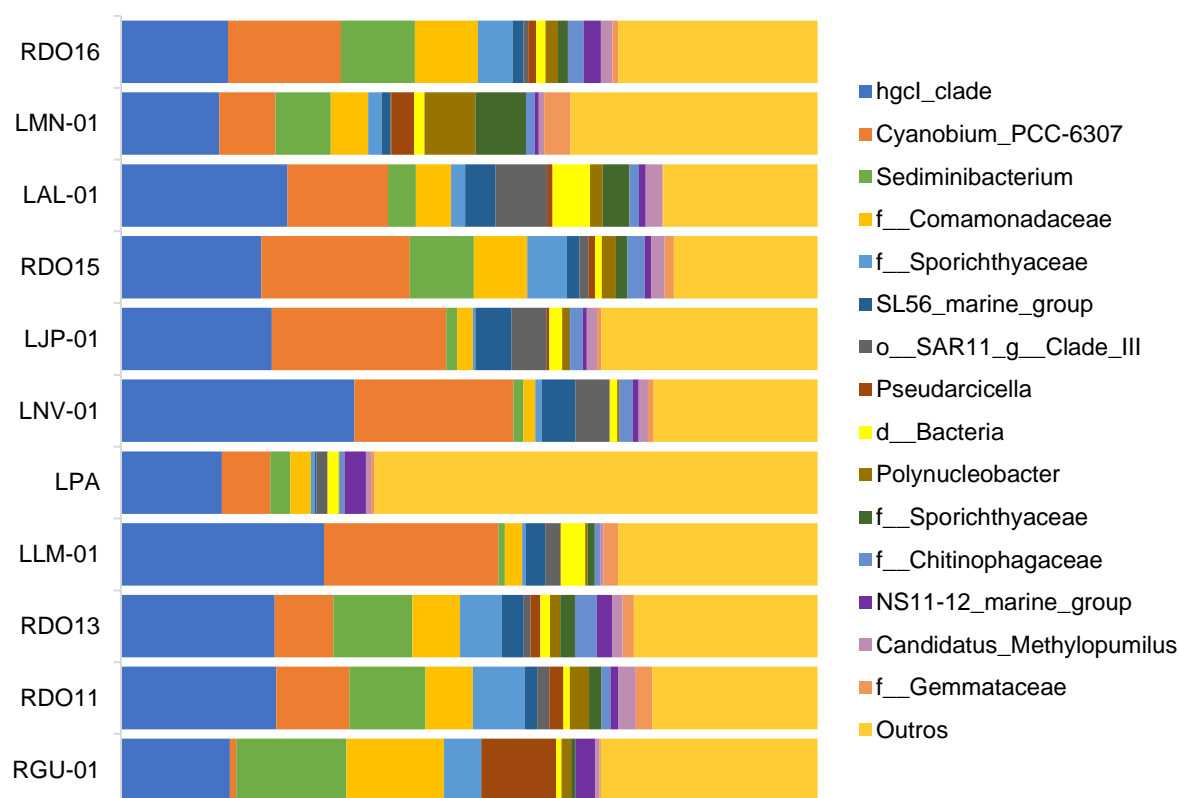
A análise de abundância relativa dos gêneros encontrados em água de superfície da porção dulcícola coletada durante a Campanha 5 (jan/fev 2021, período chuvoso) revelou elevada abundância de grupos predominantes, sendo responsáveis, em média, por mais do que 50% de toda a diversidade observada. Os grupos mais abundantes foram *hgcl_clade* e *Cyanobium_PCC-6307*. O táxon *hgcl_clad* foi observado primordialmente em lagoas adjacentes ao Rio Doce enquanto *Cyanobium_PCC-6307* esteve mais associado a estação RDO15 (Figura 315). O gênero *Acinetobacter* também apresentou elevada presença e esteve mais associado às estações RGU-01, RDO11, RDO13 e LLM-01.

Figura 315 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície do Rio Doce coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15), Rio Doce em Regência (RDR) e foz do Rio Doce (RDO-16).



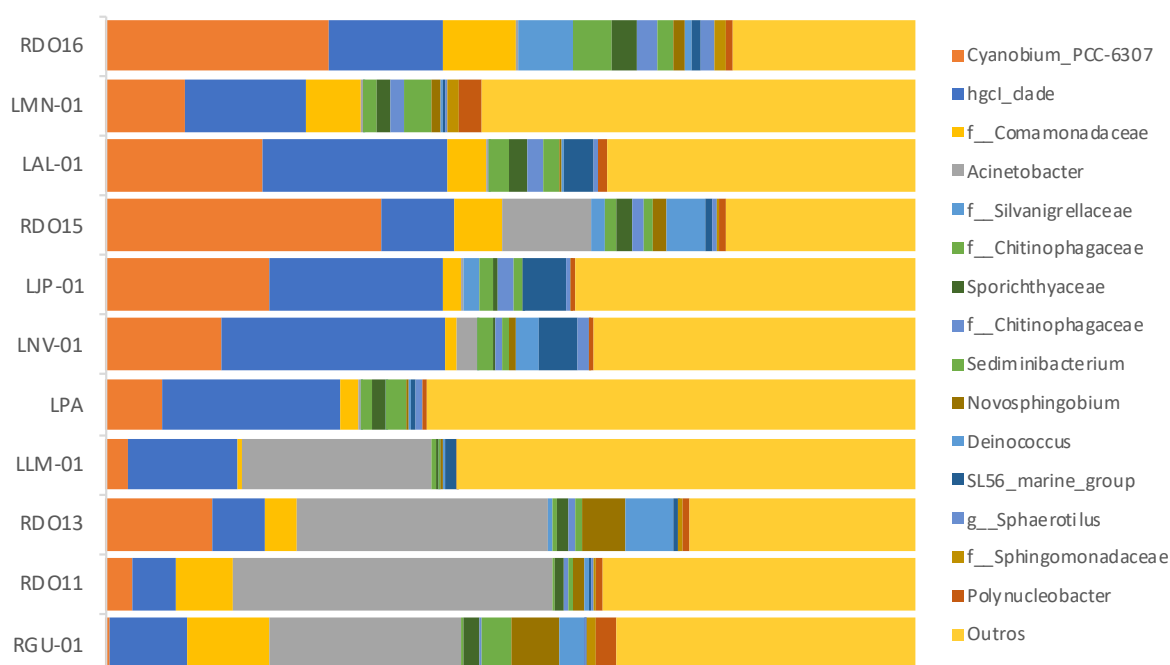
A análise de abundância relativa dos gêneros encontrados em água de superfície da porção dulcícola coleta durante a Campanha 6 (ago/set 2021 – período seco) revelou alta diversidade. Os grupos *hgcl clade*, *Cyanobium PCC-6307* e *Sediminibacterium* foram os maiores destaques somando mais de 40% da média de todas as estações amostrais (Figura 316). A estação LNV-01 teve maior prevalência de *hgcl clade* e *Cyanobium PCC-6307*, com esses dois gêneros somando aproximadamente 60% dos OTUs detectados. No Lago Palma (LPA-01) podemos observar esta grande diversidade, de todos os outros OTUs detectados, excetuando grupos *hgcl clade*, *Cyanobium PCC-6307* e *Sediminibacterium*, não superaram 3%.

Figura 316 - Classificação taxonômica das amostras de água de superfície do Rio Doce coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



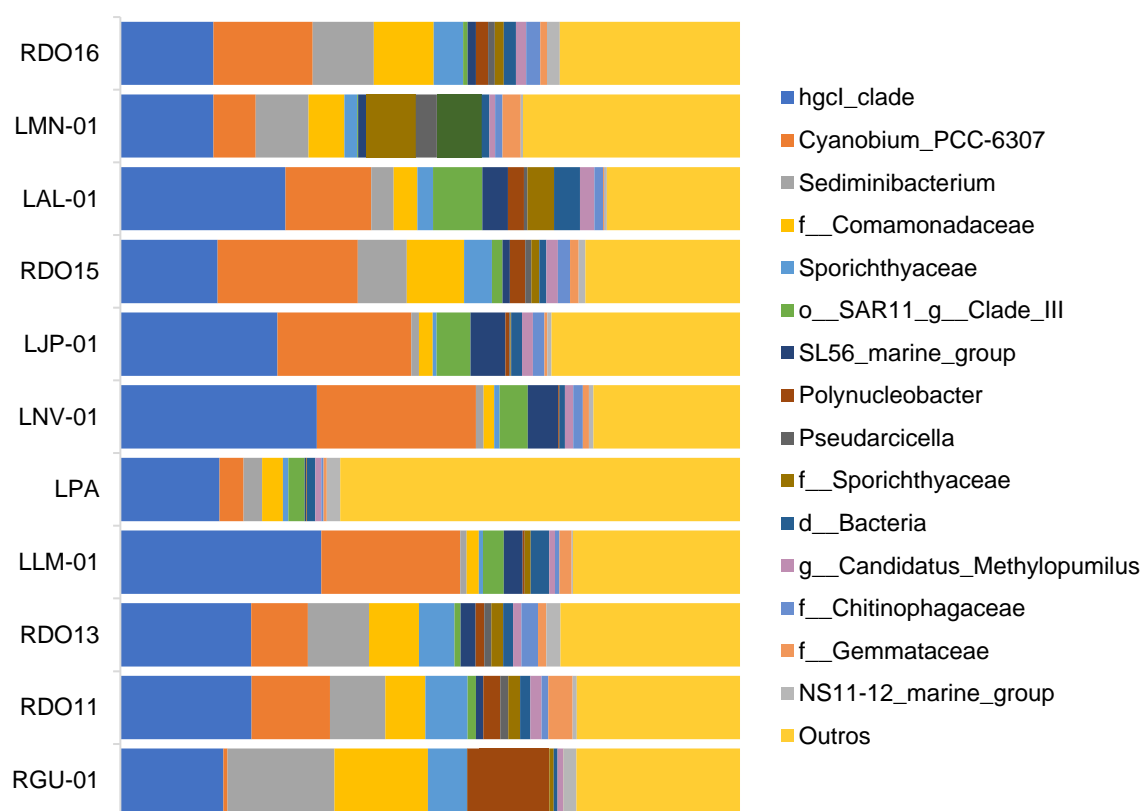
Para água de profundidade coletada durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso), *hgcl_clade* e *Cyanobium_PCC-630* também foram os grupos mais prevalentes, porém houve alternância da dominância, em que *Cyanobium_PCC-630* foi o mais abundante e, também, está associado a estação RDO15. A *Acinetobacter* também esteve bastante presente nas estações RGU-01, RDO11, RDO13 e LLM-01, bem como já observado para água de superfície (Figura 317).

Figura 317 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo do Rio Doce coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



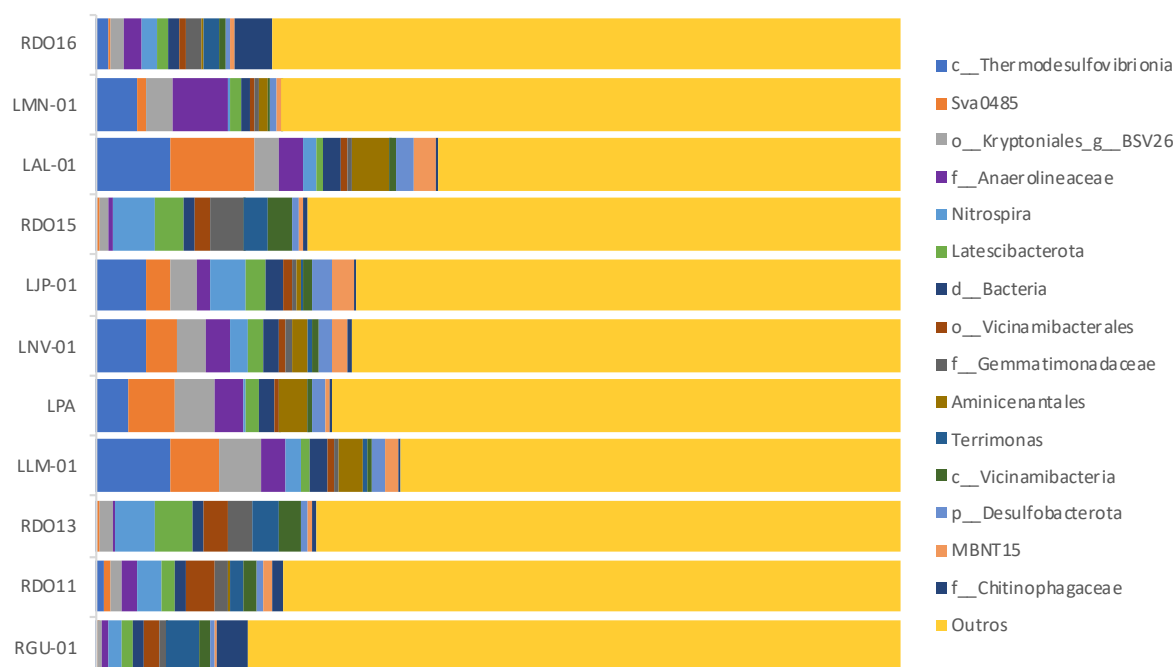
Considerando as amostras de água de profundidade coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021, período seco), *hgcl_clade* e *Cyanobium_PCC-630* também foram os grupos mais prevalentes, associado a isso o perfil taxonômico de cada estação amostral seguiu o mesmo padrão da água de superfície. Estes padrões se alteraram levemente da água de superfície para a água de fundo (Figura 318).

Figura 318 - Classificação taxonômica das amostras de água de fundo do Rio Doce coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



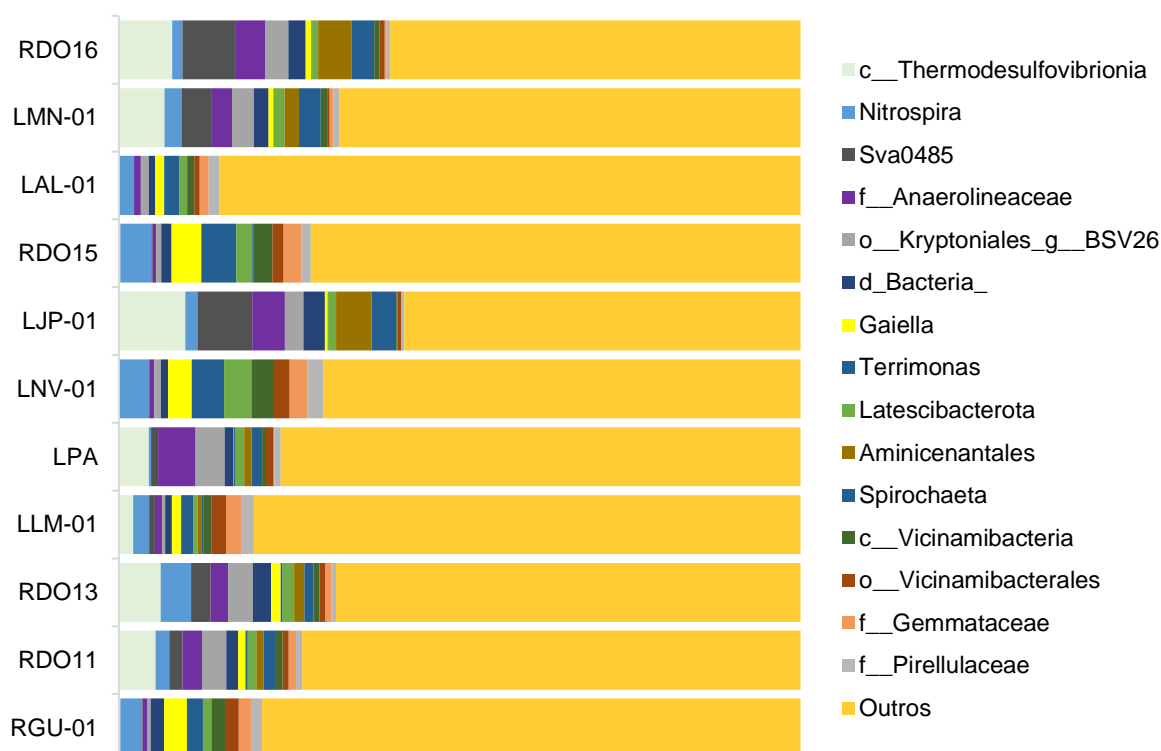
Considerando as amostras de sedimento coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso) percebe-se maior diversidade através do número de OTUs (Unidades taxonômicas operacionais) que compartilham as maiores abundâncias relativas. Este perfil foi mais intenso nas estações LAL-01 e LLM-01. Como também já observado em Campanhas anteriores, o filo Anaerolineacea teve considerável distribuição em todas as estações com destaque para estações LMN-01 e LPA-01 que apresentaram as maiores presenças destes grupos (Figura 319).

Figura 319 - Classificação taxonômica das amostras de sedimento do Rio Doce coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



As amostras de sedimento coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021, período seco) apresentam uma diversidade ainda maior que as de água de superfície e de fundo (Figura 320). O gênero mais detectado é pertencente a Classe Thermodesulfovibrionia, porém sua média alcançou apenas 4% da média total de todas as estações amostrais. Sendo assim, todas as estações apresentaram perfis altamente heterogêneos. Destaca-se que LJP-01, LMN-01 e RDO-16 apresentaram, pelo menos, um dos seguintes grupos maior ou igual a 7%: *Thermodesulfovibrionia*, *Nitrospira* e *Sva0485*.

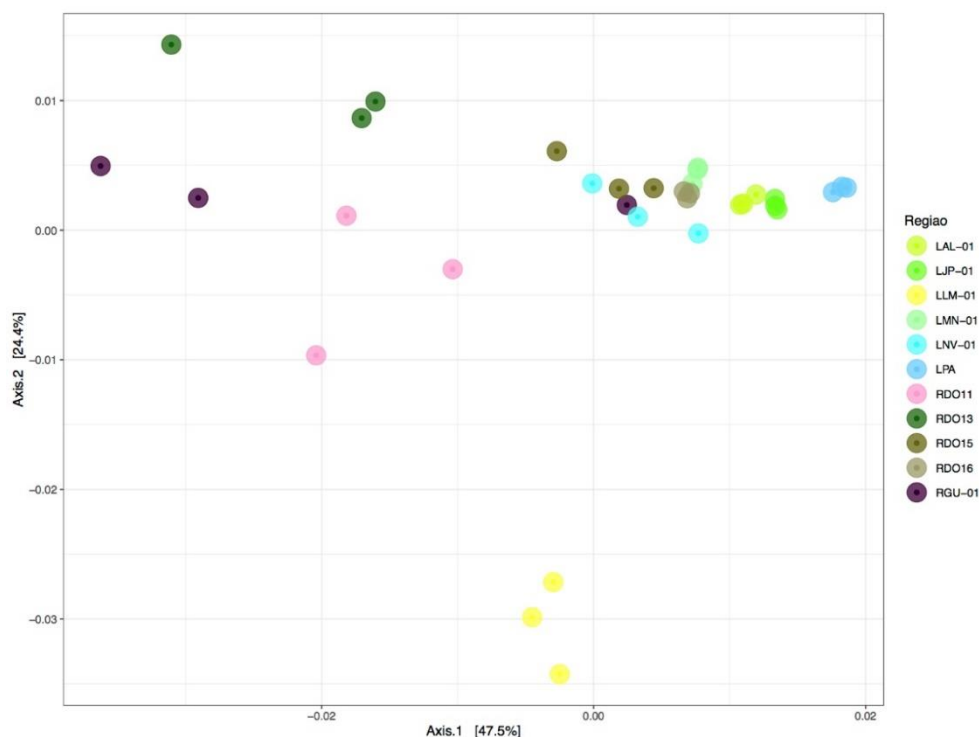
Figura 320 - Classificação taxonômica das amostras de sedimento do Rio Doce coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). São mostradas as abundâncias relativas dos Filos bacterianos mais encontrados bem como os menos abundantes identificados como “Outros”. Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



A análise por componentes principais (PCAs) avaliou as similaridades e dissimilaridades observadas a partir do sequenciamento bacteriano e consequente quantificação e qualificação dos OTUs encontrados. Desta forma, avaliamos os perfis mais similares levando em consideração sua abundância e a relação filogenética.

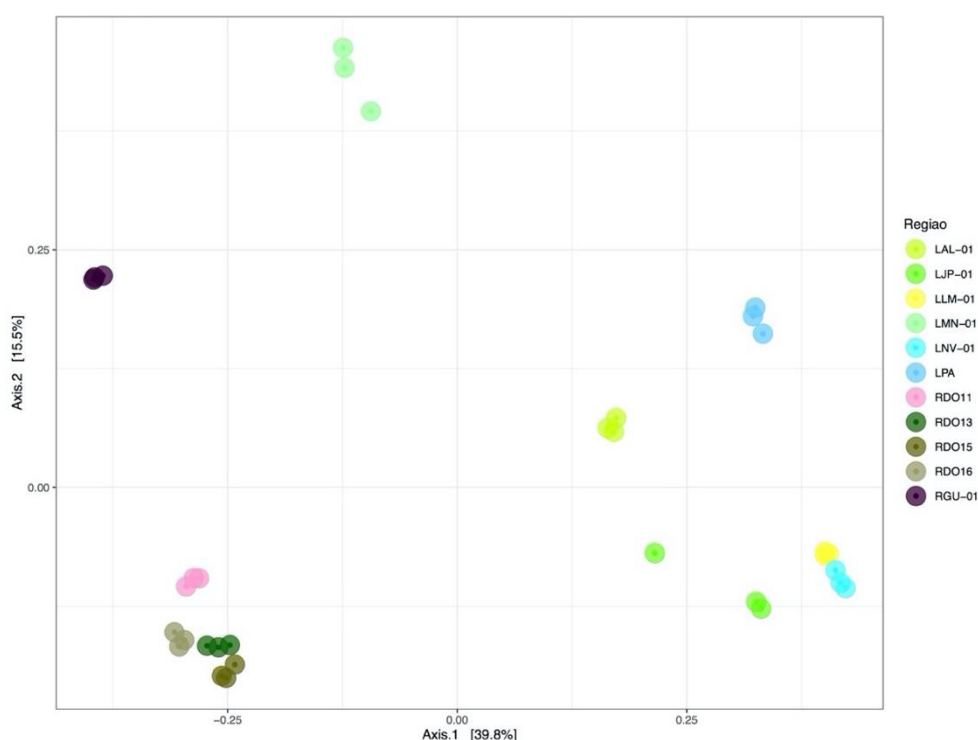
As amostras de água de superfície coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021, período chuvosa) revelaram menor especificidade de perfis uma vez que não houve agrupamentos específicos para determinadas estações. De forma geral, observa-se separação das amostras coletadas nas lagoas com as amostras da calha principal do Rio Doce. Porém, amostras das estações RDO-15 e RDO-16 parecem ser similares às amostras encontradas nas lagoas (Figura 321). Este resultado parece ser explicado pelo fato de que tais lagoas estão localizadas no entorno das estações RDO-15 e RDO-16, o que revela maior transporte de material e transferência de correntes entre estas estações. Adicionalmente, amostras da estação Lago do Limão (LLM-01) foram as que mais se distanciaram dos perfis observados e parecem ter pouca relação com amostras do rio, além de ser o perfil menos similar dentre as amostras de ambientes lacustres.

