

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS

DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA

Estratégias de invasão e estabelecimento do dinoflagelado *Ceratium* em mananciais subtropicais do Rio Grande do Sul e sua interação com a cianobactéria *Microcystis*: I. Região Hidrográfica Uruguai.

ALUNO: Ruan Dutra da Silva

ORIENTADOR: Profa. Dra. Luciana de Souza Cardoso

Porto Alegre, Maio de 2021.

Resumo

Ceratium é um dinoflagelado que exibe comportamento invasor nos ecossistemas aquáticos do Rio Grande do Sul. Por exibir este comportamento, o estudo teve como objetivos determinar os fatores que direcionam as populações do dinoflagelado, bem como identificar padrões temporais e espaciais destas populações, relacionando com *Microcystis* e propor ações frente à invasão e estabelecimento de *Ceratium*. Os dados (físicos e químicos da água e de densidade fitoplânctônica) foram provenientes do monitoramento efetuado pela CORSAN (Companhia Riograndense de Saneamento), em mananciais da Região Hidrográfica (RH) do Uruguai, no período de 2013 até 2019 (coletas semanais a mensais); dados climáticos foram obtidos através do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). Sazonalmente, máximas de precipitação ocorreram no outono e primavera, já as temperaturas seguiram padrão subtropical. Em relação ao fitoplâncton, as máximas de densidade ocorreram no outono e verão, em 2018 e 2013 (exceto *Ceratium*, com máximas em 2014). As análises indicaram que os maiores valores de densidade do fitoplâncton, cianobactérias, e *Microcystis* ocorreram na bacia U20, em Erechim (outono 2018) e Passo Fundo (verão 2013); por outro lado, os picos de *Ceratium* foram na U70, em Dom Pedrito (verão 2014) e U80, em Aceguá (outono 2015). Como um todo, as populações do dinoflagelado e *Microcystis* tenderam à estabilização, porém apresentaram relações clássicas, como competição e coexistência, além de dominância do dinoflagelado. Esta RH está localizada em um ambiente suscetível à invasão de *Ceratium*, assim este estudo é importante no entendimento e eventual proposta de manejo de espécies com este caráter.

Palavras-chave: bacias hidrográficas; espécies invasoras; fitoplâncton; saneamento ambiental; subtropical.

Abstract

Ceratium is a dinoflagellate that exhibits invasive behavior in the aquatic ecosystems of Rio Grande do Sul. For exhibiting this behavior, the study had as objectives to determine the factors that drive dinoflagellate populations as well as identifying temporal and spatial patterns of these populations, relating to *Microcystis* and propose actions against the invasion and establishment of *Ceratium*. The data (physical and chemical water and phytoplankton density) came from the monitoring carried out by CORSAN (Riograndense Sanitation Company), in reservoirs in the Hydrographic Region (RH) of Uruguay, from 2013 to 2019 (weekly to monthly sampling); climatic data were obtained through INMET (National

Meteorological Institute). Seasonally, maximum precipitation occurred in autumn and spring, while temperatures followed a subtropical pattern. Regarding phytoplankton, the maximum density occurred in autumn and summer, in 2018 and 2013 (except *Ceratium*, with maximum in 2014). The analysis indicated that the highest values of density of phytoplankton, cyanobacteria, and *Microcystis* occurred in U20 basin, in Erechim (autumn 2018) and Passo Fundo (summer 2013); on the other hand, *Ceratium* peaks were found at U70 in Dom Pedrito (summer 2014) and U80 in Aceguá (autumn 2015). As a whole, the populations of dinoflagellate and *Microcystis* did tend to stabilization, however showed classic relations, such as competition and coexistence, in addition to dominance of the dinoflagellate. This RH is located in an environment susceptible to *Ceratium* invasion, so studies like this are important in understanding and eventually combating species with this character.

Keywords: watersheds; invasive species; phytoplankton; environmental sanitation; subtropical.

Introdução

A introdução de espécies exóticas em ambientes naturais é um dos mais sérios problemas enfrentados por comunidades e espécies endêmicas, pois pode alterar de forma irreversível a funcionalidade dos ecossistemas envolvidos (SIMBERLOFF 1996). Os impactos podem variar de mudanças nos nichos ecológicos, os quais alteram os arranjos de predação e reprodução, extinções locais de espécies nativas, além de mudanças químicas e físicas do ambiente (MOONEY & CLELAND 2001). Recentemente, alguns autores (MEICHTRY-DE-ZABURLÍN et al. 2016; SOUSA et al. 2017; MACÊDO et al. 2021) elaboraram modelos que preveem padrões de dispersão para espécies planctônicas invasoras, relacionando-os principalmente com variáveis climáticas e estabilidade da coluna d'água. Estes trabalhos revelam pistas importantes para o entendimento de espécies com este caráter.

Ceratium é um gênero que comumente forma florações em lagos e reservatórios durante o verão em regiões temperadas (POLLINGHER 1988; CARTY 2003). As espécies deste gênero, de acordo com CAVALCANTE et al. (2013), podem suportar estresse devido a sua capacidade de formação de cistos, que podem germinar em diferentes períodos, além de sua excepcional habilidade de nado, fazendo com que a busca por luz e nutrientes nos micro-habitats seja facilitada.

Na América do Sul, o gênero é considerado invasor (BOLTOVSKOY et al. 2013), tendo os primeiros registros na década de 1990 (CAVALCANTE et al. 2013). De acordo com MEICHTRY-DE-ZABURLÍN et al. (2016), seguindo modelos de dispersão, uma vasta porção do continente Sul-americano é suscetível à invasão, o que é corroborado por diversos registros na região (GUERRERO & ECHENIQUE 1997; BOLTOVSKOY et al. 2003, 2005; 2013; MAC DONAGH et al. 2005; SILVERIO et al. 2009; BUSTAMANTE-GIL et al. 2012; MEICHTRY-DE-ZABURLIN 2014). Na última década, muitos estudos (SANTOS-WISNIEWSKI et al. 2007; MATSUMURA-TUNDISI et al. 2010; OLIVEIRA et al. 2011; AMAZONAS et al. 2012; SILVA et al. 2012; JATI et al. 2014; MOREIRA et al. 2015; CAMPANELLI et al. 2017; SILVA et al. 2018; CROSSETTI et al. 2019) relatam a aparição e estabelecimento de espécies de *Ceratium* no Brasil.

No Rio Grande do Sul (RS), os registros se iniciaram apenas em 2011 (CAVALCANTE et al. 2013) e desde então, o número de novas ocorrências têm aumentado. Publicações como CAVALCANTE et al. (2013; 2016), CASSOL et al. (2014), SILVA et al. (2019) relatam estas novas ocorrências para o RS e relacionam com aspectos ambientais.

Foi demonstrado por CAVALCANTE et al. (2016) que há padrões sazonais em relação à abundância, volume celular e morfologia de *Ceratium* em reservatórios subtropicais no Rio Grande do Sul. CROSSETTI et al. (2019) citaram que estas variações alteram as relações de dominância entre *Ceratium* e a comunidade fitoplanctônica em ambientes rasos. KRUK et al. (2021) ressaltaram que esta alternância se deve principalmente à ocupação de nichos ecológicos diferentes.

Por se tratar de uma espécie que apresenta comportamento invasor nos ecossistemas aquáticos do RS e que, gradativamente, vem se estabelecendo nestes ambientes, é importante identificar quais fatores ambientais estão relacionados com a expansão e estabelecimento do *Ceratium*, além das consequências de sua introdução com a estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica, especialmente a cianobactéria *Microcystis*, pois o gênero pode, segundo CASSOL (2014), provocar alterações de cor e odor na água devido a produção de cianotoxinas, além da produção de biofilme na superfície da água, que altera a transparência do meio, podendo levar a desoxigenação do corpo d'água.

Partindo disto, o presente trabalho objetivou: (I) determinar os fatores direcionadores da dinâmica populacional, com ênfase na invasão e estabelecimento do dinoflagelado invasor *Ceratium* nos mananciais de abastecimento na Região Hidrográfica Uruguai; (II) reconhecer

padrões temporais e espaciais das variáveis ambientais e populações de *Ceratium* e *Microcystis*; (III) propor ações mitigadoras frente à problemática da invasão e estabelecimento do dinoflagelado invasor.

Material e Métodos

Área de estudo

O território do Rio Grande do Sul é dividido em três grandes Regiões Hidrográficas (RH): a RH Uruguai, que se encontra na Bacia Nacional do Uruguai, além da RH Guaíba e RH Litoral, que se encontram na Bacia Nacional do Atlântico Sul (SEMA 2018) (Figura 1).

Segundo Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2006), a RH Uruguai está localizada na região norte do RS, se estendendo para o estado de Santa Catarina, além dos países vizinhos Argentina e Uruguai. Possui cerca de 385 mil Km², sendo 174 mil Km² em território nacional, o que corresponde a aproximadamente 2% da área do país. Conforme a Lei Estadual 10.350/1994, artigo 38, a RH Uruguai é subdividida em 10 Bacias Hidrográficas (BH), que drenam diretamente para o Rio Uruguai, as quais podem ser identificadas pela inicial do Rio (U) e o seu número específico: U10 – Bacia dos Rios Apauê/Inhandava, U20 – Bacia do Rio Passo Fundo, U30 – Bacia dos Rios Turvo/Santa Rosa/Santo Cristo, U40 – Bacia dos Rios Butuí/Piratinim/Icamaquã, U50 – Bacia do Rio Ibicuí, U60 – Bacia do Rio Quarai, U70 – Bacia do Rio Santa Maria, U80 – Bacia do Rio Negro, U90 – Bacia do Rio Ijuí, U100 – Bacia do Rio Várzea. Porém, a partir de janeiro de 2018, conforme decreto nº 53.885, foi formada a BH U110, instituída a partir da separação da BH U40 (Rio Piratinim permanece sendo U40, enquanto a U110 é composta pelos Rios Butuí-Icamaquã). Porém, para o presente estudo este fato não incidiu em alterações significativas sobre a abordagem com 10 Us nesta bacia.

De acordo com o Documento Base de Referência do Plano Nacional de Recursos Hídricos (DBR-PNRH) (2003), os solos da região apresentam uma grande heterogeneidade em decorrência da complexa formação geológica e ação climática. Apesar da diversidade, latossolos e chernossolos são aqueles que predominam, os quais favorecem práticas agrícolas, pecuárias e agroindustriais.

estão sintetizados no Quadro 1, que inclui também as BHs e as Estações de Monitoramento do INMET (EM), além do número de amostras para cada ano.

A coleta de amostras fitoplanctônicas foi efetuada em frascos de polietileno de 1 litro em locais próximos aos pontos de captação de água ou torneira de água bruta nas Estações de Tratamento de Água (ETAs). Após estas amostras serem concentradas por centrifugação, análises qualitativas e quantitativas foram realizadas usando a técnica de Sedgwick Rafter (CETESB 2005). O resultado foi expresso em número de células por mL de amostra (cel.mL^{-1}), conforme Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde. A frequência de monitoramento (semanal, mensal) foi estabelecida seguindo o mesmo anexo. Valores de densidade do fitoplâncton total, cianobactérias, *Ceratium* spp. e *Microcystis* spp. foram estimados pela equipe de monitoramento da companhia, seguindo o protocolo interno de quantificação.

Análises físicas e químicas da água também foram fornecidas pela CORSAN, seguindo protocolos do APHA (2012) sendo estas: pH (método colorimétrico), matéria orgânica (MO; método do permanganato de potássio, conforme determinação do Manual de Análises Físico-Químicas da CORSAN), cor aparente (Cor; método de comparação visual), turbidez (Tur; método nefelométrico por turbidímetro), alcalinidade (Alc; método titulométrico) e oxigênio dissolvido (OD; método de Winkler) foram feitas nos laboratórios das ETAs de cada município. As análises de nutrientes, como fósforo total (PT; método do ácido ascórbico), nitrito (NO_2 ; cromatografia iônica) e nitrato (NO_3 ; cromatografia iônica) foram realizadas no laboratório central de águas da CORSAN. Dados de fosfato (PO_4 , de 0,01 a 0,02 mg.L^{-1}), nitrogênio total (NTK, de 0,46 a 1,30 mg.L^{-1}), nitrogênio orgânico (Norg, de 0,22 a 0,50 mg.L^{-1}) e nitrogênio amoniacal (N-NH_3 , de 0,01 a 0,04 mg.L^{-1}) não foram usados por terem sido amostrados poucas vezes e em apenas um ou dois municípios (Erechim e Santiago), ficando os resultados muito tendenciosos para efeito comparativo.

Em termos de organização, os dados de densidade e físico e químicos da água foram estruturados em escalas espacial e temporal. Para as análises espaciais, os dados foram organizados de acordo com o município correspondente e estes foram agrupados de acordo com suas respectivas BHs, seguindo o artigo 38 da Lei Estadual 10.350/1994 da FEPAM.

No que diz respeito às análises temporais (dados de janeiro de 2013 a setembro de 2019), as amostras foram estruturadas anualmente (2013 a 2019) e sazonalmente. Em relação à sazonalidade, os meses de janeiro, fevereiro e março foram considerados amostragens de

verão; abril, maio e junho amostragens de outono; julho, agosto e setembro amostragens de inverno e outubro, novembro e dezembro amostragens de primavera.

Os dados climáticos correspondentes para cada BH foram obtidos através da série histórica do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), por meio de dados das estações automáticas localizadas em municípios desta região (<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>). Utilizamos dados mensais de municípios com monitoramento direto (estações dentro da cidade) e indireto (estações próximas à cidade), visto que nem todos os municípios possuem estações com dados históricos. Os valores máximos e mínimos de temperatura foram mensurados a partir de três leituras diárias (00h, 12h e 18h), e então, calculadas as respectivas médias, já a precipitação foi a diária (acumulada em 24h).

Após a análise dos resultados bióticos, os municípios com as maiores densidades de fitoplâncton, cianobactérias, *Microcystis* e *Ceratium* foram selecionados para maior detalhamento dos resultados e para refinar as tendências espaciais e temporais. Para estes seis municípios (n=138), médias sazonais em cada ano foram realizadas (tanto com relação às densidades quanto para os físicos e químicos) para melhor expressar os resultados e análises estatísticas. Já para a meteorologia das cidades selecionadas, foram utilizados dados horários dos respectivos municípios (ou municípios próximos), recorrendo às máximas e mínimas dos dias de amostragem destes físicos e químicos, além da precipitação acumulada em 24h. Algumas cidades não possuíam dados nos dias das amostragens, para o preenchimento destas falhas foi utilizado dado do dia anterior (quando estes estavam presentes) ou a média entre o mês anterior e posterior (quando não havia dados no mês).

Análises Estatísticas

Para todos os municípios monitorados pela CORSAN foram feitas análises estatísticas descritivas, utilizando o software STATISTICA® versão 7.1, com intuito de explorar as variações espaciais e/ou temporais dos dados bióticos. Em termos ambientais, o mesmo foi feito, porém apenas nas cidades com Estação Meteorológica (EM) (Quadro 1).

