

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

RELATÓRIO ANUAL:

Anexo 3 Dulcícola - Fitoplâncton

RT-18G RRDM/NOV19

Coordenação Geral

Adalto Bianchini

Alex Cardoso Bastos

Edmilson Costa Teixeira

Eustáquio Vinícius de Castro

Jorge Abdala Dergam dos Santos

Vitória,

Novembro de 2019

COORDENAÇÕES

Anexo 1

Adalto Bianchini (FURG)

Anexo 3

Edmilson Costa Teixeira (UFES)

Fabian Sá (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

Subprojetos

Alessandra Delazari Barroso (FAESA)

Alex Cardoso Bastos (UFES)

Ana Cristina Teixeira Bonecker (UFRJ)

Anderson Geyson Alves de Araújo (UFES)

Björn Gücker (UFSJ)

Camilo Dias Júnior (UFES)

Daniel Rigo (UFES)

Eneida Maria Eskinazi Sant'Anna (UFOP)

Gilberto Amado Filho (IPJB) *in memoriam*

Gilberto Fonseca Barroso (UFES)

Iola Gonçalves Boechat (UFSJ)

Leila Lourdes Longo (UFRB)

Leonardo Tavares Salgado (IPJB)

Luís Fernando Loureiro (UFES)

Marco Aurélio Caiado (UFES)

Renato David Ghisolfi (UFES)

Renato Rodrigues Neto (UFES)

Rodrigo Leão de Moura (UFRJ)

Valéria da Silva Quaresma (UFES)

Valéria de Oliveira Fernandes (UFES)

Vanya Marcia Duarte Pasa (UFMG)

Anexo 4

Jacqueline Albino (UFES)

Subprojetos

Karla Costa (UFES)

Maria Tereza Carneiro (UFES)

Anexo 5

Diolina Moura Silva (UFES)

Mônica Tognella (UFES)

Anexo 6

Agnaldo Silva Martins (UFES)

Subprojetos

Ana Paula Cazerta Farro (UFES)

Leandro Bugoni (FURG)

Sarah Vargas (UFES)

Anexo 7

Maurício Hostim (UFES)

Jorge Dergam (UFV)

Subprojetos

Carlos W. Hackradt (UFSB)

Fabiana Felix Hackradt (UFSB)

Jean-Christophe Joyeux (UFES)

Luis Fernando Duboc (UFV)

Anexo 8

Heitor Evangelista (UERJ)

Coordenação Técnica (CTEC)

Alex Cardoso Bastos

Lara Gabriela Magioni Santos

Laura Silveira Vieira Salles

Tarcila Franco Menandro

Coordenação Escritório de Projetos

Eustáquio Vinicius Ribeiro de Castro

Patrícia Bourguignon Soares

Paulo Roberto Filgueiras

Valdemar Lacerda Junior

Walter Luiz Alda Junior

Coordenação Núcleo de Atuação Integrada em Rede (NAIR)

Edmilson Costa Teixeira

Karla Libardi Gallina

Andressa Christiane Pereira

Anna Paula Lage Ribeiro

Caroline De Marchi Pignaton

Paulo Eduardo Marques

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	6
2	METODOLOGIA	6
3	RESULTADOS	8
3.1	COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA.....	8
3.2	DENSIDADE.....	10
3.3	DIVERSIDADE.....	16
3.4	BIOMASSA.....	24
4	REFERÊNCIAS	27

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Malha amostral dos ecossistemas aquáticos dulcícolas.	8
Figura 2: Contribuição das Classes na composição da comunidade fitoplanctônica, por trecho amostrado: Ambiente fluvial que inclui tributário (EA17) e calha (EA0, EA21, EA22 e EA26) do rio, além dos lagos (EA18, EA19 e EA20) e lagoas (EA23, EA24, EA25 e EA25a), durante o período de outubro de 2018 a setembro de 2019.....	9
Figura 3: Distribuição dos dados de densidade total de acordo com ambientes e Estações Amostrais.	11
Figura 4: Contribuição relativa da densidade das Classes de algas fitoplanctônicas com maior contribuição nos ambientes amostrado (Ambiente fluvial, Lagoas e Lagos), para o período de outubro de 2018 a setembro de 2019.....	12
Figura 5: Distribuição dos dados de densidade de cianobactérias (Cél.ml ⁻¹) de acordo com ambientes e Estações Amostrais.....	15
Figura 6: Relação entre diversidade e dominância nos diferentes ambientes estudados, durante o período de outubro de 2018 a setembro de 2019.	21
Figura 7: Registros fotográficos realizados pela equipe durante as análises qualitativas. A) <i>Cylindospermopsis raciborskii</i> ; B) <i>Aphanocapsa elachista</i> ; C) <i>Planktolyngbya limnetica</i> ; D) <i>Hariotina reticulata</i> ; E) <i>Botryococcus braunii</i> ; F) <i>Ceratium hirundinella</i>	24
Figura 8: Relação entre densidade total (ind.mL ⁻¹) e biomassa (clorofila a, em µg.L ⁻¹) para todas as estações de amostragem, durante o período de outubro de 2018 a julho de 2019.....	26

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Estatística descritiva para Densidade total (ind.ml^{-1}), Densidade de cianobactérias (cél.ml^{-1}), Número de táxons e Índices ecológicos de Riqueza de Margalef (R), Equitabilidade de Pielou (J), Dominância de Simpson (D) e Diversidade Shannon-Weaver (H).....	17
Tabela 2: Lista de espécies dominantes e/ou abundantes, segundo Lobo & Leighton (1986), com ênfase às descritas por Sant'Anna <i>et al.</i> (2008) como potencialmente tóxicas. # = espécies com registro de produção de toxina para o Brasil (SANT'ANNA <i>et al.</i> , 2008); * = Abundantes; ** = Dominantes.	23

ANEXO 3 DULCÍCOLA - FITOPLÂNCTON

1 INTRODUÇÃO

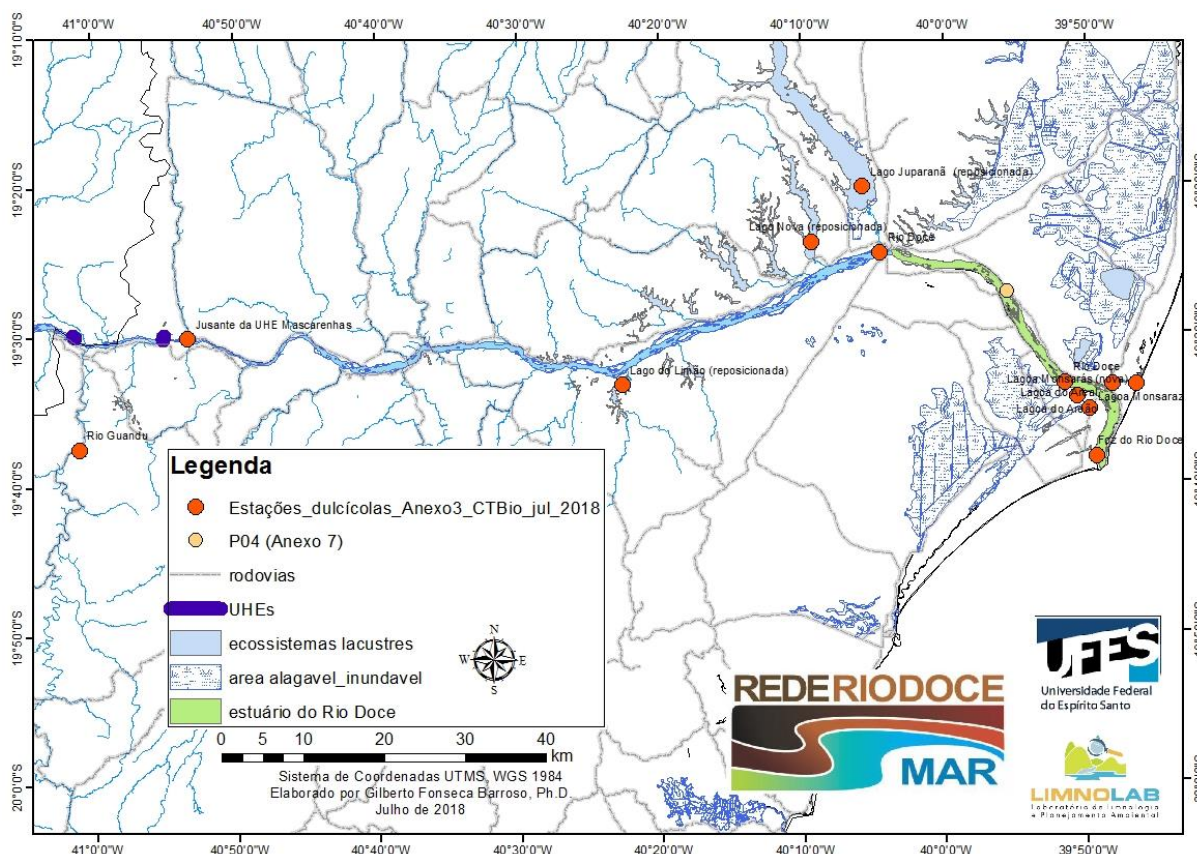
O crescimento exponencial da população humana em todo o mundo aumentou em grande quantidade a demanda da água, não só para suas necessidades básicas (abastecimento de água), mas também para outros fins, como uso industrial, recreacional e atividades agrícolas. Algumas atividades antrópicas têm levado ao comprometimento da qualidade das águas para os diversos valores e serviços, ocasionando alterações de habitats, da biodiversidade, da pesca comercial e esportiva e da quantidade de água disponível (TUNDISI, 2003). A ocorrência do rompimento da barragem de rejeitos da mina de minério de ferro localizada na unidade industrial de Germano trouxe um grande impacto para as comunidades bióticas que compunham todo o sistema fluvial a jusante da referida barragem, assim como de ambientes lênticos influenciados pela calha principal do rio Doce e contemplados pela sua bacia de drenagem, trazendo a necessidade urgente de monitoramento e avaliação dos impactos ali causados. As microalgas são consideradas excelentes bioindicadoras da qualidade da água e seu estado trófico, pelo fato de serem espécies de ampla distribuição, por responderem de forma rápida às variações ambientais (CASÉ *et al.*, 2008), além de poder acumular inseticidas, herbicidas e metais pesados (ANAGNOSTIDIS & ECONOMOU-AMILLI, 1980). Assim, espécies fitoplanctônicas podem indicar o grau de poluição de determinado ecossistema, pois algumas espécies com tolerância se adaptam ou são beneficiadas pela poluição e outras são sensíveis às mudanças na qualidade das águas e podem ser eliminadas, causando mudanças na diversidade de espécies. Esse parâmetro pode indicar o grau de estresse a que um ambiente é submetido, principalmente por ações antrópicas. Longe de ser um grupo uniforme, a comunidade fitoplanctônica é composta por organismos com ampla diversidade morfológica, que respondem fielmente a alterações ambientais, seja por distúrbios autogênicos quanto alogênicos (CROSSETI, 2008). Como parte integrante do sistema, o fitoplâncton já é visto como causa e consequência dos inúmeros processos internos (SCHEFFER, 1998). Então, o acompanhamento da estrutura e função das comunidades fitoplanctônicas assumem papel importante em estudos sobre a dinâmica de ecossistemas lacustres. As composições qualitativa e quantitativa, os ciclos sazonais e diários, as variações espaciais e temporais desta comunidade têm sido estudados em diferentes ecossistemas aquáticos continentais, como fator essencial para que sejam melhores conhecidos estes ambientes e avaliados o estado trófico de ecossistemas aquáticos continentais. Logo, esses estudos que visam caracterizar a comunidade fitoplanctônica qualitativa e quantitativamente são necessários em diagnósticos ambientais ou monitoramentos para subsidiar a tomada de decisões acerca do manejo e recuperação da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos e suas bacias hidrográficas.