Figura 321 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



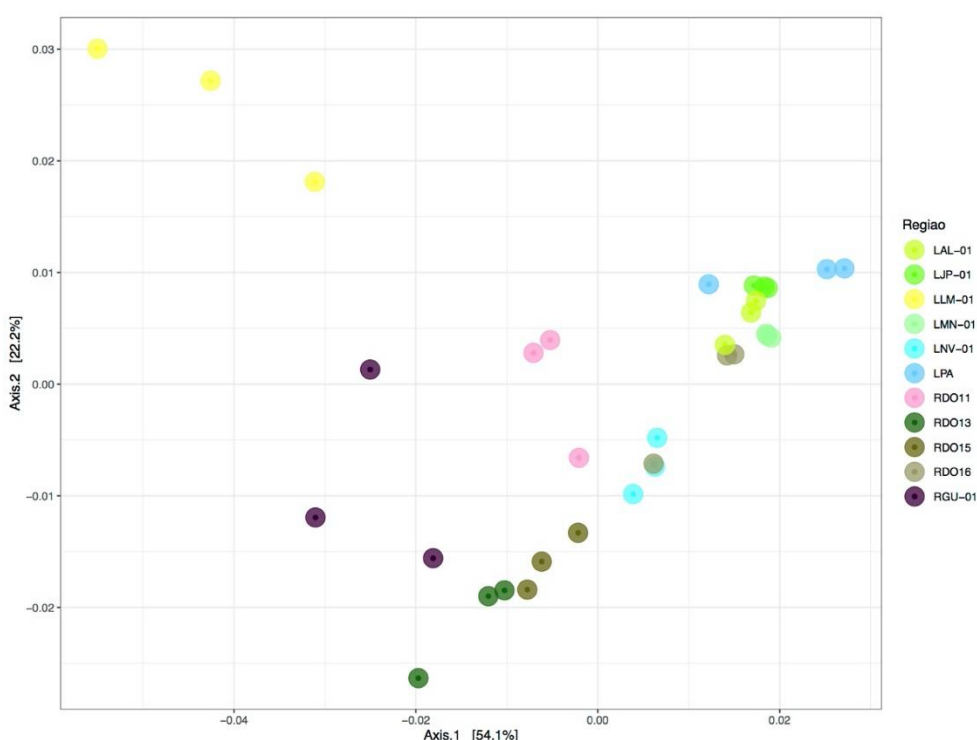
Para a Campanha 6 (jul/ago 2021, período seco), as amostras de água de superfície revelaram que as estações amostrais localizadas no Rio Doce (RDO-11, RDO13, RDO15 e RDO-16) claramente se agruparam, revelando perfis similares, apesar de representarem diferentes porções do Rio Doce (Figura 322), sendo RDO-11 e RDO-13 de porções mais interiores do Rio Doce e RDO-15 e RDO-16 da foz. A estação RGU-01 apresentou grande diferença das demais, justamente por representar o Rio Guandu, um corpo d'água diferente. Os ambientes lacustres guardam ligação com o Rio Doce e parecem se agrupar em distância dos outros componentes principais (LAL-01, LJP-01, LLM-01, LNV-01 e LPA-01). Porém cada estação amostral, representante destes lagos e lagoas, guarda um perfil mais específico de componentes principais, se distanciando entre si. Destaca-se a Lagoa Juparanã (LJP-01) com um perfil de componentes principais mais distinto dos demais pontos da malha amostral.

Figura 322 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de superfície do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



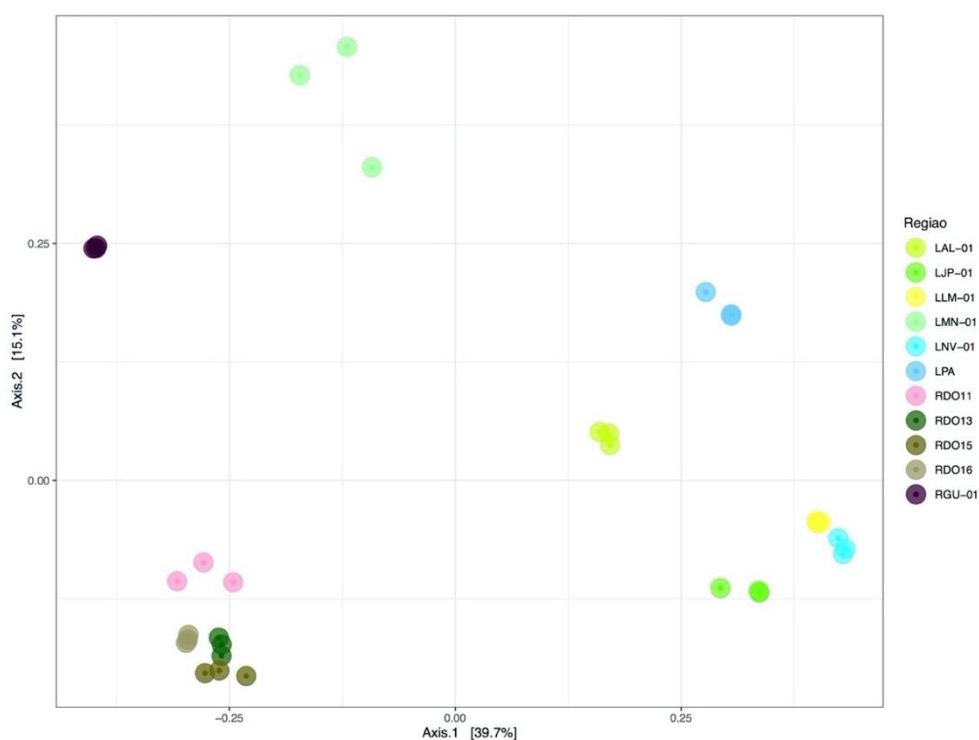
Amostras de água em profundidade coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – estação chuvosa) apresentaram perfil mais heterogêneo, uma vez que a separação entre amostras de rio e de ambientes lacustres parece mais definida. Porém, os perfis de separação e similaridade entre estações são os mesmos já observados para água de superfície. Mais uma vez, a estação Lago do Limão (LLM-01) apresentou o perfil mais distinto dentre todas as amostras analisadas (Figura 323).

Figura 323 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



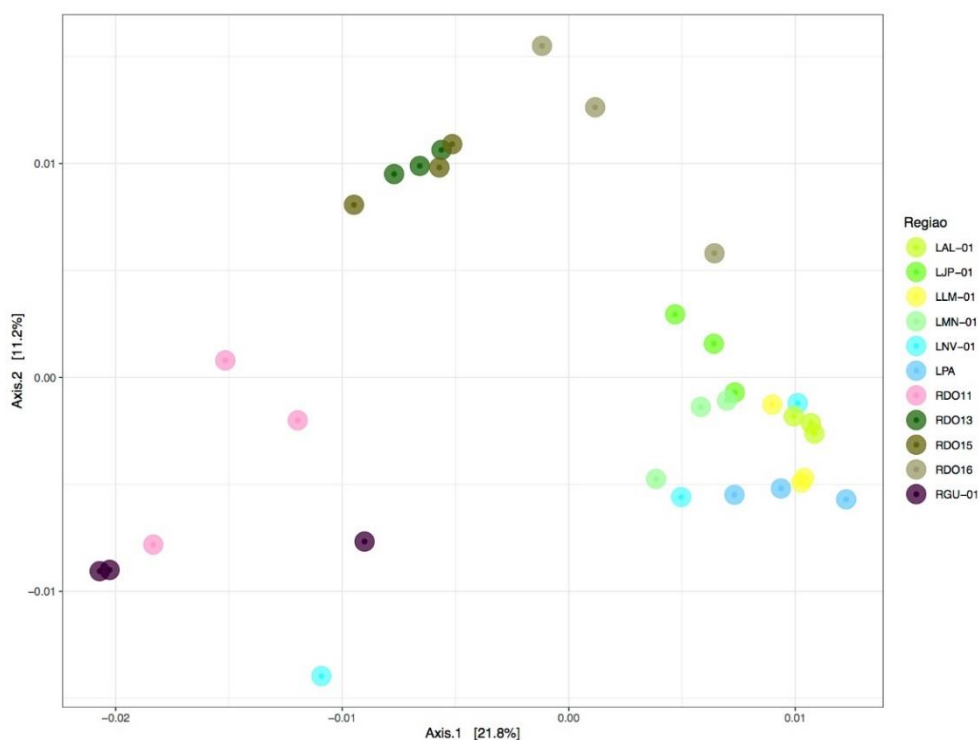
As amostras de água em profundidade coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago, período seco) apresentaram perfil muito similar ao da água de superfície (Figura 324). Todos os grupos mantiveram, aproximadamente, as mesmas distâncias e mesma disposição de separação.

Figura 324 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de água de fundo do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



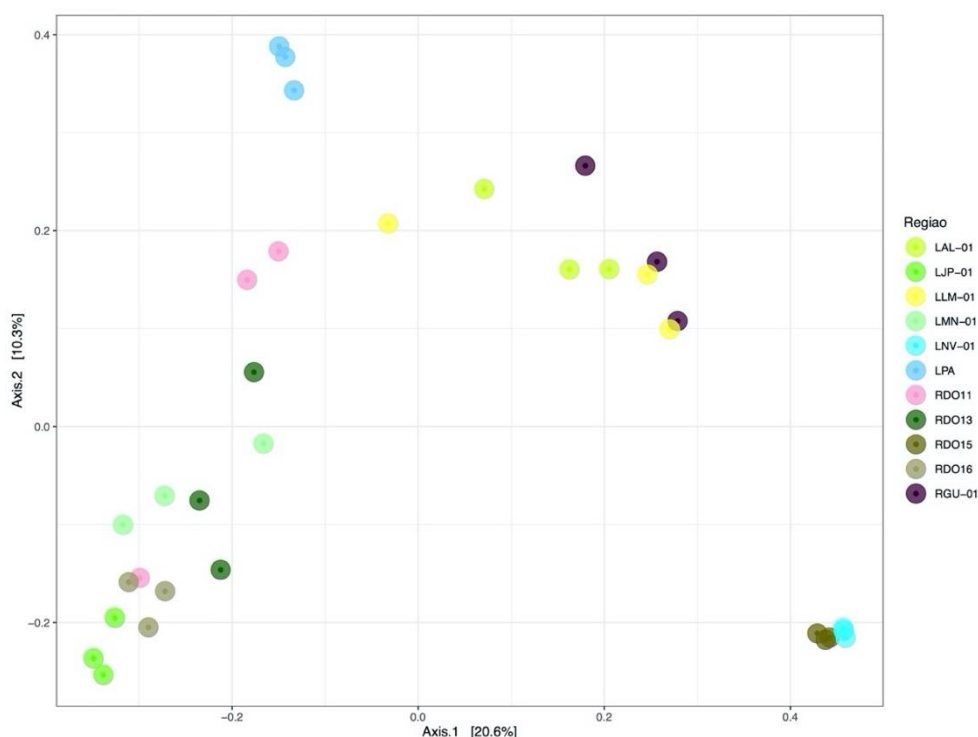
A ordenação observada em amostras de sedimento coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021, período chuvoso) revelou maior agrupamento entre as amostras das lagoas enquanto amostras coletadas na calha principal do Rio Doce apresentaram maior heterogeneidade. Dentre as amostras do rio, o perfil das estações RGU-01 e RDO11 estiveram próximos, bem como amostras das estações RDO13 e RDO15. Curiosamente, amostras da estação LLM-01 não foram agrupadas de forma separada, como o observado para amostras de água (Figura 325). Para amostras de sedimento, o perfil bacteriano da estação do Lago do Limão (LLM-01) esteve mais parecido ao observado nas demais estações. Esta constatação indica que as diferenças observadas anteriormente para este ponto estão estritamente relacionadas à coluna d'água.

Figura 325 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento do Rio Doce, lagoas e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



A ordenação observada em amostras de sedimento coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021, período seco) revelou um perfil mais heterogêneo (Figura 326). Todas as amostras conservaram algum nível de agrupamento com suas próprias réplicas. As estações RDO-15 e LPA-01 foram as mais homogêneas entre suas próprias réplicas, e tiveram seu agrupamento distante de todas as outras estações amostrais. A amostragem da estação RGU-01 guardou maior similaridade com as lagoas do que com o Rio Doce. As estações LJP-01 e LMN-01 guardaram maior semelhança de componentes principais com os pontos do Rio Doce RDO-11, RDO-13 e RDO-16.

Figura 326 - Ordenação gerada por análise de componentes principais (PCA) das amostras de sedimento do Rio Doce, lagos e lagoas adjacentes coletadas durante a Campanha 6 (jul/ago 2021 – período seco). Código dos pontos amostrais: Rio Guandu (RGU-01), Lago do Limão (LLM-01), Lago Nova (LNV-01), Lago Juparanã (LJA-01), Lago Palmas (LPA-01), Lagoa do Areal (LAL-01), Lagoa Monsarás (LMN-01), Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Rio Doce em Colatina (RDO-13), Rio Doce em Linhares (RDO-15) e foz do Rio Doce (RDO-16).



Os resultados obtidos, principalmente com relação à Campanha 5 (jan/fev 2021, período chuvoso), permitem chegar-se à algumas conclusões referentes à distribuição bacteriana e ecologia nas diferentes estações e ambientes em estudo. De maneira geral, o ambiente dulcícola, apresentou acentuada separação entre amostras de ambientes lacustres e amostras da calha principal do Rio Doce. As amostras de lagos e lagoas ainda apresentaram perfil mais similar entre as estações, enquanto as amostras coletadas no rio ficaram mais distanciadas. Dentre as estações do ambiente dulcícola, o Lago do Limão (LLM-01) foi o que apresentou maior diferenciação. Os grupos de maior abundância para amostras de água foram *Cyanobium_PCC-6307* e *ehgcl_clade*. Por outro lado, com relação ao sedimento, observou-se maior diversidade com maior distribuição de abundância entre os grupos, sendo que o táxon *Anaerolineaceae* foi encontrado em todas as estações amostrais, com maior presença nos Lagos do Limão e Palmas (LLM-01 e LPA-01, respectivamente).

4.1.6 Indicadores ecotoxicológicos: discussão integrada

O rompimento da barragem de Fundão, em Mariana (MG), resultou no transporte e deposição de rejeitos de mineração de Fe e detritos por aproximadamente 670 km ao longo da bacia do Rio Doce. Estima-se que 43 milhões de m³ de rejeitos de minério de Fe foram lançados, afetando gravemente os ecossistemas ribeirinhos e ripários ao longo do caminho para o estuário e o Oceano Atlântico (DO CARMO et al., 2017). Adicionalmente, o alto teor de oxi-hidróxidos de Fe (goethita-FeOOH, hematita-Fe₂O₃) presente nos rejeitos de minério pode ter promovido a ligação química com metais e metaloides acumulados na bacia durante décadas, contribuindo para a mobilização/remobilização destes elementos, principalmente, Al, As, Ba, Fe, Mn, Pb e Sr, que têm alto potencial de se ligar a óxidos de Fe (ALMEIDA et al., 2018; SEGURA et al., 2016).

Richard et al. (2020) monitoraram os efeitos dos rejeitos de Fundão sob a qualidade da água da bacia do Rio Doce, desde a chegada da lama, no início de novembro de 2015 até setembro de 2017. Este importante monitoramento abrangeu 108 locais de coleta, desde Barra Longa (MG) até a foz do Rio Doce, em Regência (ES). Os resultados indicaram que 58 parâmetros de qualidade da água aumentaram com a chegada da pluma de rejeitos, geralmente excedendo níveis pré-rompimento e limiares regulatórios. As concentrações de Fe, Al, Mn, fósforo total, sólidos totais em suspensão e turbidez tenderam a aumentar durante condições mais elevadas de vazão e diminuir durante as estações de seca. Os efeitos foram maiores no período imediatamente após a chegada da pluma, diminuindo gradualmente ao longo do tempo e alcançando condições de pré-rompimento, mas flutuando sazonalmente em resposta à variação natural no fluxo do rio.

Os dados gerados pelo PMBA/Fest-RRDM, que teve suas atividades iniciadas a partir de set/out de 2018, demonstram que os impactos sobre a qualidade da água da bacia do Rio Doce ainda persistem, mesmo passados pouco mais de seis anos da chegada dos rejeitos de mineração. No Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, os resultados do Anexo 3 mostram que as concentrações totais dos metais Cr, V, Zn, Ba e Mn na água registradas para o Ano 2 foram mais elevadas que os valores encontrados pelo IEMA no período entre 09 e 18 de novembro de 2015, após o rompimento da barragem, mas antes da passagem da pluma. Estes importantes resultados indicam que, com o demarcado período de chuvas, entre novembro de 2019 e fevereiro de 2020, houve lixiviação e ressuspensão dos metais retidos nos sedimentos, levando a ocorrência de valores muito maiores destes elementos na água do que os determinados pelo IEMA para o Rio Doce e, também, daqueles registrados pelo PMBA/Fest-RRDM para Ano 1 de monitoramento. Com relação ao Fe na fração dissolvida, os dados do IEMA apresentaram um valor médio de 96,9 µg L⁻¹ para a água do Rio Doce coletada em vários pontos da porção capixaba, antes da chegada da pluma. Durante o Ano 1 de monitoramento pelo PMBA, a média de Fe dissolvido no Rio Doce (porção capixaba) foi de 293,6 µg L⁻¹ e para o Ano 2 foi de 317,2 µg L⁻¹ (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, Anexo 3). Estes resultados confirmam a persistente contaminação do Rio Doce em decorrência do rompimento da barragem de Fundão e deixa evidente o efeito da ressuspensão, uma vez que mesmo com muita

chuva e, conseqüente diluição, houve aumento significativo dos teores de Fe e de outros elementos presentes do rejeito na água do Rio Doce.

Como esperado, estas importantes mudanças nas condições da qualidade do ambiente, a partir do Ano 2, poderiam refletir em maiores níveis de bioacumulação de metais ao longo da cadeia trófica, e isto foi, em parte, verdadeiro. Os maiores níveis de bioacumulação em camarões e peixes, integrados por meio do Índice de Bioacumulação de metais e As (IBR bioacumulação), foram encontrados para os Anos 2 e 3, com destaque para o setor Lagoas, que apresentou um aumento gradativo no teor total de metais bioacumulados. Cabe ressaltar que os metais mais abundantes em camarões e peixes para o Ano 2 e 3 foram o Fe, Mn, Pb e Cu, todos associados aos rejeitos de mineração. Para o plâncton, este padrão temporal não foi tão demarcado, como nos grupos tróficos superiores. Tais resultados sugerem que os organismos superiores, com ciclos de vida mais longos, tais como peixes e camarões, podem refletir melhor os padrões temporais crônicos de bioacumulação de metais, fortemente influenciados por eventos que aumentam a biodisponibilidade destes elementos nos diferentes compartimentos ambientais. Outro aspecto notório é a intensificação dos impactos sobre os ambientes lacustres. Neste aspecto, vale salientar, o aumento nos teores de metais no sedimento das lagoas durante o Ano 2. Dentre estes metais, destaca-se o Fe pela variação nas suas concentrações, passando de 44036 mg kg⁻¹ no Ano 1 para 160376,4 mg kg⁻¹ no Ano 2. Este aumento pode indicar ressuspensão e/ou arraste de material rico em Fe para estas lagoas, que foi acompanhado pelo V e As. O As também faz parte da constituição do rejeito e aumentou no sedimento dos lagos durante ao Ano 2 (Relatório Semestral de Evolução 2020, PMBA/Fest-RRDM, Anexo 3).

Ainda com relação à acumulação de metais na biota, apesar da ausência de um padrão na bioacumulação de metais nos organismos base da cadeia trófica (plâncton), ao longo dos três anos de monitoramento, cabe destacar que os teores de Fe e outros elementos, como As, Cd, Cr, Cu, Mn e Pb ainda são encontrados em níveis bastantes elevados no zooplâncton coletado em todos os setores do ambiente dulcícola, quando comparados aos níveis obtidos para amostras de zooplâncton coletadas em nov/2015 na região marinha mais próxima à foz do Rio Doce, antes da chegada da pluma de rejeitos (BIANCHINI, 2019) (*Material Suplementar A1DS2, Quadro 3*).

Organismos planctônicos são a base da alimentação para diversas espécies de larvas e juvenis de crustáceos e peixes, representando um elo entre a contaminação da água e a contaminação em níveis tróficos superiores. Como já mencionado neste relatório, camarões de água doce da família Palaemonidae, que inclui o gênero *Macrobrachium*, coletados no presente monitoramento, se alimentam de detritos que contém excretas e carcaças provenientes do plâncton, além de pequenos animais bentônicos constituintes do zooplâncton durante sua fase larval. Além disso, são espécies que estão expostas constantemente à contaminação por metais via sedimento, por serem bentônicas e detritívoras. Assim, os resultados de bioacumulação de metais em camarões, com destaque para os elementos característicos do rejeito, são um indicativo da contaminação dos sedimentos. Comparações entre os teores médios de metais no músculo de camarões coletados pelo Anexo 1 no âmbito do PMBA/Fest-RRDM com dados pretéritos à chegada dos rejeitos na foz do Rio Doce, obtidos em

amostras de músculo de camarões desta região (BIANCHINI, 2019), indicam aumento nos níveis de Cd, Cr, Cu e Mn nos camarões dulcícolas. Para o Fe, concentrações mais elevadas são observadas, principalmente, no setor Rio e Lagoas, sendo este mais um indicativo do maior impacto promovido pelos rejeitos de mineração nestes setores. Além disso, destacamos o aumento dos teores teciduais de Pb nos organismos coletados durante o período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021), que ultrapassou as concentrações preteritamente reportadas (*Material Suplementar A1DS2, Quadro 4*).

Os peixes coletados ao longo das seis Campanhas de monitoramento dulcícola do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM também apresentaram níveis elevados de bioacumulação de metais. Neste mesmo contexto, os dados de bioacumulação do presente relatório também foram contrastados aos resultados de metais em músculos de peixes dulcícolas coletados na calha do Rio Doce no ES (UHE Mascarenhas, jusante da UHE Mascarenhas, Colatina, Marilândia e Regência), em novembro de 2015, antes da passagem da pluma (ACQUA Consultoria e Recuperação de Ambientes Aquáticos, 2016). Tal comparação nos permite concluir que tanto os peixes onívoros quanto os peixes carnívoros coletados em todos os setores, pelo Anexo 1 no âmbito do PMBA/Fest-RRDM, continuam com níveis elevados de metais no músculo, principalmente Cd, Cr, Cu, Fe, Mn e Pb (*Material Suplementar A1DS2, Quadro 5*). Apesar da alta complexidade do sistema estudado e da variabilidade nos resultados, os dados de bioacumulação apresentados no presente relatório apontam padrões bem evidentes da entrada e persistência de metais no ambiente após o rompimento da barragem de Fundão, bem como, a incorporação destes elementos pela biota aquática dulcícola, em todos os níveis tróficos estudados.