Para aqueles municípios com maiores densidades de dados bióticos, além das análises descritivas, Análises de Componentes Principais (PCAs) foram realizadas através do software PCORD versão 6.08 (MCCUNE & MEFFORD 2011), a fim de avaliar as principais tendências das variáveis ambientais nas escalas espaciais e temporais. Os dados foram

Quadro 1 – Número de amostras por municípios da Região Hidrográfica Uruguai (U) monitorados pela CORSAN e suas respectivas Bacias Hidrográficas (BH) e Estações de Monitoramento do INMET (EM).

BH	Município	Código	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	EM	Código
U10	Áurea	AU	6	6	6	6	6	6	4	Bom Jesus e Lagoa Vermelha	BJ e LV
	Bom Jesus	BJ	12	12	12	12	12	11	10		
	Gaurama	GU	6	6	7	6	6	6	4		
	Getúlio Vargas	GV	6	6	5	7	6	6	4		
	Lagoa Vermelha	LV	6	6	6	6	6	6	4		
	Machadinho	MC	6	7	10	12	12	12	8		
	Marcelino Ramos	MR	12	12	12	12	12	12	8		
	Maximiliano de Almeida	MX	2	5	6	6	6	6	4		
	Sananduva	SN	6	6	5	6	6	6	4		
	São José do Ouro	SX	6	6	6	6	6	6	4		
Vacaria	VA	12	12	12	12	12	11	9			
U20	Campinas do Sul	CP	5	6	6	6	6	6	3	Passo Fundo	PF
	Erechim	ER	25	16	11	12	15	28	8		
	Itatiba do Sul	IS	6	6	7	6	6	6	3		
	Passo Fundo	PF	35	27	36	38	38	43	24		
	São Valentim	SV	6	6	5	6	6	6	3		
Sertão	SQ	6	6	6	6	6	6	3			
U30	Alecrim	AL	5	6	6	6	6	6	4	-	-
	Boa Vista do Buricá	BV	6	6	6	6	6	6	4		
	Campina das Missões	CM	2	4	6	5	6	5	4		
	Cândido Godoi	CJ	2	6	5	6	6	6	4		
	Crissiumal	CU	6	4	6	6	6	6	4		
	Horizontina	HO	6	6	6	6	6	6	4		
	Porto Xavier	PX	3	3	11	12	12	11	6		
	Santa Rosa	SR	10	12	12	12	11	12	8		
	São Martinho	FM	11	11	12	12	12	12	7		
	Três de Maio	TM	5	5	5	6	6	6	4		
Três Passos	TP	6	6	6	6	6	6	4			
U40	São Borja	SB	12	12	12	11	13	13	8	São Luiz Gonzaga	FZ
	São Luiz Gonzaga	FZ	6	6	6	6	6	6	4		
U50	Alegrete	AE	12	11	10	12	12	12	9	Santa Maria	SM
	Itaara	IT	5	5	4	6	6	6	4		
	Itaqui	IQ	1	7	12	12	12	12	8		
	Jaguari	JI	6	6	6	6	6	6	4		
	Nova Esperança do Sul	NE	6	6	6	6	6	5	3		
	Santiago	ST	13	13	11	12	13	12	7		
Unistalda	UM	12	12	12	12	11	12	7			
U60	Barra do Quarai	BQ	-	-	-	-	7	11	8	Uruguaiana	UR
	Quarai	QA	1	1	1	-	-	-	-		
U70	Dom Pedrito	DP	4	24	16	24	22	22	18	-	-
	Lavras do Sul	LS	5	6	7	6	6	6	4		
	Rosário do Sul	RS	11	12	12	12	12	11	8		
	São Gabriel	FG	2	-	-	-	-	-	-		
U80	Aceguá	AC	5	14	14	12	12	12	10	Bagé	BG
U90	Cruz Alta	CT	11	11	11	12	11	11	8	Cruz Alta	CT
	Ijuí	IJ	11	12	12	12	12	13	7		
	Palmeira das Missões	PM	6	6	6	6	6	6	4		
	Panambi	PA	6	6	6	6	6	6	4		
	Santo Ângelo	SG	22	24	24	24	24	22	16		
U100	Ametista do Sul	AS	5	6	5	6	6	6	4	Irai	IR
	Carazinho	CZ	12	12	12	12	11	12	8		
	Erval Seco	ES	5	6	6	6	6	6	4		
	Frederico Westphalen	FW	12	12	10	11	12	12	8		
	Irai	IR	12	12	12	11	12	12	8		
	Palmitinho	PL	6	6	6	6	6	6	4		
	Planalto	PT	5	3	5	6	6	6	4		
	Rondinha	RN	6	6	6	6	6	6	4		
	Sarandi	SD	6	6	6	6	6	7	4		
Seberi	SE	6	6	6	6	6	6	4			
	N		457	489	501	521	530	548	353	3399	

previamente transformados em $\log x+1$ e análise calculada através de variância-covariância. Análises de correlação (r de Pearson, $p < 0,005$) foram efetuadas, a fim de entender as relações entre as variáveis bióticas e ambientais, utilizando o software STATISTICA® versão 7.1.

Resultados

Meteorológicos

Os valores de temperatura seguiram basicamente os padrões sazonais para uma região subtropical, com as máximas na primavera (de 30,3°C, EM PF a 34,5°C, EM IR), principalmente em 2013, que apresentou seis das nove estações meteorológicas com este padrão, e no verão (de 27,8°C, EM BJ a 33,6°C, EM FZ), sendo as maiores médias registradas para o verão (de 26°C, EM BJ a 32,2°C, EM IR), especialmente o de 2014 (Figura 2). Entretanto, para as temperaturas mínimas foi possível estabelecer um padrão sazonal e anual constante na RH, onde os menores valores ocorreram no outono de 2016 (de 3,6°C EM BJ a 8,2°C, EM FZ), enquanto que, as menores médias foram geralmente registradas no inverno de 2013 (de 6,7°C, EM BJ a 10,7°C, FZ), com exceção para U90, que também foi coincidente com o outono de 2016 (Figura 3).

Sazonalmente, os valores de precipitação máxima ocorreram, na maior parte, na primavera e no outono (de 361mm, EM LV a 778,8mm, EM FZ), enquanto as mínimas foram registradas no outono e inverno (de 0mm, EM IR a 19,5mm, EM PF) (Figura 4). As maiores médias também ocorreram no outono e primavera (de 245mm, EM LV a 445,4mm, EM FZ), já as menores médias se deram majoritariamente no inverno (de 0,5mm, EM IR a 77,8mm EM PF) (Figura 4).

Os dados meteorológicos exibiram importantes padrões temporais nesta RH. Na primavera de 2015, particularmente, foram registradas as maiores médias em relação à precipitação, em oposição ao outono de 2016 e inverno de 2017, onde foram mais secos. As maiores médias de temperaturas máximas aconteceram, na sua maior parte, na primavera de 2013, enquanto que, as temperaturas mínimas mais baixas no outono de 2016, mas as médias das mínimas mais extremas foram no inverno de 2013, ou seja, 2013 foi um ano nesta RH onde a oscilação da temperatura foi aos extremos em duas estações consecutivas.

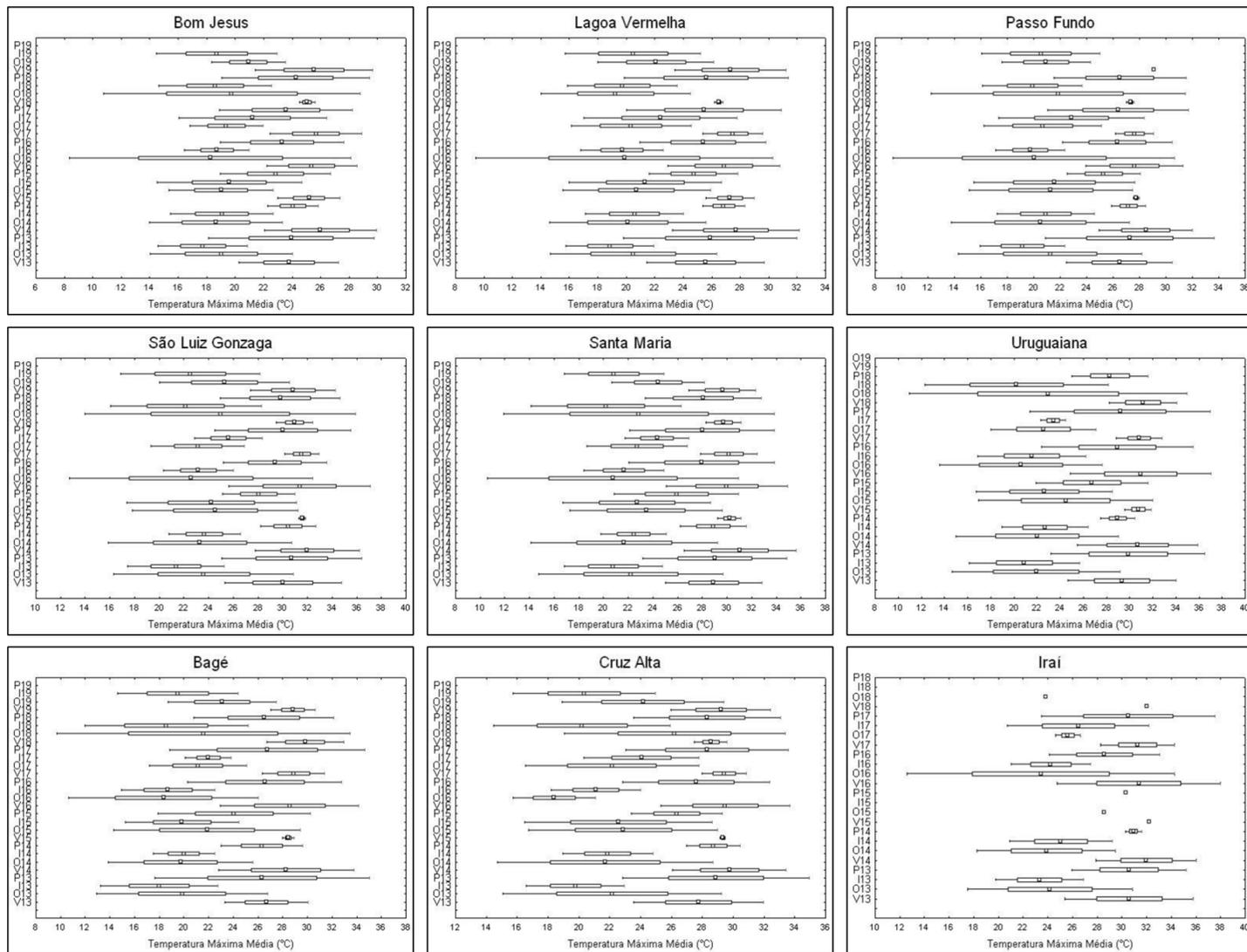


Figura 2 - Valores de temperatura máxima média (°C) das Estações Meteorológicas (EM) do INMET em escala sazonal (P= primavera; V= verão; O= outono; I= inverno). (Quadrado - Média; Barra – Média ± Desvio Padrão; Linha – Média ± 1,96*Desvio Padrão).

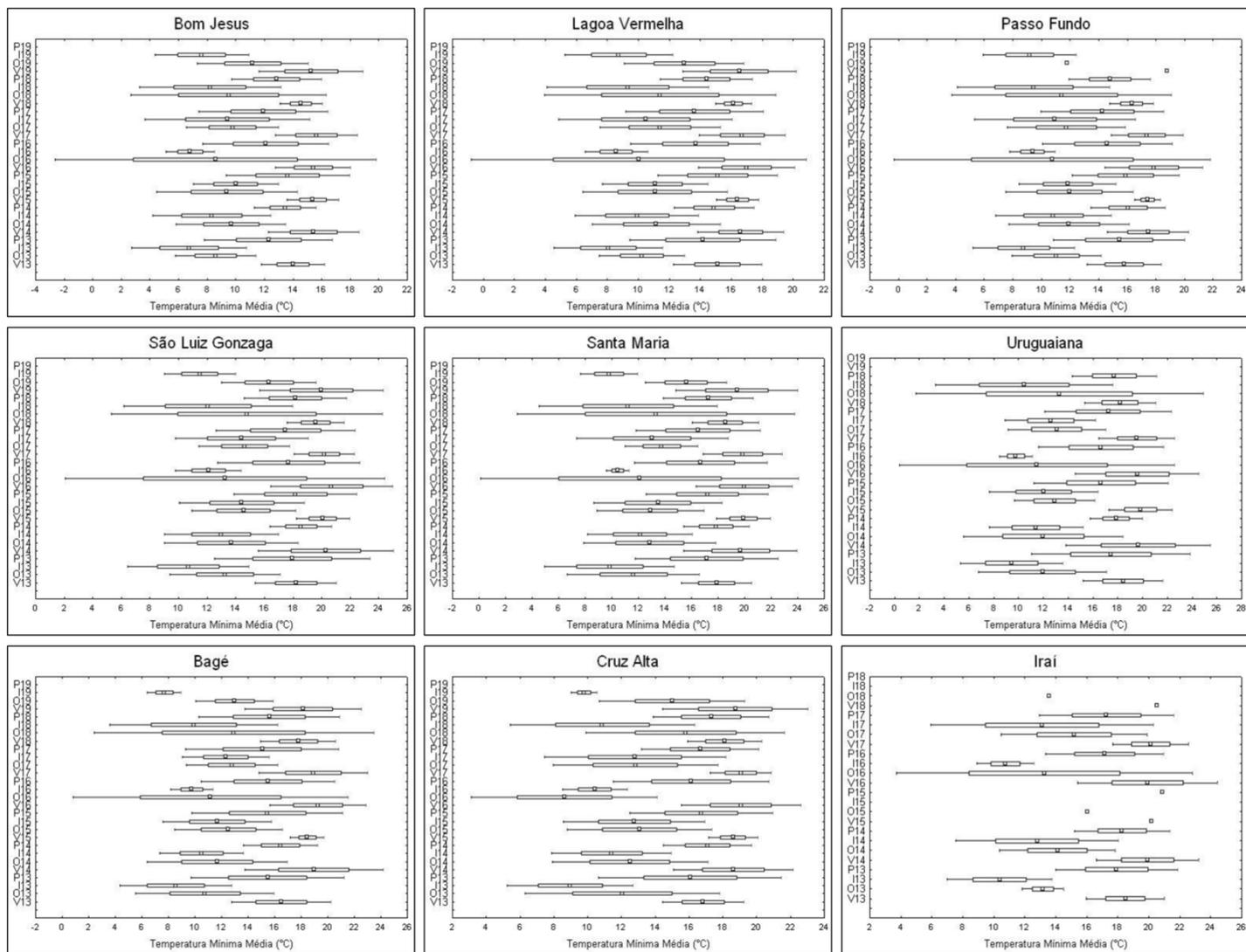


Figura 3 – Valores de temperatura mínima média (°C) das Estações Meteorológicas (EM) do INMET em escala sazonal (P= primavera; V= verão; O= outono; I= inverno). (Quadrado - Média; Barra – Média ± Desvio Padrão; Linha – Média ± 1,96*Desvio Padrão).