2 METODOLOGIA

As amostras da comunidade fitoplanctônica foram coletadas mensalmente, a partir de outubro de 2018, ao longo do Rio Doce (região do estado do Espírito Santo). A malha amostral do sistema aquático

dulcícola (rios e lagos) e estuarino é composta por 12 estações de amostragem, sendo quatro na calha fluvial do Rio Doce (Estações EA0, EA21, EA22 e EA26), uma em um rio tributário (Estação EA17) e sete em lagos e lagoas (lagoas: EA23, EA24, EA25 e EA25a; lagos: EA18, EA19 e EA20), onde foram realizados perfis na superfície e fundo da coluna d'água, considerando ponto Sup = superfície e PC = ponto de compensação - 1% da radiação solar incidente na superfície), conforme Figura 1. Para análise qualitativa do fitoplâncton na calha do rio e nos ambientes lacustres, foi utilizado o método do arrasto superficial com rede de plâncton de abertura de malha de 20 μ m, na sub-superfície (aproximadamente 30 cm de profundidade), sendo uma amostra por ponto amostral. A amostra coletada em cada ponto foi dividida em duas partes, acondicionadas em frascos de polietileno (100 ml): uma parte foi fixada com formol 4%; o outro frasco foi mantido sem fixador, em caixa térmica com gelo permanente, para análise do material vivo em laboratório. As espécies foram analisadas em microscópio óptico Motic Panthera, equipado com câmera e aplicativo de imagens. A identificação foi realizada ao menor nível taxonômico possível usando bibliografias específicas. Para o estudo quantitativo do fitoplâncton na calha do rio Doce, foi coletada uma amostra de 100 mL de água em cada ponto amostral, submergindo o frasco a 30 cm de profundidade. Nos ambientes lacustres, amostras de 100 ml de água foram coletadas na subsuperfície e na profundidade de 1% da radiação solar incidente na superfície (PC), com garrafa de Van Dorn. Todas as amostras quantitativas (calha do rio e ambientes lacustres) foram acondicionadas em frascos de vidro âmbar (100 ml) e fixadas com solução de lugol acético. A densidade do fitoplâncton foi estimada pelo método de Utermohl (1958), em microscópio invertido Motic AE2000 em aumento de 400x, usando-se tempo de sedimentação de, pelo menos, 3 horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983). O volume sedimentado por amostra variou entre 2 a 25 ml. A partir dos dados qualitativos e quantitativos foram determinadas: a riqueza de espécies, a densidade (ind.mL⁻¹ e, para cianobactérias, cel.mL⁻¹), a diversidade da comunidade fitoplanctônica através do índice de diversidade de Shannon-Weaver (1949), a equitabilidade segundo Pielou (1975) e a dominância através do índice de Simpson (1949). Assim como a determinação das cianobactérias potencialmente tóxicas (SANT'ANNA *et al.*, 2008).

Figura 1: Malha amostral dos ecossistemas aquáticos dulcícolas.



Fonte: Limnolab - UFES

3 RESULTADOS

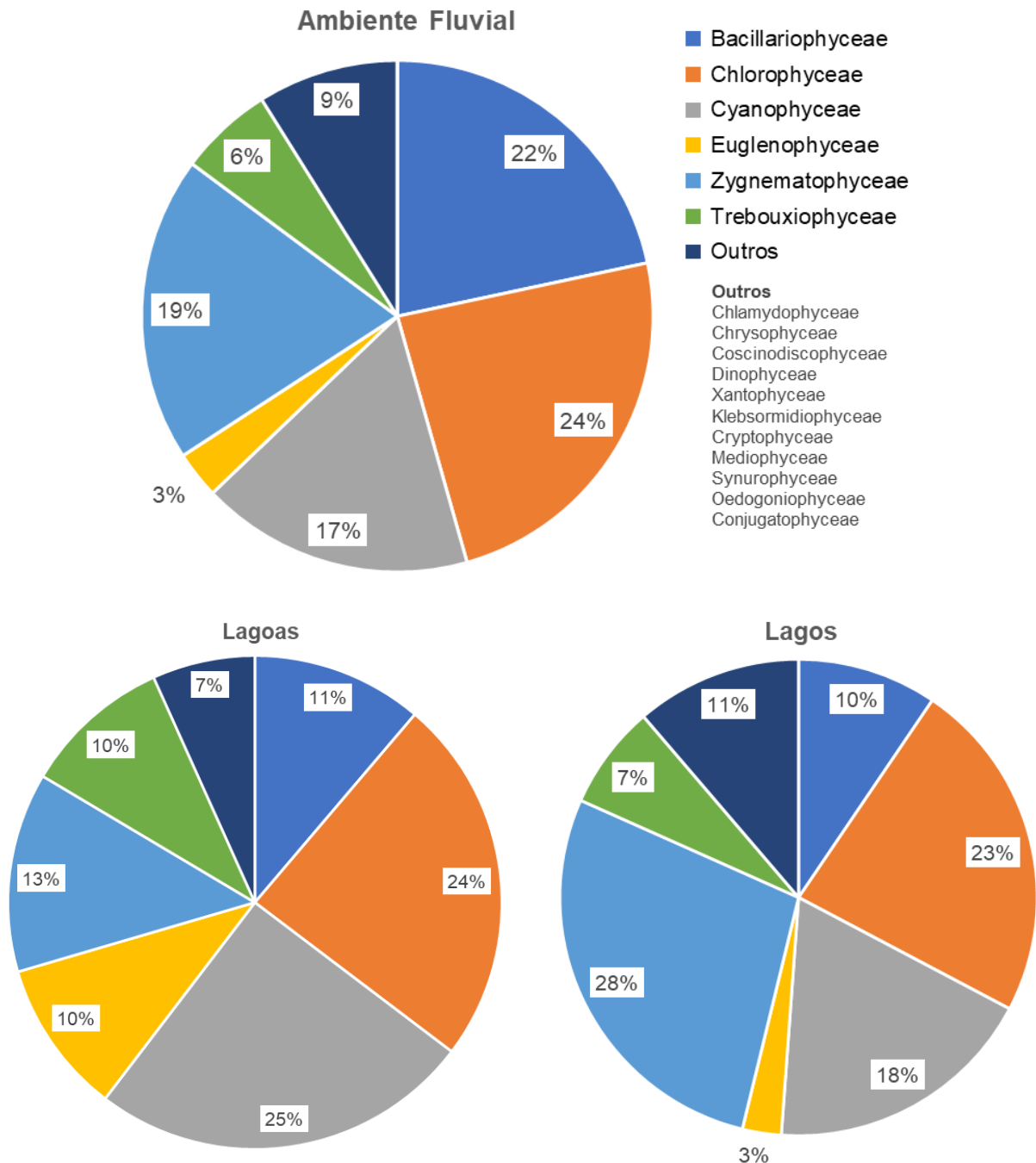
3.1 COMPOSIÇÃO DA COMUNIDADE FITOPLANCTÔNICA

A partir das amostras qualitativas e quantitativas, até o presente momento, foram registrados um total de 695 táxons, distribuídos em 17 Classes, compondo a comunidade fitoplanctônica das estações amostradas no rio tributário (EA17), na calha principal do rio Doce (EA0, EA21, EA22 e EA26), e nos lagos e lagoas (lagos: EA18, EA19 e EA20; lagoas: EA23, EA24, EA25 e EA25a). Nos lagos foram amostradas duas profundidades: sub-superfície e ponto de compensação da luz (Figura 2).