Corroborando os resultados de bioacumulação, maiores níveis de efeito biológico também foram encontrados para os Anos 2 e 3, em comparação ao Ano 1 do PMBA/Fest-RRDM. Quando analisamos os padrões de respostas biológicas integradas por meio do Índice de resposta biológica (IBR biomarcador), percebemos que os três níveis tróficos (plâncton, camarões e peixes) apresentaram valores de IBR biomarcador durante os Anos 2 e 3, superiores ao Ano 1, para os diferentes setores amostrados (Afluentes, Rio, Lagos e Lagoas). Para camarões e peixes, por exemplo, houve um aumento temporal no valor de IBR biomarcador, com relação ao primeiro ano de monitoramento, sugerindo um efeito crônico da exposição aos metais presentes no ambiente. Com relação aos camarões, nota-se maiores valores médios do IBR biomarcador nos setores Rio, Lagos e Lagoas durante os Anos 2 e 3 quando comparados ao Ano 1, sendo que no período seco de 2019 (Campanha 3, set/out) houve um pico de resposta nos setores Rio e Lagoas e no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago), o setor Lagos se destacou. Para a comunidade de peixes, o setor Rio apresentou um aumento temporal no valor de IBR biomarcador. Nota-se também que, para este grupo, que os maiores valores médios do IBR biomarcador foram encontrados na última coleta, realizada no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago), e pela primeira vez o Rio Guandu se destacou. Os efeitos destes metais, abundantes nos ambientes monitorados, sobre os diferentes parâmetros biológicos mensurados pelo Anexo 1 já são bem descritos na literatura. Entretanto, para região de estudo há poucos trabalhos a respeito das respostas biológicas (biomarcadores) para a fauna aquática para serem utilizados como linha base para o presente monitoramento. Isto dificulta a comparação dos nossos dados com condições pretéritas à chegada da lama. Em um destes poucos e recentes trabalhos, Gabriel et al. (2020) evidenciaram

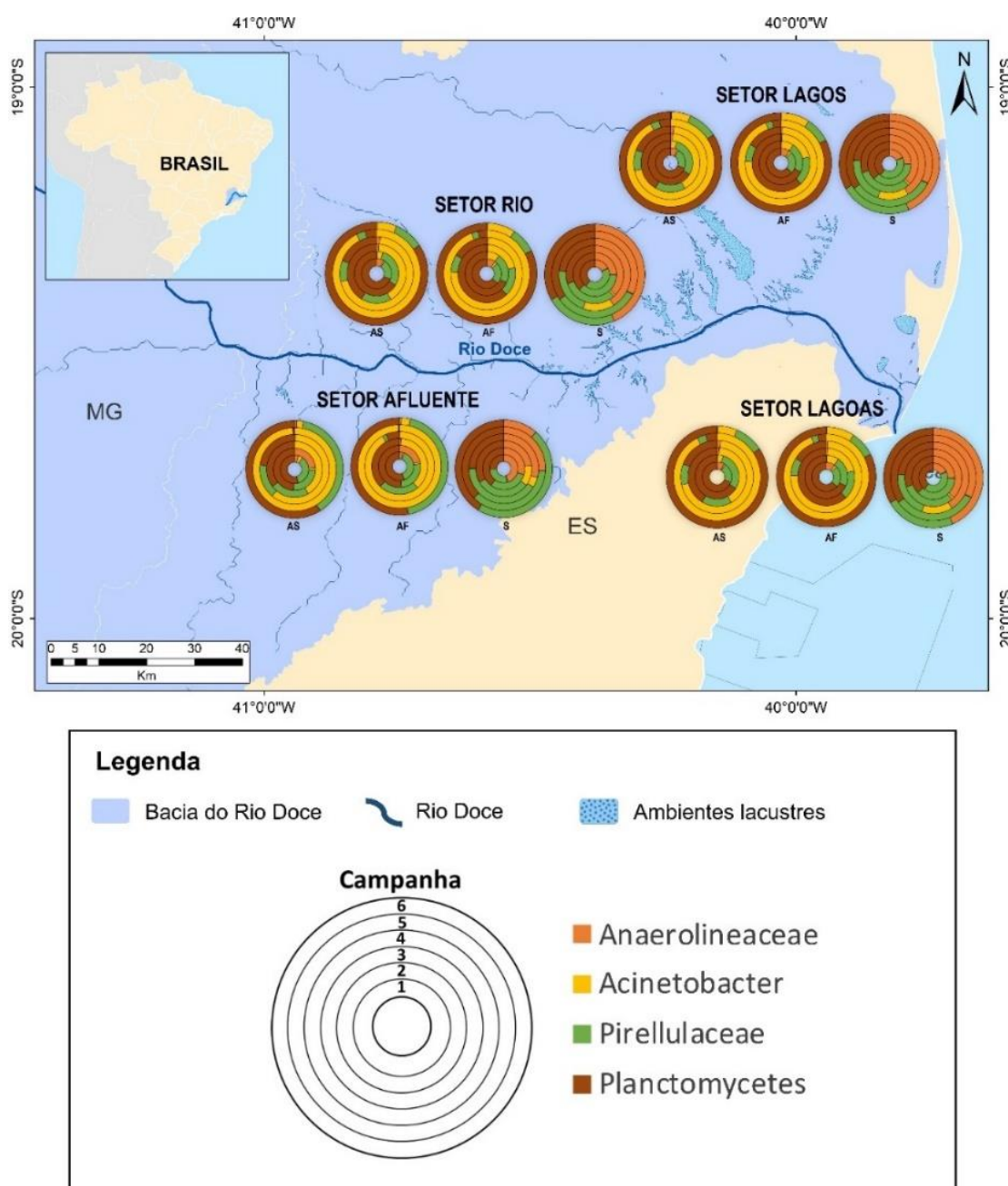
altas concentrações de metais-traço em sedimentos do estuário do Rio Doce, quando comparados aos valores pretéritos publicados para o mesmo estuário, e que espécies de peixes demersais coletadas no local apresentaram as maiores concentrações de As, Cr, Mn, Hg e Se nos tecidos hepático e muscular. Os autores também indicaram que a bioacumulação destes metais esteve correlacionada com a biossíntese de metalotioneínas (MT) e glutatona reduzida (GSH), sugerindo respostas fisiológicas ativas à contaminação. Em outro trabalho, Passos et al. (2020) avaliaram os efeitos tóxicos do elutriado e da água, coletados na foz do Rio Doce, no peixe *Astyanax lacustris*, três anos após o rompimento da barragem. Os resultados revelaram consequências deletérias nos organismos expostos em laboratório à água coletada no Rio Doce, como bioacumulação de Fe e Mn no fígado e nas brânquias e inibição de enzimas envolvidas na neurotransmissão (acetilcolinesterase) com relação aos controles experimentais.

Para a comunidade microbiana, é possível observar que grupos bacterianos relacionados a presença de metais pesados ainda estão em grande abundância na água e no sedimento de lagos, lagoas e rios da bacia do Rio Doce. Por exemplo, as bactérias do gênero *Acinetobacter* que demonstraram uma grande elevação de abundância na Campanha 4 (jan/fev 2020 – período chuvoso), continuaram em grande abundância na Campanha 5 (jan/fev 2021 – período chuvoso). *Acinetobacter* é um gênero resistente à múltiplos metais pesados que estão relacionados ao rejeito de mineração da barragem de Fundão. De forma geral, o ambiente dulcícola apresentou acentuada separação entre amostras de ambientes lacustre e amostras da calha principal do Rio Doce. As amostras dos ambientes lacustres ainda apresentaram perfil mais similar entre as estações, enquanto as amostras de rio ficaram mais distanciadas. Dentre as estações do ambiente dulcícola, o Lago do Limão (LLM-01) foi o que apresentou maior diferenciação. Com relação ao sedimento, observou-se maior diversidade com maior distribuição de abundância entre os grupos e o táxon *Anaerolineaceae* foi encontrado em todas as estações, com maior presença nos Lagos do Limão e Palmas (LLM-01 e LPA-01, respectivamente). *Anaerolineaceae* foi relatado anteriormente em ambientes severamente contaminados por metais e é membro do core microbiano em sedimentos de rejeitos de minério (CHUNG et al., 2019; MENG et al., 2019). Esses resultados sugerem que o microbioma do sedimento e da água da calha do Rio Doce e ambientes lacustres adjacentes continuam impactados pelo rompimento da barragem de Fundão. Impactos na comunidade microbiana de um ecossistema, afetam diversos papéis importantes desempenhados pelos microrganismos, o que influencia diretamente a saúde do ambiente.

A Figura 327 sintetiza a distribuição dos indicadores de microbiota utilizados no estudo em amostras dos diferentes setores dulcícolas. De forma geral percebe-se dominância dos grupos *Acinetobacter* e *Planctomycetes* em amostras de água, com grande aumento de *Planctomycetes* no Ano 3, sendo dominante nos setores Lagos e Lagoas. *Acinetobacter*, por outro lado, não foi observado na Campanha 6 (jul/ago 2021, período seco), o que seria um fator positivo, visto que este grupo está associado ao metabolismo de resistência a metais pesados e vem sendo associado ao rompimento da barragem de Fundão. Nas amostras de sedimento houve um certo equilíbrio na dominância desses grupos no setor Afluentes, enquanto os setores Lagos e Lagoas tiveram acentuada presença de *Anaerolineaceae* durante

todas as Campanhas, porém demonstrando aumento a partir do Ano 2. Nas amostras da calha principal do Rio Doce, o táxon *Perillulacea* foi dominante e, também, apresentou elevação a partir do Ano 2.

Figura 327 - Abundância relativa dos grupos bacterianos utilizados como bioindicadores da presença de metais. Os gráficos de pizza representam as abundâncias encontradas nas seis Campanhas realizadas pelo Anexo 1 (de dentro para fora), sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago 2021 (período seco).. Da esquerda para direita encontram-se: água de superfície (AS), água de fundo (AF) e sedimento (S), respectivamente. Classificação por setores: Afluente (RGU-01), Rio (RDO-11, RDO-13, RDO-15 e RDO-16), Lagos (LLM-01, LNV-01, LJP-01 e LPA-01) e Lagoas (LAO-1, LAL-01 e LMN-01).

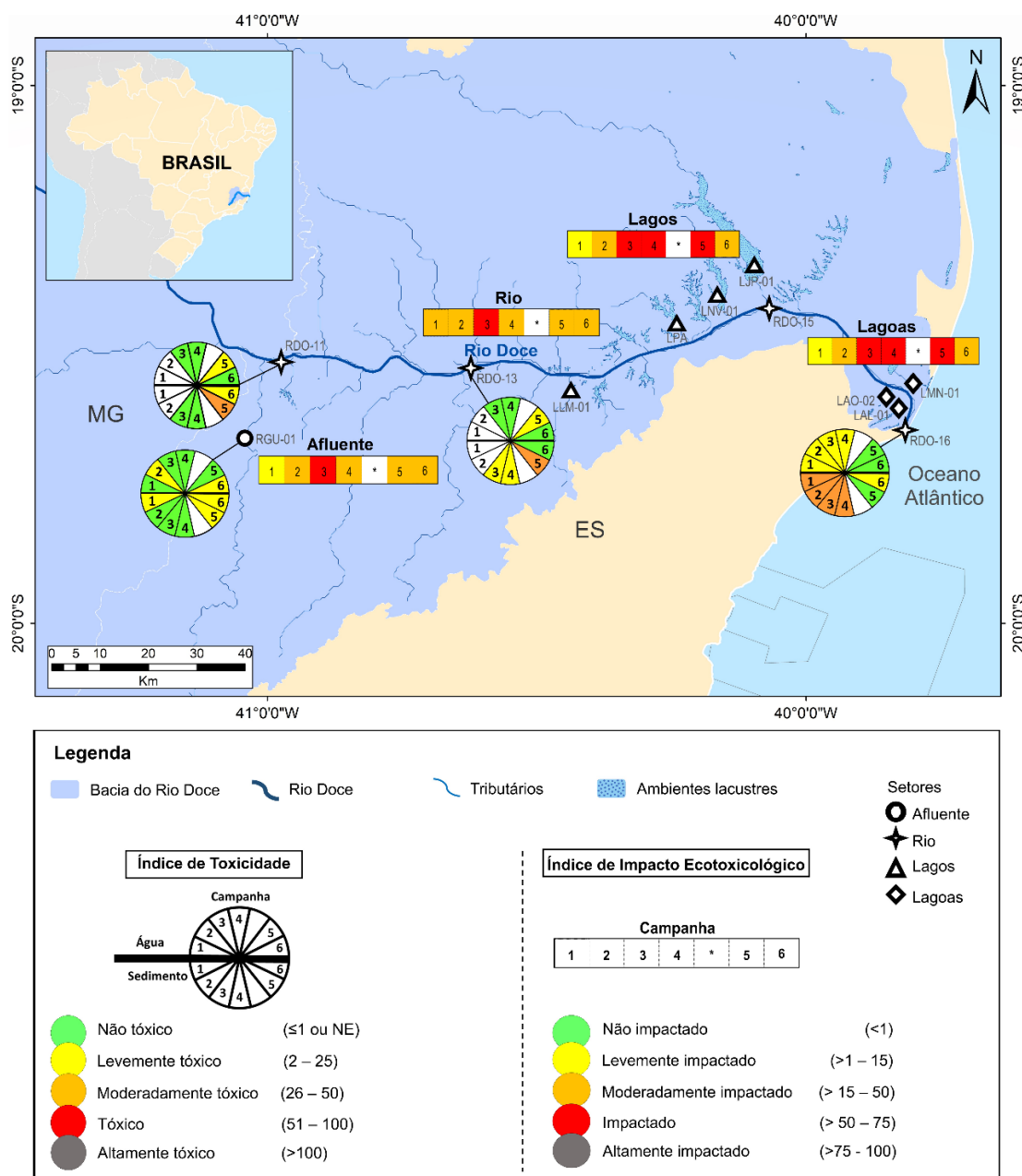


Os ensaios de toxicidade demonstraram que, de maneira geral, as amostras de água se apresentaram não tóxicas ou levemente tóxicas, enquanto o sedimento variou entre não tóxico e moderadamente

tóxico, sendo que quando houve toxicidade, esta foi quase sempre maior para o sedimento do que para a água, possivelmente pelo maior teor de matéria-orgânica, um importante ligante de metais (PAQUIN et al., 2000). Ao fazermos uma análise temporal das amostras coletadas pelo Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, verificamos que, o ponto RGU-01, que vinha se apresentando não tóxico, foi classificado como levemente tóxico, porém, ainda assim, os valores de toxicidade são bastantes baixos. Na calha do Rio Doce em Baixo Guandu e Colatina (pontos RDO-11 e RDO-13) houve redução da toxicidade no período seco de 2021 em comparação com o período chuvoso do mesmo ano (Campanhas 6 e 5, respectivamente), e manutenção da toxicidade ou menor toxicidade em relação ao Ano 2. Porém, o que chama mais atenção é a redução da toxicidade na foz do Rio Doce, ponto RDO-16, no Ano 3, que vinha se mostrando impactado, principalmente, com relação ao sedimento, nos Anos 1 e 2. Cabe ressaltar que esta redução na toxicidade pode ser momentânea e, apenas a continuidade do monitoramento deste local poderá indicar se o mesmo está em processo de descontaminação efetiva.

A Figura 328 traz uma síntese integrada dos principais resultados ecotoxicológicos obtidos ao longo das seis Campanhas realizadas pelo Anexo 1. Neste sentido, foi proposto um Índice de Impacto Ecotoxicológico (IIE), que se trata de um índice semiquantitativo que integra os resultados de bioacumulação de metais (Nível 1), respostas de biomarcadores (Nível 2) e avaliação da comunidade microbiana (Nível 3) em um único valor. O IIE busca categorizar o ambiente de acordo com o nível de impacto ecotoxicológico, ou seja, em qual(is) nível(is) de escala biológica estes impactos estão presentes. Quanto maior o nível de organização biológica em que estes impactos são detectados, maior o potencial destas respostas em trazer prejuízo para os ecossistemas e, portanto, maior o valor do índice de impacto. O cálculo do IIE está descrito no *Material Suplementar A1DS1, Quadro 6*. Os resultados dos testes de toxicidade não foram contemplados no mesmo índice, pois não são realizados em todos os pontos da malha amostral dulcícola e os resultados não são apresentados por setor. Na perspectiva do IIE, o setor Rio, que representa a calha principal da porção capixaba do Rio Doce, incluindo seu estuário, e o setor Afluente, representado pelo Rio Guandu, mostraram um comportamento temporal similar, com o maior valor de IIE observado no período seco de 2019 (Campanha 3, set/out 2019), seguido de uma leve recuperação nas Campanhas subsequentes, que compreenderam os períodos chuvosos de 2020 e 2021 e seco de 2021 (Campanhas 4, 5 e 6 respectivamente). Os setores Lagos e Lagoas também apresentaram o mesmo perfil temporal de impacto ecotoxicológico, mas diferentemente dos setores fluviais, houve uma intensificação do impacto a partir do período seco de 2019, mantendo-se estes setores na categoria “impactado” até o período chuvoso de 2021 (Campanha 5, jan/fev 2021), seguido por uma diminuição do impacto no período seco de 2021 (Campanha 6, jul/ago 2021). Estes resultados reforçam a necessidade de se concentrar os estudos de monitoramento e estratégias de recuperação / mitigação na região do baixo Rio Doce. Adicionalmente, os resultados sugerem que os ambientes lacustres adjacentes à calha do Rio Doce podem servir como reservatórios de altas concentrações de metais em concentrações tóxicas, possivelmente pela ausência de fluxos relevantes nestes ambientes, o que evidencia efeitos crônicos mais severos para a biota local.

Figura 328 - Mapa síntese dos resultados integrados de bioacumulação de metais, efeitos biológicos (respostas de biomarcadores) e indicadores microbianos integrados no (Índice de Impacto Ecotoxicológico) e de toxicidade das amostras ambientais (Índice de Toxicidade) nos diferentes locais amostrais e Campanhas de monitoramento do Anexo 1 do PMBA/Fest-RRDM, sendo a Campanha 1 realizada em set/out de 2018 (período seco), a Campanha 2 em jan/fev de 2019 (período chuvoso), a Campanha 3 em set/out de 2019 (período seco), a Campanha 4 em jan/fev de 2020 (período chuvoso), a Campanha 5 em jan/fev de 2021 (período chuvoso) e a Campanha 6 em jul/ago 2021 (período seco). O setor Afluente é representado pelo Rio Guandu (RGU-01), o setor Rio é representado por estações amostrais na calha do Rio Doce em Baixo Guandu (RDO-11), Colatina (RDO-13), Linhares (RDO-15); Regência (RDR) e no seu estuário (RDO-16); o setor Lagos é representado pelos Lagos do Limão (LLM-01), Juparanã (LJP-01), Nova (LNV-01) e Palmas (LPA-01) e o Setor Lagoas é representado pela Lagoa do Areal (LAL-01), Monsarás (LMN-01) e Areão (LAO-02). A sigla NE, na legenda do Índice de Toxicidade, significa não estimável e é atribuída quando não se observa efeito da amostra bruta (100%). A água e sedimento dos pontos RDO-11 e RDO-13 não foram monitorados, quanto a sua toxicidade pelo Anexo 1 durante o Ano 1. Os espaços em branco com * ou sem numeração, nas representações gráficas, indicam uma lacuna na amostragem do Anexo 1, prevista para ago/set de 2020, mas que não ocorreu devido a pandemia da COVID-19.



5 REFERÊNCIAS

- ABBASPOUR, K.C. **Calibration of hydrologic models: when is a model calibrated.** In: ZERGER, A.; ARGENT, R.M. (eds) MODSIM 2005 International Congress on Modelling and Simulation. Canberra: Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand, 2005.
- ABDO, T. F.; MARCON L, BAZZOLI N. Downstream effects of a large reservoir on the reproductive activity of *Prochilodus hartii* (Pisces: Prochilodontidae). **Animal Reproduction Science**, v. 190, p. 102-107, 2018.
- ABE, K. T. et al. Systematic and historical biogeography of the Bryconidae (Ostariophysi: Characiformes) suggesting a new rearrangement of its genera and an old origin of Mesoamerican ichthyofauna. **BMC Evolutionary Biology**, v. 14, p. 1-15, 2014.
- ACQUA. **Avaliação de elementos químicos em peixes na área de influência do acidente com o rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, Mariana, MG. Trecho do Rio Doce.** ACQUA Consultoria e Recuperação de Ambientes Aquáticos Ltda. Belo Horizonte – MG, 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Encarte Especial sobre a Bacia do Rio Doce Rompimento da Barragem em Mariana/MG.** Brasília, 2016. Disponível em: http://arquivos.ana.gov.br/RioDoce/EncarteRioDoce_22_03_2016v2.pdf. Acesso: 03/03/2020.
- AGERH. **Programa de Monitoramento das Águas Interiores do Estado do Espírito Santo.** Agência Estadual de Recursos Hídricos – AGERH, 2020. Disponível em: <https://servicos.agerh.es.gov.br/iqa/home.php>.
- AGOSTINHO, A. A. et al. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil.** UEM, 2007.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Migratory fish of the upper Paraná River Basin, Brazil. In: CAROLSFELD, J.; HARVEY, B.; BAER, A.; ROSS, C. (Eds.). **Migratory Fishes of South America: biology, social importance and conservation status.** Canadá: **World Fisheries Trust Edition**, p. 19-98, 2003.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 2, p. 103-111, 2010.
- AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008.
- AGUIAR, V. M.C.; NETO, J. A. B.; DA SILVA QUARESMA, V.; BASTOS, A. C.; DE ATHAYDE, J. P. M. Bioavailability and ecological risks of trace metals in bottom sediments from Doce river continental shelf before and after the biggest environmental disaster in Brazil: The collapse of the Fundão dam. **Journal of Environmental Management**, v. 272, p. 111086, 2020.

- AKAMA, A. **Sistemática do gênero *Pseudauchenipterus*, Bleeker, 1862 (Siluriformes, Auchenipteridae)**. 123f. Dissertação de mestrado da Universidade Federal de São Paulo. Biblioteca Central. **Catálogo de dissertações da Universidade Federal de São Paulo**, 1999.
- ALBERT, J. S.; CRAMPTON, W.G.R. Seven new species of the Neotropical electric fish *Gymnotus* (Teleostei, Gymnotiformes) with a redescription of *G. carapo* (Linnaeus). **Zootaxa**, v. 287, n. 1, p. 1-54, 2003.
- ALBERT, J. S.; FERNANDES-MATIOLI, F. M.; DE ALMEIDA-TOLEDO, L. F. New species of *Gymnotus* (Gymnotiformes, Teleostei) from southeastern Brazil: toward the deconstruction of *Gymnotus carapo*. **Copeia**, v. 2, p. 410-421, 1999.
- ALBIERI, R. J. et al. Weight-length relationships of 22 fish species from the Paraíba do Sul River in Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 30, p. 431-433, 2014.
- ALMEIDA, C. A. et al. Caracterização e avaliação do potencial de sorção dos rejeitos da mina de ferro após o desastre da barragem Samarco na bacia do rio Doce - Brasil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411-420, 2018.
- ALTERMATT, F.; BIEGER A.; CARRARA F.; RINALDO A.; HOLYOAK M. Effects of Connectivity and Recurrent Local Disturbances on Community Structure and Population Density in Experimental Metacommunities. **PLoS ONE**, 2011.
- ALVES, C. B. M. et al. Impacts of non-native fish species in Minas Gerais, Brazil: present situation and prospects. In **Ecological and Genetic Implications of Implications of Aquaculture Activities**, p. 291-314, 2007.
- ALVES, C. B. M.; LEAL, C. G. Aspectos da conservação da fauna de peixes da bacia do Rio São Francisco em Minas Gerais. **MG Biota**, v. 2, n. 6, p. 26-56, 2010.
- ALVES, C. B. M.; VONO, V.; VIEIRA, F. Presence of the walking catfish *Clarias gariepinus* (Burchell) (Siluriformes, Clariidae) in Minas Gerais state hydrographic basins, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 1, p. 259-263, 1999.
- ALVES-SILVA, A. P.; DERGAM, J. A. Cryptic speciation within the neotropical cichlid *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Teleostei Cichlidae): a new paradigm in karyotypical and molecular evolution. **Zebrafish**, 12:141211075322008, 2014.
- AMÉ, M. V.; WUNDERLIN, D. A. Effects os iron, ammonium and temperature on microcystin content by a natural concentrated *Microcystis aeruginosa* population. **Water, Air and Soil pollution**, v. 168, p. 235-248, 2005.
- ANDERSON, L. C. D.; BRULAND, K. W. Biogeochemistry of arsenic in natural waters: The importance of methylated species. **Environmental Science Technology**, New Haven, v. 25, n. 3, p. 420–427, 1991.