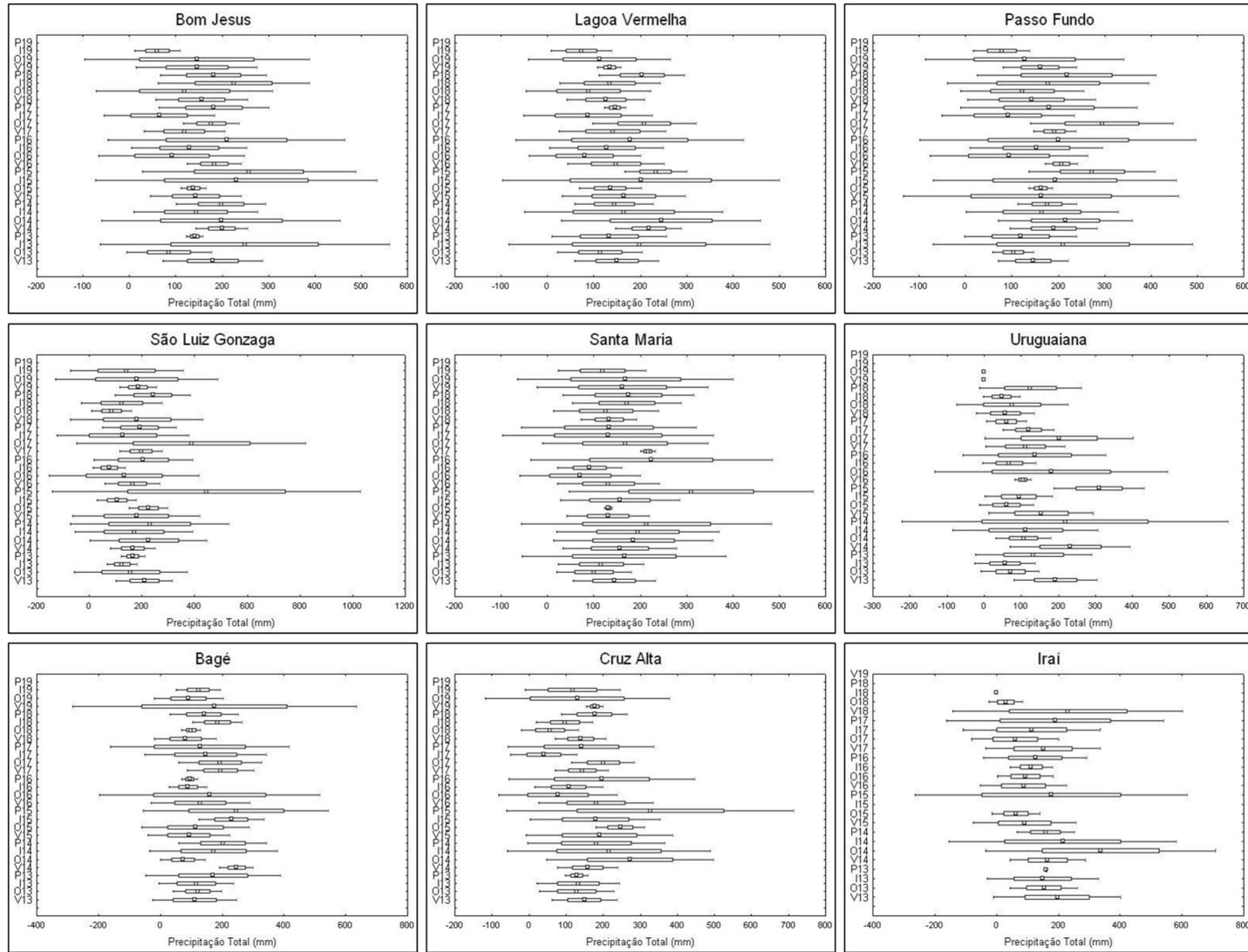


Figura 4 – Valores de precipitação total (mm) das Estações Meteorológicas (EM) do INMET em escala sazonal (P= primavera; V= verão; O= outono; I= inverno; Quadrado - Média; Barra – Média \pm Desvio Padrão; Linha – Média \pm 1,96*Desvio Padrão).

Bióticos (fitoplâncton)

No período de 2013 a 2019, 3399 amostras foram analisadas para a Região Hidrográfica do Uruguai (Figs. 5 a 9). Espacialmente, as análises descritivas (Figura 5) apontam a U20 como a bacia que apresentou os maiores valores máximos e médios, respectivamente, de densidade do fitoplâncton (554806 e 5306 cel.mL⁻¹), cianobactérias (550922 e 4978,5 cel.mL⁻¹) e *Microcystis* (15256 e 797,5 cel.mL⁻¹), sendo registradas no município de Erechim (Figs. 8 e 9) em maio de 2018 (outono). Por outro lado, na U70 ocorreu a maior densidade de *Ceratium*, na cidade de Dom Pedrito (Figs. 8 e 9), durante o verão em janeiro de 2014 (3046 cel.mL⁻¹). Porém, a densidade média mais elevada foi registrada na U80 (394,4 cel.mL⁻¹), no outono de 2015, coincidindo também com o segundo maior valor em relação ao dinoflagelado nesta RH (2263 cel.mL⁻¹). Nesta bacia também foi registrada a segunda maior densidade de cianobactérias (37445 cel.mL⁻¹), no verão de 2019, mas não foi devido à contribuição de *Microcystis* (Figs. 8 e 9).

Por outro lado, os valores médios mais baixos ocorreram, na maior parte, na U40 (Figs. 5 e 8), que contribuiu com as mínimas de fitoplâncton (25,4 cel.mL⁻¹) e *Ceratium* (0,6 cel.mL⁻¹), tendo também segunda menor média de cianobactérias (14,7 cel.mL⁻¹), já a U80 e U60 (Figs. 5 e 8) apresentaram, além das menores médias, ausência de *Microcystis*. No entanto, as menores densidades em termos de fitoplâncton (741 cel.mL⁻¹) se deram na U90, os menores valores de cianobactérias e *Ceratium* (39 e 3 cel.mL⁻¹, respectivamente) se deram na U60, com este último valor ocorrendo também na U40 (Figs. 5 e 8).

Em termos de variação temporal (Figura 6), 2018 (outono) e 2013 (verão) foram aqueles momentos com máximos em densidade e médias do fitoplâncton, cianobactérias e *Microcystis* (exceto para U30 e U40, que, no geral, apresentaram mínimos nestes anos), enquanto que, em 2014 (verão) ocorreram os maiores valores e médias máximas de *Ceratium* (com exceção de U10, que registrou o segundo menor valor para este ano). Entretanto, os mínimos de fitoplâncton (inverno) e cianobactérias (verão), além do segundo menor valor de *Ceratium* (inverno) foram observados em 2016, já os menores valores de *Microcystis* (verão) foram registrados em 2019. As médias mínimas de fitoplâncton e cianobactérias ocorreram em 2015 e 2016 (exceção feita a U90, que registrou a maior e segunda maior média de fitoplâncton e cianobactérias em 2016, respectivamente) ao mesmo tempo em que as menores médias de *Ceratium* e *Microcystis* foram em 2019.

Sazonalmente ocorreu uma tendência de distribuição para a RH como um todo, onde os máximos e maiores médias de densidade do fitoplâncton, cianobactérias, *Microcystis* e *Ceratium* foram registradas no verão e outono, já as mínimas e menores médias, no inverno e primavera (Figura 7), com algumas exceções pontuais.

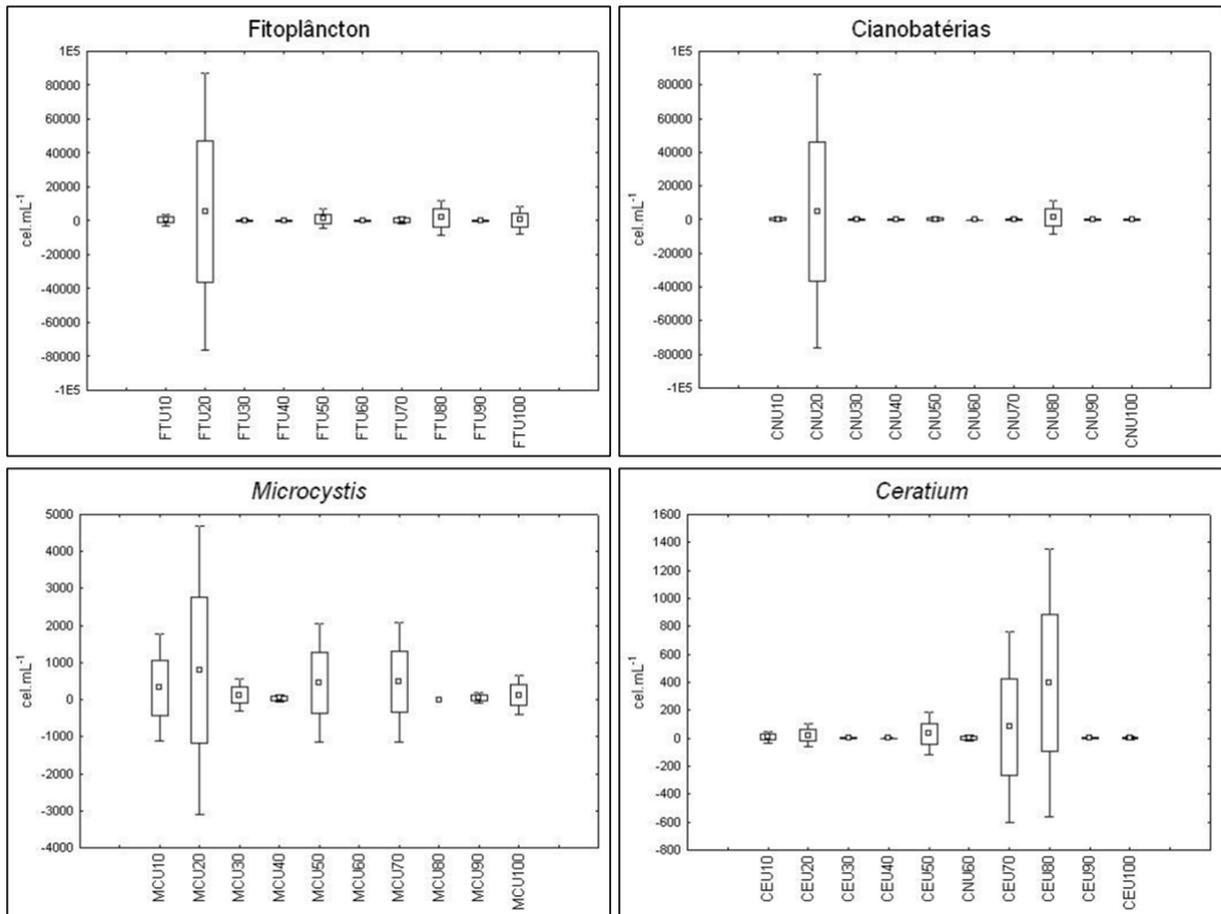


Figura 5 – Valores de densidade do fitoplâncton total (FT), cianobactérias (CN), *Ceratium* spp. (CE) e *Microcystis* spp. (MC) nas respectivas bacias hidrográficas (U10 a U100) na RH Uruguai de 2013 a 2019; n=3399 (Quadrado - Média; Barra – Média \pm Desvio Padrão; Linha – Média \pm 1,96*Desvio Padrão).

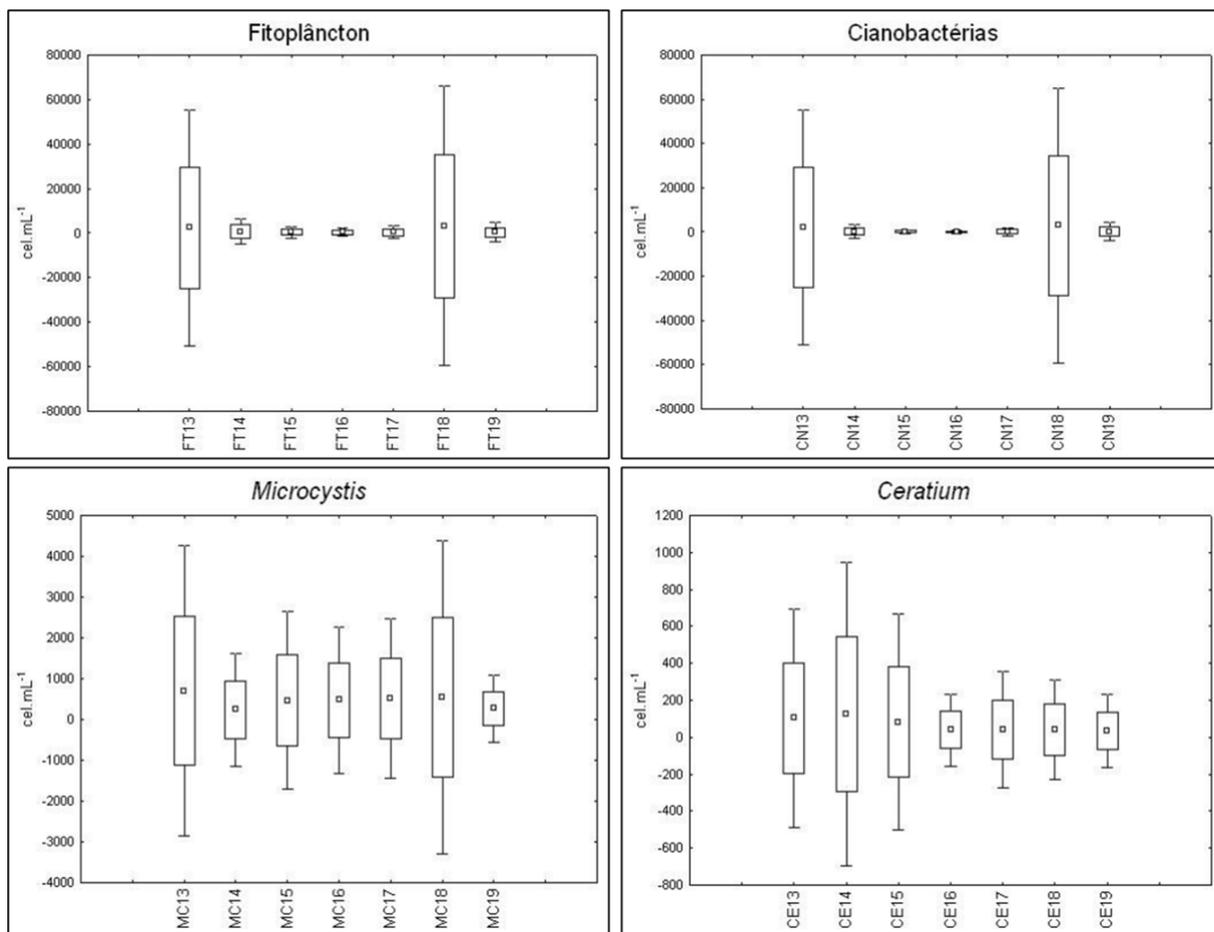


Figura 6 - Valores de densidade do fitoplâncton total (FT), cianobactérias (CN), *Ceratium* spp. (CE) e *Microcystis* spp. (MC) anuais (2013 a 2019); n=3399 (Quadrado - Média; Barra - Média \pm Desvio Padrão; Linha - Média \pm 1,96*Desvio Padrão).