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 (EA19) e lagoa Nova (EA20), e já constataram elevada contribuição de cianobactérias para os ambientes estudados. Neste trabalho, nos lagos e lagoas, as Classes mais representativas foram Zygnematomyceae, Chlorophyceae e Cyanophyceae, enquanto nos pontos do rio houve maior representatividade de algas da Classe Bacillariophyceae, Cyanophyceae e Chlorophyceae, inclusive com grande contribuição quantitativa. Algas da Classe Bacillariophyceae, também conhecidas como diatomáceas, são caracteristicamente

registradas em ambientes lóticos (CHAMIXAES, 1991), uma vez que possuem estratégias, como gotículas de óleo, que auxiliam na flutuabilidade, além da própria turbulência da água que permite que elas se mantenham na coluna d'água (fitoplâncton).

Figura 2: Contribuição das Classes na composição da comunidade fitoplanctônica, por trecho amostrado: Ambiente fluvial que inclui tributário (EA17) e calha (EA0, EA21, EA22 e EA26) do rio, além dos lagos (EA18, EA19 e EA20) e lagoas (EA23, EA24, EA25 e EA25a), durante o período de outubro de 2018 a setembro de 2019.



Barros *et al.* (2013) relataram elevada diversidade de espécies também para a região do médio rio Doce, quando registraram 481 táxons caracterizando uma ampla heterogeneidade biótica para o

ambiente em estudo. Nesse estudo, foram registrados táxons pertencentes a 11 Classes, com maior contribuição de Zygnematophyceae, Cyanophyceae e Chlorophyceae, sendo que alguns representantes da Ordem Desmidiata (desmídias) já foram registrados por Reynolds (1997) para lagoas da região do médio rio Doce. Ainda em Barros *et al.* (2013), foram citados táxons presentes de forma comum em amostras da região, como: *Botryococcus braunii*, *Planktolyngbya limnetica*, *Trachelomonas volvocina*, *Cosmarium contractum*, *Staurastrum leptocladum* e *Staurastrum rotula*, que também foram registrados no presente estudo, e em alguns momentos com contribuição numérica significativa.

3.2 DENSIDADE

As maiores densidades médias totais foram registradas nos sistemas fluviais (24.634 ind.ml⁻¹ - EA17) e as menores médias nos lagos (3.895 ind.ml⁻¹ - EA18pc), sendo que os valores máximo (129.458 ind.ml⁻¹) e mínimo (344 ind.ml⁻¹) foram registrados ambos para o ambiente fluvial, mais especificamente na EA17 (rio Guandú) (Figura 3). Nota-se que em todas as estações amostradas, as cianobactérias representaram a maior contribuição nos valores de densidade total, seguidas pelas diatomáceas e clorofíceas, essas especialmente nos pontos da calha do rio e tributário (Figura 4). Nos ambientes fluviais, os valores variaram entre 344 a 129.458 ind.ml⁻¹ no rio tributário (EA17), 613 a 22.244 ind.ml⁻¹ na calha do rio Doce (EA0, EA21, EA22 e EA26), 1.171 a 21.084 ind.ml⁻¹ nos lagos (EA18, EA19 e EA20), valores próximos aos encontrados por Huszar *et al.* (1990), para os lagos Juparanã (850 a 5.492 ind.ml⁻¹) e Nova (14.604 a 18.674 ind.ml⁻¹), aos quais são representados no PMBA pelas estações amostrais EA20 e EA19, respectivamente. Já nas lagoas, os valores registrados estiveram entre 1.246 a 74.799 ind.mL⁻¹ (EA23, EA24, EA25 e EA25a).

Figura 3: Distribuição dos dados de densidade total de acordo com ambientes e Estações Amostrais.

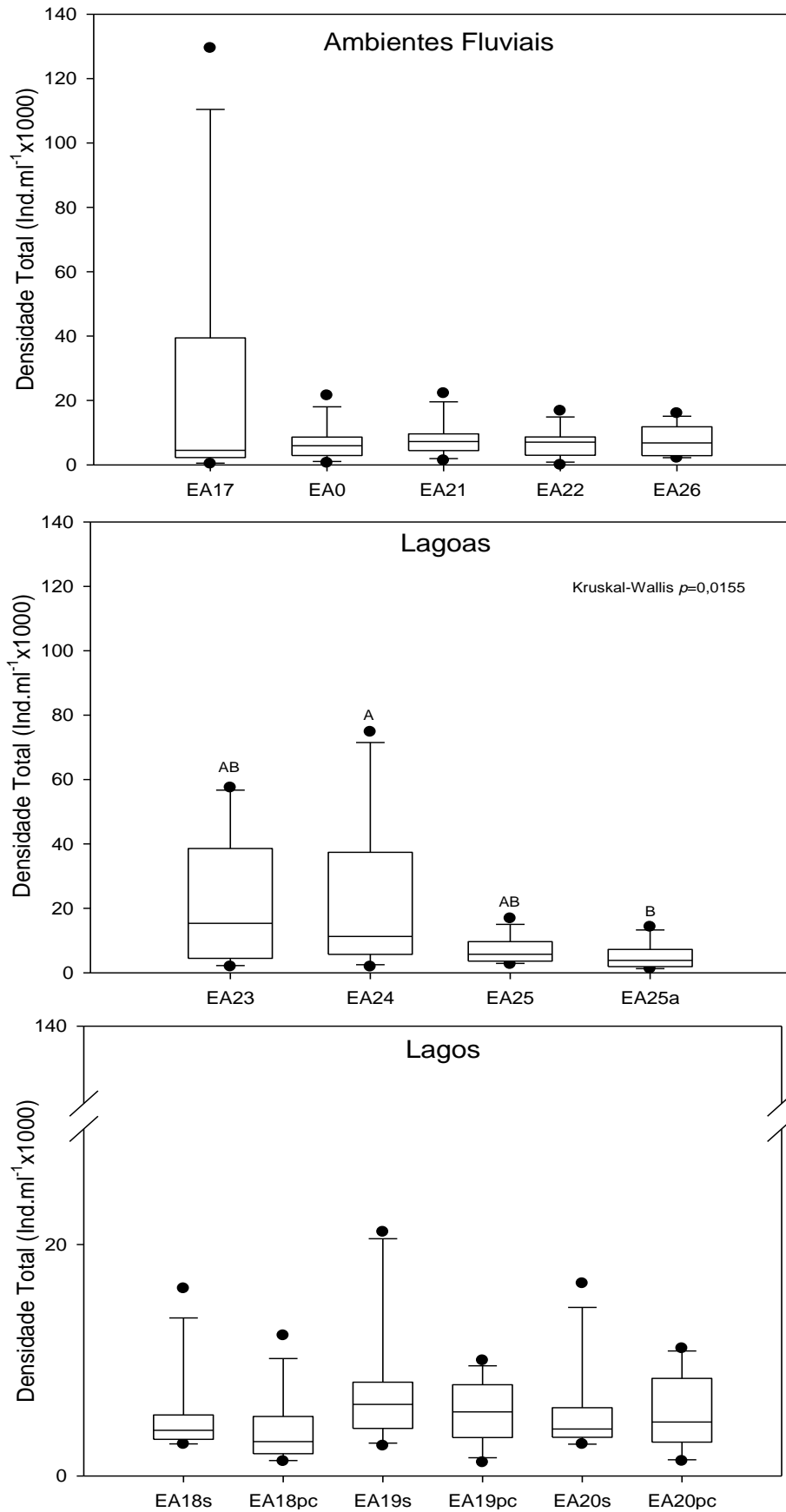
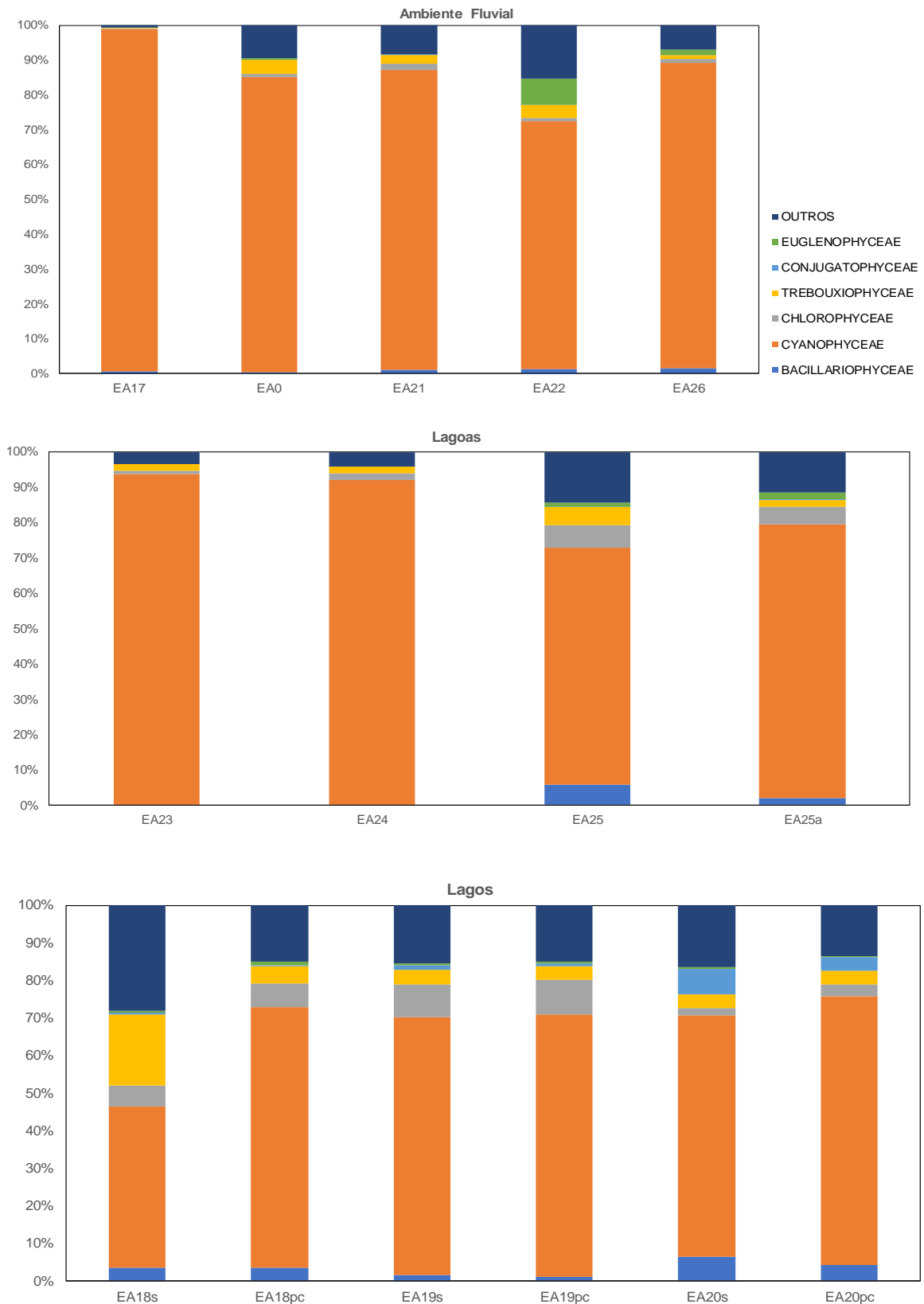