ANDRADE, M. C. et al. First account of plastic pollution impacting freshwater fishes in the Amazon: Ingestion of plastic debris by piranhas and other serrasalmids with diverse feeding habits. **Environmental Pollution**, v. 244, p. 766-773, 2019.

ANDRADE, P. M. **Distribuição, dieta e ecomorfologia das espécies de peixes no sistema do ribeirão Grande, no município de Pindamonhangaba, SP**. 2004. 171f. Tese de Doutorado (Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Universidade Estadual Paulista, 2004.

ANDRIOLO, M. V. et al. **Calibração do modelo SWAT para a produção e transporte de sedimentos**. VI Simpósio Sobre Pequenas e Médias Centrais Hidrelétricas. Belo horizonte: Comitê Brasileiro de Barragens, p.1-17, 2008.

ANJOS, F. M.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; ZAJAC, M. P.; HILLER, S.; CHRISTIAN, B.; ERLER, K.; LUCKAS, B; PINTO, E. Detection of harmful cyanobacteria and their toxins by both PCR amplification and LC-MS during a bloom event. **Toxicon**, v. 48, n. 3, p. 239-245, 2006.

ARANHA, J. M. R.; CARAMASCHI, E. P. Estrutura populacional, aspectos da reprodução e alimentação dos Cyprinodontiformes (Osteichthyes) de um riacho do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, p. 637-651, 1999.

ARANTES, F. P. et al. Profiles of sex steroids, fecundity, and spawning of, the curimatãpacu *Prochilodus argenteus* in the São Francisco River, downstream from the Três Marias Dam, Southeastern Brazil. **Animal Reproduction Science**, v. 118, n. 2-4, p. 330-6, 2010.

ARAÚJO, E.S.; SABINO, J.H.F.; COTARELLI, V.M.; FILHO, J.A.S.; CAMPELO, M.J.A. Riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas em mananciais da Caatinga. **Diálogos & Ciência**, v. 32, n. 1, p. 229-233, 2012.

ARGOLO, L. A. et al. Unraveling the systematics and evolution of the ‘Geophagus’ brasiliensis (Cichliformes: Cichlidae) species complex. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 150, p. 1-12, 2020.

ARMBRUSTER, J. W. **Phylogenetic relationships of the sucker-mouth armored catfishes (Loricariidae) with particular emphasis on the Ancistrinae, Hypostominae, and Neoplecostominae**. 1997. Tese de Doutorado, University of Illinois. 1997.

ARMBRUSTER, J. W.; PAGE, L.M. Redescription of *Pterygoplichthys punctatus* and description of a new species of *Pterygoplichthys* (Siluriformes: Loricariidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 4, p. 401-409, 2006.

ASSEGA, F. M. et al. External morphology of *Lophiosilurus alexandri* Steindachner, 1876 during early stages of development, and its implications for the evolution of Pseudopimelodidae (Siluriformes). **PLoS ONE**, v. 11, n. 4, p. 1-20, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15469: **Ecotoxicologia aquática – preservação e preparo de amostras**. Rio de Jan, 2015.

ATTAYDE, J. L. et al. Impacts of introducing Nile tilapia on the fisheries of a tropical reservoir in North-eastern Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 18, n. 6, p. 437-443, 2011.

AXELSEN, K. B.; PALMGREN, M. G. Evolution of substrate specificities in the P-type ATPase superfamily. **Journal of Molecular Evolution**, v. 46, p. 84-101, 1998.

BAGGIO, Amilton João et al. **Recuperação e proteção de nascentes em propriedades rurais de Machadinho, RS**. Brasília: Embrapa, 2013.

BAK M.; LANGE-BERTALOT H. Four small-celled *Planothidium* species from Central Europe proposed as new to science. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 43, p. 346-359, 2011.

BANCI, L. et. al. Solution structures of a cyanobacterial metallochaperone. **Journal of Biological Chemistry**, v. 279, n. 26, p. 27502-27510, 2004.

BANDEIRA, Wagner Desidério. **Revisão taxonômica das espécies brasileiras do gênero Pomadasys Lacépède, 1802 (Teleostei: Haemulidae)**. 2002. 87f. Dissertação de Mestrado (Ciência Biológicas) - Pós-graduação em Zoologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002.

BARBIERI, L. R; DOS SANTOS, R. P.; ANDREATA, J. V. Reproductive biology of the marine catfish, *Genidens genidens* (Siluriformes, Ariidae), in the Jacarepaguá Lagoon system, Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 35, n. 1, p. 23-35, 1992.

BARBOSA, J. M.; SOARES, E. C. Perfil da ictiofauna da bacia do São Francisco: estudo preliminar. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 4, n. 1, p. 155-172, 2009.

BARBOUR, M. T. et al. **Rapid Bioassessment Protocols for use in wadeable streams and rivers - periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish**. 2nd ed. p.233-298, 1999.

BARROS, C. F. A.; SANTOS, A. M. M.; BARBOSA, F. A. R. Phytoplankton diversity in the middle Rio Doce Lake system of southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, p. 327-346, 2013.

BARROSO, G. F., GONCALVES, M. A. & GARCIA, F. C. The morphometry of Lake Palmas, a deep natural lake in Brazil. **PLoS ONE**. 9 (11): e111469, 2014. DOI: 10.1371/journal.pone.0111469.

BARROSO, G. F.; LITTLEPAGE, J. **Protocolo para análise de clorofila-a e feopigmentos pelo método fluorimétrico (Fluorímetro TD700)**. Vitória: Programa Brasileiro de Intercâmbio em Maricultura (BMPL) e Programa de Monitoramento Ambiental. 1998.

BASELGA A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134-143, 2010.

BAUMGARTNER, G. et al. **Peixes do Baixo Rio Iguaçu**. Maringá: EDUEM, 2012.

BAZZOLI, N. et al. The influence of a large reservoir on the reproductive activity of the white piranha, *Serrasalmus brandtii* (Lütken, 1875) in Southeast Brazil. **Biota Neotropica**. 2019.

BECK, W.S.; MARKMAN, D.W.; OLEKSY, I.A.; LAFFERTY, M.H.; POFF, N.L. Seasonal shifts in the importance of bottom-up and top-down factors on stream periphyton community structure. **Oikos**, v. 128, p. 680-691, 2018.

BELEI, F. A.; SAMPAIO, W. M. S.; FONSECA, A.; CANUTO, J. Z. **Peixes do Rio Fruteiras (Bacia do rio Itapemirim): Na área de Influência da PCH Fruteiras - EDP**. 72 p, 2014.

BELIAEFF, B., BURGEOT, T. **Integrated biomarker response: a useful tool for ecological risk assessment**. Environmental Toxicology Chemistry, 21: 1316, 2002.

BENINCÀ E., BALLANTINE B., ELLNER S.P., HUISMAN J. Species fluctuations sustained by a cyclic succession at the edge of chaos. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, 112, 6389–6394, 2015. <https://doi.org/10.1073/pnas.1421968112>.

BERTACO, V. A. et al. Inventory of the freshwater fishes from a densely collected area in South America – a case study of the current knowledge of Neotropical fish diversity. **Zootaxa**, v. 4138, n. 3, p. 401-440, 2016.

BERTHON, V.; BOUCHEZ, A.; RIMET, F. Using diatom life-forms and ecological guilds to assess organic pollution and trophic level in rivers: a case study of rivers in south-eastern France. **Hydrobiologia**, v.673, p.259–271, 2011.

BERVOETS, L.; BLUST, R. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: relationship with fish condition factor. **Environmental Pollution**, v. 126, n. 1, p. 9-19, 2003.

BHADRA, B., NANDA, A. K., CHAKRABORTY, R. **Inducible nickel resistance in a river isolate of India phylogenetically ascertained as a novel strain of Acinetobacter junii**. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 22: 225–232, 2006.

BIANCHINI, A. et al. **Avaliação do impacto da lama/pluma Samarco sobre os ambientes costeiros e marinhos (ES e BA) com ênfase nas unidades de conservação 1ª Expedição no navio de pesquisa Soloncy Moura do CEPISUL/ICMBio**. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio. Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade. 2016. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/publicacoes?id=7862:documentos-rio-doce>>.

BIANCHINI, A. **Monitoramento dos efeitos ecotoxicológicos da pluma de sedimentos oriunda da foz do Rio Doce sobre o ambiente marinho**. Relatório Técnico-Científico - FURG/ICMBio, Rio Grande, RS. 2019.

BICUDO, D. C. et al. Ecology and distributio of *Aulacoseira* species (Bacillariophyta) in tropical reservoirs from Brazil. **Diatom Research**, v. 31, p. 199-215, 2016.

BIGGS, B. J.; STEVENSON, R. J.; LOWE, R. L. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. **Archiv fur Hydrobiologie**, v. 143, p. 21-56, 1998.

BIRINDELLI, J. L. O. et al. A New Species of *Hypomasticus* from Eastern Brazil Based on Morphological and Molecular Data (Characiformes, Anostomidae). **Copeia**, v. 108, n. 2, p. 416-425, 2020.

BITTENCOURT, M. M. **Aspectos da demografia e do ciclo de vida de *Pygocentrus nattereri* Kner, 1860 num lago de várzea da Amazônia central (Lago do Rei-Ilha do Careiro)**. 1994. 194f. Tese de Doutorado - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade Federal da Amazônia, 1994.

BIZZO, A.L.T.; INTORNE, A.C.; GOMES, P.H.; SUZUKI, M.S. ESTEVES, B.S. Short-term physiological responses to copper stress in *Salvinia auriculata* Aubl. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 268-277, 2014.

BLACKBURN, T. M. et al. proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333-339, 2011.

BLANCHET F.G., LEGENDRE P.; BORCARD D. Modelling directional spatial processes in ecological data. **Ecological Modelling**. 215, 325-336, 2008.

BLANCHET, F.G.; LEGENDRE P.; BORCARD, D. Erratum to “Modelling directional spatial processes in ecological data” [Ecological Modelling 215 (2008): 325-336]. **Ecological Modelling**, v.220, p.82-83, 2009.

BLOESCH, J. **Sediments of Aquatic Ecosystems**, in: Likens, G.E. (Ed.), Encyclopedia of Inland Waters. Academic Press, Oxford, 479–490, 2009. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00210-6>.

BOCKMANN, F. A. Família Heptapteridae. In: BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M.S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro, Museu Nacional/Universidade Federal do Rio de Janeiro, p. 195, 2007.

BONCOMPAGNI-JÚNIOR, O.; NORMANDO, F.T.; BRITO, M. F. G.; BAZZOLI, N. Reproductive biology of *Prochilodus argenteus* Agassiz, 1829 (Pisces: Prochilodontidae) in São Francisco River, Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 29, n. 1, p. 132-138, 2012.

BONECKER, A. C. T. et al. Larval fish assemblages of the coastal area affected by the tailings of the collapsed dam in southeast Brazil. **Regional Studies in Marine Science**, v. 32, 2019.

BRAGA, A. R. Disponibilidade de peixes em poços do Rio São Francisco. **Boletim da Sociedade Cearense de Agronomia**, v. 5, p. 77-86, 1964.

BRAGA, F. M S. Estudo entre fator de condição e relação peso/comprimento para alguns peixes marinhos. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 46, n. 2, p. 339-346, 1986.

BRAMBILLA, E. M. et al. Length-weight relationships of the main commercial fish species of Tucuruí reservoir (Tocantins/Araguaia basin, Brazil). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 41, n. 3, p. 665-670, 2015.

BRANDÃO, D. E. L. et al. Comparative analyses of reproductive activity in *Schizodon knerii* (Steindachner, 1875) (Characiformes: nostomidae) in three sections of the São Francisco River basin. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 33, n. 6, p. 1118-1124, 2017.

BRASIL, Agência Nacional de Águas. **Portal de Informações e Dados Especiais da agência nacional de águas – GeoNetwork**. Brasília: ANA, 2018. Disponível em: <<https://metadados.ana.gov.br/geonetwork>>.

BRASIL. Agência Nacional das Águas - ANA. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental - SNSA. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: ANA, 2017. Disponível em: <<http://atlasesgotos.ana.gov.br>> Acessado em 04 de novembro de 2021.

BRASIL. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico de Pedologia**. Coleção Manuais Técnicos em Geociências. Vol. 4. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 454, de 01 de novembro de 2012**. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Disponível em: <http://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=667>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf.

BREder, C. M.; ROSEN, D. E. **Modes of Reproduction in Fishes**. Neptune City, New Jersey: T.F.H. Publications, Inc., 1966.

BRITSKI H. A.; SATO Y.; ROSA A. B. S. **Manual de Identificação de Peixes da Região de Três Marias**. Brasília: CODEVASF., 1986.

BRITSKI, H. A.; SATO, Y.; ROSA, A. B. S. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da Bacia do São Francisco. 3rd ed. Brasília: Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações - CODEVASF, **Divisão de Piscicultura e Pesca**, p. 115, 1988.

BRITSKI, H. A.; SILIMON, K. Z. S.; LOPES, B. S. **Peixes do Pantanal: Manual de Identificação**. Brasília: EMBRAPA, 1999.

BUCHMAN, M. F. NOAA: National Oceanic and Atmospheric Administration. **Screening Quick Reference Tables (SQuiRTs)**. 2008. Disponível em: <<https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/9327>>

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 2007.

BUCKUP, P.A. et al. **Guia de Identificação das Espécies de peixes da bacia do Rio das Pedras, Rio de Janeiro**. Nature Conservancy, p. 79, 2014.

BULLA, C. K. et al. The ichthyofauna of drifting macrophyte mats in the Ivinhema River, upper Paraná River basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, p. 403-409, 2011.

BURGER, R.; ZANATA, A. M.; CAMELIER, P. Taxonomic study of the freshwater ichthyofauna from Recôncavo Sul basin, Bahia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 4, p. 273-290, 2011.

BURGESS, W. E. **An atlas of freshwater and marine catfishes. A preliminary survey of the Siluriformes**. Neptune City, New Jersey: T.F.H. Publications, Inc., 1989.

BURGESS, W. E. **Colored atlas of miniature catfish. Every species of *Corydoras*, *Brochis* and *Aspidoras***. Neptune City, New Jersey: T.F.H. Publications, Inc., 1992.

BUTTIGIEG P.L.; RAMETTE, A. A Guide to Statistical Analysis in Microbial Ecology: a community-focused, living review of multivariate data analyses. **FEMS Microbiol Ecol.**, v. 90, p. 543–550, 2014.

CAJADO, R. A. et al. Ontogenetic structure and distribution patterns of ichthyoplankton in the confluence zone of two river systems in the Eastern Amazon. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 36, n. 6, p. 801-810, 2020.

CALDEIRA, F. C. et al. Atividade reprodutiva de *Prochilodus marginatus* (Pisces: Prochilodontidae) no Rio São Francisco, à jusante do reservatório de Três Marias. **MG. Bios**, v. 10, p. 81, 2002.

CALEGARI, B. B. et al. Phylogenetic systematics of the driftwood catfishes (Siluriformes: Auchenipteridae): a combined morphological and molecular analysis. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 187, p. 661- 773, 2019.

CALHEIROS, R. de O.; TABAI, F C.V., BOSQUILIA, S. V.; CALAMARI, M. **Preservação e recuperação das nascentes (de água e de vida)**. Piracicaba: Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivarí e Jundiá, 2004.

CALLISTO, M. et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

CALLISTO, M.; MARQUES, M. M.; BARBOSA, F. A. R. Deformities in larval Chironomus (Diptera, Chironomidae) from the Piracicaba river, southeast Brazil. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen**, v. 27, n. 5, p. 2699-2702, 2000.

CAMÊLO, D. L. et al. Mineralogy, magnetic susceptibility and geochemistry of Fe-rich oxisols developed from several parent materials. **Scientia Agricola**, 75:410-419, 2018.

CAMÊLO, D. L. et al. Pedogenic iron oxides in iron-rich Oxisols developed from mafic rocks. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 41:e0160379. 2017.

CAMPOS-DA-PAZ, R. **Family Gymnotidae (Naked-back knifefishes)**. In: Reis, R.E., Kullander, S.O., Ferraris C.F. (eds.). Check List of the Freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre, EDIPUCRS, 2003.

CAPPS, K. A. et al. Salinity tolerance of nonnative suckermouth catfish (Loricariidae: Pterygoplichthys) in south eastern Mexico: Implications for invasion and dispersal. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 21, n. 6, p. 528-540, 2011.

CARDOSO, E. L. et al. Morphological changes in the gills of *Lophiosilurus alexandri* exposed to unionized ammonia. **Journal of Fish Biology**, v. 49, n. 5, p. 778-787, 1996.

CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. Volume 1: Introduction, molluscs, crustaceans, hagfishes, sharks, batoid fishes, and chimaeras. FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome, FAO. p. 1-600, 2002.

CARVALHO, D. C. et al. Deep barcode divergence in Brazilian freshwater fishes: the case of the São Francisco River basin. **Mitochondrial Dna**, v. 22, n. sup1, p. 80-86, 2011.

CARVALHO, F. R.; SARMENTO-SOARES, L. M.; MARTINS-PINHEIRO, R. F. Redescription of *Moenkhausia doceana* (Steindachner, 1877) (Ostariophysi: Characiformes): a characid from the Northeastern Mata Atlântica ecoregion, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 2, p. 377-388, 2014.

CARVALHO, P. A. et al. Reproductive biology of *Astyanax fasciatus* (Pisces: Characiformes) in a reservoir in southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 25, n. 3, p. 306-313, 2009.

CASATTI, L. Taxonomia do gênero Sul-Americano *Pachyurus* Agassiz, 1831 (Teleostei: Perciformes: Sciaenidae) e descrição de duas novas espécies. **Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS**, v. 14, n. 2, p. 133-178, 2001.

CASTAGNOLLI, N. Piscicultura de água doce. **Jaboticabal: Funep**, v. 189, p. 181-195, 1992.

CASTRO, R. M. C.; VARI, R. P. Detritivores of the South American fish Family Prochilodontidae (Teleostei: Ostariophysi; Characiformes). A phylogenetic and revisionary study. **Smithsonian Contributions to Zoology**, v. 622, n. i-v, p. 1-189, 2004.

CATTANEO, A.; COUILLARD, Y.; WUNSAM, S.; COURCELLES, M. Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Québec, Canada). **J Paleolimnol**, v. 32, p. 163-75, 2004.

ÇELEKLI, A.; KAPI, E.; SOYSAL, Ç.; ARSLANARGUN, H.; BOZKURT, H. Evaluating biochemical response of filamentous algae integrated with different water bodies. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 142, p. 171-180, 2017.

CENEVIVA-BASTOS, et al. Microscopic Evidence of the Opportunistic Reproductive Strategy and Early Sexual Maturation of the Small-Sized Characin *Knodus moenkhausii* (Characidae, Pisces). **Anatomia, histologia, embryologia**, v. 44, n. 1, p. 72-80, 2015.

CENTRO DE REFERÊNCIA E INFORMAÇÃO AMBIENTAL (CRIA). **Specieslink - simple search**. Disponível em: <https://specieslink.net/>. Acessado em: 12 de novembro de 2021.

CENTRO DE TECNOLOGIA EM AQUICULTURA E MEIO AMBIENTE (CTA). **Peixes de água doce do Rio Doce: na área de influência da UHE Mascarenhas**. Vitória, 2009.

CHAKRABARTY, S. et al. Endosulfan and flutamide, alone and in combination, target ovarian growth in juvenile catfish, *Clarias batrachus*. **Bioquímica e Fisiologia Comparada Parte C: Toxicologia e Farmacologia**, v. 155, n. 3, p. 491-497, 2012.

CHÃO, I.R.S. Remoção de fósforo de efluentes de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água. Dissertação (Mestre em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CHAO, N. L. A popular and potentially sustainable fishery resource under pressure—extinction risk and conservation of Brazilian Sciaenidae (Teleostei: Perciformes). **Global Ecology and Conservation**, v. 4, p. 117-126, 2015.

CHAVES, B. R. N.; AMARANTE, M. C.; NACIF, W. F. **Relatório Técnico DEAMB/SEMAD/SISEMA Nº 011/2016**. Mortandade de peixes na Bacia do Rio Doce após rompimento da barragem da Samarco no distrito de Bento Rodrigues (Mariana/MG), em 05/11/2015, p. 1-71, 2016.

CHELLAPPA, S. Reproductive ecology of a neotropical cichlid fish, *Cichla monoculus* (Osteichthyes: Cichlidae). **Brazian Journal of Biology**, v. 63, n. 1, p. 17-26, 2003.

CHUNG, A.P., COIMBRA, C., FARIAS, P., FRANCISCO, R., BRANCO, R., SIMÃO, F. V. GOMES, E., PEREIRA, A., VILA, M.C., FIÚZA, A., MORTENSEN, M.S., SØRENSEN, S.J., MORAIS, P. v. Tailings microbial community profile and prediction of its functionality in basins of tungsten mine. **Scientific Reports** 9, 2019.

CODD, G. A.; MORRISON, L. F.; METCALF, J. S. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 203, 264–272, 2005.

COELHO, A. L. N. **Mudanças históricas na morfologia fluvial no médio-baixo Rio Doce por processos de erosão e sedimentação** 1a. ed. - Vitória, ES, UFES/Proex, 2019.

COGNATO, D. P.; FIALHO, C. B. Reproductive biology of a population of *Gymnotus* aff. *carapo* (Teleostei: Gymnotidae) from southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 3, p. 339-348, 2006.

CEMIG - COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS. **Programa Peixe Vivo**. 2019. Disponível em: < <https://www.cemig.com.br/programa-sustentabilidade/peixe-vivo/> >.

CONVÊNIO-RENOVA-UFV. **A ictiofauna da bacia do Rio Doce após o rompimento da barragem de rejeito da Samarco, com foco em segurança alimentar.** 2019.