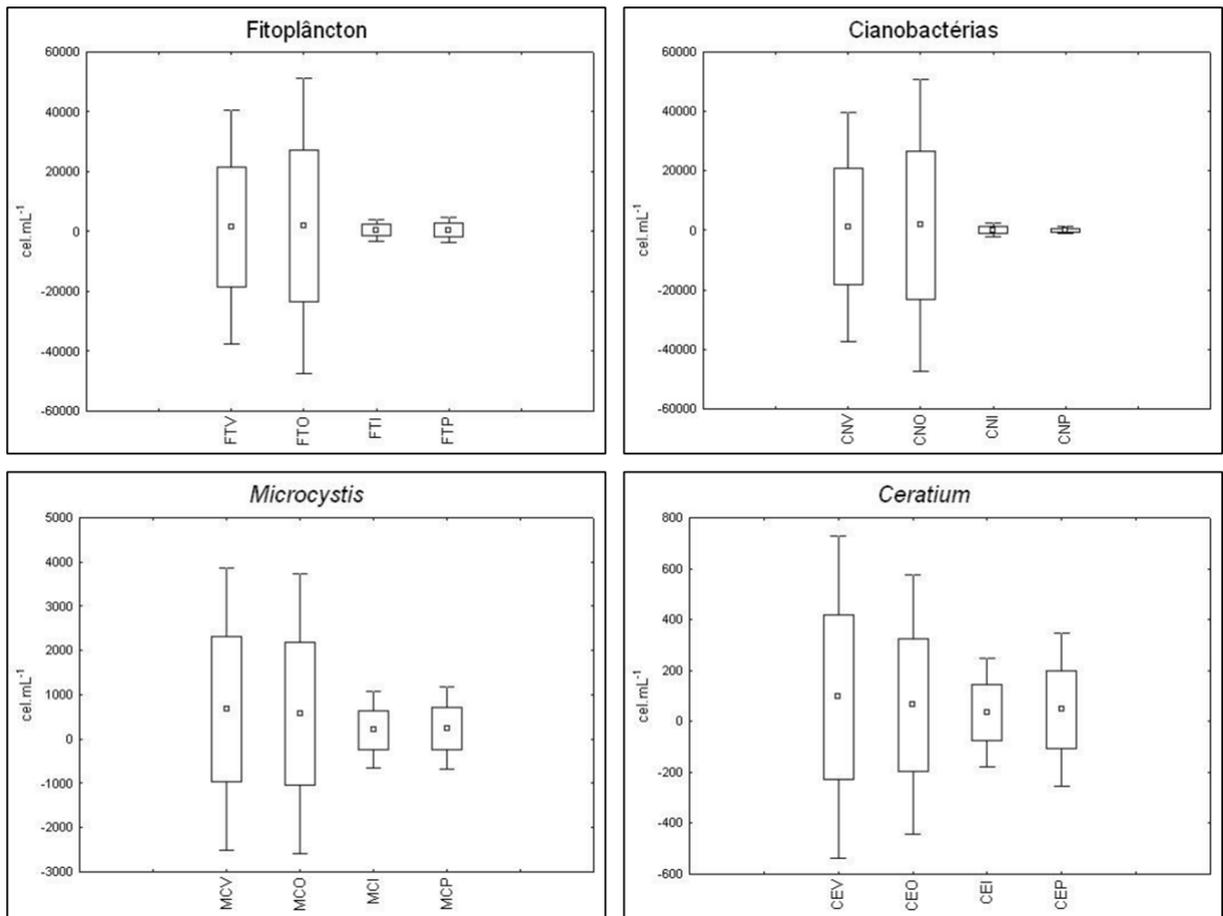


Figura 7 - Valores de densidade do fitoplâncton total (FT), cianobactérias (CN), *Ceratium* spp. (CE) e *Microcystis* spp. (MC) sazonais; n=3399 (V – Verão; O – Outono; I – Inverno; P – Primavera; Quadrado - Média; Barra – Média ± Desvio Padrão; Linha – Média ± 1,96*Desvio Padrão).

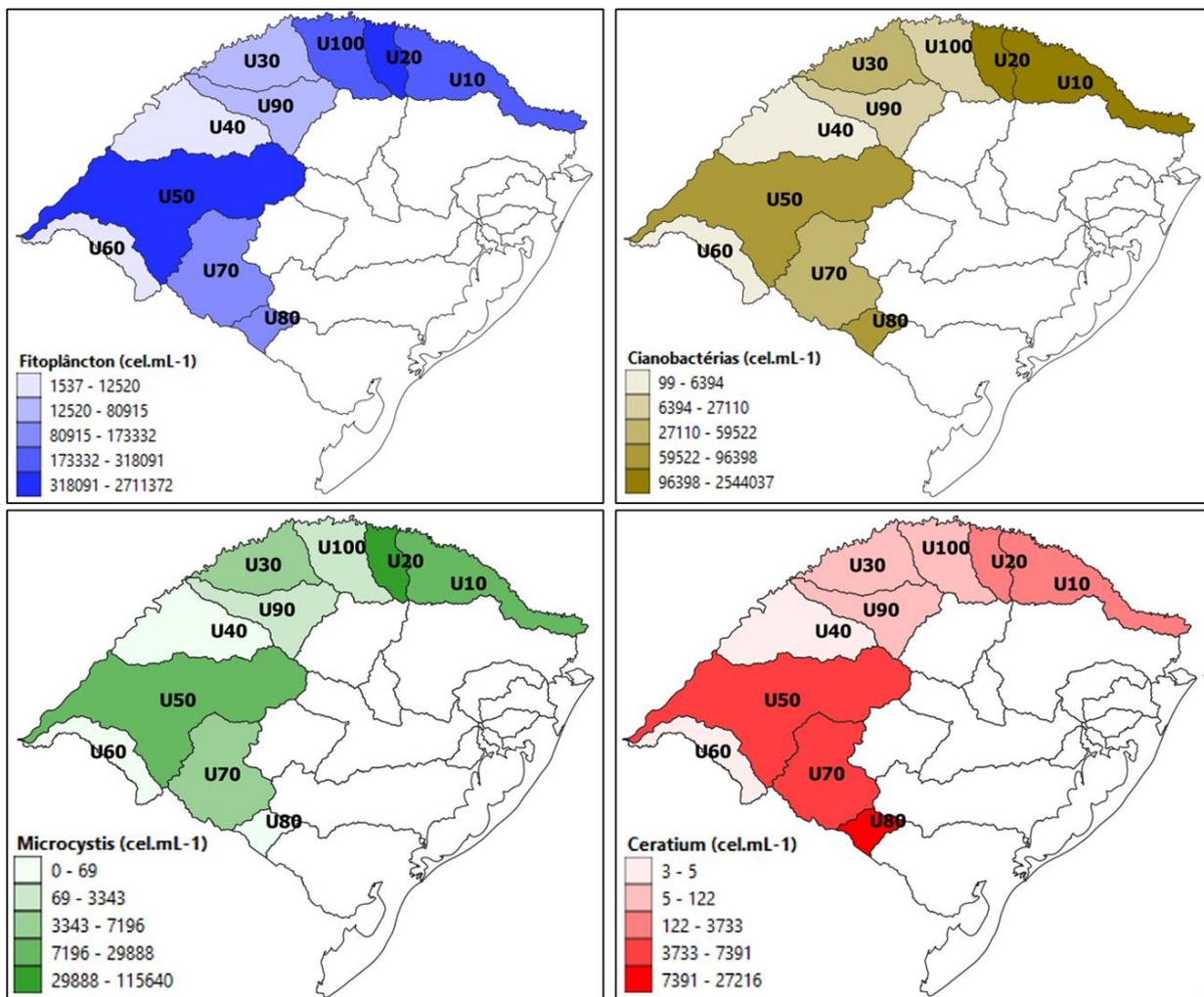


Figura 8 – Distribuição espacial da densidade dos organismos em suas respectivas Bacias Hidrográficas, de 2013 a 2019 (siglas ver Quadro1).

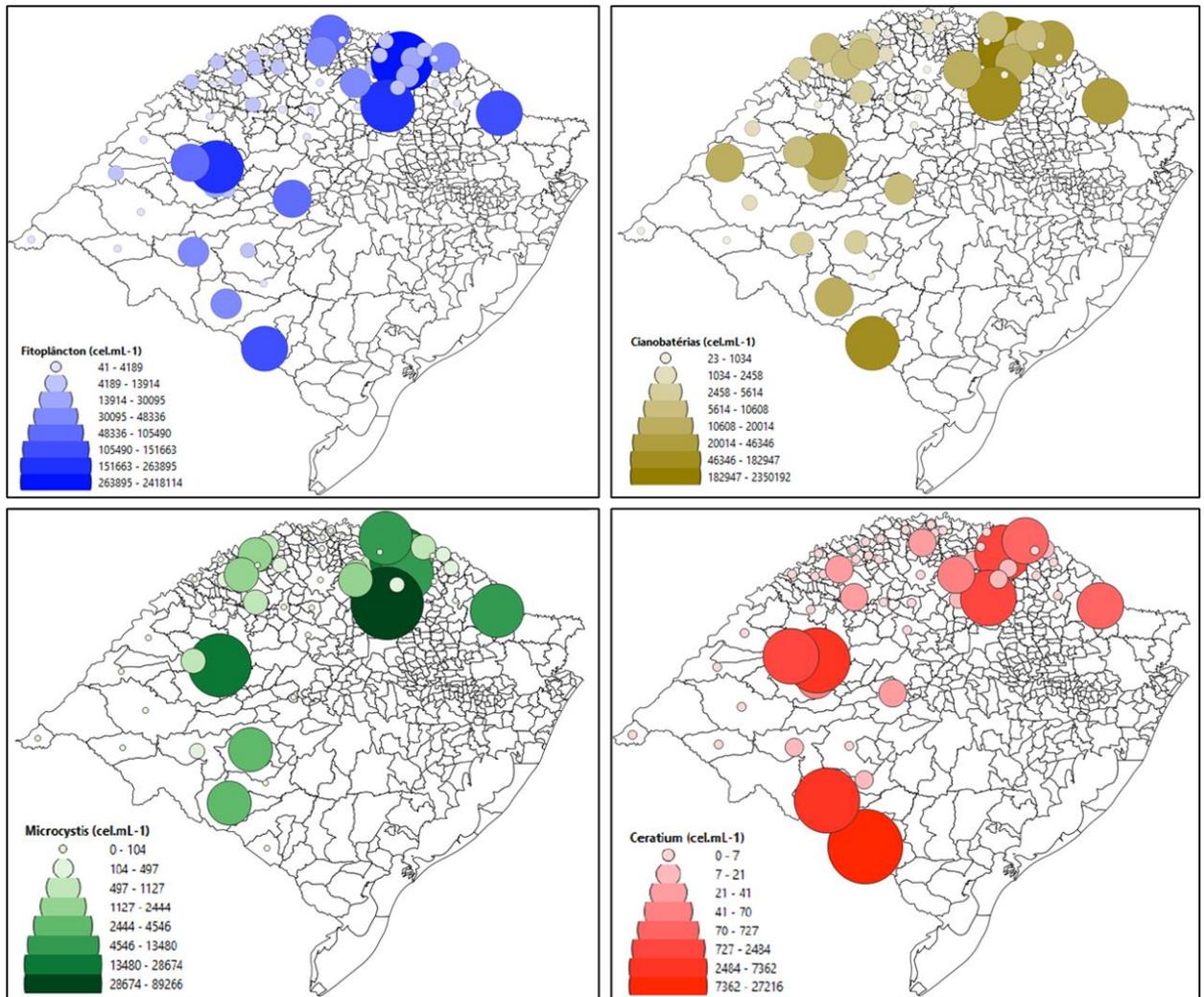


Figura 9 – Distribuição espacial da densidade dos organismos em seus respectivos municípios, de 2013 a 2019.

Físicos e químicos da água

Em relação aos seis municípios mais representativos em termos dos dados bióticos, as variáveis físicas e químicas da água (ver códigos na metodologia) mostraram que (Figura 10) Passo Fundo (U20) se destacou pelas maiores médias e máximos, respectivamente, de NO_2 (0,010 e 0,11 mg.L^{-1}) e NO_3 (0,81 e 5,5 mg.L^{-1}), Dom Pedrito (U70) com Alc (37,87 e 1547 mg.L^{-1}) e Vacaria (U10) com OD (7,85 e 74 mg.L^{-1}). Passo Fundo também registrou os maiores valores em relação à Cor (450 mg.L^{-1}), MO (37 mg.L^{-1}) e Tur (332 NTU). Já Erechim apresentou as máximas relacionadas ao PT (0,37 mg.L^{-1}) e Dom Pedrito, ao pH (9,3). As maiores médias de Cor (96,83 mg.L^{-1}), MO (10,75 mg.L^{-1}) e pH (7,17) ocorreram no município de Aceguá (U80), enquanto as de Tur (32,47 NTU) e PT (0,13 mg.L^{-1}), em Dom Pedrito.

Anualmente (Figura 11), uma tendência observada foi que em 2018 e 2016 foram aqueles que apresentaram a maior parte dos máximos das variáveis físicas e químicas da água, enquanto as maiores médias se deram em 2018 e 2014 e os mínimos ocorreram em 2015 e 2017.

Sazonalmente (Figura 12), as maiores médias e máximas foram detectadas, em grande parte, no outono e primavera, enquanto que as mínimas ocorreram no outono.