Figura 4: Contribuição relativa da densidade das Classes de algas fitoplanctônicas com maior contribuição nos ambientes amostrado (Ambiente fluvial, Lagoas e Lagos), para o período de outubro de 2018 a setembro de 2019.



Quando observada a contribuição quantitativa das células de cianobactérias, percebemos uma concentração significativamente maior de cél.ml^{-1} nos lagos, comparada aos sistemas fluviais, variando entre 865 a 129.458 cél.ml^{-1} no tributário (EA17) e 190 a 21.067 cél.ml^{-1} na calha do rio Doce (EA0, EA21, EA22 e EA26), 3.132 a 382.875 cél.ml^{-1} nos lagos (EA18, EA19 e EA20) e entre 124 a 71.392 cél.ml^{-1} nas lagoas (EA23, EA24, EA25 e EA25a) (Figura 5). Vale ressaltar que, segundo a resolução CONAMA 357 de 2005, a densidade de células de cianobactérias por mililitro de água não deve exceder o total de 50.000 cel.ml^{-1} para águas doces de classes 2 e 3, o que compromete o uso da água fins nobres, como o abastecimento doméstico.

Analisando a variabilidade dos dados de densidade total e densidade de cianobactérias dentro de cada ambiente estudado, foram registradas diferenças estatisticamente significativas apenas entre as lagoas ($p=0,0155$) para a densidade total (Figura 3), sendo que as estações amostrais EA25 e EA25a mostraram-se com densidade relativamente menor do que as estações EA23 e EA24. Já para a densidade de células de cianobactérias, foram observadas diferenças estatísticas tanto entre os ambientes fluviais ($p=0,0047$) quanto entre as lagoas ($p=0,005$) (Figura 5).

As elevadas densidades de cianobactérias em todas as estações amostrais foram devidas principalmente à *Synechocystis aquatilis*, *Synechocystis* sp. (picoplanctônicas) e *Planktolyngbya limnetica*. Este grupo fitoplanctônico têm sido bastante citado como o grupo predominante em sistemas eutrofizados, ricos em nutrientes (PAERL, 1988; REYNOLDS, 1997). É de grande importância ressaltar que espécies picoplanctônicas, geralmente representadas por cianobactérias, são diretamente influenciadas pela elevada disponibilidade de ferro no ambiente (WILHELM, 1995), condição atualmente presente nos ambientes estudados no PMBA.

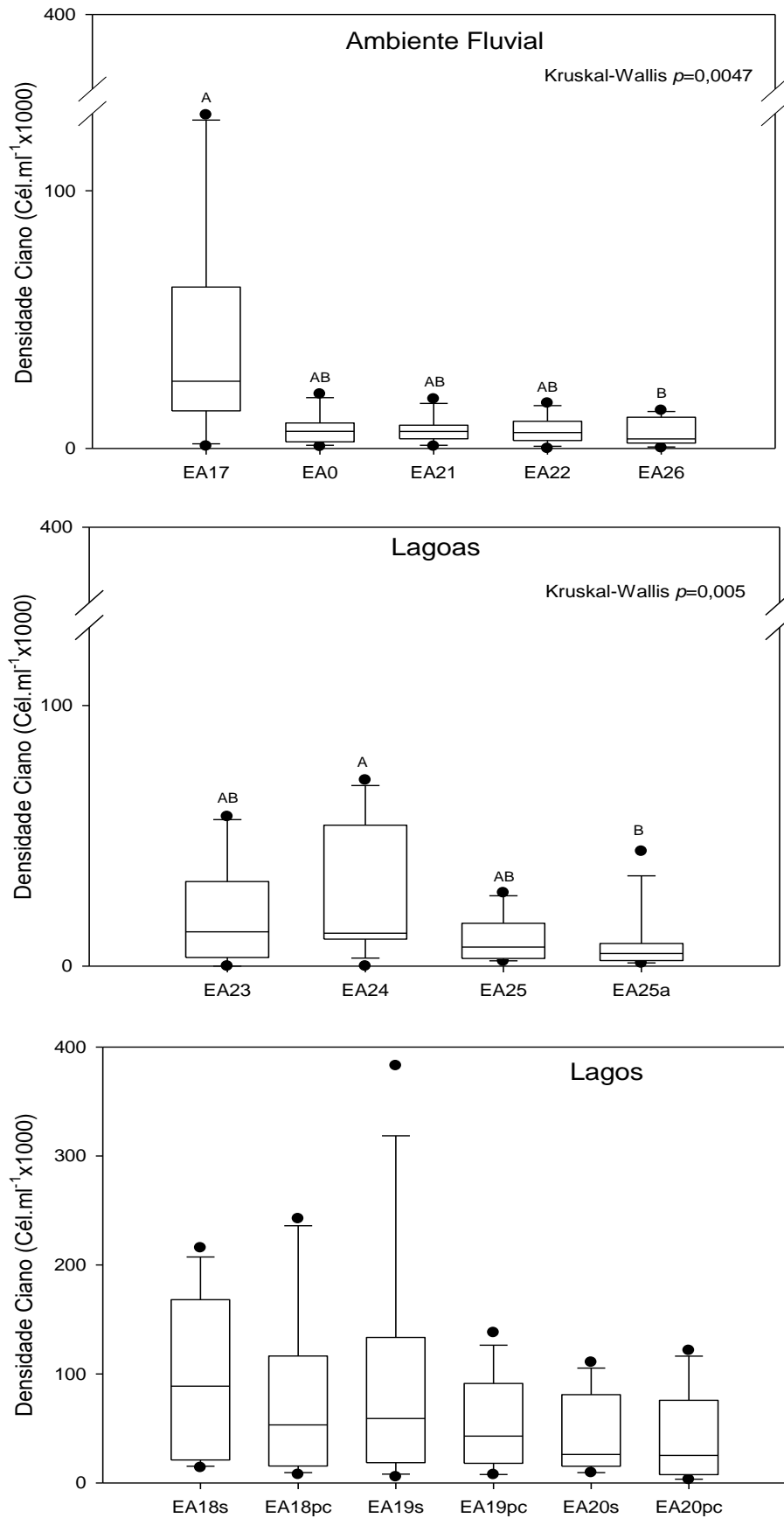
Durante as análises de amostras e identificação dos organismos, em muitas situações deparou-se com uma variação em relação ao tamanho das frústulas de diatomáceas, quando comparadas ao tamanho padrão registrado em literatura. Estudos de outros autores, como Morin *et al.* (2012) e Catonati *et al.* (2014) alegaram que o enriquecimento por metais pesados é um importante fator que tem levado a intensificar um fenômeno natural de redução de tamanho de frústulas de diatomáceas. Cattaneo *et al.* (2004) relataram registro de quatro espécies de diatomáceas (*Achnanthis minutissimum*, *Asterionella formosa*, *Brachysira vitrea* e *Tabellaria flocculosa*) que apresentaram essa redução de tamanho e foram coletadas em ambientes submetidos a poluição por metais, como Cd, Cu, Fe, Pb e Zn, em Quebec, no Canadá. Segundo Morin *et al.* (2012) essa redução no tamanho pode estar relacionada a alta taxa de divisão celular de organismos em ambientes submetidos a alta carga de estresse.

Ainda com importante contribuição na composição quantitativa da comunidade, verificamos a presença de clorofíceas, algas comumente registradas em ambientes dulcícolas, que são favorecidas por apresentarem alta plasticidade fenotípica, podendo se adaptar e desenvolver em diversos habitats (HAPPEY-WOOD, 1988) e constituem em geral, o grupo melhor representado no plâncton. Ainda segundo o mesmo autor, estas algas são oportunistas e se desenvolvem bem em ambientes com condições extremas de degradação ambiental e apresentaram cerca de 20% da composição da

comunidade no rio e 40% nos lagos e lagoas. No presente trabalho nota-se uma tendência a este padrão apresentado por Haphey-Wood, como pode-se observar na Figura 4.