CORCOLL, N. et. al. Chl-a fluorescence parameters as biomarkers of metal toxicity in fluvial biofilms: an experimental study. **Hydrobiologia**, v. 673, p. 119-136, 2011.

CORRÊA, M. M. et al. Caracterização de óxidos de ferro de solos do ambiente tabuleiro costeiro. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, 32:1017-1031. 2008.

COSTA, E.S., CAGNIN, R.C., SILVA, C.A., LONGHINI, C.M., SÁ, F., LIMA, A.T., GOMES, L.E. DE O., BERNARDINO, A.F.; NETO, R.R. Iron ore tailings as a source of nutrients to the coastal zone. **Marine Pollution Bulletin**, 171: 112725, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112725>.

COSTA, M. R.; MORETI, T.; ARAÚJO, F. G. Length-weight relationships of 20 fish species in the Guandu River, Rio de Janeiro State, Southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 30, p. 200-201, 2014.

COSTA, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Implantação de um banco de cianofíceas tóxicas. **Iheringia, Série Botânica**, 45: 69-72, 2006.

COSTA, W. J. E. M. et al. Two new species of miniature psammophilic Sarcoglanidine catfishes of the genus *Microcambeva* from the Atlantic Forest of eastern Brazil (Siluriformes: Trichomycteridae). **Journal of Natural History**, v. 53, n. 29, p.1837-1851, 2019.

CSATORDAY, K.; GOMBOS, Z. & SZALONTAI, B. Mn²⁺ and Co²⁺ toxicity in chlorophyll biosynthesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, vol. 81, p. 476-478, 1984.

CTA-Centro Técnico em Aquicultura. **Peixes de água doce do rio Doce: Nas áreas de influência da UHE Mascarenhas.** CTA/EDP: Vitória, 2009.

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

CUNHA, M. S. et al. Phylogeography and historical biogeography of the *Astyanax bimaculatus* species complex (Teleostei: Characidae) in coastal southeastern South America. **Zebrafish**, v. 16, n. 1, p. 115-127, 2019.

DA SILVA, Cassio Roberto; CUNHA, Fernanda Gonçalves; VIGLIO, Eduardo Paim. **Rompimento da barragem de mineração de ferro em Mariana-Minas Gerais, Brasil: Impactos físico-químicos.** In: III Congresso da Sociedade de Análise de Risco Latino Americana, São Paulo. 2016.

DE JESUS, T.B.; SOUZA, S.S.; SANTOS, L.T.S.O.; DE AGUIAR, W.M. Avaliação da potencialidade de utilização de espécies de macrófitas como acumuladoras de metais pesados. **Revista Virtual de Química**, v. 7, n. 4, p. 1102-1118, 2015

DE QUEIROZ, Victor. **Redescrição de *Astyanax giton* Eigenmann 1908.** Monografia, Universidade Federal de Viçosa, 2019.

DEITOS, C. et al. **Ecology of *Pimelodus maculatus* (Siluriformes) in the Corumbá reservoir, Brazil.** Cybium, Paris, v. 26, p. 275-282, 2002.

DELARIVA, R. L. Ecologia trófica da ictiofauna do rio Iguaçu-PR sob efeitos do represamento de Salto Caxias. Tese de Doutorado. **Universidade Estadual de Maringá.** Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, 2002.

DELIBERALLI, W. et al. The effects of heavy metals on the incidence of morphological deformities in Chironomidae (Diptera). **Zoologia (Curitiba)**, v. 35, 2018.

DEVIN, S., BURGEOT, T., GIAMBÉRINI, L., MINGUEZ, L., PAIN-DEVIN, S. 2014. **The integrated biomarker response revisited: optimization to avoid misuse.** Environmental Science and Pollution Research, 21: 2448-2454, 2014.

DEWEZ, D. et. al. Determination of photosynthetic and enzymatic biomarkers sensitivity used to evaluate toxic effects of copper and fludioxonil in alga *Scenedesmus obliquus*. **Aquatic Toxicology**, v. 74, n. 2, p. 150-159, 2005.

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**, 781, 109-125, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2827-2>.

DO CARMO, F. F. et al. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 15(3):145-151, 2017.

DODDS, W. E.; SMITH, V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, 6(2):155-164. <https://doi.org/10.5268/IW-6.2.909>, 2016.

DOMINGOS, F. F. T. et al. Assessment of spermatogenesis and plasma sex steroids in a seasonal breeding teleost: a comparative study in an area of influence of a tributary, downstream from a hydroelectric power dam, Brazil. **Fish Physiology and Biochemistry**, v. 38, n. 6, p. 1709-1719, 2012.

DONNELLY, B. G. Aspects of behaviour in the catfish *Clarias gariepinus* (Pisces: Clariidae) during periods of habitat desiccation. **Arnoldia**, v. 6, n. 9, p. 1-8, 1973.

DOS SANTOS, S. A.; BRITTO, M. R. The ichthyofauna of a poorly known area in the middle-southern Espinhaço mountain range, state of Minas Gerais, Brazil: diagnostics and identification keys. **ZooKeys**, v. 1054, p. 25-66, 2001.

DUARTE, E. B. et al. Trace metals in Rio Doce sediments before and after the collapse of the Fundão iron ore tailing dam, Southeastern Brazil. **Chemosphere**, 262:127-879, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127879>.

DUARTE, S.; ARAÚJO, F. G. Distribuição espacial e temporal de *Hypostomus affinis* na Represa de Ribeirão das Lajes. **Acta Biologica Leopoldensia**, v. 22, p. 261-276, 2000.

DUARTE, S.; ARAÚJO, F. G.; BAZZOLI, N. Reproductive plasticity of *Hypostomus affinis* (Siluriformes: Loricariidae) as a mechanism to adapt to a reservoir with poor habitat complexity. **Sociedade Brasileira de Zoologia**, v. 28, n. 5, p. 577-586, 2011.

DUDGEON, D. et al. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.

DUPLAIN, R. R.; CHAPLEAU, F.; MUNROE, T. A. A New Species of *Trinectes* (Pleuronectiformes: Achiridae) from the Upper Rio San Juan and Rio Condoto, Colombia. **Copeia**, v. 3, p. 541-546, 2012.

ECONSERVATION. **Programa de monitoramento da ictiofauna do Rio Doce nos Estados de Minas Gerais e Espírito Santo – Atendimento a cláusula 164 do Termo de Transação de Ajustamento de Conduta Alínea A, Ofício SEI Nº 132/2016-DIBIO/ICMBIO**. Relatório Final. Relatório Técnico – RT ECV 260/18. Maio 2019

EIGENMANN, C. H. The nature and origin of the fishes of the Pacific slope of Ecuador, Peru and Chili. **Proceedings of the American Philosophical Society**, v. 60, n. 4, p. 503-523, 1921.

EIGENMANN, C.H.; KENNEDY, C.H. **On a collection of fishes from Paraguay, with a synopsis of the American genera of cichlids**. Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia, 55: 497 - 537, 1903.

EIGENMANN, C.H.; OGLE, F. **An annotated list of characin fishes in the United States National Museum and the Museum of Indiana University, with descriptions of new species**. Proceedings of the United States National Museum, v. 33, n. 1556, p. 1-36, 1907.

ERTHAL, A. P. R. C. et al. Reproductive cycle of *Leporinus copelandii* (Pisces: Anostomidae) females from the lower Paraíba do Sul river basin, RJ–Brazil. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 6, n. 2, p. 116-128, 2015.

ESPINDOLA, H. S.; NODARI, E. S.; SANTOS, M. A. Rio Doce: Risks and Uncertainties of the Mariana Disaster (MG). **Revista Brasileira de História**, v. 39, p. 141-162, 2019.

ESPINOZA-QUIÑONES, F.R.; MÓDENES, A.N.; THOMÉ, L.P.; PALÁCIO, S.M.; TRIGUEROS, D.E.G.; OLIVEIRA, A.P.; SZYMANSKI, N. Study of the bioaccumulation kinetic of lead by living aquatic macrophyte *Salvinia auriculata*. **Chemical Engineering Journal**, v. 150, p. 316-322, 2009.

ESTEVEZ, K. E.; PINTO-LOBO, A. V. Feeding pattern of *Salminus maxillosus* at Cachoeiras de Emas, Mogi Guaçu river (São Paulo State Southeast Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 61, n. 2, p. 267-276, 2001.

FABREGAT, T. E. H. P. et al. Caracterização das proporções anatômicas e tempo de trânsito gastrointestinal do apaiari e do acará-bandeira. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 41, n. 3, p.671-676, 2015.

FAITH, D. P.; REID, C. A. M.; HUNTER, J. Integrating phylogenetic diversity, complementarity, and endemism for conservation assessment. **Conservation Biology**, v. 18, n. 1, p. 255-261, 2004.

FAO. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**. Version 2007. Disponível em: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/en. Acesso em: várias datas. 2021.

FEIO, M. J. et al. Defining and testing targets for the recovery of tropical streams based on macroinvertebrate communities and abiotic conditions. **River research and applications**, v. 31, n. 1, p. 70-84, 2015.

FERRARIS, C. J. Jr. **Auchenipteridae (Driftwood catfishes)**. In: Reis, R. E.; Kullander, S. O.; Ferraris Jr, C. J. (eds.) Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003b.

FERRARIS, C. J. Jr. **Family Syngnathidae**. In: Reis RE, Kullander SO, Ferraris CJ Jr (Eds) Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs, Porto Alegre, p. 591-593, 2003a.

FERREIRA, A. O. et al. **Monitoramento do desembarque pesqueiro no reservatório da UHE Nova Ponte**, p. 1-7. In: Anais do XIV SNPTEE – Seminário nacional de produção e transmissão de energia elétrica, Belém, p. 112, 1997.

FERREIRA, F. S.; SÚAREZ, Y. R. Estrutura populacional e aspectos reprodutivos de *Corydoras aeneus* (Siluriformes, Callichthyidae) em riachos da bacia do rio Ivinhema, Alto rio Paraná. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 105, p. 474-483, 2015.

FERREIRA, F.A.; MORMUL, R.P.; PEDRALLI, G.; POTT, V.J.; POTT, A. Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Hoehnea**, v. 37, n. 1, p. 43-52, 2010.

FERREIRA, R. M. A. et al. Aspectos reprodutivos da piranha, *Pygocentrus piraya* (Teleostei, Characiformes), espécie nativa da bacia do Rio São Francisco. **Arq. Bras. Med. Vet. Zoo.** 48: 71-76. 1996.

FERREIRA, W. et al. Biomonitoramento de longo prazo da Bacia do Rio das Velhas através de um índice multimétrico bentônico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, n. 3, p. 253-259, 2012.

FERREIRA, W. R. et al. Importance of environmental factors for the richness and distribution of benthic macroinvertebrates in tropical headwater streams. **Freshwater Science**, v. 33, n. 3, p. 860-871, 2014.

FERREIRA, W. R. et al. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 365-373, 2017.

FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 15-25, 2011.

FETAHI, T., MENGISTOU, S., SCHAGERL, M. Zooplankton community structure and ecology of the tropical-highland Lake Hayq, Ethiopia. **Limnologia**, 41, 389–397, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.06.002>.

FIGUEIREDO, J. L.; MENEZES, N. A. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil**. II Teleostei. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade São Paulo, 1980.

FIGUEIREDO, J.A.; NORIEGA, C. D.; OLIVEIRA, E.M.C.; NETO, R.R.; BARROSO, G.F.; ARAÚJO FILHO, M. Avaliação biogeoquímica de águas fluviais com ênfase no comportamento dos compostos de nitrogênio e fósforo total para diagnoses provenientes do sistema aquático Bacia do Rio Doce, no Espírito Santo. **Geochimica Brasiliensis**, 28(4): 215-226, 2014. <https://doi.org/10.21715/gb.v28i2.402>.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). **Freshwater Biology**, v. 50, n. 8, p. 1391-1403, 2005.

FINK, W. L. Revision of the Piranha Genus *Pygocentrus* (Teleostei, Characiformes). **Copeia**, v. 3, p. 665-687, 1993.

FISCHER, L. C.; PEREIRA, L. E. D.; VIEIRA, J. D. **Peixes Estuarinos e Costeiros**. Rio Grande: Luciano Gomes Fischer, 2011.

FLORA, M. A. D. et al. Biologia e cultivo do dourado (*Salminus brasiliensis*). **Acta Veterinaria Brasilica**, v. 4, n. 1, p. 7-14, 2010.

FONTELES-FILHO, A. A. **Oceanografia, biologia e dinâmica populacional de recursos pesqueiros**. Expressão Gráfica e Editora, Fortaleza, p. 464, 2011.

FRAGOSO-MOURA, E. N.; OPORTO, L. T.; MAIA-BARBOSA, P. M.; BARBOSA, F. A. R. Loss of biodiversity in a conservation unit of the Brazilian Atlantic Forest: the effect of introducing non-native fish species. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 18-27, 2016.

FRANÇA, F.; MELO, E.; GÓES NETO, A.; ARAÚJO, D.; BEZERRA, M.G.; RAMOS, H.M.; CASTRO, I.; GOMES, D. Flora vascular de açudes de uma região de semi-árido da Bahia, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 4, p. 549-559, 2003.

FRANCO, A. C. S.; GARCÍA-BERTHOU, E.; DOS SANTOS, L. N. Ecological impacts of an invasive top predator fish across South America. **Science of The Total Environment**, v. 761, p. 143296, 2021.

FREITAS, C. M. de; SILVA, M. A. da; MENEZES, F. C. de. O desastre na barragem de mineração da Samarco: fratura exposta dos limites do Brasil na redução de risco de desastres. **Ciência e Cultura**, v. 68, n. 3, p. 25-30, 2016.

FREITAS, T. M. S.; DUTRA, G. M.; SALVADOR, G. N. Length-weight relationships of 18 fish species from Paraíba do Sul basin, Minas Gerais. **Brazilian Journal of Applied Ichthyology**, v. 33, p. 652-654, 2017.

FRIAS, J. P. G. L.; SOBRAL, P.; FERREIRA, A. M. Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. **Marine pollution bulletin**, v. 60, n. 11, p.1988-1992, 2010.

FRIAS-TORRES, S. Notes on aquarium brood release and feeding of the opossum pipefish, *Microphis brachyurus lineatus*. **Gulf and Caribbean Research**, v. 16, n. 1, p. 73-75, 2004.

FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N.; VAN DER LAAN, R. (eds.). **Eschmeyer's Catalog of fishes: genera, species, references.** 2021 Disponível em: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.

FROESE, R., N. et al. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. **Fish and Fisheries**, v. 18, n. 3, p. 506-526, 2017.

FUNDAÇÃO RENOVA. **Programa de monitoramento da ictiofauna do Rio Doce nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo** – atendimento a cláusula 164 do Termo de Transação e de Ajustamento de Conduta Alínea A, ofício SEI nº 132/2016- DIBIO/ICMBIO – Relatório Final. Relatório Técnico – RT ECV 260/18, 2019.

GABRIEL, F. Â., HAUSER-DAVIS, R. A., SOARES, L., MAZZUCO, A. C. A., ROCHA, R. C. C., SAINT PIERRE, T. D., SAGGIORO, E., CORREIA, F. V., FERREIRA, T. O., BERNARDINO, A. F. **Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster.** PeerJ, 8: e10266, <https://doi.org/10.7717/peerj.10266>, 2020.

GARAVELLO, J. C. Revision of genus *Steindachneridion* (Siluriformes: Pimelodidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 3, n. 4, p. 607-623, 2005.

GARAVELLO, J. C.; BRITSKI, H. A. *Parotocinclus planicauda*, a new species of the subfamily Hypoptopomatinae from southeastern Brazil (Ostariophysi: Loricariidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 2, p. 253-260, 2003.

GARAVELLO, J. C.; SHIBATTA, O. A. A new species of the genus *Pimelodus* La Cépède, 1803 from the Rio Iguaçu basin and a reappraisal of *Pimelodus ortmanni* Haseman, 1911 from the Rio Paraná system, Brazil (Ostariophysi: Siluriformes: Pimelodidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 3, p. 285-292, 2007.

GARCIA, D. A. Z.; VIDOTTO-MAGNONI, A. P.; ORSI, M. L. Características reprodutivas de peixes invasores no rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, sul do Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 14, p. 511, 2019.

GARCÍA-ARTEAGA, J. P. et al. Relações comprimento-peso de peixes marinhos cubanos. **Naga ICLARM Q.**, v. 20, n. 1, p. 38-43, 1997.

GARUTTI, V.; LANGEANI, F. Redescription of *Astyanax goyacensis* Eigenmann, 1908 (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 7, p. 371-376, 2009.

GASQUES, L. S. et al. A introdução do gênero *Cichla* (Block e Schneider, 1801) na planície de inundação do Alto Rio Paraná. **Arquivos Ciências Veterinária Zoologia UNIPAR**, v. 17, n. 4, p. 261-266, 2014.

GEORGE, S. D.; BALDIGO, B. P.; STICH, D. S. Temporal variability in stream fish assemblage metrics and implications for long-term monitoring. **Ecological Indicators**, v. 101, n. 2018, p. 661-669, 2019.

GER, K.A., HANSSON, L.A., LÜRLING, M. Understanding cyanobacteria-zooplankton interactions in a more eutrophic world. **Freshwater Biology**, 59(9), 1783-1798, 2014. <https://doi.org/10.1111/fwb.12393>.

GISD. **The Global Invasive Species Database**. Version 2015.1. Invasive Species Specialist Group ISSG 2015. Disponível em: <<http://www.iucngisd.org/gisd/>>.

GODINHO A. L. **Peixes do Parque Estadual do Rio Doce**. Belo Horizonte: Instituto Estadual de Florestas, Universidade Federal de Minas Gerais, p. 48, 1996.

GODINHO, A.L. et al. The Ecology of Predator Fish Introductions: The case of Rio Doce Valley Lakes. In: **Ecology and Human Impact on Lakes and Reservoirs in Minas Gerais**. R.M.; Giani, A. & von Sperling. Belo Horizonte, SEGRAC, p.77-83, 1994.

GODINHO, H. P. Estratégias reprodutivas de peixes aplicadas à aquicultura: bases para o desenvolvimento de tecnologias de produção. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, v. 31, n. 3, p. 351-360, 2007.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. **Águas, Peixes e Pescadores do São Francisco das Minas Gerais**. Belo Horizonte: PUC Minas, 2003.

GOMES L. C. et al. Biologia do jundiá *Rhamdia quelen* (Teleostei, Pimelodidae). **Ciência Rural**, v. 30, p. 179-185, 2000.

GOMES, I. D. et al. Reproductive biology of the armoured catfish *Loricariichthys castaneus* (Castelnau, 1855) in Lajes reservoir, southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 27, n. 6, p. 1322-1331, 2011.

GOMES, L. C. et al. Genotoxicity effects on *Geophagus brasiliensis* fish exposed to Doce River water after the environmental disaster in the city of Mariana, MG, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 4, p. 659-664, 2019.

GOMES, L. C. et al. Integrative taxonomy detects cryptic and overlooked fish species in a neotropical river basin. **Genetica**, v. 143, n. 5, p. 581-588, 2015.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Relação peso-comprimento e fator de condição para *Cichla* cf. *ocellaris* e *Cichla monoculus* (Perciformes, Cichlidae) no reservatório de Volta Grande, rio Grande - MG/SP. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 25, n. 1, p. 79-86, 2003.

- GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Relação peso-comprimento e fator de condição de *Brycon opalinus* (Pisces, Characiformes) no Parque Estadual da Serra do Mar - Núcleo Santa Virgínia, Mata Atlântica, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 28, n. 2, p. 135-141, 2006.
- GOMIERO, L. M.; VILLARES, G. A. J.; NAOUS, F. Reproduction of *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006 introduced into an artificial lake in southeastern Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v. 69, n. 1, p. 175-183, 2009.
- GONÇALVES, C. S.; SOUZA, U. P.; BRAGA, F. M. S. Population structure, feeding and reproductive aspects of *Serrapinnus heterodon* (Characidae, Cheirodontinae) in a Mogi Guaçu reservoir (SP), upper Paraná River basin. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 1, p. 13-22, 2011.
- GONÇALVES, M. A., GARCIA, F. C. AND BARROSO, G. F. Morphometry and mixing regime of a tropical lake: Lake Nova (Southeastern Brazil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 88(3): 1341-1356. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201620150788>, 2016.
- GONZÁLEZ-ACOSTA, A. F.; CRUZ-AGÜERO, J. De la; CASTRO-AGUIRRE, J. L. A review of the marine western Atlantic species of the genus *Eugerres* (Perciformes: Gerreidae). **Bulletin of Marine Science**, v. 80, n. 1, p.109-124, 2007.
- GOSSE, J. P. (1976). Révision du genre *Geophagus* (Pisces Cichlidae). Académie Royal des Sciences d'Outre-Mer, **Mémoires de la Classe des Sciences naturelles et médicales**, v. 19, n. 3, p. 1-173, 1976.
- GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da Planície de Inundação do Alto Rio Paraná e Áreas Adjacentes**. Maringá: EDUEM. 2007.
- GRADÍSSIMO, D. G.; MOURÃO, M. M.; SANTOS, A. V. Importância do Monitoramento de Cianobactérias e Suas Toxinas em Águas Para Consumo Humano. **Revista Brasileira de Criminalística**, v. 9, n. 2, p. 15-21, 2020.
- GUALA, S.D.; VEGA, F.A.; COVELO, E.F. The dynamics of heavy metals in plant-soil interactions. **Ecological Modelling**, v. 221, p. 1148-1152, 2010.
- GUIMARÃES, M.A.; SANTANA, T.A.; SILVA, E.V.; ZENZEN, IL.; LOUREIRO, M.E. Cadmium toxicity and tolerance in plants. **Revista Trópica-Ciências Agrárias e Biológicas**, v.1, n. 3, p. 56-66, 2006.
- GURGEL, H. C. B. Dieta de *Crenicichla lepidota* Heckel, 1840 (Perciformes, Cichlidae) da lagoa Redonda, Nísia Floresta/RN. **Acta Scientiarum**, v. 20, n. 2, p. 191-194, 1998.
- HAINZ, R.; WÖBER, C.; SCHAGERL, M. The relationship between *Spirogyra* (Zygnematophyceae, Streptophyta) filament type groups and environmental conditions in Central Europe. **Aquatic Botany**, v. 91 (3), p. 173-180, 2009.
- HAMILTON, W.D. Extraordinary sex ratios. **Science**, v. 156, n. 3774, p. 477-488, 1967.

HARRISON, I. J. **Mugilidae**. In: Karpenter, K. (Ed) FAO Species Identification Guide for Fisheries Purposes. The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic. Vol. 2. Bony Fishes, part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). Rome: FAO, 2002.

HARTZ, Sandra Maria. **Alimentação e estrutura da comunidade de peixes da lagoa Caconde, litoral norte do Rio Grande do Sul**. 1997. 282f. Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos, 1997.

HATANAKA, T.; GALETTI, P. M. RAPD markers indicate the occurrence of structured populations in a migratory freshwater fish species. **Genetics and Molecular Biology**, v. 26, n. 1, p. 19-25, 2003.