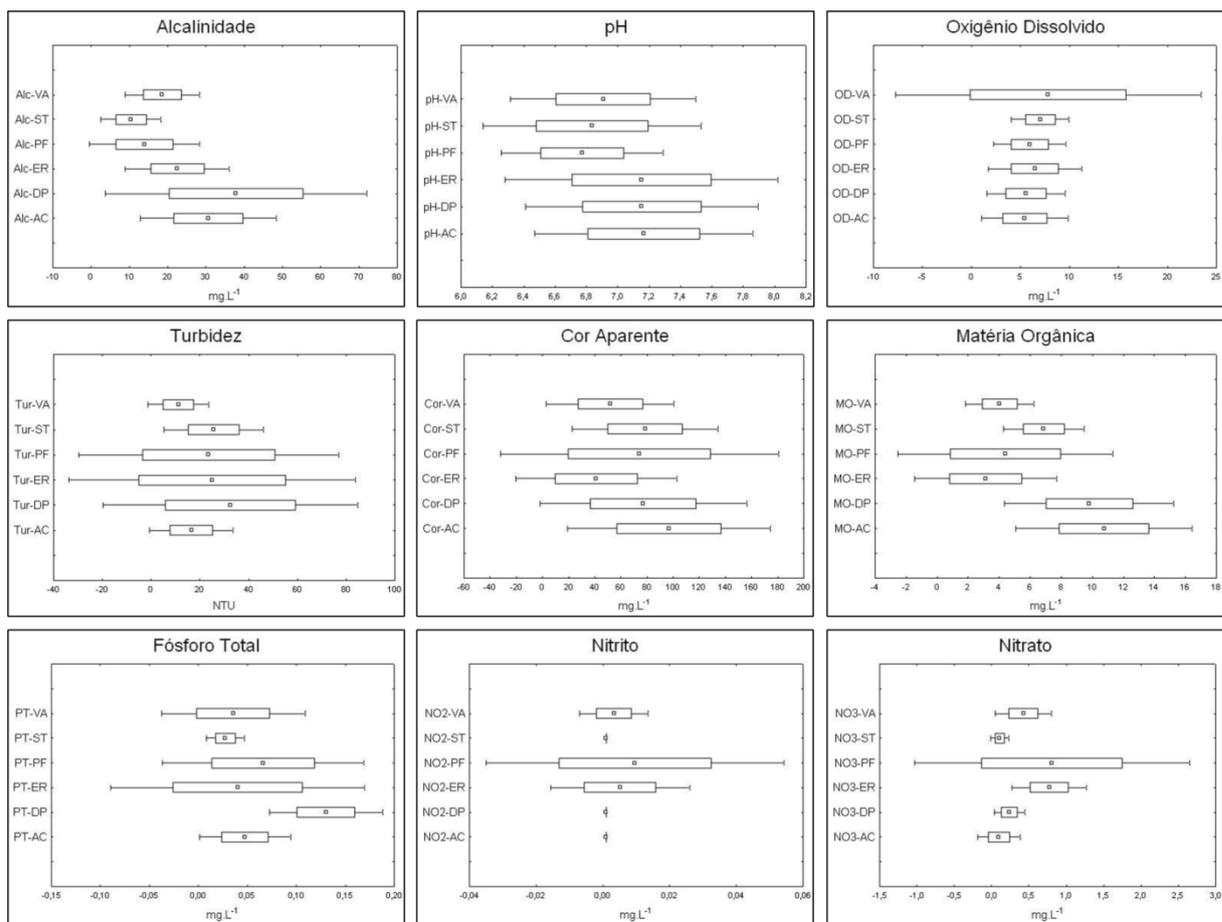


Figura 10 - Resultados das variáveis físico-químicas nos municípios com maiores densidades nos dados bióticos, n=140 (Quadrado - Média; Barra – Média ± Desvio Padrão; Linha – Média ± 1,96*Desvio Padrão; siglas municipais ver Quadro 1).

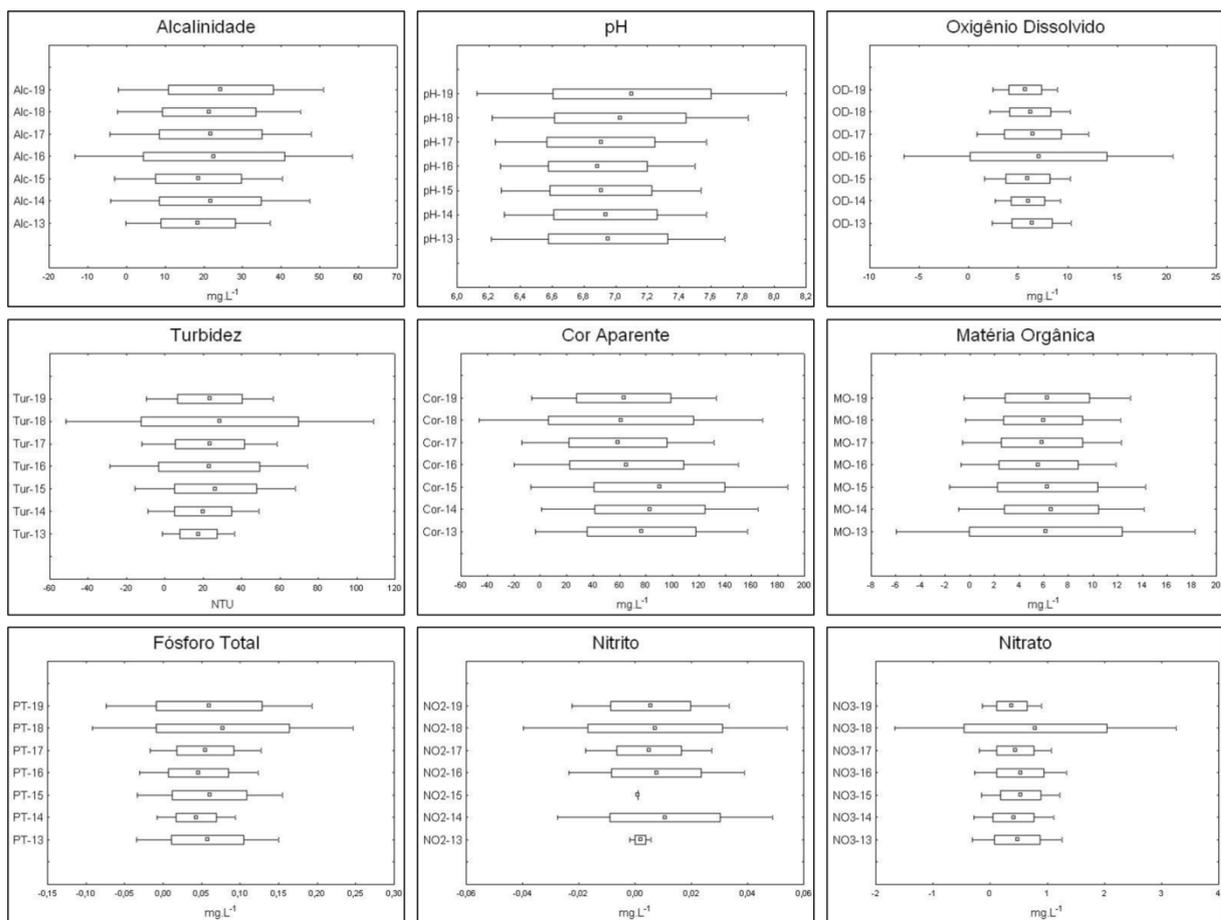


Figura 11 - Resultados das variáveis físico-químicas em escala anual (2013 a 2019) com dados dos municípios com maiores densidades dos dados bióticos; n=140 (Quadrado - Média; Barra – Média ± Desvio Padrão; Linha – Média ± 1,96*Desvio Padrão).

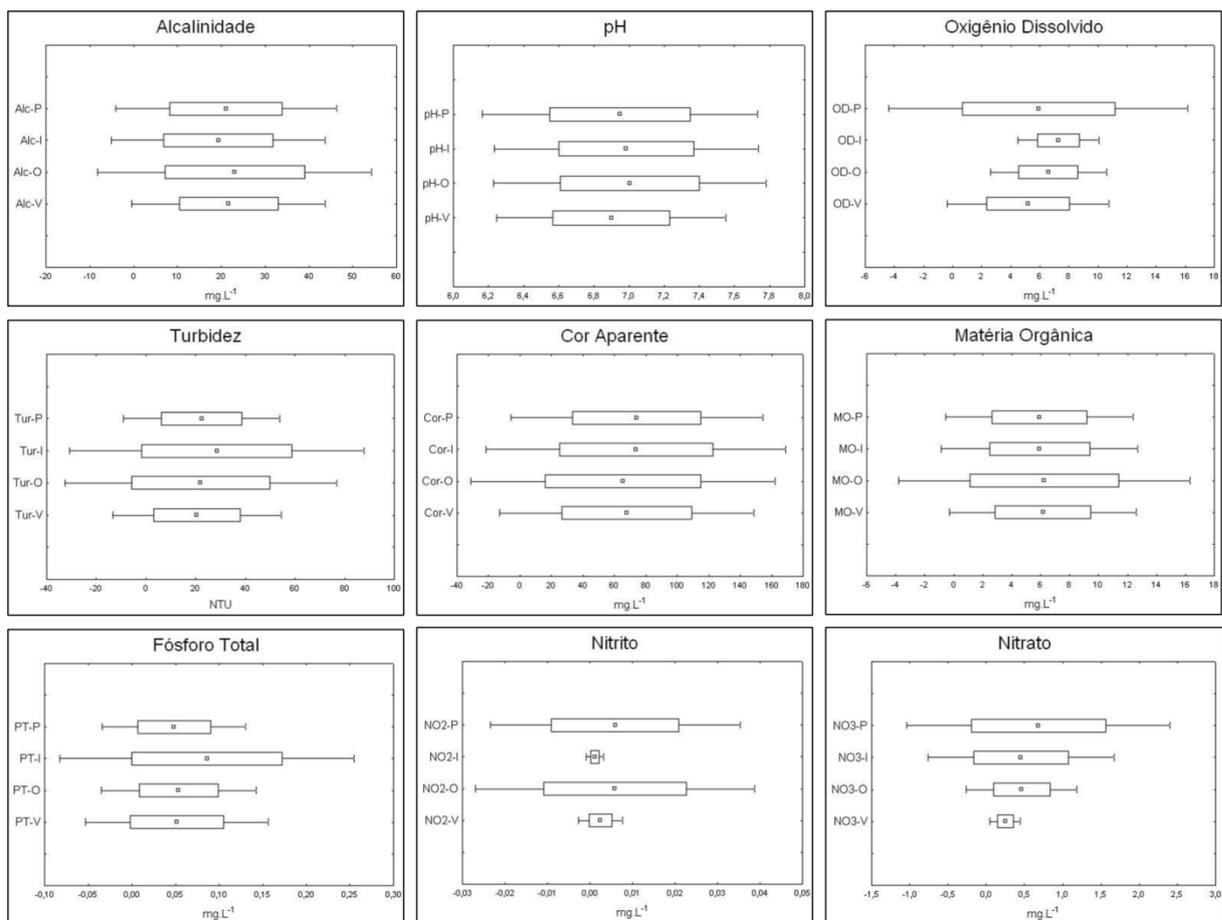


Figura 12 – Resultados das variáveis físico-químicas em escala sazonal com dados dos municípios com maiores densidades dos dados bióticos; n=140 (V – Verão; O – Outono; I – Inverno; P – Primavera; Quadrado - Média; Barra – Média \pm Desvio Padrão; Linha – Média \pm 1,96*Desvio Padrão; siglas ver metodologia)

Correlações (r-Pearson $p < 0,05$)

Espacialmente, *Ceratium* apresentou correlação direta com pH em Dom Pedrito (0,60), Passo Fundo (0,49) e Vacaria (0,45), mas somente em Erechim esta correlação foi registrada para os demais componentes bióticos (0,60 para fitoplâncton e cianobactérias; 0,52 *Microcystis*). Já a Alc foi diretamente correlacionada ao fitoplâncton e cianobactérias nos municípios de Erechim (0,62 e 0,58, respectivamente) e Passo Fundo (0,47 e 0,48, respectivamente); também em Erechim esta variável foi correlacionada com *Microcystis* (0,58). Em relação aos nutrientes, *Ceratium* também teve correlação direta com PT em Passo Fundo (0,56) e Erechim (0,46), porém esta foi inversa com cianobactérias (-0,47) e fitoplâncton (-0,45) em Erechim; cianobactérias se correlacionou com NO₂ em Vacaria (0,62) e *Ceratium* com NO₃ em Passo Fundo (0,59). Pontualmente, *Ceratium* também teve correlação com cor em Vacaria (-0,54), MO em Aceguá (0,41) e Tur em Passo Fundo (0,40).

Em relação às variáveis ambientais, fitoplâncton esteve correlacionado com temperatura diretamente em Dom Pedrito (Tmx 0,64) e Santiago (Tmx e Tmi 0,52 ambas) e inversamente em Vacaria (Tmx -0,50 e Tmi -0,59). Somente em Dom Pedrito cianobactérias e *Ceratium* estiveram correlacionados com Tmx (0,48 e 0,45, respectivamente).

Anualmente, *Ceratium* se relacionou diretamente a MO ($>0,60$) durante todo período amostral (exceto 2013), tendo como destaque os anos de 2016 (0,72) e 2019 (0,71). O dinoflagelado ainda esteve correlacionado com Alc em 2013, 2015 (0,68 e 0,65 respectivamente), de forma mais forte, e 2019 e 2017 (0,58 e 0,44 nesta ordem), de maneira mais fraca. *Ceratium* também apresentou correlações com pH em 2014 e 2019 (ambos 0,68) e 2015 (0,60), OD em 2018 (-0,50) e precipitação em 2016 (0,48). De maneira oposta, *Microcystis* se correlacionou com pH (0,48 em 2018 e -0,48 em 2016), precipitação (0,58 em 2017), além de MO e Alc (ambos em 2019, -0,47 e -0,57 respectivamente).

Sazonalmente, as correlações foram geralmente fracas (menores que 0,50); entretanto, *Ceratium* esteve correlacionado com MO em todas as quatro estações (0,71 no verão; 0,51 na primavera; 0,47 no outono e 0,41 no inverno) e com cinco variáveis no outono e primavera. As demais correlações mais expressivas foram com Alc no outono (0,65) e pH no verão (0,58).

PCAs

Para RH Uruguai (Figura 13), com respeito aos municípios, os eixos 1 e 2 explicaram 61,3% da variância total. Os municípios de Aceguá e Dom Pedrito estiveram relacionados ao pH, Alc e MO no eixo 1, já Santiago foi relacionado a MO, Tur e Cor no eixo 2. De maneira oposta, os municípios de Vacaria e Erechim (MO, Tur e Cor) e Passo Fundo (pH e Alc) foram plotados nestes eixos.