Comparando os valores de densidade fitoplanctônica encontrados no PMBA com aqueles registrados no PMQQS, os valores encontrados no presente estudo se mostraram extremamente mais elevados em todas as estações amostradas. 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.

Figura 5: Distribuição dos dados de densidade de cianobactérias (Cél.ml⁻¹) de acordo com ambientes e Estações Amostrais.



3.3 DIVERSIDADE

Em relação a riqueza de espécies nas análises quantitativas, os maiores valores foram registrados para os lagos, que apresentaram valores médios de 47, 66 e 54 para as estações EA18s, EA19s e EA20s, respectivamente. Para os índices de riqueza, nas mesmas estações, os valores médios foram 2,6; 2,3, e 2,1, mostrando assim maior riqueza média quando comparado aos demais ambientes estudados.

Valores reduzidos de diversidade foram registrados em ambientes fluviais, mais especificamente na calha do rio Doce (média de 1,1), e rio tributário (média de 1,3) (Figura 6), corroborando os baixos resultados de equitabilidade média (Tabela 1) e elevada dominância (Figura 6). Os lagos apresentaram os maiores valores de diversidade, sendo registrada média de 2,7 (EA19s), tais ambientes se mostraram significativamente mais diversos ($p < 0,05$) quando comparados aos ambientes fluviais e as lagoas.

Durante as análises quantitativas, pode-se observar a presença de cianobactérias em todas as estações amostrais e durante todo o período amostral, sendo que em grande parte das amostras foram registradas espécies que se destacaram como dominantes e/ou abundantes (Tabela 2), segundo Lobo & Leighton (1986).

Baixos valores de diversidade e a dominância de poucas espécies tem sido registrados em ambientes com florações fitoplanctônicas (MARGALEF, 1983; REYNOLDS, 2006). Wilhm e Dorris (1968) usaram valores de diversidade para classificar ecossistemas aquáticos quanto ao grau de estresse ambiental. Valores inferiores a 1,0 indicam alto grau de estresse ou ambiente poluído. Valores entre 1,0 e 3,0 indicam médio estresse ou com carga poluidora moderada e superior a 3,0, ambientes sob baixo nível de estresse. Considerando essa classificação e os valores médios de diversidade fitoplanctônica encontrados nas estações amostrais durante o primeiro ano de monitoramento do PMBA, pode-se inferir que todas as estações amostrais encontram-se em grau médio de estresse, uma vez que todos os valores médios de diversidade compreendem um intervalo entre 1 e 2,7, excetuando o ponto EA23 que está no limiar entre alto e médio grau de estresse, com diversidade média de 1 (Tabela 1). Vale ressaltar que esta classificação descrita para os ambientes do PMBA leva em consideração apenas os valores médios, porém ao olhar os valores brutos, podemos encontrar valores bastante reduzidos, tendo sido registrado diversidade 0 na EA17, o que enquadraria as estações amostrais dos ambientes fluviais e das lagoas em uma flutuação entre médio e alto grau de estresse.

Tabela 1: Estatística descritiva para Densidade total (ind.ml⁻¹), Densidade de cianobactérias (cél.ml⁻¹), Número de táxons e Índices ecológicos de Riqueza de Margalef (R), Equitabilidade de Pielou (J), Dominância de Simpson (D) e Diversidade Shannon-Weaver (H).

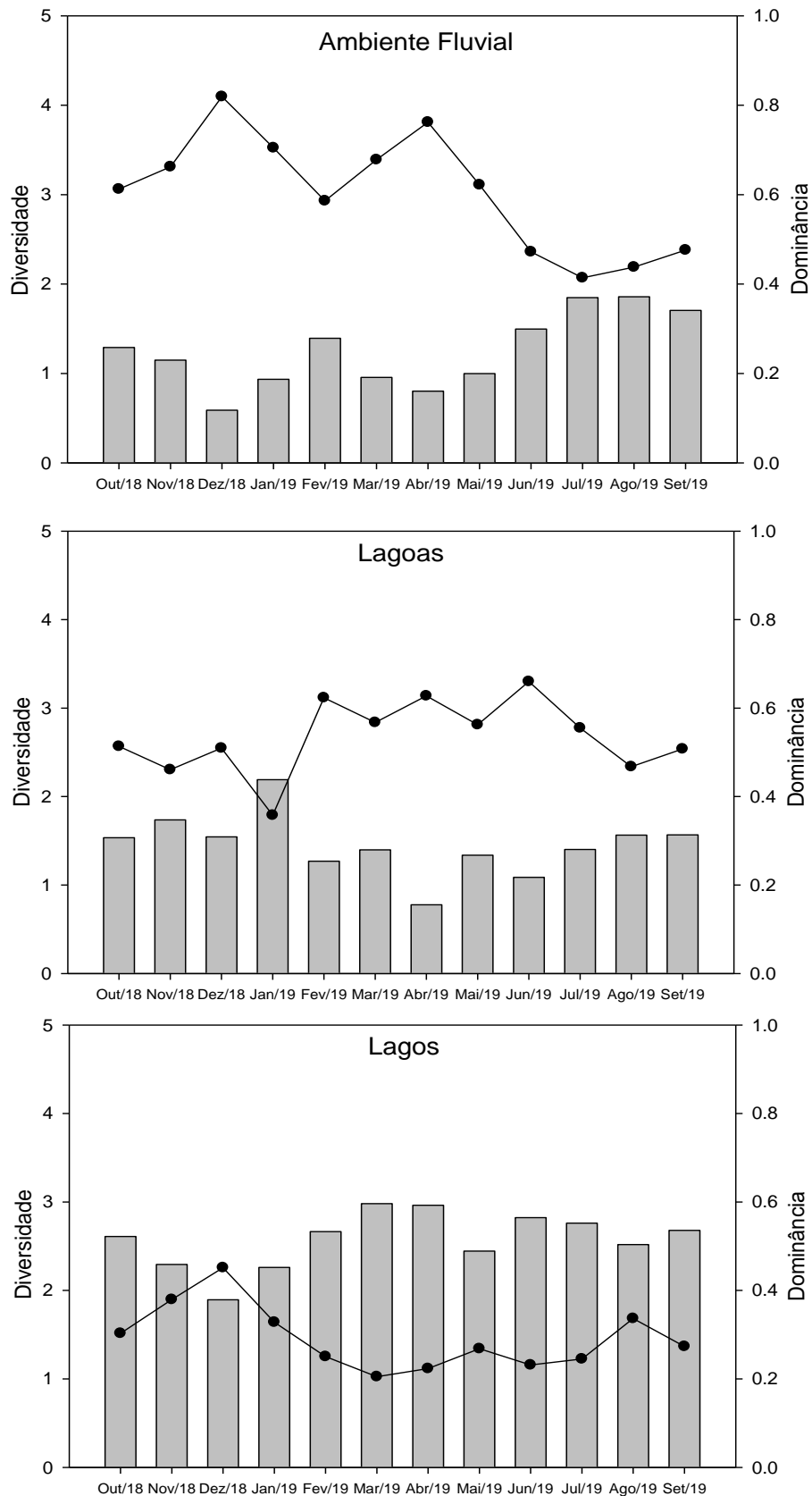
		N	Média	(Mín-Máx)	Desv. Padrão	Coef. Variação
EA17 - Rio Guandú	Densidade Total	12	24634	(344.4 - 129458.4)	38920	158
	Densidade Ciano	12	42318	(865.2-129458.4)	43210	102
	Número de Táxons	12	32	(5-66)	22	68
	Riqueza	12	0.8	(0-2.4)	0.7	84.0
	Equitabilidade	12	0.6	(0-1.5)	0.5	80.3
	Dominância	12	0.6	(0.2-1)	0.3	52.7
	Diversidade	12	1.3	(0-3.1)	1.1	85.5
EA0 - RD Itapina	Densidade Total	12	6603	(613.2-21568.8)	5540	84
	Densidade Ciano	12	7557	(739.2-21067.2)	6097	81
	Número de Táxons	12	37	(16-56)	12	33
	Riqueza	12	0.9	(0.2-2.5)	0.8	80.8
	Equitabilidade	12	0.6	(0.2-0.8)	0.2	28.8
	Dominância	12	0.6	(0.3-0.9)	0.2	27.9
	Diversidade	12	1.1	(0.3-2.3)	0.6	51.3
EA21 - RD Linhares	Densidade Total	12	8011	(1355.2-22244.4)	5479	68
	Densidade Ciano	12	7364	(827.2-19171.6)	5043	68
	Número de Táxons	12	26	(8-49)	13	50
	Riqueza	12	0.9	(0.3-1.7)	0.4	41.1
	Equitabilidade	12	0.6	(0.3-0.9)	0.2	27.3
	Dominância	12	0.6	(0.4-0.9)	0.1	25.2
	Diversidade	12	1.3	(0.4-2.2)	0.5	35.8
EA22 - RD Povoação	Densidade Total	11	7354	(2798.5-16758)	4016	55
	Densidade Ciano	11	7650	(2705.5-17568.4)	4861	64
	Número de Táxons	11	39	(8-69)	21	54
	Riqueza	11	0.9	(0.4-1.5)	0.3	38.8
	Equitabilidade	11	0.6	(0.3-0.9)	0.2	24.1
	Dominância	11	0.6	(0.3-0.9)	0.2	27.2
	Diversidade	11	1.4	(0.5-2.4)	0.5	35.1
EA26 - RD Regência	Densidade Total	12	7447	(2145.2-16012.8)	4760	64
	Densidade Ciano	12	5934	(190.4-14761.8)	5237	88
	Número de Táxons	12	40	(18-53)	12	31
	Riqueza	12	1.2	(0.4-2.1)	0.6	51.5
	Equitabilidade	12	0.5	(0.2-0.6)	0.1	25.0