HÉBERT, M.P., BEISNER, B. E., MARANGER, R. Linking zooplankton communities to ecosystem functioning: Toward an effect-trait framework. **Journal of Plankton Research**, 39, 3–12, 2017. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbw068>.

HEEGARD, E.; BIRKS, H.H.; GIBSON, C.E.; SMITH, S.J.; WOLFEMURHY, S. Species-environmental relationships of aquatic macrophytes in Northern Ireland. **Aquat. Bot.**, v. 70, n. 3, p. 175-223, 2001.

HESSEN, D. O. et al. Nutrient enrichment and planktonic biomass ratios in lakes. **Ecosystems**, v. 9, p. 516-527, 2006.

HOJO, R. E. S.; SANTOS, G. B.; BAZZOLI, N. Reproductive biology of *Moenkhausia intermedia* (Eigenmann) (Pisces: Characiformes) in Itumbiara Reservoir, Goiás, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 21, n. 3, p. 519-24, 2004.

HONJI, R. M. et al. Biodiversidade e conservação da ictiofauna ameaçada de extinção da bacia do Rio Paraíba do Sul. **Revista da Biologia**, v. 17, n. 2, p. 18-30, 2017.

HOWES, G. J. Review of the genus *Brycon* (Teleostei: Characoidei). **Bulletin of the British Museum Natural History (Zool)**, v. 43, p. 1-47, 1982.

HUGHES, R. M. et al. Estimating vertebrate, benthic macroinvertebrate, and diatom taxa richness in raftable Pacific Northwest rivers for bioassessment purposes. **Environmental monitoring and assessment**, v. 184, n. 5, p. 3185-3198, 2012.

HUSZAR V. L. M.; SILVA, L. H. S.; ESTEVES, F. A. Estrutura das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do baixo Rio Doce, Linhares, Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 3, p. 585-598, 1990.

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.

HYENSTRAND, P.; BLOMQVIST, P.; PETTERSON, A. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems - a literature review. Arch. **Hydrobiology Special Issues Advanced Limnology**, v. 15, p. 41-62, 1998.

HYENSTRAND, P.; RYDIN, E.; GUNNERHED, M. Response of pelagic cyanobacteria to iron additions enclosure experiments from lake Erken. **Journal of Plankton Research**, v. 22, n. 6, p. 1113-1126, 2000.

ICMBio. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 2018. Disponível em: <http://icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol1.pdf>. Acessado em: 12 de novembro de 2021.

IEMA, Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Espírito Santo. **Encarte técnico – 02 anos de monitoramento da qualidade da água bruta do rio Doce**. 2017. Disponível em: <<https://iema.es.gov.br/Media/iema/GTECAD/Relatorio%20-%202002%20ANOS%20DE%20MONITORAMENTO%20DA%20QUALIDADE%20DA%20AGUA%20BRUTA%20DO%20RIO%20DOCE.pdf>>

INGENITO, L. F. S et al. First records of Cheirodontinae (Actinopterygii: Characiformes: Characidae) from drainages of Espírito Santo state, southeastern Brazil. **Checklist**, v. 4, n. 2, p. 1-6, 2016.

INGOLE, N.W; BHOLE, A.G. **Removal of heavy metals from aqueous solution by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*)**. AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society, vol. 52, nº 2, p. 119-128, 2003.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Dados climatológicos. Disponível em: <<https://bdmep.inmet.gov.br/>>. Acesso em 15 novembro 2021.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (PIRH) e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce - Relatório Final**, Volume I. 2010. Disponível em: <<http://www.cbhdoce.org.br/pirh-parh-pap/pirh>>. Acesso em: 18/12/2020.

JACOMINE, P. K. T. et al. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Boletim Técnico n. 60. **Levantamento exploratório – Reconhecimento de Solos do Norte de Minas Gerais (Área de Atuação da SUDENE)**. Recife: EMBRAPA, 1979.

JARDIM, F. A.; FONSECA, Y. M. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. **First occurrence of toxic cyanobacteria in a reservoir of COPASA - Minas Gerais – Brazil**. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1. 2000, Trento. Anais..., Trento, 2000.

JARDIM, F. A.; MACHADO, J. N. A.; SCHEMBRI, M. C. A. C.; AZEVEDO, S. M. F. O, von Sperling E. **A experiência da COPASA no monitoramento, detecção e adoção de medidas mitigadoras para as cianobactérias tóxicas em estações de tratamento de água - Minas Gerais - Brasil**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2004, Porto Alegre. Anais..., Porto Alegre, Brasil, 2004.

JENNY, J.-P., FRANCUS, P., NORMANDEAU, A., LAPOINTE, F., PERGA, M.-E., OJALA, A., SCHIMMELMANN, A. AND ZOLITSCHKA, B. Global spread of hypoxia in freshwater ecosystems during

the last three centuries is caused by rising local human pressure. **Global Change Biology**, 22(4): 1481-1489. <https://doi.org/10.1111/gcb.13193>, 2016.

JENSEN, K. M. et al. Characterization of responses to the antiandrogen flutamide in a short-term reproduction assay with the fathead minnow. **Aquatic Toxicology**, v. 70, n. 2, p. 99-110, 2004.

JOHNSON, P. T.; OLDEN, J. D.; VANDER ZANDEN, M. J. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 7, p. 357-363, 2008.

JOHNSTON, E.L.; ROBERTS, S.A. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. **Environmental Pollution**, v. 157, p. 1745-1752, 2009.

JONES, J.I.; LI, W.; MABERLY, S.C. Area altitude and aquatic plant diversity. **Ecography**, v. 26, n. 4, p. 433 411-420, 2003.

JUMAWAN, J. C.; SERONAY, R. A. Length-weight relationships of fishes in eight floodplain lakes of Agusan Marsh, Philippines. **Philippine Journal of Science**, v. 146, n. 1, p. 95-99, 2017.

JUNK, W. J. et al. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian special publication of fisheries and aquatic sciences**, v. 106, n. 1, p. 110-127, 1989.

KÄGI, J. H. R., SCHÄFFER, A. **Biochemistry of metallothionein**. *Biochemistry*, 27: 8509– 8515, 1988.

KAY, S.H.; HALLE, W.T.; GARRARD, L.A. **Effects of heavy metals on water hyacinths (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms)**. *Aquatic Toxicology*, vol. 5, nº 2, p. 117-128, 1984.

KEITH, P.; LE BAIL, P. Y.; PLANQUETTE, P. **Atlas des Poissons d'Eau Douce de Guyane**. Tome 2, Fascicule I: Batrachoidiformes, Mugiliformes, Beloniformes, Cyprinodontiformes, Synbranchiformes, Perciformes, Pleuronectiformes, Tetraodontiformes. Paris: Publications scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, 2000.

KENNY, J. S. **Views from the bridge: a memoir on the freshwater fishes of Trinidad**. Maracas, St. Joseph: Trinprint, 1995.

KIM, H. S., HWANG, S. J., SHIN, J. K., NA, K. G., YOON, C. G. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypertrophic reservoir. **Hydrobiologia**, v. 581, p. 255-267, 2007.

KITAGAWA, A. T. et al. Feeding behavior and the effect of photoperiod on the performance and hematological parameters of the pacamã catfish (*Lophiosilurus alexandri*). **Applied Animal Behaviour Science**, v. 171, p. 211-218, 2015.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Chroococcales. In: Ettl, A. et al. (Org.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Bd. 19. **Stuttgart: G. Fischer Verlag**, p. 548, 1999.

KOSTOV, V. et al. Red-bellied piranha *Pygocentrus nattereri* Kner, 1858 (Characiformes: Serrasalminidae) in open waters in R. Macedonia. **Ecologica Montenegrina**, v. 8, p. 64-71, 2016.

KUFNER, D.C.L.; SCREMIN-DIAS, E.; GUGLIERI-CAPORAL, A. Composição florística e variação sazonal da biomassa de macrófitas aquáticas em lagoa de meandro do Pantanal. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 803-812, 2011.

KULLANDER, S. O. Cichlid Fishes of the Amazon River Drainage of Peru. Estocolmo: **Swedish Museum of Natural History**, 1986.

KULLANDER, S. O. Family Cichlidae. In: Reis, R. E.; Kullander, S. O.; Ferraris Jr, C. J. (eds.) **Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003.

KULLANDER, S. O.; FERREIRA, E. J. G. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species (Teleostei: Cichlidae). **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 17, n. 4, p. 289-398, 2006.

LACOU, P.; FREEMAN, B. Environmental influences on aquatic plants in freshwater ecosystems. **Environ. Rev.**, v. 14, n. 2, p. 89-136, 2006.

LAGOS, N. et al. The first evidence of paralytic shellfish toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii*, isolated from Brazil. **Toxicon**, v. 37, p. 1359-1373, 1999.

LANGEANI, F. New Species of *Harttia* (Loricariidae, Loricariinae) from the Rio São Francisco Basin. **Copeia**, v. 1, p. 136-142, 2001.

LASSO-ALCALÁ, O. M.; LASSO, C. A. Revisión taxonómica del género *Awaous* Valenciennes 1837 (Pisces: Perciformes, Gobiidae) en Venezuela, con notas sobre su distribución y hábitat. **Memoria de la Fundación La Salle de Ciencias Naturales**, v. 168, p. 117-140, 2008.

LATINI, A. O. et al. Alien fishes in lakes of the Doce river basin (Brazil): range, new occurrences and conservation of native communities. **Lundiana: International Journal of Biodiversity**, v. 5, n. 2, p. 135-142, 2004.

LATINI, A. O. et al. **Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil**. Série Biodiversidade, 39. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2016.

LATINI, A.O.; PETRERE JUNIOR, M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Fisheries Management and Ecology**, v. 11, p. 71-79, 2004.

LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). **Journal of Animal Ecology**, v. 20, n. 2, p. 201-219, 1951.

LEÃO, G.N. **Aspectos da biologia de Eucinostomus argenteus Bairds e Girard, 1855, Gerreidae, capturado no canal de Santa Cruz – Pernambuco**. Dissertação de mestrado da. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 2016.

LEE, J.; LEE, S.; JIANG, X. Cyanobacterial toxins in freshwater and food: important sources of exposure to humans. **Annual Review of Food Science and Technology**, v. 8, p. 281-304, 2017.

LEGENDRE, P. A temporal beta-diversity index to identify sites that have changed in exceptional ways in space–time surveys. **Ecology and evolution**, v. 9, n. 6, p. 3500-3514, 2019.

LEPRIEUR, F. Contrasting patterns and mechanisms of spatial turnover for native and exotic freshwater fish in Europe. **Journal of Biogeography**, v. 36, n. 10, p. 1899-1912, 2009.

LEPRIEUR, F. et al. Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. **PLoS Biology**, v. 6, n. 2, p. e28, 2008.

LESSA, R.; NÓBREGA, M. F. **Guia de identificação de peixes marinhos da Região Nordeste**. Programa REVIZEE, Score-NE: 128, 2000.

LEWIS, W. M. JR. Tropical Limnology. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 18, p. 159-184, 1987.

LEZAMA, A. Q.; TRIQUES, M. L.; SANTOS, P. S. *Trichomycterus argos* (Teleostei: Siluriformes: Trichomycteridae), a new species from the Doce River Basin, Eastern Brazil. **Zootaxa**, v. 3352, p. 60-68, 2012.

LI, J.; ZHANG, K.; ZHANG, H. Adsorption of antibiotics on microplastics. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 460-467, 2018.

LIEM, K.F.; ECLANCHER B.; FINK, W. L. Aerial respiration in the banded knife fish *Gymnotus carapo* (Teleostei: Gymnotoidei). **Physiological Zoology**, v. 57, p. 185-195, 1984.

LIEW, J. H.; TAN, H. H.; YEO, D. C. Dammed rivers: impoundments facilitate fish invasions. **Freshwater Biology**, v. 61, n. 9, p. 1421-1429, 2016.

LIGHT, T.; MARCHETTI, M. P. Distinguishing between invasions and habitat changes as drivers of diversity loss among California's freshwater fishes. **Conservation Biology**, v. 21, n. 2, p. 434–446, 2007.

LIGON, F. K.; DIETRICH, W. E.; TRUSH, W. J. Downstream ecological effects of dam. **BioScience**, v. 45, n. 3, p. 183-192, 1995.

LIMA, E. M. M. et al. A pesca de acari (*Pterygoplichthys pardalis*) na várzea do Baixo Amazonas, Pará, Brasil: Aspectos estruturais e socioeconômicos. **GAIA SCIENTIA**, v. 13, n. 4, p. 70- 85, 2020.

LIMA, F. B.; MAZZONI, R. **Ecologia reprodutiva do cascudo *Parotocinclus maculicauda* (osteichthyes, loricariidae) no rio Mato Grosso, Saquarema, Rio de Janeiro**. Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, 13 a 17 de setembro de 2009, São Lourenço – MG. 2009.

- LIMA, F. B.; SCHÄFER, A. E.; LANZER, R. M. Diversity and spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrates with respect to the trophic state of Lake Figueira in the South of Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, p. 429-441, 2013.
- LIMA, F. C. T. A revision of the cis-andean species of the genus *Brycon* Müller & Troschel (Characiformes: Characidae). **Zootaxa**, v. 4222, n. 1, p. 1-189, 2017.
- LIMA, F. C. T. *Brycon gouldingi*, a new species from the rio Tocantins drainage, Brazil (Ostariophysi, Characiformes, Characidae), with a key to the species in the basin. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 15, p. 279-287, 2004.
- LIMA, F. C. T.; BRITSKI, H. A. *Salminus franciscanus*, a new species from the Rio São Francisco basin, Brazil (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 3, p. 237-244, 2007.
- LIMA, F. P. et al. Plastic Ingestion by Commercial and Non-Commercial Fishes from a Neotropical River Basin. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 1, p. 1-8, 2021.
- LINDE, A.R., SÁNCHEZ-GALÁN, S., VALLÉS-MOTA, P., GARCIA-VÁZQUEZ, E. **Metallothionein as bioindicator of freshwater metal pollution: European eel and brown trout**. *Ecotoxicology Environmental Safety*, 49: 60–63, 2001.
- LITCHMAN, E., OHMAN, M.D., KIØRBOE, T. Trait-based approaches to zooplankton communities. **Journal of Plankton Research**, 35, 473-484. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbt019>, 2013.
- LIZIERI, C.; AGUIAR, R.; KUKI, K. N. Manganese accumulation and its effects on three tropical aquatic macrophytes: *Azolla caroliniana*, *Salvinia minima* and *Spirodela polyrhiza*. **Rodriguésia**, vol. 62, nº 4, p. 909-917, 2011.
- LO NOSTRO, F. L.; GUERRERO, G. A. Presence of primary and secondary males in a population of the protogynous *Synbranchus marmoratus*. **Journal of Fish Biology**, v. 49, n. 5, p. 788-800, 1996.
- LOPES, J. M. et al. Effect of anesthetic, tag size, and surgeon experience on postsurgical recovering after implantation of electronic tags in a neotropical fish: *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1837) (Characiformes: Prochilodontidae). **Neotropical Ichthyology**, v. 14, n. 3, 2016.
- LOWE-MCCONNELL, R. H. **Respostas dos Peixes às Condições em Águas Tropicais**. In: Lowe-McConnell RH. *Ecological Studies in Tropical*. Cambridge University Press, London, 1987.
- LUCENA C. A. S.; LUCENA, Z. M. S. Redefinição do gênero *Deuterodon* Eigenmann, 1907 (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). **Comunicações Museu de Ciências e Tecnologia**. PUCRS, Sér. Zool., Porto Alegre, v. 15, n. 1, p.113-135, 2002.
- LUCENA, C. A. S.; KULLANDER, S. O. The *Crenicichla* (Teleostei: Cichlidae) species of the Uruguai River drainage in Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 3, p. 97-160, 1992.

LUCENA, C. A. S.; SOARES, H. G. Review of species of the *Astyanax bimaculatus* “caudal peduncle spot” subgroup sensu Garutti e Langeani (Characiformes, Characidae) from the Rio La Plata and Rio São Francisco drainages and coastal systems of southern Brazil and Uruguay. **Zootaxa**, v. 4072, n. 1, p. 101-125, 2016.

LUÍS, A.T.; TEIXEIRA, P.; ALMEIDA, S.F.P.; MATOS, J.X.; DA SILVA, E.F. Environmental impact of mining activities in the lousal area (Portugal): chemical and diatom characterization of metalcontaminated stream sediments and surface water of corona stream. **Sci Total Environ**, v. 409, p. 4312–4325, 2011

LUKAC M.; AEGERTER R. Influence of trace metals on growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*. **Toxicon**, v. 31, p. 293–305, 1993.

LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LECREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal number and the statistical basis of estimating by counting. **Hydrobiology**, v. 11, p. 143-170, 1958.

LYRA, B. U.; RIGO, D. Impacto do desmatamento no regime de descargas na Bacia do Rio Doce. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, 2019.

MAGALHÃES, V. F.; AZEVEDO, S. M. F. O. **Ecological implications of hepatotoxic *Microcystis aeruginosa* in Jacarepaguá Lagoon, Brazil**. Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of Unesco, p. 28, 1998.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora UFPR, 2011.

MAI, A. C. G.; VIEIRA, J. P. Review and consideration on habitat use, distribution and life history of *Lycengraulis grossidens* (Agassiz, 1829) (Actinopterygii, Clupeiformes, Engraulididae). **Biota Neotropica**, v. 13, p. 121-130, 2013.

MALABARBA, L. R. et al. Guia de Identificação dos Peixes da Bacia do Rio Tramandaí. Porto Alegre: **Via Sapiens**, 2013.

MALABARBA, L. R. Família Characidae: Cheirodontinae. In: Buckup, P. A.; Menezes, N. A.; Ghazzi, M. S. (eds.) Catálogo das Espécies de Peixes de Água Doce do Brasil. **Rio de Janeiro: Museu Nacional**, 2007.

MALABARBA, L. R. **Monophyly of Cheirodontinae, characters and major clades (Ostariophysi: Characidae)**. In: Malabarba, L. R.; Reis, R. E.; Vari, R. P.; Lucena, Z. M. S.; Lucena, C. A. S. (eds.) Phylogeny and Classification of Neotropical fishes. Porto Alegre: EDIPUCRS, 1998.

MALABARBA, L. R. **Subfamily Cheirodontinae**. In: Reis, R. E.; Kullander, S. O.; Ferraris Jr, C. J. (eds.) Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003.

MALABARBA, L. R.; JEREP, F. C. Review of the species of *Serrapinnus* Malabarba, 1998 (Teleostei: Characidae: Cheirodontinae) from the Rio Tocantins-Araguaia basin, with description of three new species. **Zootaxa**, v. 3847, n. 1, p. 57-79, 2014.

MALANSKI, E. et al. A new species of *Characidium* (Characiformes: Crenuchidae) from coastal basins in the Atlantic Rainforest of eastern Brazil, with phylogenetic and phylogeographic insights into the *Characidium alipioi* species group. **Neotropical Ichthyology**, v. 17, n. 2, p. e180121, 2019.

MALTCHIK, L.; OLIVEIRA, G.R.; ROLON, A.S.; STENERT, C. Diversity and stability of aquatic macrophyte community in three shallow lakes associated to a floodplain system in the South of Brazil. **Interciencia**, v. 30, n. 3, p. 166-170, 2005.

MANTOVANI, W.; MARTINS, F.R. Variações fenológicas das espécies do cerrado da Reserva Biológica de Moji Guaçu, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 11, n. 1/2, p. 101-112. 1988.

MANTZOUKI, E. et al. Temperature effects explain continental scale distribution of cyanobacterial toxins. **Toxins**, v. 10, n. 4, p. 156, 2018.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa nº 53, de 1º de setembro de 2020**. Define o nome comum e respectivos nomes científicos para as principais espécies de peixes de interesse comercial destinados ao comércio nacional. Diário Oficial, 2020.

MARCENIUK, A. P. Chave para identificação das espécies de bagres marinhos (Siluriformes, Ariidae) da costa brasileira. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 89-101, 2005.

MARCENIUK, A. P. et al. Systematics, biogeography and conservation of *Paragenidens grandoculis* n. gen. and n. comb. (Siluriformes; Ariidae), a critically endangered species from southeastern Brazil. **Zootaxa**, v. 4586, n. 3, p. 425-444, 2019.

MARCHIORO, E. **Modelagem hidrossedimentológica na bacia do córrego Santa Maria: Subsídios à aplicação de práticas de conservação de água e solo no noroeste fluminense**. 2008. 189 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

MARCON, L. et al. Immunohistochemical, morphological and histometrical analyses of follicular development in *Astyanax bimaculatus* (Teleostei: Characidae) exposed to an organochlorine insecticide. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.143, p. 249-258, 2017.

MARCON, L. et al. Pathological and histometric analysis of the gills of female *Hyphessobrycon eques* (Teleostei: characidae) exposed to different concentrations of the insecticide Dimilin. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 131, p. 135-142, 2016.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Editora Omega, 1983.

MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 553-561, 1999.

MARTÍNEZ-RUIZ, E. B.; MARTÍNEZ-JERÓNIM, F. How do toxic metals affect harmful cyanobacteria? An integrative study with a toxigenic strain of *Microcystis aeruginosa* exposed to nickel stress. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.133, p. 36-46, 2016.

MARTINS, I. et al. Are multiple multimetric indices effective for assessing ecological condition in tropical basins? **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105953, 2020.

MASSICOTTE, P., FRENETTE, J.J., PROULX, R., PINEL-ALLOUL, B., BERTOLO, A. Riverscape heterogeneity explains spatial variation in zooplankton functional evenness and biomass in a large river ecosystem. *Landscape ecology*, 29, 67–79, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9946-1>.

MATT, S. L. P.; GOMES, M. L. M.; ANDRADE, D. R. Reproductive biology of *Oligosarcus argenteus* (Gunther, 1864) adult males and description of the gonadal maturation stages. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 1, p.119-126, 2009.

MATTHIENSEN, A.; YUNES, J. S.; CODD G. A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no Estuário na Lagoa dos Patos, RS. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 3, p. 361-376, 1999.

MATTOS, José LO; COSTA, Wilson JEM. Three new species of the '*Geophagus*' *brasiliensis* species group from the northeast Brazil (Cichlidae, Geophagini). **Zoosystematics and Evolution**, v. 94, p. 325, 2018.

MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E. P. Observations on the reproductive biology of female *Hypostomus luetkeni* Lacépède 1803. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 6, p. 53-56, 1997a.

MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E. P. Size structure, sex ratio and onset of sexual maturity of two species of *Hypostomus* Lacepede, 1803 (Osteichthyes, Loricariidae). **Journal of Fish Biology**, v. 47, p. 841-849, 1995.

MAZZONI, R.; CARAMASCHI, E. P. Spawning season, ovarian development and fecundity of *Hypostomus affinis* (Osteichthyes, Loricariidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 57, n.3, p. 455-462, 1997b.

MAZZONI, R.; CARAMASCHI, U.; WEBER, C. Taxonomical revision of the species of *Hypostomus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Loricariidae) from the Lower Rio Paraíba do Sul, State of Rio de Janeiro, Brazil. **Revue Suisse de Zoologie**, v. 101, n. 1, p. 3-18, 1994.