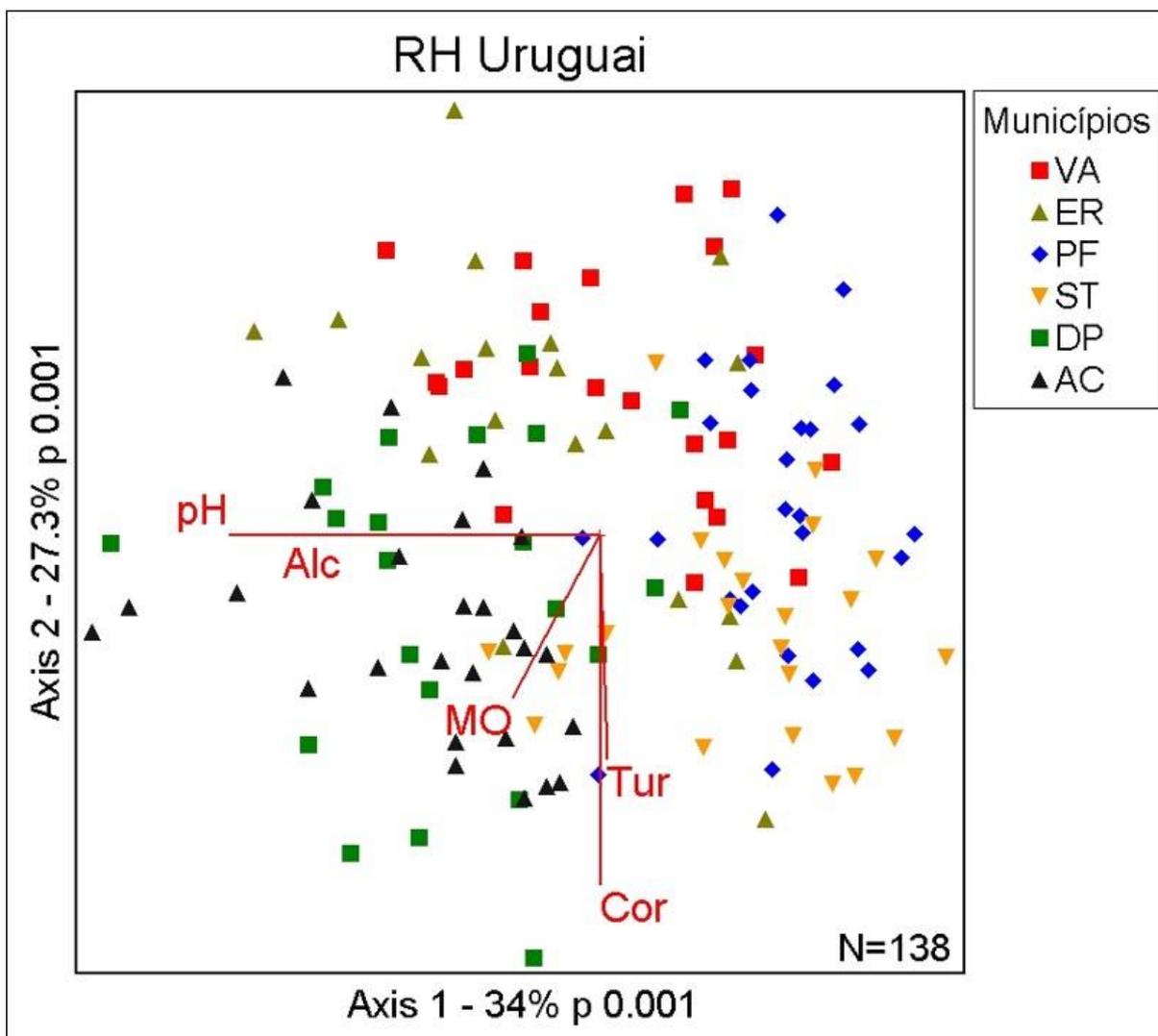


Figura 13 – Distribuição espacial das unidades amostrais em função das variáveis físicas e químicas, seguindo categorias municipais (VA= Vacaria, ER= Erechim, PF= Passo Fundo, ST= Santiago, DP= Dom Pedrito, AC= Aceguá; Alc= Alcalinidade, MO= Matéria Orgânica, Tur= Turbidez, Cor= Cor Aparente).

Em relação as amostras fitoplanctônicas, em termos anuais (Figura 14) e sazonais (Figura 15), os dois primeiros eixos contribuíram com cerca de 90% da explicabilidade total das amostragens. De forma geral, o eixo 1 explicou as amostras de fitoplâncton, cianobactérias e *Microcystis*, especialmente as duas primeiras (com exceção ao fitoplâncton em Vacaria e

Microcystis em Dom Pedrito), enquanto *Ceratium* ocorreu sempre relacionado ao eixo 2 (exceto em Erechim, pois vetor não foi plotado por ser muito curto o corte).

Nos anos de 2013 e 2018 observamos as maiores influências em relação ao fitoplâncton e cianobactérias, enquanto *Microcystis* foi associada a 2017. *Ceratium*, de maneira oposta, não possuiu associação com algum ano específico, sendo plotado de forma bem distribuída (Figura 14).

Em termos sazonais, todas as variáveis se mostraram majoritariamente relacionadas às estações de outono e verão.

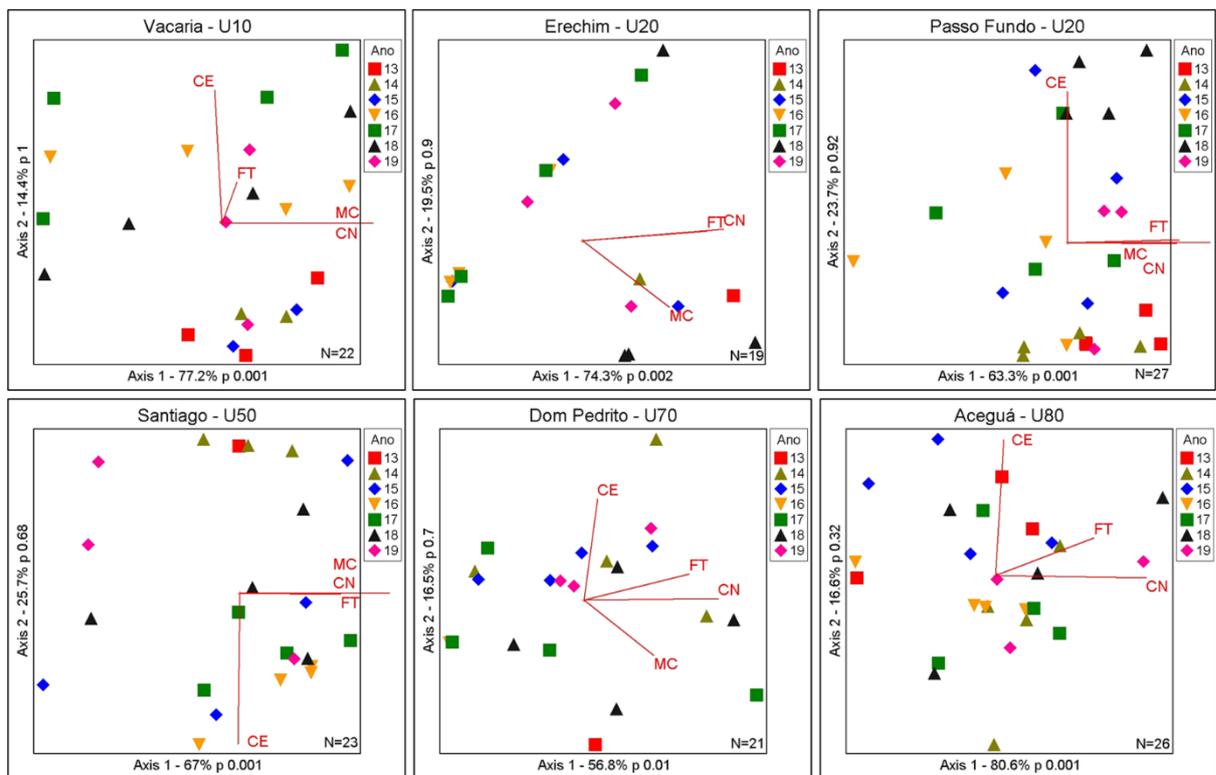


Figura 14 – Distribuição temporal das unidades amostrais em função dos valores médios de fitoplâncton total (FT), cianobactérias (CN), *Ceratium* spp. (CE) e *Microcystis* spp. (MC) em escala anual (2013 a 2019), em cada um dos seis municípios mais abundantes.

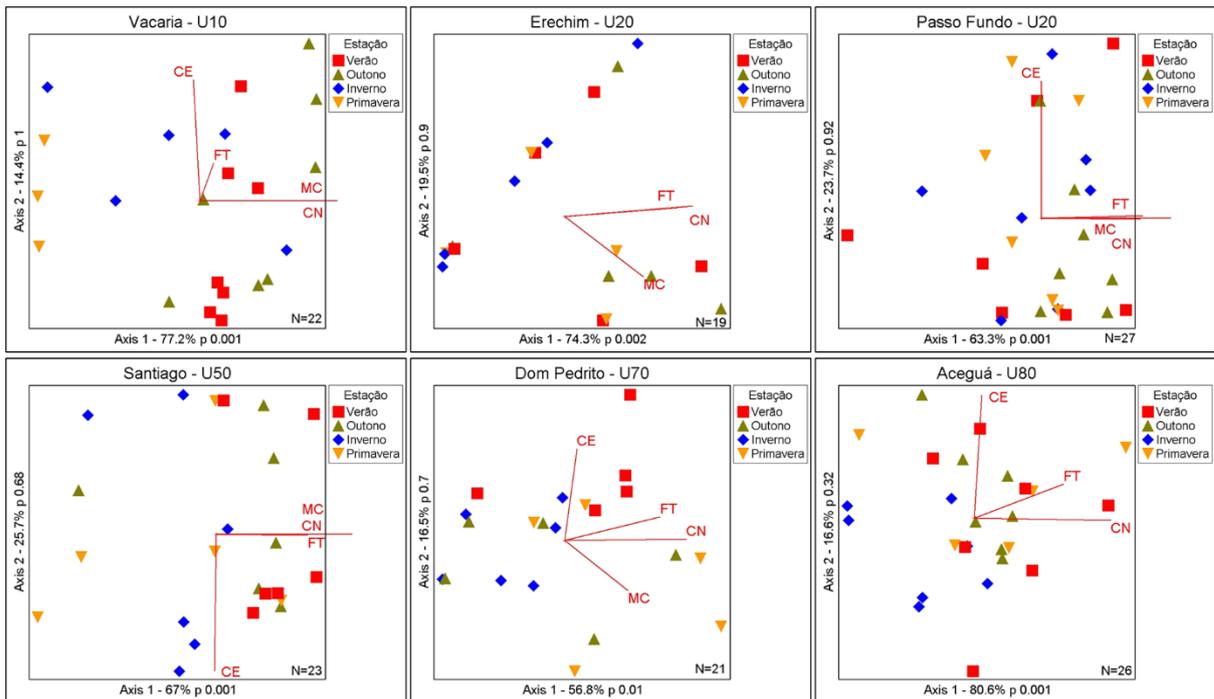


Figura 15 – Distribuição temporal das unidades amostrais em função dos valores médios de fitoplâncton total (FT), cianobactérias (CN), *Ceratiium* spp. (CE) e *Microcystis* spp. (MC) em escala sazonal, em cada um dos seis municípios mais abundantes.

Na Figura 16 é possível visualizar, comparativamente nestes seis municípios, as relações entre *Microcystis* e *Ceratiium*, mostrando onde ocorreram tendências de relações de co-existência (Vacaria U10, Erechim U20 e Santiago U50), competição (Passo Fundo (20) ou domínio (Aceguá U10 e Dom Pedrito U70)).

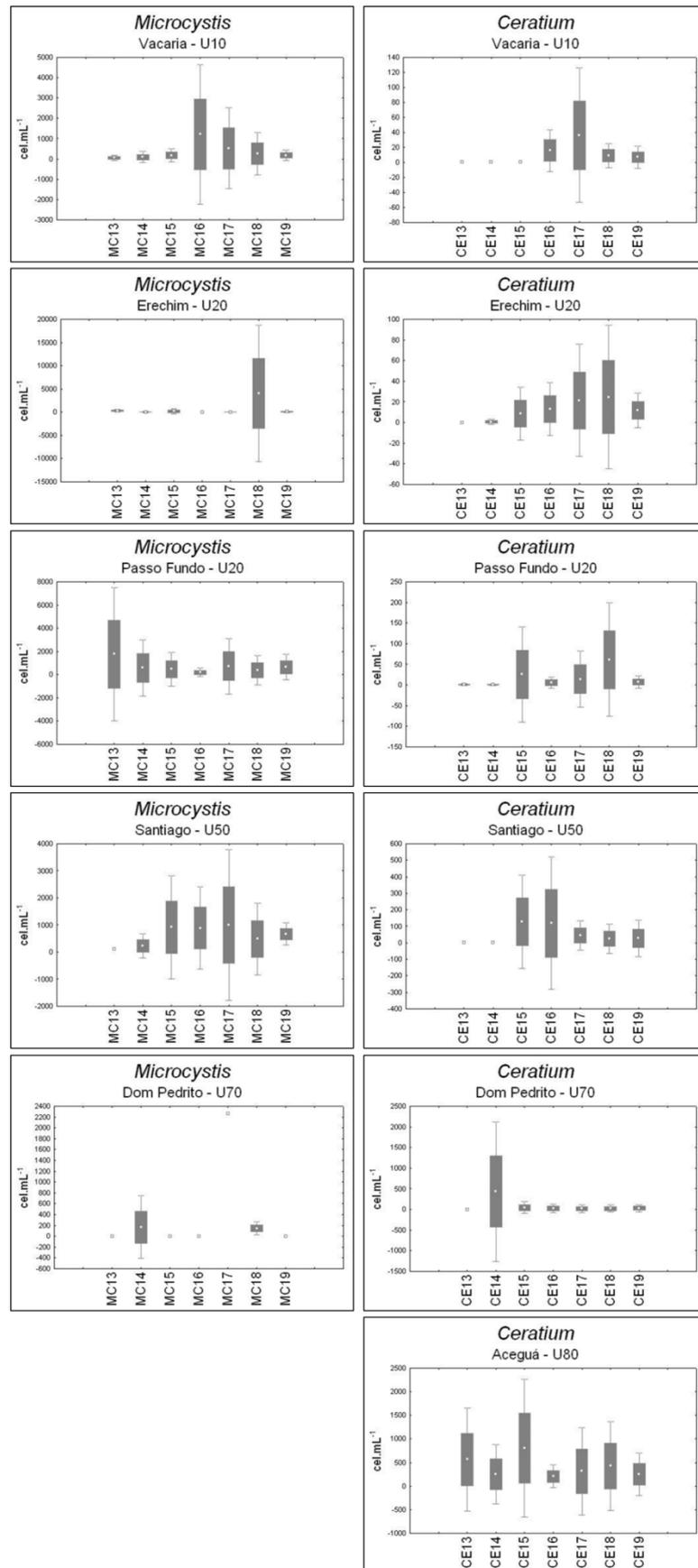


Figura 16 – Distribuição temporal dos seis municípios com as maiores densidades de *Ceratium ssp* (CE) e *Microcystis ssp* (MC) (Note que no município de Aceguá não foi registrada a presença de *Microcystis ssp*).

Discussão

Nas últimas duas décadas, *Ceratium* têm se mostrado invasor nas águas sul-americanas, tendo uma rápida colonização, devido principalmente as suas estratégias adaptativas, como mixotrofia, capacidade de locomoção e encistamento, o que lhe permite formar um grande número de indivíduos durante florações (CAVALCANTE et al. 2013). Segundo MEICHTRY-DE-ZABURLÍN et al. (2016), regiões tropicais e subtropicais da América do Sul são aquelas mais suscetíveis à invasão do dinoflagelado. Segundo os autores, a estabilidade termal da coluna d'água e temperaturas relativamente altas são os fatores determinantes na sua distribuição. Além disto, o crescimento destes organismos é controlado por variáveis físicas e químicas, como pH e matéria orgânica, íons como cálcio e cloreto e diversas formas de nitrogênio e fósforo (BUSTAMANTE-GIL et al. 2012).