		N	Média	(Mín-Máx)	Desv. Padrão	Coef. Variação
	Dominância	12	0.6	(0.4-0.9)	0.2	23.4
	Diversidade	12	1.1	(0.4-1.8)	0.5	40.7
EA23 - Lagoa Areão	Densidade Total	11	22733	(1900 - 57482.4)	20510	90
	Densidade Ciano	11	21174	(124.8-57371)	19653	93
	Número de Táxons	11	30	(6-43)	10	33
	Riqueza	11	0.7	(0.3-1.4)	0.4	48.3
	Equitabilidade	11	0.5	(0.2-0.9)	0.2	46.0
	Dominância	11	0.7	(0.4-0.9)	0.2	22.9
	Diversidade	11	1.0	(0.5-1.9)	0.5	48.3
EA24 - Lagoa Areal	Densidade Total	11	23630	(1860-74799.3)	24446	103
	Densidade Ciano	11	30746	(10188.7-71392.5)	24485	80
	Número de Táxons	11	32	(9-40)	9	27
	Riqueza	11	0.9	(0.27-2.4)	0.6	65.7
	Equitabilidade	11	0.6	(0.2-1)	0.3	44.5
	Dominância	11	0.6	(0.3-0.9)	0.2	35.0
	Diversidade	11	1.3	(0.4-2.2)	0.6	45.6
EA25 - Lagoa Monsarás (Praia)	Densidade Total	12	6922	(2678-16833.6)	4089	59
	Densidade Ciano	12	10458	(1898-28131.3)	8842	85
	Número de Táxons	12	34	(21-53)	11	32
	Riqueza	12	1.6	(0.4-2.9)	0.7	42.6
	Equitabilidade	12	0.8	(0.5-1)	0.2	22.0
	Dominância	12	0.4	(0.2-0.7)	0.1	39.3
	Diversidade	12	2.0	(0.9-2.9)	0.6	30.4
EA25a - Lagoa Monsarás (Ponte)	Densidade Total	12	5184	(1246.2-14229)	4135	80
	Densidade Ciano	12	8204	(1106.4-44054.2)	11835	144
	Número de Táxons	12	23	(10-37)	8	35
	Riqueza	12	0.9	(0.5-1.3)	0.3	30.7
	Equitabilidade	12	0.6	(0.3-0.9)	0.2	25.2
	Dominância	12	0.6	(0.3-0.9)	0.1	25.8
	Diversidade	12	1.4	(0.4-2.2)	0.4	32.2
EA18 - Lago Limão (Sup.)	Densidade Total	12	5152	(2752.8 - 16203.6)	3741	73
	Densidade Ciano	12	94930	(14049-215730)	75050	79
	Número de Táxons	12	47	(16-131)	41	86
	Riqueza	12	2.6	(1.7-3.4)	0.6	22.9
	Equitabilidade	12	0.9	(0.5-1.12)	0.2	20.8

		N	Média	(Mín-Máx)	Desv. Padrão	Coef. Variação
	Dominância	12	0.3	(0.1-0.6)	0.2	62.7
	Diversidade	12	2.9	(1.3-3.8)	0.8	25.9
EA18 - Lago Limão (PC)	Densidade Total	12	3895	(1271.7-12138)	2961	76
	Densidade Ciano	12	79936	(7728-242505.9)	80426	101
	Número de Táxons	12	29	(9-72)	22	76
	Riqueza	12	2.0	(1.1-3.3)	0.6	31.9
	Equitabilidade	12	0.9	(0.4-1.3)	0.3	29.7
	Dominância	12	0.3	(0.1-0.8)	0.2	72.0
	Diversidade	12	2.6	(0.9-3.9)	1.0	36.4
EA19 - Lago Nova (Sup.)	Densidade Total	12	7961	(2604-21084)	5940	75
	Densidade Ciano	12	90958	(5644.6-382875.4)	105500	116
	Número de Táxons	12	66	(21-108)	30	45
	Riqueza	12	2.3	(1.4-3.3)	0.5	21.3
	Equitabilidade	12	0.9	(0.8-1)	0.1	8.0
	Dominância	12	0.3	(0.2-0.3)	0.0	16.2
	Diversidade	12	2.7	(2.3-3.2)	0.3	9.4
EA19 - Lago Nova (PC)	Densidade Total	12	5725	(1171.3-9980.2)	2700	47
	Densidade Ciano	12	54185	(7617.2-137881.8)	41974	77
	Número de Táxons	12	39	(16-57)	13	33
	Riqueza	12	2.0	(1.2-3.7)	0.7	35.7
	Equitabilidade	12	0.8	(0.7-1)	0.1	9.8
	Dominância	12	0.3	(0.2-0.4)	0.1	18.5
	Diversidade	12	2.4	(2-2.8)	0.2	10.5
EA20 - Lago Juparanã (Sup.)	Densidade Total	12	5548	(2750-16644)	3989	72
	Densidade Ciano	12	41691	(9412.2-110716.8)	36290	87
	Número de Táxons	12	54	(12-113)	33	61
	Riqueza	12	2.1	(1.2-3.5)	0.7	32.4
	Equitabilidade	12	0.8	(0.7-1)	0.1	11.5
	Dominância	12	0.3	(0.1-0.5)	0.1	38.8
	Diversidade	12	2.5	(1.7-3.5)	0.6	23.4
EA20 - Lago Juparanã (PC)	Densidade Total	12	5348	(1288-11018.9)	3262	61
	Densidade Ciano	12	41873	(3132-121524)	40896	98
	Número de Táxons	12	27	(9-44)	13	47
	Riqueza	12	1.8	(1-3.3)	0.6	33.7
	Equitabilidade	12	0.8	(0.7-1)	0.1	12.1

	N	Média	(Mín-Máx)	Desv. Padrão	Coef. Variação
Dominância	12	0.3	(0.2-0.5)	0.1	31.2
Diversidade	12	2.4	(1.6-3.4)	0.5	23.3

Figura 6: Relação entre diversidade e dominância nos diferentes ambientes estudados, durante o período de outubro de 2018 a setembro de 2019.



Dentre as espécies dominantes em muitos pontos amostrais, destacaram-se as cianobactérias já registradas como tóxicas para o Brasil *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Planktolyngbya limnetica*, *Synechocystis aquatilis* e *Synechocystis minuscula*, sendo as duas últimas, espécies picoplanctônicas.

A dominância da cianobactéria picoplanctônica *Synechocystis aquatilis* nas estações amostrais sob alto grau de estresse foi o principal contribuinte para a redução dos valores de diversidade e equitabilidade. *Cylindrospermopsis raciborskii* foi uma das espécies abundantes e/ou dominantes nos lagos (EA18, EA19 e EA20). Esta é uma espécie que apresenta alta competitividade em ambientes eutróficos e grande capacidade de formar florações com produção de hepatotoxinas, como a cilindrospermopsina, um alcaloide com ação no fígado e rins (OHTANI *et al.*, 1992, LAGOS *et al.*, 1999) e a neurotoxina paralisante do tipo PSP (*Paralytic Shellfish Poison*), que age no sistema neuromuscular causando morte por asfixia (LAGOS *et al.*, 1999). As florações e a produção de toxinas comprometem a qualidade da água para abastecimento, além de aumentarem consideravelmente os seus custos de tratamento (CARMICHAEL, 1996, CODD, 2000).