MAZZONI, R.; PETITO, J.; MIRANDA, J.C. Reproductive biology of *Genidens genidens*, a catfish from Maricá lagoon, RJ. **Ciência e Cultura**, v. 52, n. 2, p. 121-126, 2000.

MAZZONI, R.; REZENDE, C. F.; MANNA, L. R. Feeding ecology of *Hypostomus punctatus* Valenciennes, 1840 (Osteichthyes, Loricariidae) in a costal stream from Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, p. 569-574, 2010.

MÉ RIGOUX, S.; PONTON, D.; DE MÉ, B. Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America. **Environmental Biology of Fishes**, v. 51, p. 25–39, 1998.

MEDEIROS, A. P. M. D.; XAVIER, J. H. D. A.; ROSA, I. M. D. L. Diet and trophic organization of the fish assemblage from the Mamanguape River Estuary, Brazil. **Latin american journal of aquatic research**, v. 45, n. 5, p. 879-890, 2017.

MEHNER, T.; EMMRICH, M.; HARTWIG, S. Spatial predictors of fish species composition in European lowland lakes. **Ecography**, v. 37, n. 1, p. 73–79, 2014.

MELO, F. A. G.; BUCKUP, P. A. *Astyanax henseli*, a new name for *Tetragonopterus aeneus* Hensel, 1870 from southern Brazil (Teleostei: Characiformes). **Neotropical Ichthyology**, v. 41, n.1, p. 45-52, 2006.

MENDES, L. B., MELLO, F. A., CHAGAS, K. R., CAMPELO, R. P. M., MEDEIROS, L. C. C., SMITH, R. E. W., FURLEY, T. H. Ecotoxicological Assessment of the Doce River Surface Water After the Fundação Dam Collapse. **Integrated Environmental Assessment and Management**, 16(5), 608-614, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/ieam.4291>.

MENDONÇA, H. S. et al. Length-weight relationships of 14 fish species from a lowland tropical reservoir in southeastern Brazil. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 31, n. 5, p. 970-972, 2015.

MENEZES, M. S.; ARANHA, J. M. R.; CARAMASCHI, E. P. Ocorrência e aspectos da biologia reprodutiva de *Harttia loricariformis* (Loricariinae) no trecho inferior do rio Paraíba do Sul (Rio de Janeiro, Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, v. 27, 1998.

MENEZES, N. A. Guia prático para conhecimento e identificação das tainhas e paratis (Pisces, Mugilidae) do litoral brasileiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 2, n. 1, p. 1-12, 1983.

MENEZES, N. A. Três espécies novas de *Oligosarcus* Günther, 1864 e redefinição taxonômica das demais espécies do gênero (Osteichthyes, Teleostei, Characidae). **Boletim de Zoologia**, Universidade de São Paulo, v.11, p. 1-39, 1987.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil**. IV Teleostei. São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade São Paulo, 1980.

MENEZES, N.A. et al. **Peixes de água doce da Mata Atlântica: lista preliminar das espécies e comentário sobre conservação de peixes de água doce neotropicais**. São Paulo: Museu de Zoologia – Universidade de São Paulo, p. 408, 2007.

- MENEZES, N.A. et al. Taxonomic review of the species of *Mugil* (Teleostei: Perciformes: Mugilidae) from the Atlantic South Caribbean and South America, with integration of morphological, cytogenetic and molecular data. **Zootaxa**, v. 3918, n. 1, p.001-038, 2015.
- MENG, D., LI, J., LIU, T., LIU, Y., YAN, M., HU, J., LI, X., LIU, X., LIANG, Y., LIU, H., YIN, H. Effects of redox potential on soil cadmium solubility: Insight into microbial community. **Journal of Environmental Sciences**, 75: 224–232, 2019.
- MICHELE, O. D. A.; UIEDA, V. S. Diet of the ichthyofauna associated with marginal vegetation of a mangrove forest in southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoológica*, v. 9, n. 4, p. 486-497, 2007.
- MILLS, D.; VEVERS, G. **The Tetra Encyclopedia of Freshwater Tropical Aquarium Fishes**. New Jersey: Tetra Press, 1989.
- MOLOZZI, J. et al. Diversity of physical habitat and its relationship with benthic macroinvertebrates in urban reservoirs in Minas Gerais. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 101, n. 3, p. 191-199, 2011.
- MONTAÑA, C. G. et al. The cost of gold: Mercury contamination of fishes in a Neotropical river food web. **Neotropical Ichthyology**, v. 19, n. 3, p. 1-23, 2021.
- MONTEIRO, S.M., SÁ, F.; RODRIGUES NETO, R. Geochemistry of suspended particulate matter in a tropical estuarine system, southeastern Brazil. **Química Nova**, 40(8):871-879, 2017. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170085>.
- MORAES, Maira et al. Life history and ontogenetic diet shifts of *Pimelodella lateristriga* (Lichtenstein 1823) (Osteichthyes, Siluriformes) from a coastal stream of Southeastern Brazil. **North-Western Journal of Zoology**, v. 9, n. 2, 2013.
- MORALES C.; AZEVEDO, S. M. F. O. **Ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas e cianotoxinas em ambientes aquáticos do estado do Rio Grande do Norte**. CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 9, 2003, Juiz de Fora. Anais..., Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora, 2003.
- MOREIRA, S.N.; POTT, A.; POTT, V.J.; DAMASCENO-JÚNIOR, G.A. Structure of pond vegetation of a vereda in the Brazilian Cerrado. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 721-729, 2011.
- MORITZ, T. et al. First record of the Short-tailed Pipefish, *Microphis brachyurus lineatus* (Kaup, 1856) (Syngnathidae, Nerophinae), for Suriname. **Check List**, v. 15, n. 2, p. 249-252, 2017.
- MORO, R.S.; FURSTENBERGER, C.B. **Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas**. Ponta Grossa : Editora UEPG, 262p, 1997.
- MORRISSEY, J.; GUERINOT, M.L. Iron uptake and transport in plants: the good, the bad, and the ionome. **Chemical reviews**, v. 109, n. 10, p. 4553-4567, 2009.
- MOTA, S. **Introdução a engenharia ambiental**. 1 ed. Rio de Janeiro. ABES. 2000.

MOTTA, P. E. F.; BARUQUI, A. M.; SANTOS, H. G. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento – 44. **Levantamento de Reconhecimento de Média Intensidade dos Solos da Região do Alto Paraíba, Minas Gerais**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2004.

MUKAOPADHYAY, M.J.; SHARMA, A. **Manganese in cell metabolism of higher plants**. Botanical Review, vol. 51, p. 117-149, 1991.

MUNDY, B. C. **Checklist of the fishes of the Hawaiian Archipelago**. Honolulu: Bishop Museum Bulletin in Zoology, 2005.

MURARI, D. A. V. **Alimentação da piranha *Pygocentrus nattereri* (Characidae, Serrasalminae) no Rio Araguaia, Bacia Amazônica, Brasil**. p. 16. Trabalho de Conclusão de Curso - Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Uberlândia, 2003.

NABOUT, J. C. et al. Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). **Hydrobiologia**, v. 557, p. 455-461, 2007.

NACKE, H.; GONÇALVES JR, A.C.; SCHWANTES, D.; NAVA, I.A.; STREY, L.; COELHO, G.F. Availability of heavy metals (Cd, Pb, and Cr) in agriculture from commercial fertilizers. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 64, p. 537-544, 2013.

NASCIMENTO, A. V. et al. Comparative analysis of the reproductive activity of *Leporinus piau* (Characiformes: Anostomidae) in lentic and lotic environments. **Neotropical Ichthyology**, v. 18, n. 04, p. 1-12, 2020.

NASCIMENTO, F. L.; CATELLA, A. C.; MORAES, A.S. **Distribuição espacial do tucunaré, *Cichla* sp. (Pisces, Cichlidae), peixe amazônico introduzido no Pantanal, Brasil**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2001.

NASCIMENTO, M. G. C. **Aspectos da biologia reprodutiva do *Liposarcus pardalis* (acari bodó) em lagos de várzea do médio Rio Solimões (Amazonas-Brasil)**. 36 f. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, Brasil, 2004.

NASELLI-FLORES, L.; TERMINE, R.; BARONE, R. Phytoplankton colonization patterns. Is species richness depending on distance among freshwaters and on their connectivity? **Hydrobiologia**, v.764, p.103-113, 2016.

NEGRÃO, G.N.; OLIVEIRA, B.H.M.; BUTIK, M. 2021. Monitoramento ambiental de metais pesados em macrófita aquática pela análise de Espectrometria de Absorção Atômica – AAS na Bacia do Rio Cascavel, Guarapuava, PR. **Revista Geoaraguaia**, v. 11, n. 1, 338-354, 2021.

NEIFF, J.J. Ideas para la interpretacion ecológica del Paraná. **Interciencia**, v.15, n. 6, p. 424-441, 1990.

NEITSCH, S. L. **Soil and Water Assessment Tool – Theoretical Documentation**. Temple, Texas: Texas Water Resources Institute, 2005.

NELSON, J. S. Fishes of the World, 4th ed. **New York: John Wiley and Sons Inc.** p. 601., 2006.

NETO, F. R. A. et al. **Relatório anual de monitoramento da ictiofauna do reservatório da UHE Irapé. Programa Peixe Vivo** – CEMIG, 2014.

NEVES, E.L.; LEITE, K.R.B.; FRANÇA, F.; MELO, E. Plantas aquáticas vasculares em uma lagoa de planície costeira no município de Candeias, Bahia, Brasil. **Sitientibus Série Ciências Biológicas**, v. 6, n. 1, p. 24-29, 2006.

NIKOLSKY, G. V. The ecology of fishes. **Neptune City: TFH Publications**; 1978.

NOEL-LAMBOT, F., GERDAY, C., DISTECHE, A. 1978. **Distribution of Cd, Zn and Cu in liver and gills of the eel *Anguilla anguilla* with special reference to metallothioneins**. Comparative Biochemistry and Physiology, 61: 177–187, 1978.

NOGUEIRA, I. S. et al. Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in na Amazonian floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 22, n. 3, p. 247-256, 2010.

NORMANDO, F. T. et al. Impact of the Três Marias dam on the reproduction of the forage fish *Astyanax bimaculatus* and *A. fasciatus* from the São Francisco River, downstream from the dam, southeastern Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, v. 97, n. 3, p. 309-19, 2014.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001.

OERTLI, B.; JOEY, D.A.; CASTELLA, E.; JUGE, R.; CAMBIN, D.; LACHAVANNE, J.B. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. **Biological Conservation**, v. 104, n. 1, p. 59-70, 2002.

OLDEN, J. D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 2027-2039, 2006.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Ecological processes driving biotic homogenization: testing a mechanistic model using fish faunas. **Ecology**, v. 85, n. 7, p. 1867-1875, 2004.

OLENICI, A.; BLANCO, S.; BORREGO-RAMOS, M.; MOMEU, L.; BACIU, C. Exploring the effects of acid mine drainage on diatom teratology using geometric morphometry. **Ecotoxicology**, v. 26, p. 1018-1030, 2017.

OLIVEIRA, K. S. S., QUARESMA, V. DA S. **Temporal variability in the suspended sediment load and streamflow of the Doce River**. Journal of South American Earth Sciences, 78: 101-115, 2017.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **OECD 236: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test**. Paris, 2013.

ORLANDO, M. T. D. et al. Tracing iron ore tailings in the marine environment: an investigation of the Fundão dam failure. **Chemosphere**, 257:127-184, 2020.

ORRELL, T. M. **Centropomidae**. In Carpenter, K. E. (Ed) The living marine resources of the Western Central Atlantic. Vol. 2. Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae). FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes an American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 5. Rome: FAO, 2003.

ORSI, M. L.; AGOSTINHO, A. A. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 16, p. 557-560, 1999.

OTA, R. R. et al. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 2, p. 1-111, 2018.

OTTONI, F. P.; COSTA, W. J. E. M. Taxonomic revision of the genus *Australoheros* Rícan, Kullander, 2006 (Teleostei: Cichlidae) with descriptions of nine new species from south-eastern Brazil. **Vertebrate Zoology**, v. 58, n. 2, p. 207-232, 2008.

OYAKAWA, O. T. **Family Erythrinidae**. In: Reis, R.E., Kullander, S.O., Ferraris Jr, C.J. (eds.) Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003.

OYAKAWA, O. T.; MATTOX, G. M. T. Revision of the Neotropical trahiras of the *Hoplias lacerdae* species group (Ostariophysi: Characiformes: Erythrinidae) with descriptions of two new species. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 2, p. 117-140, 2009.

PAERL, H. W. Nuisance phytoplanktonic blooms in coastal, estuarine and inland waters. **Limnology and Oceanography**, Waco, v. 33, p. 823-847, 1988.

PANOSO, L. A. (Coord.). Boletim Técnico n. 45. **Levantamento de Reconhecimento dos Solos do Estado do Espírito Santo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1978.

PANOSO, L. A. (Coord.). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. Boletim Técnico n. 76. **Levantamento Semidetalhado de Solos de Solos da Área do Centro Nacional de Pesquisa de Gado de Leite, Coronel Pacheco, MG**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1980.

PAQUIN, P. R., SANTORE, R. C., WU, K. B., KAVVADAS, C. V., DI TORO, D. M. **The biotic ligand model: a model of the acute toxicity of metals to aquatic life**. Environmental Science & Policy, 3: S175-S182, 2000.

PAROLIN, P. Submergence tolerance vs. escape from submergence: two strategies of seedling establishment in Amazonian floodplains. **Environm. Experim. Botany**, v. 48, n. 2, p. 177-186, 2002.

PASCHOALINI, A. L. et al. Heavy metals accumulation and endocrine disruption in *Prochilodus argenteus* from a polluted neotropical river. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 169, p. 539-550, 2019.

PASSOS, L. S. et al. Is the Doce River elutriate or its water toxic to *Astyanax lacustris* (Teleostei: Characidae) three years after the Samarco mining dam collapse? **Science of the Total Environment**, v. 736, p. 139644, 2020.

PASSY, S. I. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. **Aquatic Botany**, v. 86, p. 171–178, 2007.

PAUKERT, C.; ROGERS, R. S. Factors affecting condition of flannelmouth suckers in the Colorado River, Grand Canyon, Arizona. **North American Journal of Fisheries Management**, v. 24, n. 2, p. 648-653, 2004.

PEIXOTO, R.S.; BRANDÃO, L.P.M.; VALADARES, C.D.F.; BARBOSA, P.M.M. Occurrence of *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) and *Mesocyclops ogunnus* Onabamiro, 1957 in lakes of the Middle river Doce, MG, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 22, 356-360. <https://doi.org/10.4322/actalb.02203012>, 2010.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. **Biological Invasions**, v. 11, n. 8, p. 1789-1801, 2009.

PERBICHE-NEVES, G., SAITO, V.S., PREVIATTELLI, D., DA ROCHA, C.E.F., NOGUEIRA, M.G. Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: do patterns hold for large spatial extents? **Ecological Indicators**, 70, 340–347, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.028>.

PEREIRA, L. H. G. et al. Can DNA barcoding accurately discriminate megadiverse Neotropical freshwater fish fauna?. **BMC genetics**, v. 14, n. 1, p. 1-14, 2013.

PEREIRA, M. C. et al. Índices de alimentação e ciclo reprodutivo em machos de piau-vermelho *Leporinus copelandii* (Steindachner, 1875) na bacia do baixo rio Paraíba do Sul. **Ciência Animal Brasileira**, v. 8, n. 4, p. 599-607, 2007.

PÉREZ-RUZAFÁ, A.; MOMPEÁN, M. C.; MARCOS, C. Hydrographic, geomorphologic and fish assemblage relationships in coastal lagoons. **Hydrobiologia**, v. 577, n. 1, p. 107-125, 2007.

PETRERE, M. J. R. River fisheries in Brazil: a review. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 4, n. 1, p. 1-16, 1989.

PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: Wiley, 1975.

PIÑOSA, L.A.G. Influence of colonization time on phytoplankton growth during wet and dry seasons in brackish water pond. **Journal of Applied Phycology**, v. 30, p. 3633-3641, 2018.

PINTO-COELHO, R. M. et al. The inverted trophic cascade in tropical plankton communities: impacts of exotic fish in the Middle Rio Doce lake district, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 1025-1037, 2008.

PIO, M.C.S. da; SOUZA, K.S. dos; SANTANA, G.P. Capacidade da *Lemna aequinoctialis* para acumular metais pesados de água contaminada. **Acta Amazônica**, v. 43, n. 2, p. 203-210, 2013.

PIVARI, M.O.D.; OLIVEIRA, V.B.; COSTA, F.M.; FERREIRA, R.M.; SALINO, A. Macrófitas aquáticas do sistema lacustre do Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 759-770, 2011.

PIVARI, M.O.D.; SALIMENA, F.R.G.; POTT, V.J.; POTT, A. Macrófitas Aquáticas da Lagoa Silvana, Vale do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia**, v. 63, n. 2, p. 321-327, 2008.

PMQQS – **Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático**, Disponível em <<https://portal-de-monitoramento-rio-doce-fundacaorenova.hub.arcgis.com/pages/pa-download>> Acesso em: 01 fevereiro 2022.

POFF et al. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 147–170. Hoboken, 2010. Disponível em: <https://doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>. Acesso em: 25/11/2021.

POMPEO, M.L.M. Monitoramento de Macrófitas Aquáticas. **Oecol. Bras.**, v. 12, n. 3, p. 406-424, 2008.

POMPEU, P. D. S.; GODINHO, A. L. Diet changes of the trahira *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Erythrinidae, Characiformes) due to piscivorous introductions in Rio Doce valley lakes. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18, n. 4, p. 1219-1225, 2001.

POMPEU, P. S. Dieta da pirambema *Serrasalmus brandtii* Reinhardt (Teleostei, Characidae) em quatro lagoas marginais do rio São Francisco, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 2, p. 19-26, 1999.

POPMA, T. J.; LOVSHIN, L. L. **Worldwide Prospects for Commercial Production of Tilapia, International Center for Aquaculture and Aquatic Environments**. Alabama: International Center for Aquaculture and Aquatic Environments, 1996.

PRINGLE, C. M. et al. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the new world: tropical-temperate comparisons. **Bioscience**, v. 9, n. 9, p. 807- 823, 2000.

PUGEDO, M. L. et al. Integrative taxonomy supports new candidate fish species in a poorly studied neotropical region: the Jequitinhonha River Basin. **Genetica**, v. 144, n. 3, p. 341-349, 2016.

QIU, G. W.; KOEDOODER, C.; QIU, B. S.; SHAKED, Y.; KAREN, N. Iron transport in cyanobacteria – from Molecules to communities. **Trends in Microbiology**, 2021.

QUEIROZ, H. M. et al. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of the Total Environment**, 637-638: 498-506, 2018.

QUEIROZ, H.M. ET AL. From sinks to sources: The role of Fe oxyhydroxide transformations on phosphorus dynamics in estuarine soils. **Journal Environmental Management**, 278:111575. 2021a

QUEIROZ, H.M. ET AL. Mine tailings in a redox-active Environment: Iron geochemistry and Potential environmental consequences. **Science of The Total Environment**, 19:151050. 2021b

QUEIROZ, L. J. et al. **Peixes do rio Madeira**. São Paulo: Santo Antônio Energia, Vol. 3, 416p, 2013.

RAI, P.K. Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, p. 697-753, 2009.

RAMIREZ, J. L. et al. Testing monophyly of the freshwater fish *Leporinus* (Characiformes, Anostomidae) through molecular analysis. **Journal of Fish Biology**, v. 88, n. 3, p. 1204-1214, 2017.

RAMOS, I. P. et al. Feeding, reproduction and population structure of *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Teleostei, Siluriformes, Pimelodidae) from Paraná basin: a review. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, v. 39, n. 2, p.1-15, 2011.

REIS, D. A. dos; ROESER, H. M. P.; SANTIAGO, A. da F. **Environmental impacts at the bottom sediments in a Doce River tributary after the Fundão dam rupture**. Research, Society and Development, [S. l.], v. 9, n. 2, p. e01921895, 2020.

REIS, R. E. Revision of the neotropical catfish genus *Hoplosternum* (Ostariophysi: Siluriformes: Callichthyidae), with the description of two new genera and three new species. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 7, p. 299-326, 1997.

REIS, R. E.; PEREIRA, E. H. L. Three new species of the loricariid catfish genus *Loricariichthys* (Teleostei: Siluriformes) from Southern South America. **Copeia**, v. 2000, n. 4, p. 1029-1047, 2000.

REIS, V. J. C.; PINNA, M. The type specimens of *Trichomycterus alternatus* (Eigenmann, 1917) and *Trichomycterus zonatus* (Eigenmann, 1918), with elements for future revisionary work (Teleostei: Siluriformes: Trichomycteridae). **Zootaxa**, v. 4585, n.1, p. 100-120, 2019.

REYNALTE-TATAJE, D. A. et al. Spatial and temporal variation of the ichthyoplankton in a subtropical river in Brazil. **Environ Biol Fishes**, v. 94, p. 403–419, 2012.

REYNOLDS, C. S. et al. 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 (Ecology, Biodiversity and Conservation)**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.

REYNOLDS, C. S. The response of phytoplankton communities to change lake environments. Schweizerische Zeitschrift **Hydrologie**, v. 49, p. 220-236, 1997.

RICHARD, E. da C. et al. Influence of Fundão Tailings Dam Breach on Water Quality in the Doce River Watershed. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 16, n. 5, p. 583-595, 2020.

RICHARDSON, C.J.; FERRELL, G.M.; VAITHIYANATHAN, P. Nutrient effects on stand structure, resorption efficiency, and secondary compounds in everglades sawgrass. **Ecology**, v. 80, n. 7, p. 2182-2192, 1999.

RIMET, F.; BOUCHEZ, A. Use of diatom life-forms and ecological guilds to assess pesticide contamination in rivers: Lotic mesocosm approaches. **Ecological Indicators**, v. 11, p. 489–499, 2011.

RIZZO, E.; BAZZOLI, N. **Reproduction and embryogenesis**. In Biology and Physiology of Freshwater Neotropical Fish (pp. 287-313). Academic Press, 2020.

RODRIGUES DA COSTA, M. et al. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in Southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 871-880, 2013.

RODRIGUES, A.C.D.; SANOS, A.M.; SANTOS, F.S.; PEREIRA, A.C.; SOBRINHO, N.M.B.A. Mecanismos de Respostas das Plantas à Poluição por Metais Pesados: Possibilidade de Uso de Macrófitas para Remediação de Ambientes Aquáticos Contaminados. **Revista Virtual Química**, v. 8, n. 1, p. 262-276, 2016.

RODRIGUES, M.L. et al. Biologia populacional da carapeba listrada, *Eugerres brasiliensis* (Cuvier, 1830), próximo à foz do Rio São Francisco (Brasil). **Boletim Instituto Pesca, São Paulo**, v. 43, n. 2, p. 152-163, 2017.

ROLON, AS., LACERDA, T., MALTCHIK, L.; GUADAGNIN, DL. The influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazil wetlands. **Journal of Vegetation Science**, v. 19, n. 2, p. 221-228, 2008.