Os resultados do presente estudo evidenciaram que, nos sete anos de amostragem, o desenvolvimento de *Ceratium* nos mananciais monitorados pela CORSAN foi influenciado pelas variáveis climáticas. Os anos iniciais do estudo (2013 a 2015), na RH Uruguai como um todo, apresentaram grandes densidades deste dinoflagelado. Da mesma forma, temperatura e precipitação também foram altas nestes anos. Recentemente, CAVALCANTE et al. (2016) mostraram que a ocorrência e florações de *Ceratium* em reservatórios em Caxias do Sul (RS) foram relacionadas a condições de temperatura ideais e disponibilidade de nutrientes. Além disso, os autores citam que grandes taxas de precipitação podem ser responsáveis pela suspensão de nutrientes nos corpos d'água pelo escoamento de sedimentos do solo. Isto associado a altas temperaturas pode resultar em um aumento metabólico dos organismos, eventualmente ocasionando florações. Outros autores (WINDER & HUNTER 2008; STRAYER 2010; CROSSETTI et al. 2019) citam que alterações climáticas significativas tendem a favorecer invasões, visto que com distúrbios nichos ficam vagos e organismos com características invasivas podem ser recrutados.

Durante a maior parte do período amostral, as populações de *Ceratium* estiveram relacionadas diretamente com Alc, pH e MO. As duas primeiras variáveis se encontraram correlacionadas de forma mais elevada nos primeiros três anos de amostragem (2013 a 2015). Segundo BARTRAM (1999), florações de microalgas ocorrem em temperaturas relativamente elevadas e pH neutro a básico (7 a 9), fato que ocorreu também nesta RH. Esta mesma condição foi encontrada em outros reservatórios no Brasil (MATSUMURA-TUNDISI et al. 2010; SILVA et al 2012) e na América do Sul (BUSTAMANTE-GIL et al. 2012). Já a MO foi relacionada

com *Ceratium* durante todos os sete anos de amostragem. De acordo com OLRİK (1994) e BAEK et al. (2008), os organismos planctônicos contribuem para o aumento da MO, favorecendo alternativas nutricionais para os dinoflagelados, por meio de mixotrofia. Esta forma alternativa de nutrição se mostrou importante, visto que no ano de 2016, mais correlacionado a esta variável (0,72), coincidiu com as menores temperaturas e parte das menores precipitações. Além disto, as maiores densidades fitoplanctônicas (U20, especialmente Erechim e Passo Fundo) se apresentaram associadas a grandes florações de *Ceratium*, fato que pode ter auxiliado na manutenção e aumento das populações do dinoflagelado.

Apesar de o possível aumento nutricional estar associado a florações, a RH não contou com padrões claros em relação aos nutrientes. Porém, observando estes municípios mais significativos nestas relações, picos de *Ceratium* foram correlacionados diretamente a PT em Passo Fundo e Erechim (ambos U20), associados aos maiores aportes deste nutriente. Segundo OLIVER & GANF (2002), florações são uma resposta a um desequilíbrio ambiental, geralmente ligadas à contribuição nutricional, principalmente fósforo para organismos algais. BUSTAMANTE-GIL et al. (2012) citam que *Ceratium* conta com grande capacidade de armazenamento para PT, o que faz com que o organismo tolere grande estresse nutricional. Grandes densidades do dinoflagelado estiveram relacionadas com alta concentração de fósforo em um reservatório tropical (MATSUMURA-TUNDISI et al. 2010). Ainda em Passo Fundo, NO₃ também esteve relacionado com *Ceratium*. De acordo com ESTEVES & AMADO (2013) e LIRA et al. (2015), formas nitrogenadas, especialmente NO₃, são as mais comumente utilizadas pelo fitoplâncton. Em reservatórios brasileiros, o gênero mostrou melhor desenvolvimento em ambientes com altas concentrações deste nutriente, como em São Paulo, no Reservatório Billings (NISHIMURA et al. 2005) e no Lago das Garças (CROSSETTI et al. 2019), além de Minas Gerais, Reservatório Furnas (SILVA et al. 2012).

DELARIVA & AGOSTINHO (1999) citam que as pressões competitivas vindas de espécies introduzidas sob as populações nativas podem alterar a composição e a resposta das comunidades locais, com efeitos a curto e longo prazos. Durante o início do estudo, mais especificamente os três primeiros anos (2013 a 2015), *Ceratium* dominou na RH Uruguaí (59 municípios monitorados), tendo uma rápida expansão associada a grandes densidades (1398 a 3046 cel.mL⁻¹). Este comportamento agressivo, também reportado por CAVALCANTE et al. (2016), causou um desequilíbrio na comunidade fitoplanctônica, em especial para *Microcystis*, já que o aumento das densidades do dinoflagelado, na maioria dos casos,

coincidiu com a queda nas populações da cianobactéria. *Microcystis*, devido a sua relevância ecológica (formação de florações) e saúde pública (produção de toxinas), é considerado um dos gêneros de cianobactérias mais importantes, podendo atribuir cor e odor as águas, formar biofilme e causar corrosão, além de persistir nos sistemas de distribuição de águas (KOMÁREK et al. 2002; SANCHIS et al. 2004; CASSOL 2014). A coexistência e competição entre *Ceratium* e *Microcystis* já foi reportada por diversos autores (LILNDENSCHMIDT 1999; GINKEL et al. 2001; REYNOLDS et al. 2002; GRIGORSZKY et al. 2003, 2019; NASELLI-FLORES & BARONE 2005; PADISÁK et al. 2009; MATSUMURA-TUNDISI et al. 2010; OOSTHUIZEN 2012). As espécies de *Ceratium* e *Microcystis*, segundo REYNOLDS et al. (2002, 2006), são efetivas com relação à limitação e disputa por nutrientes, se utilizando de migração vertical a longas distâncias, com intuito de chegar a microambientes com maior disponibilidade de luz e nutrientes. Neste cenário, mesmo possuindo estratégias semelhantes, *Ceratium* prevalece, pois pode utilizar de mixotrofia quando necessária (REYNOLDS 2002; 2006), possui resistência à herbívora devido aos seus cornos e espinhos (GINKEL et al. 2001), além de uma grande capacidade de armazenamento de nutrientes, especialmente fósforo (BUSTAMANTE-GIL et al. 2012).

Após este período inicial, houve uma estabilização da comunidade, estabelecendo uma coexistência entre ambos os gêneros. De acordo com KRUK et al. (2021), isto se deve a uma diferença entre nichos ecológicos, já que o mecanismo que influencia estas associações é a migração vertical, onde *Microcystis* ocupa a superfície da água, enquanto *Ceratium* se distribui abaixo da superfície.

Considerando os seis municípios mais relevantes, estes padrões ficam ainda mais claros (Figura 16). Na cidade de Erechim (U20), por exemplo, os organismos coexistiram, ambos tendo picos no ano de 2018. Este fato é corroborado quando se observou as correlações, onde *Ceratium* foi diretamente relacionado a PT, enquanto *Microcystis* apresentou correlações com Alc e pH. A mesma tendência ocorreu em outras cidades, como Vacaria (U10), que registrou grandes densidades de *Microcystis* e *Ceratium* associados à precipitação e MO respectivamente, entre os anos de 2016 e 2018.

Passo fundo (U20), de outra maneira, apresentou padrões competitivos entre os gêneros, com picos de densidades de *Ceratium* e *Microcystis* em anos distintos (2018 e 2013 respectivamente). Neste município, o dinoflagelado foi correlacionado de forma direta a

nutrientes, como PT e NO₃, ao contrário da cianobactéria que não possuiu nenhuma variável física e química correlacionada.

Já Aceguá (U80) e Dom Pedrito (U70) apresentaram as maiores médias e máximas relacionadas com *Ceratium*. Isto se deu pelo baixo número das cianobactérias (em Aceguá, *Microcystis* esteve ausente), os quais permitiram explosões populacionais do dinoflagelado, já que não houve competição por recursos.

REYNOLDS (1997) cita que o desenvolvimento e sucesso das comunidades fitoplanctônicas durante florações se deve, principalmente, a organização temporal de nutrientes e energia. De acordo com FALCO (2000), a sazonalidade e condições tróficas do ambiente são fatores importantes nos estudos ecológicos, pois estes influenciam a estrutura da comunidade fitoplanctônica e as relações de dominância entre os grupos algais. Os mananciais monitorados pela CORSAN mostraram padrões sazonais, com os picos de *Ceratium* e *Microcystis* ocorrendo no verão e outono e densidades mais baixas no inverno e primavera. Segundo TUNDISI (2004, 2010) esse padrão ocorre, pois em fases intermediárias, onde há troca de frentes frias para quentes, ocorre o início de um novo ciclo de estabilidade das massas d'água, com aumento da incidência solar e consequente aumento da temperatura na superfície da água. Para ambos os organismos, as maiores densidades geralmente foram encontradas em ambientes com temperaturas relativamente altas, fato amplamente suportado pela literatura (HEANEY & TALLING 1980; LINDSTRÖM, 1992; CARMICHAEL 1994; MEDEIROS et al. 1999; KOENING & LIRA 2005), corroborando também com modelos de dispersão, os quais relacionam espécies fitoplanctônicas invasoras com variáveis climáticas, especialmente temperatura (MEICHTRY-DE-ZABURLÍN et al. 2016; MACÊDO et al. 2021). Contudo, este fator não foi determinante para a presença destes organismos. Estudos como CARVALHO (1999), CAVALCANTE et al. (2016) e ROCHA (2016) em reservatórios subtropicais demonstraram que os gêneros se mantêm, porém com menores densidades. Outros autores (MATTHIENSEN & CODD 1999; SILVA 2012) ainda citam altas densidades em temperaturas baixas.

Considerações Finais

Na última década, muitos estudos foram realizados em relação ao dinoflagelado *Ceratium* no Brasil (MATSUMURA-TUNDISI et al. 2010; OLIVEIRA et al. 2011; AMAZONAS et al. 2012; SILVA et al. 2012; JATI et al. 2014; MOREIRA et al. 2015; CAMPANELLI et al. 2017; SILVA et al. 2018; CROSSETTI et al. 2019; MACÊDO et al. 2021). Este gênero,

considerado invasor, é capaz de formar florações devido a sua mobilidade e resistência à sedimentação, ocupação da camada superficial e utilização otimizada de recursos, como luz e nutrientes (MAC DONAGH et al. 2005). Embora as florações não sejam consideradas tóxicas, elas proporcionam condições nocivas para as comunidades fitoplanctônicas, como aumento significativo do pH (ALMEIDA et al. 2016) e morte de espécies (PITCHER et al. 2011), o que deve servir de alerta para a CORSAN. Por estes e outros motivos, trabalhos como este são importantes, pois mostram fatores direcionadores que possibilitam a invasão e estabelecimento deste dinoflagelado em ambientes subtropicais.

No geral, as comunidades de *Ceratium* na RH Uruguai se apresentaram muito relacionadas a variáveis ambientais (temperatura e precipitação) e MO, porém, não foi possível determinar um padrão relacionado a nutrientes. Isto provavelmente se deu pelo baixo número de amostragens de nutrientes para os seis municípios, os quais deveriam ser estes os escolhidos pela CORSAN para intensificar as amostragens, ao menos uma em cada estação do ano. Como um todo, as populações do dinoflagelado e *Microcystis* tenderam à estabilização dentro desta RH, com pouca variação entre os anos estudados, sendo esta tendência verdadeira para a maioria dos seis municípios avaliados. Portanto, tudo indica que *Ceratium* veio para ficar e medidas específicas para seu monitoramento e manejo devem seguir os padrões espaciais e temporais aqui apontados.

Contudo, alguns municípios exibiram padrões e tendências diferentes, quando comparados com o todo. Para os municípios de Erechim e Passo Fundo (ambos U20), foi possível correlacionar as populações de *Ceratium* ao aporte nutricional, principalmente de PT e NO₃. Este fato faz com que estes municípios precisem de mais atenção, eventualmente aumentando o número de amostragens, já que também foram encontradas as maiores taxas destes nutrientes em ambos os municípios.

Além disto, Passo Fundo tendeu a manter os padrões competitivos entre *Ceratium* e *Microcystis*, com grandes oscilações durante todo o período amostral. Padrão distinto, quando comparado com a RH como um todo, e também com os outros cinco municípios destacados, que tenderam à estabilização. Isto reforça a ideia de que o município deva ter um incremento na frequência amostral (pesquisa paralela).

Já em Dom Pedrito (U70) e Aceguá (U80), as populações de *Ceratium* por apresentarem baixa ou nenhuma competição com *Microcystis*, se manteve com alta densidade durante os sete anos de amostragem (em Aceguá). Por possuir um grande tamanho, *Ceratium* poderia ser

mais facilmente manejado com a instalação de filtros, ou seja, um processo físico de remoção, comparado ao elevado investimento químico para o tratamento da água com cianobactérias nocivas.

Estudos mais aprofundados deveriam ser feitos nesses seis municípios, para determinar os fatores que direcionam as populações do dinoflagelado, em curto intervalo de tempo, já que estas não foram relacionadas com nutrientes nestes locais de forma clara. Além disto, o presente estudo foi realizado partindo de dados de células por mL, os quais podem mascarar ou acentuar as interações apresentadas, logo estudos com outras metodologias poderão ser feitos para se ter uma noção mais precisa das relações entre os organismos desta RH. CORSAN poderia estabelecer parcerias com universidades e centros de pesquisa neste intuito.

Agradecimentos

À CORSAN, por fornecer os dados para a realização deste estudo; à Juliana K. Frizzo e Luana M. da Rosa pelo auxílio e suporte durante a realização da pesquisa; à PROBIC/FAPERGS-UFRGS (Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica) por financiar a bolsa de estudos.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, C.R.; SPLANDORELLO, F.B.; GIROLDO, D.; YUNES, J.S. The effectiveness of conventional water treatment in removing *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans, *Microcystis ssp.* and microcystins. *Water SA*, v. 42, n. 4, 2016, p. 606–610, DOI: 10.4314/wsa.v42i4.11

AMAZONAS, D.; CARVALHO, M.C.; MORANDINI, M.; LAMPARELLI, M.C. Ocorrência de *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 em Reservatórios do Estado de São Paulo, SP–Brasil. In: XIV Congresso Brasileiro de Ficologia, 2012. < <http://www.sbfic.org.br/cbfic2012/ocs-2.3.4/index.php/xivcbfic/congresso/paper/view/29> >

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. Washington, USA 22 th Edition, 2012, 1360 p.

BARTRAM, J. *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. 1999, 400 p.

AZEVEDO, S.M.F.O.; EVANS, W.R.; CARMICHAEL, W.W.; NAMIKOSHI, M. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*.

Journal of Applied Phycology, v. 6, 1994, p. 261-265, DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02181936>

BAEK, S.; SHIMODE, S.; KIKUCHI, T. Growth of dinoflagellates, *Ceratium furca* and *Ceratium fusus* in Sagami Bay, Japan: The role of temperature, light intensity and photoperiod. *Harmful Algae*. v. 7, 2008, p. 163-173. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2007.06.006>

BOLTOVSKOY, A.; ECHENIQUE, R.; GUERRERO, J.M. Colonización de limnotopos de Argentina por *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. v. 38 (Supl.), 2003, p. 148.