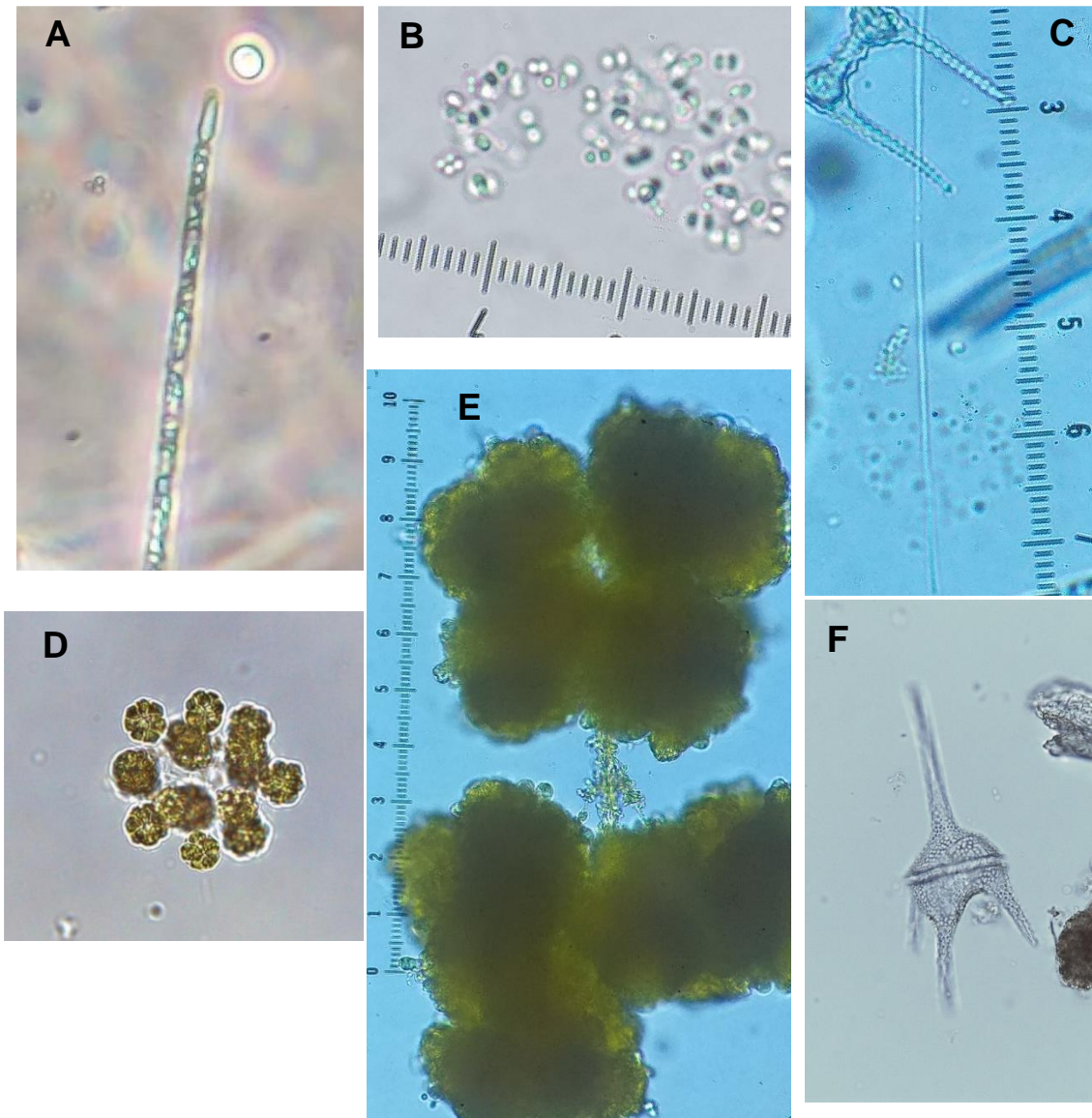
Essa potencial capacidade tóxica das cianobactérias merece destaque, especialmente para populações algais submetidas a condições de estresse. Alguns estudos apontam que cepas de cianobactérias originadas de populações naturais, ao serem submetidas a condições adversas, como incremento de metais, podem apresentar alterações fisiológicas e endógenas que elevam a concentração das toxinas produzidas. Dados obtidos por Amé & Wunderlin (2005), que ao utilizarem uma amostra de *Microcystis aeruginosa* concentrada a partir de uma população selvagem, mostraram que os níveis de microcistinas são favorecidos pelo aumento da concentração de ferro no meio de cultura. Embora em alguns momentos essa espécie não tenha sido registrada em grande contribuição numérica, vale destacar que se fez presente na maioria das amostragens, porém pela abundância de mucilagem que apresenta na sua estrutura em alguns momentos sua sedimentação para a contagem é prejudicada e o táxon acaba não apresentando expressividade numérica, mesmo estando presente no ambiente, o que pode oferecer sérios riscos e comprometimento do uso da água, especialmente devido sua capacidade tóxica.

O aumento na concentração de alguns metais nos ambientes aquáticos dulcícolas pode influenciar positivamente a 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). O crescimento de *Synechococcus* já foi associado positivamente à concentrações elevadas de cobre (AXELSEN & PALMGREN, 1998; BANCI *et al.*, 2004), assim como para *Synechocystis* (BANCI *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.

Tabela 2: Lista de espécies dominantes e/ou abundantes, segundo Lobo & Leighton (1986), com ênfase às descritas por Sant'Anna *et al.* (2008) como potencialmente tóxicas. # = espécies com registro de produção de toxina para o Brasil (SANT'ANNA *et al.*, 2008); * = Abundantes; ** = Dominantes.

CIANOACTÉRIAS	EA17	EA0	EA21	EA22	EA26	EA18	EA19	EA20	EA23	EA24	EA25	EA25a
<i>Aphanocapsa elachista</i> (Figura 7B)						*						
<i>Aphanocapsa holsatica</i>						*						
<i>Aphanocapsa</i> sp.1							*					
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> # (Figura 7A)						*	**	*				
<i>Lyngbya martensiana</i>												
<i>Merismopedia tenuissima</i>						*				*		
<i>Planktothrix isothrix</i> #												
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Figura 7C)						*	**	**				
<i>Pseudanabaena limnetica</i> #						*						
<i>Synechococcus nidulans</i>						*				*		
<i>Synechocystis aquatilis</i> #	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**	**
<i>Synechocystis minuscula</i> #		**	**	**	**	*	*				**	**
<i>Synechocystis</i> sp.							**					
OUTRAS CLASSES												
<i>Aulacoseira</i> sp.1							*					
<i>Melosira varians</i>	*											
<i>Urosolenia eriensis</i>						*				*		
<i>Hariotina reticulata</i> (Figura 7D)						*			*			
<i>Kirchneriella diana</i>	*											
<i>Monoraphidium arcuatum</i>												*
<i>Monoraphidium contortum</i>						*	*	*				
<i>Monoraphidium griffithii</i>						*						
<i>Monoraphidium litorale</i>											*	
<i>Tetraedron minimum</i>											*	
<i>Botryococcus braunii</i> (Figura 7E)	*											
<i>Choricystis</i> sp.		*				**	*	*				
<i>Chlorella</i> cf. <i>minutissima</i>			*				*	*		*	*	
<i>Didymocystis fina</i>						*						
<i>Chlorella</i> cf. <i>vulgaris</i>						*		*	*			
<i>Cosmarium contractum</i>								*				
<i>Mougeotia</i> sp.1								*				
<i>Staurodesmus corniculatus</i>								*				
<i>Dynobryon bavaricum</i>						*						
<i>Ceratium hirundinella</i> (Figura 7F)								*				

Figura 7: Registros fotográficos realizados pela equipe durante as análises qualitativas. **A)** *Cylindrospermopsis raciborskii*; **B)** *Aphanocapsa elachista*; **C)** *Planktolyngbya limnetica*; **D)** *Hariotina reticulata*; **E)** *Botryococcus braunii*; **F)** *Ceratium hirundinella*.



3.4 BIOMASSA

A determinação das concentrações de clorofila-a proporciona uma estimativa da biomassa fitoplanctônica e os feopigmentos indicam o estado fisiológico da comunidade, uma vez que numa população em declínio, o teor de clorofila-a diminui, enquanto que seus produtos de degradação (feopigmentos) e os carotenóides aumentam. Isso ocorre por que as clorofilas são facilmente alteradas, por variações no pH, alta incidência luminosa ou temperatura, entre outros fatores, tendo como produto desta alteração, a feofitina (GOLTERMAN *et al.*, 1978)

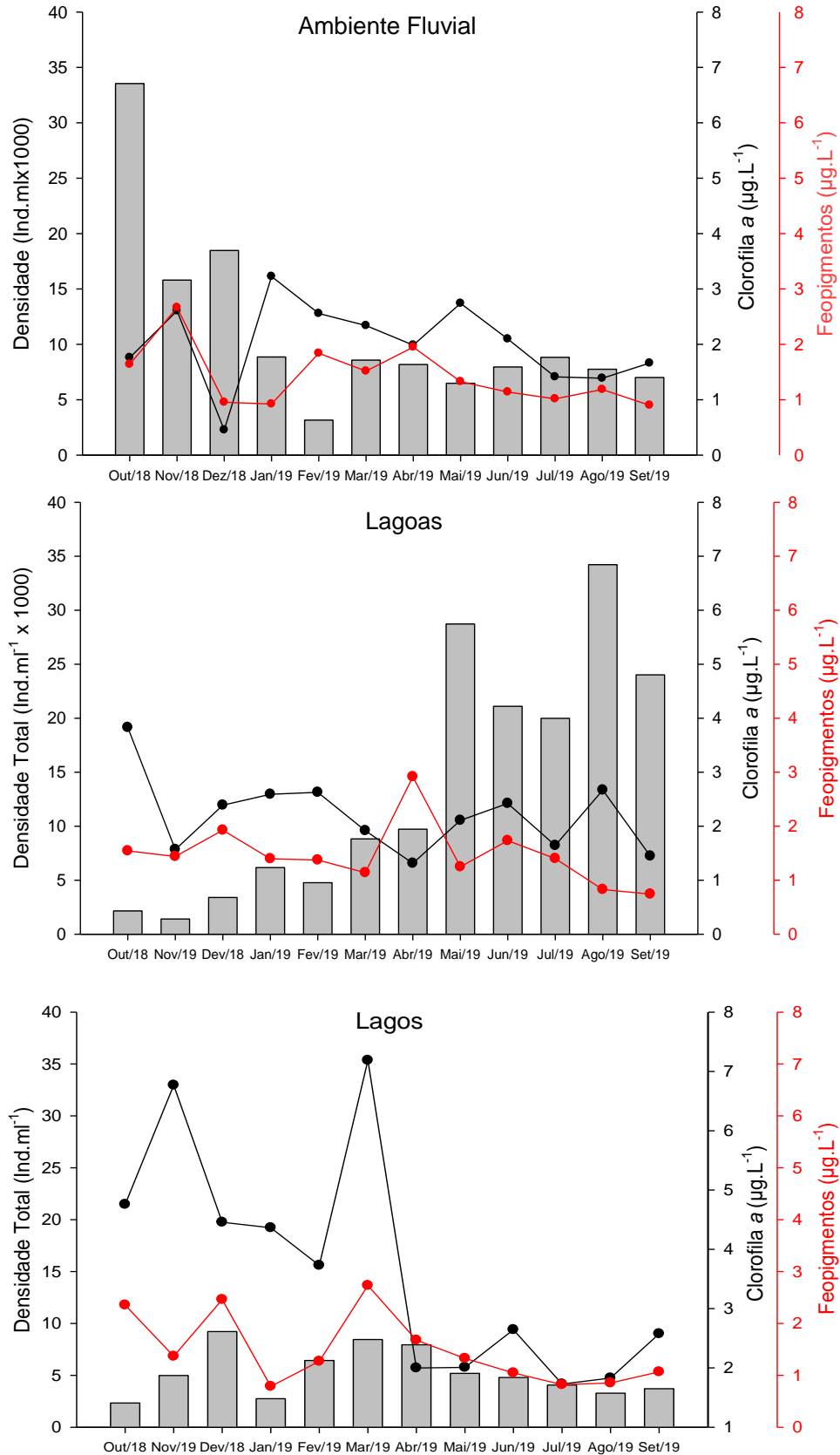
Desta forma, a determinação da concentração de clorofila a tem sido amplamente usada como estimativa da biomassa fitoplanctônica nos corpos d'água e caracterização do estado trófico. Ambientes

com altas concentrações de nutrientes dissolvidos favorecem a produtividade primária do fitoplâncton resultando em incremento da biomassa (TOLSTOY, 1979; REYNOLDS, 1984). Para as cianobactérias, além dos nutrientes mais limitantes, como nitrogênio e fósforo, o ferro tem sido reportado como um nutriente importante para a síntese de clorofila (WILHELM, 1995).