RORIZ LEMES, D. M. et al. Reproduction of the internal inseminator *Trachelyopterus galeatus* (Linnaeus, 1766) (Siluriformes: Auchenipteridae). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 33, n. 1, p. 69-74, 2017.

ROSA, G. R. et al. Spatial and temporal distribution of ichthyoplankton during an unusual period of low flow in a tributary of the São Francisco River, Brazil. **River Research and Applications**, v. 34, n. 1, p. 69-82, 2018.

ROUT, G. R.; SAHOO S. Role of iron in plant growth and metabolism. **Reviews in Agricultural Science**, v. 3, p. 1- 24, 2015.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 1 Ecotoxicologia. RT-17, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 884 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Dulcícola – Ações na Bacia. RT-18K, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 65 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Dulcícola - Limnologia. RT-18B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 207 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Dulcícola – Metais e Contaminantes Orgânicos. RT-18F, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 158 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual – Anexo 3 Limnologia. RT-18B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 207 pag. 2019.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Dulcícola (Hidrologia). RT-36B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia, p. 494, 2020a.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho (Ictioplâncton). RT-36D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia, p. 1600, 2020b.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Marinho. RT-36D, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia, p. 1600, 2020c.

RRDM, Rede Rio Doce Mar. Relatório Anual do PMBA/Fest-RRDM – Ambiente Dulcícola. RT-36B, Programa de Monitoramento da Biodiversidade Aquática, Fundação Espírito-santense de Tecnologia. 494 pag. 2020.

RUSCHI, A. Lista dos tubarões, raias e peixes de água doce e salgada do estado do Espírito Santo e uma observação sobre a introdução do dourado no Rio Doce. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, v. 25, p.1-23, 1965.

SACCOL-PEREIRA, Adriana. **Variação sazonal e estrutura trófica da assembleia de peixes do Delta do Rio Jacuí, RS, Brasil**. 2008. 142 f. Tese de Doutorado (Biologia Animal) – Instituto de Biociência, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.

SALES, N. G. et al. Hidden diversity hampers conservation efforts in a highly impacted Neotropical river system. **Frontiers in Genetics**, v. 9, n. 271, 1-1, 2018.

SALOMONI, S.; ROCHA, O.; HERMANY, G.; LOBO, E.; (2011) Application of water quality biological indices using diatoms as bioindicators in the Gravataí river, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 949–959, 2011.

SALOMONI, S.E.; ROCHA, O.; CALLEGARO, V.L.; LOBO, E.A.; Epilithic Diatoms as Indicators of Water Quality in the Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 59, p. 233–246, 2006.

SAMAT, A. et al. Reproductive biology of the introduced sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Pisces: Loricariidae) in Peninsular Malaysia. **Indian Journal of Fisheries**, v. 63, n. 1, p. 35-41, 2016.

SANT'ANNA, C. L. et. al. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological studies**, v. 126, p. 251-265, 2008.

SANTOS, A. C. A.; ARAÚJO, F. G. Hábitos alimentares de *Gerres aprion* (Cuvier, 1829) (Actinopterygii, Gerreidae) na Baía de Sepetiba (RJ). **Sitientibus**, v. 17, p. 185-189, 1997.

SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G.; ZUANON, J. A. S. Peixes Comerciais de Manaus. **Manaus: IBAMA/AM, Provárzea**, 2006.

SANTOS, G.S., SILVA, E.E.C., BARROSO, G., PASA, V., ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. Do metals differentiate zooplankton communities in shallow and deep lakes affected by mining tailings? The case of the Fundão dam failure (Brazil). **Science of the Total Environment** 150493. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150493>, 2021.

SANTOS, J. P. T. **Revisão taxonômica e anatomia de *Awaous tajasica* (Liechtenstein, 1822) (Perciformes: Gobiidae)**. 2016. 83 f. Monografia - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto (FFCLRP). Universidade de São Paulo (USP), 2016.

SANTOS, M. N. S. **Reprodução e alimentação da guarajuba *Carangoides bartholomaei* (Cuvier, 1833) (Perciformes: Carangidae) na plataforma continental de Pernambuco, Brasil**. 2012. 68 f. Dissertação de Mestrado (Biologia Animal), Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco, 2012.

SARMENTO-SOARES, L. M.; MARTINS-PINHEIRO, R. F.; RODRIGUES, L. N. Peixes do rio Doce segundo as coleções. **Sociedade Brasileira de Ictiologia**, n. 123, p. 9-25, 2017.

SATO, Y. et al. **Padrões Reprodutivos de Peixes da Bacia do São Francisco**. In: Godinho, H.P., Godinho, A.L. (eds.) Águas, Peixes e Pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUCMinas, 2003.

SATO, Y. R. et al. Biologia reprodutiva e reprodução induzida de duas espécies de Characidae (Osteichthyes, Characiformes) da bacia do São Francisco, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 1, p. 267-273, 2006.

SATO, Y.; GODINHO, H. P. **Peixes da Bacia do Rio São Francisco**. São Paulo: Edusp, 1999.

SAVASSI, L. A. et al. Heavy metal contamination in a highly consumed Brazilian fish: immunohistochemical and histopathological assessments. **Environ Monit Assess**, v.192, n. 8, p. 542, 2020.

SAVASSI, L. A. et al. Heavy metals and histopathological alterations in *Salminus franciscanus* (Lima & Britski, 2007) (Pisces: Characiformes) in the Paraopeba River, Minas Gerais, Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 96, n. 4, p. 478-483, 2016.

SAZIMA, I. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. **Journal of Fish Biology**, v. 29, p. 53-65, 1986.

SCHLEUTER, D., DAUFRESNE, M., MASSOL, F., ARGILLIER, C. A user's guide to functional diversity indices. Ecological monographs, 80, 469-484, 2010. <https://doi.org/10.1890/08-2225.1>.

SCHMIDT, F.; FORTES, M.Á.; WESZ, J.; BUSS, G.L.; SOUSA, R.O.; Impacto do manejo da água na toxidez por ferro no arroz irrigado por alagamento. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1226-1235, 2013.

SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (SEAMA). Plano Estadual de de Recursos Hídricos. **Diagnóstico consolidado. Cariacica**, 2018a. Disponível em:<<https://perh.es.gov.br/biblioteca-de-arquivos>>. Acesso em: 06/01/2020.

SEGURA, F. R. et al. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, 218: 813-825, 2016.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. Illinois: Urbana, 1949. 163, p. 688, 1949.

SHARPE, D. M. T.; LIRA, J. J. P. R.; BROWN, G. E.; TORCHIN, M. E.; HENDRY, A. P. Testing the prey naiveté hypothesis: Can native prey (*Astyanax ruberrimus*) recognize an introduced top predator, *Cichla monoculus*? **Biological Invasions**, v. 23, n. 1, p. 205-219, 2021.

SHOTYK, W.; LE ROUXY, G. Biogeochemistry and cycling of lead. **Metal Ions Biological Systems**, v. 43, n. 1, p. 239-275, 2005.

SILFVERGRIP, A. M. C. **A systematic revision of the neotropical catfish genus *Rhamdia* (Teleostei, Pimelodidae)**. Estocolmo: Swedish Museum of Natural History, 1996.

SILVA, A. R. M.; SANTOS, G. B.; RATTON, T. Fish community structure of Juramento reservoir, São Francisco River basin, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, p. 832-840, 2006.

SILVA, A.T. et al. Freshwater fishes of the Bahia State, northeastern Brazil. **Biota Neotropical**, v. 20, n. 4, p. 1- 21, 2020.

SILVA, J. C. et al. Importance of dam-free stretches for fish reproduction: the last remnant in the Upper Paraná River. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 29, 2017.

SILVA, P. C.; MALABARBA, L. R. Rediscovery of the holotype of *Tetragonopterus vittatus* Castelnau 1855, a senior synonym of *Moenkhausia doceana* (Steindachner 1887) [sic, 1877] (Characiformes: Characidae). **Zootaxa**, v. 4132, n. 2, p. 269-271, 2016.

SILVA, P. C.; MALABARBA, M. C.; MALABARBA, L. R. Integrative taxonomy: morphology and ancient DNA barcoding reveals the true identity of *Astyanax taeniatus*, a tetra collected by Charles Darwin during the Beagle's Voyage. **Zoologischer Anzeiger**, v. 278, p. 110-120, 2019.

SILVANO, R. A. Feeding habits and interspecific feeding associations of *Caranx latus* (Carangidae) in a subtropical reef. **Environmental Biology of Fishes**, v. 60, n. 4, p. 465-470, 2001.

SIMBERLOFF, D. The role of propagule pressure in biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 81-102, 2009.

SIMÕES, N.R., BRAGHIN, L.M.S., DURE, G.A., SANTOS, J.S., SONODA, S.L., BONECKER, C.C., Changing taxonomic and functional β -diversity of cladoceran communities in Northeastern and South Brazil. **Hydrobiologia** 847, 3845-3856. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04234-w>, 2020.

SIMONOVIĆ, P.; NIKOLIĆ, V.; GRUJIĆ, S. Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Castellnnau, 1855) (Loricariidae, Siluriformes), a new fish species recorded in the Serbian section of the Danube River. **Biotechnology, Biotechnological Equipment**, v. 24, n.1, p. 655-660, 2010.

SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688, 1949.

SLOBODIAN, V. Taxonomic revision of Pimelodella Eigenmann & Eigenmann, 1888 (Siluriformes: Heptapteridae): an integrative proposal to delimit species using a multidisciplinary strategy. 2017. 810 f. Tese – Doutorado, **Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo**, 2017.

SMITH, R.A.; DUNCAN, M.J. Velocity and Sediment Disturbance of Periphyton in Headwater Streams: Biomass and Metabolism. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 18, p. 222–241, 1999.

SMITH, W. S. et al. **As espécies de peixes introduzidas no rio Tietê**, p. 165-180. In: Rocha, O.; E.L.G. Espíndola; N. Fenerich-Verani; J.R. Verani & A.C. Reitzler (Eds.). *Espécies invasoras em águas doces – estudo de caso e propostas de manejo*. São Carlos, Editora da Universidade São Carlos, p. 416, 2005

SOARES, E. C. et al. *Potential of carapeba (Eugerres brasiliensis) for aquaculture production*. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 44, n. 4, p.718-725, 2016.

SOARES, M.G.M. et al. **Peixes de lagos do Médio Rio Solimões**. 2. ed. rev.– Manaus: Instituto Ipiatam, p. 160, 2008.

SOCOLAR, J. B. et al. How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 31, n. 1, p. 67-80, 2016.

SOININEN, J.; BARTELS, P.; HEINO, J.; LUOTO, M.; HILLEBRAND, H. Toward More Integrated Ecosystem Research in Aquatic and Terrestrial Environments, **BioScience**, v. 65, p. 174–182, 2015.

SOOD, A.; UNİYAL, P.L.; PRASANNA, R.; AHLUWALIA, A.S. Phytoremediation Potential of Aquatic Macrophyte, Azolla. **Ambio**, v. 41, p. 122-137, 2012.

SOUZA, T. S. **Biologia reprodutiva de *Hypostomus affinis* (STEINDACHNER, 1877) e *Hypostomus luetkeni* (LACÈPÈDE, 1803) no município de Itaperuna, Rio de Janeiro**. 2010. 174 f. Dissertação de Mestrado (Ciência Animal) - Centro de Ciências e Tecnologias Agropecuárias, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2010.

SOUZA, W.O.; PENA, N.T.L.; GARBIN, M.L.; ALVES-ARAÚJO, A. Macrófitas aquáticas do Parque Estadual de Itaúnas, Espírito Santo, Brasil. **Rodriguésia**, v. 68, n. 5, p. 1907-1919, 2017.

STANFORD, J. A.; WARD, J. V. Revisiting the serial discontinuity concept. **Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management**, v. 17, n. 4-5, p. 303-310, 2001.

STENGER-KOVÁCS, C.; LENGYEL, E.; CROSSETTI, L.O.; ÜVEGES, V.; PADISÁK, J. Diatom ecological guilds as indicators of temporally changing stressors and disturbances in the small Torna-stream, Hungary. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 138–147, 2013

STILLMAN, M. J. **Metallothioneins**. Coordination Chemistry Reviews, 14: 461–511, 1995.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. **A practical handbook of seawater analysis**. Fisheries. Ottawa: Research Board of Canada, 1972.

SUNAGA, T.; VERANI, J. R. The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil. **Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie Verhandlungen**, v. 24, p. 2563 – 2566, 1991.

SUZUKI, H. I. et al. **Reproductive Ecology of the Fish Assemblages**. In: Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (eds.) The Upper Paraná River and its Floodplain: Physical Aspects, Ecology and Conservation. Leiden: Backhuys Publishers, 2004.

TELES, M. E. O; GODINHO, H. P. Ciclo reprodutivo da pirambeba *Serrasalmus brandtii* (Teleostei, characidae) na represa três Marias, rio São Francisco. **Revista Brasileira de Biologia**, 57:177-184, 1997.

TERÁN, G. E. et al. Opening the Trojan horse: phylogeny of *Astyanax*, two new genera and resurrection of *Psalidodon* (Teleostei: Characidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 20, p. 1-18, 2020.

TERESA, F. B. et al. Fish as indicators of disturbance in streams used for snorkeling activities in a tourist region. **Environment Management**, v. 47, p. 960-968, 2011.

TEUGELS, G. G. A systematic revision of the African species of the genus *Clarias* (Pisces, Clariidae). **Annales Musee Royal de l'Afrique Centrale**, v. 247, 1986.

THEREZA, M. R. **Guia de identificação dos peixes Siluriformes (Teleostei: Ostariophys) da bacia do Rio Grande, alto Rio Paraná**. 2018.105 f. Dissertação de Mestrado (Biologia Animal) - Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 2018.

THOMAZ, S.M. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. **Planta daninha**, vol. 20, p.21-33, 2002.

THOMÉ, M. P. M. et al. **Caracterização da ictiofauna de um riacho de Mata Atlântica, no âmbito de uma central geradora de energia, Carmo-RJ, Brasil**, 2019.

TONINI, W. C. T.; BRAGA, L. G. T.; VILA NOVA, D. L. D. B. Dieta de juvenis do robalo *Centropomus parallelus* Poey, 1860 no sul da Bahia, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 33, n.1, p.85-91, 2007.

TRINDADE-SANTOS, I. et al. Simulating shifts in taxonomic and functional β -diversity of ray-finned fishes: Probing the Mariana disaster. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 186-192, 2018.

TROCHINE, C. et al. Non-native Fish Occurrence and Biomass in 1943 Western Palearctic Lakes and Reservoirs and their Abiotic and Biotic Correlates. **Ecosystems**, v. 21, n. 3, p. 395-409, 2018.

TUNDISI, J. G. Recursos Hídricos no Futuro: problemas e soluções. *Estudos Avançados*, v. 22, p. 7-16, 2008.

UHELINGER, V. Étude statistique des méthodes de dénombrement planctonique. **Archives des Sciences**, v. 17, n. 2, p. 121-123, 1964.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA (UFV); FUNDAÇÃO RENOVA; UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS (UFMG). Definição de critérios de priorização de áreas para recuperação ambiental na bacia do Rio Doce. Produto 3.2. Julho, 2018.

UTKILEN, H.; GJOLME, N. Iron-stimulated toxin production in *Microcystis aeruginosa*. **Applied Environmental Microbiology**, v. 61, n. 2, p. 797-800, 1995.

VAN DAM, H.; MERTENS, A.; SINKELDAM, J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. **Netherlands Journal of Aquatic Ecology**, v. 28, p. 117-133, 1994.

VAN GEEST, G.J.; WOLTERS, H.; ROOSEN, F.C.J.M.; COOPS, H.; ROIJACKERS, R.M.M.; BUIJSE, A.D.; SCHEFFER, M. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. **Hydrobiologia**, v. 539, n. 1, p. 239-248, 2005.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, 1980.

VASCONCELOS, F. R. et al. Effects of the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) on the plankton community of a tropical reservoir during and after an algal bloom. **Hydrobiologia**, v. 817, n. 1, p. 393-401, 2018.

VASCONCELOS, L. P. et al. Dams in the Amazon: The importance of maintaining free-flowing tributaries for fish reproduction. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 31, n. 5, p. 1106-1116, 2021.

VAZZOLER, A. E. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. EDUEM, Maringá, p. 169, 1996.

- VIANNA, Maria Anais Barbosa Segadas. **Revisão Sistemática do gênero *Trichomycterus Valenciennes do Sudeste do Brasil (Siluriformes: Loricarioidea: Trichomycteridae)***. 2004. 304 f. Tese de Doutorado (Zoologia) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia), Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2004.
- VICENTE, I. S. T.; ELIAS, F.; FONSECA-ALVES, C. E. Perspectivas da produção de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) no Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 37, n. 4, p. 392-398, 2014.
- VIEIRA, F. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do Rio Doce. **MG Biota**, v. 2, p. 5-22, 2010.
- VIEIRA, F. Ictiofauna do rio Santo Antônio, bacia do rio Doce, MG: proposta de conservação. Tese (Doutorado), **Universidade Federal de Minas Gerais**, Belo Horizonte/MG, 101p, 2006.
- VIEIRA, F.; GASPARINI, J. L.; MACIEIRA, R. M. **Guia Ilustrado dos Peixes da Bacia do Rio Benevente - ES**. Vitória: ACQUA Consultoria e Recuperação de Ambientes Aquáticos Ltda/São Joaquim Energia S. A, 2014.
- VIEIRA, F.; GOMES, J. P. C.; MAIA, B. P. Peixes do Quadrilátero Ferrífero: Guia de Identificação. **Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas**, 2015.
- VIGLIO, E. P.; CUNHA, F. G. **Atlas geoquímico da bacia do rio Doce: Minas Gerais e Espírito Santo**. Rio de Janeiro: CPRM, 239 p, 2016.
- VITULE J. R. S; ARANHA, J. M. R. Feeding ecology of the “lambari”, *Deuterodon langei* Travassos, 1957 (Characidae, Tetragonopterinae), of different sizes on Atlantic Forest stream, Paraná (Brazil). **Acta Biológica Paranaense**, Curitiba, v. 31, n. 1, 2, 3, 4, p. 137-150, 2002.
- VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água em rios**. v. 7, DESA/UFMG, 2007.
- VONO, V. et al. Biologia reprodutiva de três espécies simpátricas de peixes neotropicais: *Pimelodus maculatus* Lacépède (Siluriformes, Pimelodidae), *Leporinus amblyrhynchus* Garavello & Britski e *Schizodon nasutus* Kner (Characiformes, Anostomidae) do recém-formado Reservatório de Miranda, Alto Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n. 3, p. 819-826, 2002.
- VUORI, K. M. Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. **Annales Zoologici Fennici**, v. 32, n. 3, p. 317-329, 1995.
- WANG, J. et al. Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. **Chemosphere**, n. 171, v. 248-258, 2017.
- WANG, S.-Y.; LIU, J.-S.; YANG, C.-J. Eco-Environmental Vulnerability Evaluation in the Yellow River Basin, China. **Pedosphere**, v. 18, n. 2, p. 171–182, 2008
- WEBER, A. A. et al. Downstream impacts of a dam and influence of a tributary on the reproductive success of *Leporinus reinhardti* in São Francisco River. **Aquatic Biology**, v. 19, n. 2, p. 195-200, 2013.

WEBER, A. A. et al. 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, n. 2019, 2020.

WEHR, J. D.; SHEAT, R. G. Freshwater algae of North America: **Ecology and classification**. USA: Academic Press, 2003.

WEITZMAN, S. H.; MENEZES, N. A.; WEITZMAN, M. J. Phylogenetic biogeography of the Glandulocaudini (Teleostei: Characiformes, Characidae) with comments on the distributions of other freshwater fishes in eastern and southeastern Brazil. **Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1988.

WEITZMAN, S. H.; PALMER, L. Phantom tetras: a brief account of their ichthyological and aquarium history. **Tropical Fish Hobbyist**, v. XLVI, p. 124-132, 1998.

WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. New York, Academic Press. 2001

WILHELM, S. W. Ecology of iron-limited cyanobacteria: a review of physiological responses and implications for aquatic ecosystems. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 9, n. 3, p. 295-303, 1995.

WILHM, J. L.; DORRIS, T. C. Biological parameters for water quality criteria. **Bioscience**, v. 18, n. 6, p. 447-481, 1968.

WILSON, A. B. The dynamics of male brooding, mating patterns, and sex roles in pipefishes and seahorses (Family Syngnathidae). **Evolution**, v. 57, n. 6, p. 1374-1386, 2003.

WINEMILLER, K. O.; KELSO-WINEMILLER, L. C. Food habits of tilapiine cichlids of the Upper Zambezi River and floodplain during descending phase of the hydrologic cycle. **Journal of Fish Biology**, v. 63, p. 120-128, 2003.

WOLF, G.; ASSIS, L.R.; PEREIRA, G.C.; CARVALHO, J.G.; CASTRO, E.M. Efeito da toxicidade do zinco em folhas de *Salvinia auriculata* cultivadas em solução nutritiva. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 133-137, 2009.

WOOTTON, R. J. Ecology of teleost fishes. **Fish and Fisheries**, Chapman and Hall, UK. pp. 404. 1990.

WU, L.B.; SHHADI, M.Y.; GREGORIO, G.; MATTHUS, E.; BECKER, M.; FREI, M. Genetic and physiological analysis of tolerance to acute iron toxicity in rice. **Rice**, v. 7, n. 1, p. 8, 2014.

XING, C.H.; ZHU, M.H.; CAI, M.Z.; LIU, P.; XU, G.D., WU, S.H. Developmental characteristics and response to iron toxicity of root order cells in rice seedlings. **Journal of Zhejiang University Science**, v. 9, n. 3, p. 261-264, 2008.

YADAV, S.K. Heavy metals toxicity in plants: an overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. **South African Journal of Botany**, v. 76, p. 167-179, 2010.

YOSSA, M. I; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M. Detritivory in two Amazonian fish species. **Journal of Fish Biology**, v. 52, p. 1141±1153, 1998.

YUNES, J. S., SALOMON, P. S., MATTHIENSEN, A., BEATTIE, K. A., RAGGETT, S. L. & CODD, G. A., Toxic blooms of cyanobacteria in the Patos Lagoon Estuary, Southern Brazil. **Journal of Aquatic Ecosystem Health**, v. 5, p. 223-229, 1996.

YUNES, J. S.; CUNHA, N. T.; PROENÇA, L. A.; MONSERRAT, J.M. Cyanobacterial neurotoxins from Southern Brazilian Freshwaters. **Comments on Toxicology**, 9:2, 103-115, 2003. DOI: [10.1080/08865140302426](https://doi.org/10.1080/08865140302426).

ZENG, L. et al. Ecological effects of dams, alien fish, and physiochemical environmental factors on homogeneity / heterogeneity of fish community in four tributaries of the Pearl River in China. **Ecology Evolution**, v. 22, n. 7, p. 3904-3915, 2017.

ZORZAL-ALMEIDA, S.; SALIM, A.; ANDRADE, M.R.M.; NASCIMENTO, M.N.; BINI, L.M.; BICUDO, D.C. Effects of land use and spatial processes in water and surface sediment of tropical reservoirs at local and regional scales. **Science of the Total Environment**, v. 644, p. 237-246, 2018