Os valores de clorofila *a*, na maioria das estações de amostragem estão abaixo dos preconizados pela Resolução CONAMA 357 de 2005 para águas de Classe I, que categorizam valores menores que 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$, porém em algumas estações ultrapassam bastante esses valores, como no lago Juparanã (EA20), que registrou 17,1 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em novembro de 2018; 17,4 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em outubro de 2018; e lago do Limão, cujos valores alcançaram 14,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em março de 2019. Em geral, as concentrações de clorofila são corroboradas por altos valores de densidade fitoplanctônica, registrados para essas mesmas estações de amostragem, como esperado (Figura 8). Na calha do rio, as concentrações de clorofila *a* estiveram mais elevadas nas amostragens de novembro de 2018, janeiro e maio de 2019, nas estações EA22 e EA26, porção final do trecho do rio monitorado, onde, possivelmente, existe acumulação de material oriundo da longitude da calha principal do rio e de aporte de material proveniente dos lagos e lagoas adjacentes. As cianobactérias picoplanctônicas *Synechocystis aquatilis* e *Planktolyngbya limnetica* apresentaram grande importância na densidade, elevando os valores de biomassa da comunidade fitoplanctônica em todas as estações amostrais.

As concentrações de feopigmentos, em geral, estiveram mais elevadas que as de clorofila *a* (Figura 8), indicando um bom estado fisiológico da comunidade, que, dominada por cianobactérias picoplanctônicas, podem ter sido favorecidas pelas elevadas concentrações de ferro dissolvido em todos os ambientes amostrados. Porém em algumas amostragens, ocorreram elevações nas concentrações de feofitina, indicando um aumento da senescência da comunidade fitoplanctônica em momentos pontuais, como em dezembro de 2018, na calha do rio, quando foram registados os maiores valores de vazão e maior turbidez da água. Essa condição diminui a luminosidade na água, sendo uma condição limitante para a produtividade fitoplanctônica, o que refletiu em queda na biomassa (clorofila *a*) e aumento nas concentrações de feofitina.

Figura 8: Relação entre densidade total (ind.mL⁻¹) e biomassa (clorofila a, em µg.L⁻¹) para todas as estações de amostragem, durante o período de outubro de 2018 a julho de 2019.



4 REFERÊNCIAS

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.

ANAGNOSTIDIS, K.; ECONOMOU-AMILLI, A. **Limnological Studies on Lake Pamvotis (Ioannina), Greece, I. Hydroclimatology, Phytoplankton-Periphyton with special reference to the Valency of some microorganisms from sulphureta as bioindicators.** Archiv fur Hydrobiologie, v. 89, n. 3, p. 313-342, 1980.

ANDERSON, L.C.D.; BRULAND, K.W. **Biogeochemistry of arsenic in natural waters: The importance of methylated species.** Environ. Sci. Technol., v. 3, p. 420-427, 1991.

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.

BANCI, L. *et. al.* **Solution structures of a cyanobacterial metallochaperone.** Journal of Biological Chemistry, v. 279, n. 26, p. 27502-27510, 2004.

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.

BRASIL. CONAMA. **Resolução nº 357:** Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U., 2005.

CANTONATI, M. *et. al.* ***Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyta) valve deformities as indicators of metal enrichment in diverse widely-distributed freshwater habitats.** Sci. Total Environ., v. 475, p. 201-215, 2014.

CATTANEO, A. *et.al.* **Organisms' response in a chronically polluted lake supports hypothesized link between stress and size** Limnology and Oceanography, v. 43, n. 8, p. 1938-1943, 1998.

CARMICHAEL, W.W. Toxic *Microcystis* and the environment. In: WATANABE, W.F. *et. al.* **Toxic *Microcystis*.** Boca Raton, Florida: CRC Press, 1996, p. 1-11.

CASÉ, M. *et. al.* **Plankton community as an indicator of water quality in tropical shrimp culture ponds.** Marine Pollution Bulletin, v. 56, p. 1343-1352, 2008.

CHAMIXAES, C.B.C.B. **Variação temporal e espacial da biomassa, composição de espécies e produtividade das algas perifíticas relacionadas com as condições ambientais de pequenos rios da bacia hidrográfica do Ribeirão do Lobo (Itirapina - SP).** 1991, Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1991.

CODD, G.A. **Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control.** Ecological Engineering, p. 16, p. 51-60, 2000.

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.

CROSSETTI, L.O.; BICUDO, C.E.M. **Phytoplankton as a monitoring to in a tropical urban shallow reservoir (Garças pond): the assemblage index application.** *Hydrobiologia*, The Hague, v. 610, p. 161-173, 2008.

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.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters.** Oxford: Blackwell Scientific Publications, Handbook. 8, 1978. 213 p.

HAPPEY-WOOD, C. M. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREW, C. D. (Ed.). **Growth and reproduction strategies of freshwater phytoplankton.** Cambridge: Cambridge University Press, 1988, 442 p.

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.

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.

JUNEAU, K. *et. al.* **Structural basis of the enhanced stability of a mutant ribozyme domain and a detailed view of RNA-solvent interactions.** *Structure*, v. 9, p. 221-231, 2001.

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.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. **Estructuras comunitárias de lãs ficonozes plaktonicas de los sistemas de desembocaduras y esteros de rios de la zona central de Chile.** *Rev. Biol. Mar*, v.22, n. 1, p. 1-29, 1986.

LUKAC M.; AEGERTER R. **Influence of trace metals on growth and toxin production of *Microcystis aeruginosa*.** *Toxicon*, v. 31, p. 293-305, 1993.

MARGALEF, R. **Limnologia.** Barcelona: Ediciones Omega, 1983. Composición específica del fitoplancton de la costa catalano-levantina (Mediterráneo occidental) en 1962-1967. *Inv. Pesq.*, v. 33, p. 345-380, 1969.

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.

Morin, S. *et. al.* Consistency in diatom response to metal-contaminated environments. In: GUASCHE, H. *et. al.* (eds). **Emerging and Priority Pollutants in Rivers**: Handbook of Environmental Chemistry. Berlin: Springer Heidelberg: p . 117-146, 2012.

OHTANI, I.; MOORE, R.E.; RUNNEGAR, M.T.C. **Cylindrospermopsin: a potent hepatotoxin from the blue-green algae *Cylindrospermopsis raciborskii***. J. Am. Chem. Soc. v. 114, p. 7941-7942. 1992.

PIELOU, E. C. **Ecological diversity**. New York: Wiley, 1975.

REYNOLDS, C. S. **The ecology of freshwater phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University press, 1984, 384 p.

REYNOLDS, C. S. **The response of phytoplankton communities to change lake environments**. Schweiz. Z. Hydrol., v. 49, p. 220-236, 1997.

REYNOLDS, C.S. **The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006, 537 p.

SANT'ANNA, C.L. *et. al.* **Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil**. Algological studies, v. 126, p. 251-265, 2008.

SCHEFFER, M. *et. al.* **On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow turbid lakes**. Ecology, v. 78, p. 272-282, 1998.

SHANNON, C.E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. University of Illinois, Urbana, Illinois, 1949.

SIMPSON, E. H. **Measurement of diversity**. Nature, v. 163, p. 688, 1949.

TOLSTOY, A. **Chlorophyll a in relation to phytoplankton volume in some Swedish lakes**. Archiv für Hydrobiologie, v. 85, n. 2, p. 133-151, 1979.

TUNDISI, J. G. **Água no século 21: enfrentando a escassez**. RIMA/IIIE, 2003. 247p.

_____. Bridging water research, innovation and management: enhancing global water management capacity. In: PROCEEDINGS OF THE VI REGIONAL WORKSHOP **Water Resources and Water Use Problems in Central Asia and Caucasus**. IAP, IWEP, Russian Academy of Sciences, 2008, p.86-94.

VUORI, K.M. **Direct and indirect effects of iron on river ecosystems**. Annales Zoologici Fennici, v. 32, p. 317-329, 1995.

UTERMÖHL, H. **Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton- methodik**. Mitteilungen Internationale Vereinigung Theoretische Angewandte Limnologie, v. 9, p. 1-38, 1958.

UTKILEN, H.; GJOLME, N. **Iron-stimulated toxin production in *Microcystis aeruginosa***. Applied Environmental Microbiology, v. 61, p. 797-800, 1995.

WILHELM, S.W. **Ecology of iron-limited cyanobacteria:** a review of physiological responses and implications for aquatic ecosystems. *Aquatic Microbial Ecology*, v. 9, 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.