BOLTOVSKOY D. Zooplankton of the South Atlantic Ocean. A taxonomic reference work with identification guides and spatial distribution patterns. In: DVD ROM *World Biodiversity Database Compact Disc Series*. ETI Bioinformatics, Multimedia Interactive Software, 2005.

BOLTOVSKOY, A.; ECHENIQUE, R.O.; GUERRERO, J.M. Sucesivas invasiones de especies de *Ceratium* (Dinophyceae) en Sudamérica: un proceso que lleva dos décadas. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. v. 48 (Supl.), 2013, p. 27.

BRANCO, S.M. *Hidrobiología aplicada à Engenharia Sanitária*. 3 ed. Cetesb/Ascetesb, São Paulo, 1986, 640 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria Recursos Hídricos/Fundação Getúlio Vargas. *Plano Nacional de Recursos Hídricos*. Brasília: SRH/MMA/FGV, 1998, 71 p.

BRASIL. Ministério do Meio-Ambiente. Agência Nacional de Águas. *Plano Nacional de Recursos Hídricos: Documento Base de Referência*. Brasília: [S.l.], 2003, 383 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. *Caderno da Região Hidrográfica do Uruguai* – Brasília: MMA, 2006, 132 p.

BUSTAMANTE-GIL, C.; RAMIREZ RESTREPO, J.J.; BOLTOVSKOY, A.; VALLEJO, A. Spatial and temporal change characterization of *Ceratium furcoides* (Dinophyta) in the equatorial reservoir Riogrande II, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 24, n. 2, 2012, p. 207–19. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000039>

CAMPANELLI, L.C.; TUNDISI, J.G.; ABE, D.S.; SIDAGIS-GALLI, C. MATSUMURATUNDISI, T. Record of the occurrence of dinoflagellate *Ceratium furcoides*

in a fish farming lake located in the countryside of São Carlos (SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, v. 77, n. 2, 2017, p. 426-427. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.06916>

CARVALHO, E.N. Avaliação sazonal de variáveis limnológicas e grupos fitoplanctônicos na foz dos principais rios formadores do lago Guaíba (RS), com ênfase em *Microcystis aeruginosa* kütz. emend. Elenkin, Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1999, 104 p.

CAVALCANTE K.P.; ZANOTELLI J.C.; MULLER C.C.; SCHERER, K.D.; FRIZZO; J.K., LUDWIG, T.A.; CARDOSO, L.S. First record of expansive *Ceratium* Schrank, 1793 species (Dinophyceae) in Southern Brazil, with notes on their dispersive patterns in Brazilian environments, *Check List*, v. 9, 2013, p. 862-866. DOI: 10.15560/9.4.862

CAVALCANTE, K.P.; CARDOSO, L.S.; SUSSELLA, R.; BECKER V. Towards a comprehension of *Ceratium* (Dinophyceae) invasion in Brazilian freshwaters: autecology of *C. furcoides* in subtropical reservoirs, *Hydrobiologia* v.771, 2016, p. 265-280. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2638-x>

CASSOL, A.P.V.; PEREIRA-FILHO, W.; OLIVEIRA, M.A.; DOMINGUES, A.L.; CORREA, F.S.; BURIOL, G.A. First record of a bloom of the invasive species *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 in Rio Grande do Sul state, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, n. 2, 2014, p. 515-517. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.05413>

CROSSETTI, L.O.; BICUDO, D.C.; BINI, L.M.; DALA-CORTE, R.B.; FERRAGUT, C.; BICUDO C.E.M. Phytoplankton species interactions and invasion by, *Ceratium furcoides* are influenced by extreme drought and water-hyacinth removal in a shallow tropical reservoir. *Hidrobiologia*, v. 831, 2019, p. 71-85. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3607-y>

DELARIVA, R.L. & AGOSTINHO, A.A. Introdução de espécies: uma síntese comentada. *Acta Scientiae*. v. 21, n. 2, 1999, p. 255-262. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v21i0.4431>

EPA. Method 300.1: *Determination of Inorganic Anions in Drinking Water by Ion Chromatography*. Revision 1.0. Cincinnati, 1997.

ESTEVES, F.A. & AMADO, F. Eutrofização artificial. In: *F.A.Esteves. Fundamentos de Limnologia*. Interciência, Rio de Janeiro, 2013, p. 625-655.

FALCO, P.B. Distribuição espacial e temporal da comunidade fitoplanctônica e das variáveis ecológicas no Reservatório de Salto Grande (Americana-SP), em duas épocas do ano. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000, 112 p.

GINKEL, C.E.V.; HOHLS, B.C.; VERMAAK, E.A. *Ceratium hirundinella* (O.F. Muller) bloom in the Hartbeespoort Dam, South Africa. *Water SA* v. 27, n. 2, 2001, p. 269–76. DOI: 10.4314/wsa.v27i2.5000

GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL - SEPLAN. Acesso em 20 de 07 de 2020, disponível em Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul: <http://www.atlassocioeconomico.rs.gov.br>, 2012, 31 p.

GRIGORSZKY, I.; BORICS, G.; PADISAK, J.; TOTMERESZ, B.; VASAS, G.; NAGY, S.; BORBELY, G. Factors controlling the occurrence of Dinophyta species in Hungary. *Hidrobiologia*, v. 506, 2003, p. 203–7, DOI: <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008552.60232.68>

GRIGORSZKY, I.; TIHAMÉR, K.K.; JÓZSEF, S.; DÉVAI, G.; NAGY, S.; SOMLYAI, I.; BERTA, C. UDOVIC, M.G.; BORICS, G.; PÓR, G.; YAQOUB, M.; HAJREDINI, A.; TUMURTOGOO, U.; ACS, E. Drivers of the *Ceratium hirundinella* and *Microcystis aeruginosa* coexistence in a drinking water reservoir. *Limnetica*. v. 38, n. 1, 2019, p. 41-53. DOI: 10.23818/limn.38.11

GUERRERO, J. & ECHENIQUE, R. *Ceratium hirundinella* blooms in Argentine reservoirs. *Harmful Algae News*, v. 16, 1997, p. 3.

HEANEY, S.I.; TALLING, J.F. Dynamic aspects of dinoflagellate distribution patterns in a small productive lake. *Journal of Ecology*, v.68, n. 1, 1980, p. 75–94. DOI: <https://doi.org/10.2307/2259245>

JATI S.; RODRIGUES L.C.; BORTOLINI J.C.; PAULA, A.C.M.; MORESCO, G.A.; REIS, L.M.; ZANCO, B.F. TRAIN, S. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyceae) in the Upper Parana' River Floodplain (PR/MS), Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 74, n. 3, 2014, p. 235-236. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.19313>

- KOENING, M.; LIRA, C.G. O gênero *Ceratium* Schrank (Dinophyta) na plataforma continental e águas oceânicas do Estado de Pernambuco, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, v. 19, n. 2, 2005, p. 391-397. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062005000200022>
- KOMÁREK, J.; KOMÁRKOVÁ-LEGNEROVÁ, J.; SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; SENNA, P.A. Two common *Microcystis* species from tropical América. *Criptogamie/Algologie*, v. 23, 2002, p. 159- 177.
- KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* v. 15, n. 3, 2006, p. 259-263. DOI: [10.1127/0941-2948/2006/0130](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130)
- KRUK, C.; PICCINI, C.; DEVERCELLI, M.; NOGUEIRA, L.; ACCATTATIS, V.; SAMPOGNARO, L.; MARLEY, A. A trait-based approach predicting community assembly and dominance of microbial invasive species. *Oikos*, v. 130, n. 4, 2021, p. 571-586. DOI: [10.1111/oik.07694](https://doi.org/10.1111/oik.07694)
- LILNDENSCHMIDT, K.E. Controlling the growth of *Microcystis* using surged artificial aeration. *International Review of Hydrobiology*, v. 84, n. 3, 1999, p. 243-254. DOI: <https://doi.org/10.1002/iroh.199900026>
- LINDSTRÖM, K. *Ceratium* in Lake Erken: vertical distribution, migration and form variation. *Nordic Journal of Botany*, v. 12, n.5, 1992, p. 541–556. DOI: [10.1111/j.1756-1051.1992.tb01833.x](https://doi.org/10.1111/j.1756-1051.1992.tb01833.x)
- LIRA, R.M.; SANTOS, A.N.; SILVA, J.S.; BARNABÉ, J.M.C., BARROS, M.S., SOARES, H.R. A utilização de água de qualidade inferior na agricultura irrigada. *Revista Geama*, v.1, n. 3, 2015, p. 62- 83.
- MAC DONAGH, M.E.; CASCO, M.A.; CLAPS, M.C. Colonization of a Neotropical Reservoir (Cordoba, Argentina) by *Ceratium hirundinella* (O.F. Muller) Bergh. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* v. 41, n. 4, 2005, p. 291–9. DOI: <https://doi.org/10.1051/limn/2005020>
- MACEDO, R.; RUSSO, P.; CORRÊA, R.; ROCHA, O.; & NEVES-DOS-SANTOS, L.; BRANCO, C. The drifting dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925: fundamental niche shift during global invasion, *Hydrobiologia*. v. 4, n.4, 2021, p. 291-299. DOI: [10.1007/s10750-020-04495-5](https://doi.org/10.1007/s10750-020-04495-5)

- MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G.; LUZIA, A.P.; DEGANI, R.M. Occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 bloom at the Billings Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Braz. J. Biol.* v. 70, n. 3, 2010, p. 825–9. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000400013>
- MATTHIENSEN, A.; YUNES, J.S.; CODD, G.A. Ocorrência, distribuição e toxicidade de cianobactérias no estuário da Lagoa dos Patos, RS. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 3, 1999, p. 361-376. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000300002>
- MCCUNE, B.; MEFFORD, M.J. PC-ORD. *Multivariate analysis of ecological data - Version 6.08*. Glenden Beach, MJM Software Design, 2011.
- MEDEIROS, C.; MACEDO, S.J.; FEITOSA, F.A.N.; KOENING, M.L. Hydrography and phytoplankton biomass and abundance of North-East Brazilian waters. *Archive of Fishery and Marine Reseach* v.47, n.2/3, 1999, p. 133-151.
- MEICHTRY-DE-ZABURLIN, N.; BOLTOVSKOY, A.; COSTIGLIOLO-ROJAS, C.; RODRIGUEZ, R.M. Primer registro del dinoflagelado invasor *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 en la Argentina y su distribución en el área de influencia del Embalse Yacyreta (río Parana, Argentina-Paraguay). *Limnetica* v. 33, n. 1, 2014, p 153–160. DOI: [10.23818/limn.33.12](https://doi.org/10.23818/limn.33.12)
- MEICHTRY-DE-ZABURLÍN, N.; VOGLER, R.E.; MOLINA, M.J; LLANO, V.M. Potential distribution of the invasive freshwater dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans (Dinophyta) in South America. *Journal of Phycology* v. 52, n. 2, 2016, p. 200–208. DOI: <https://doi.org/10.1111/jpy.12382>
- MOONEY, H.; CLELAND, E. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. v. 98, n. 10, 2001, p. 5446-51. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.091093398>
- MOREIRA, R.A.; ROCHA, O.; SANTOS, R.M.; LAUDARES-SILVA, R.; DIAS, E.S.; & ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M. First record of *Ceratium furcoides* (Dinophyta), an invasive species, in a temporary high-altitude lake in the Iron Quadrangle (MG, Southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 75, n. 1, 2015 p. 98-103. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.08013>

NASELLI-FLORES, L.; BARONE, R. Water-Level Fluctuations in Mediterranean Reservoirs: Setting a Dewatering Threshold as a Management Tool to Improve Water Quality. *Hydrobiologia* v. 548, 2005, p.85–99. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1149-6>

NISHIMURA P.Y.; POMPÊO M.P.; MOSCHINI-CARLOS V. Invasive dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans in two linked tropical reservoirs. In: POMPÊO, M.P.; MOSCHINI-CARLOS, V.; NISHIMURA, P.Y.; SILVA, S.C.; DOVAL, J.C.L. (eds.) *Ecologia de reservatórios e interfaces*. São Paulo, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. 2005, p. 132-142.

NT-06 CETESB L5.303. *Fitoplâncton de água doce. Métodos qualitativo e quantitativo*. São Paulo, 2005.

OLIVEIRA, H.S.B.; MOURA, A.N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K. First record of *Ceratium* Schrank, 1973 (Dinophyceae: Ceratiaceae) in freshwater ecosystems in the semiarid region of Brazil. *Check List* v. 7, n. 5, 2001, p. 626–8.

OLIVER, R.L.; GANF, G.G. Freshwater blooms. In: WHITTON, B.A.; POTTS, M. (eds.). *The Ecology of Cyanobacteria-Their Diversity in Time and Space*. Kluwer Academic Publishers, London, 2000.

OLRIK, K. *Phytoplankton ecology. Determining factors for the distribution of phytoplankton in freshwaters and the sea*. Denmark: Danish Environmental Protection Agency. Miljøprojekt n. 251 1994, 183 p.

OOSTHUIZEN, M.G.J. Changes in density and composition of algal assemblages over time in two water purification plants. Dissertation of School for Environmental Science and Development at the Potchefstroom Campus of the North-West University, v. 39, n.3, 2012, 101 p. DOI: <https://doi.org/10.2989/16085914.2014.957638>

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L.O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the Phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* v. 621, n. 1, p. 1-19, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0>

PEARSON, M.J. *Toxic blue-green algae*. Report National Rivers Authority. Water Quality Series 2, UK, Rushden, Northants. 1990, 128 p.

PITCHER, G.C.; KROCK, B.; CEMBELLA, A.D. Accumulation of diarrhetic shellfish poisoning toxins in the oyster *Crassostrea gigas* and the mussel *Choromytilus meridionalis* in

the southern Benguela ecosystem. *African Journal of Marine Science* v.33, n.2, 2011, p.273–281. DOI: <https://doi.org/10.2989/1814232X.2011.600372>

POLLINGHER, U. Freshwater armored dinoflagellates: growth, reproduction strategies, and population dynamics. In: SANDGREN, C. (ed.) *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, New York, 1988, p. 134-174.

REYNOLDS, J.M. *An introduction to applied environmental*. Wiley Blackwell, USA, 1997.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v. 24, n. 5, 2002, p. 417-428. DOI: <https://doi.org/10.1093/plankt/24.5.417>

REYNOLDS, C.S. *The Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation)*. Cambridge University Press, Cambridge, 2006. 552 p.

ROCHA, L.C. A ocorrência de *Ceratium* em um reservatório subtropical: aspectos ecológicos e sua influência sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica. Trabalho de Conclusão de Curso, Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2016.

SANCHIS, D.; CARRASCO, D.; QUESADA, A. The genus *Microcystis* (Microcystaceae / Cyanobacteria) from a Spanish reservoir: A contribution to the definition of morphological variations. *Nova Hedwigia*, v. 79, n. 3/4, 2004, p. 479-495. DOI: <http://dx.doi.org/10.1127/0029-5035/2004/0079-0479>

SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; SILVA, L.C.; LEONE, I.C.; LAUDARES-SILVA, R. ROCHA, O. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, an invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. v. 67, n. 4, 2007, p. 791–793. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842007000400033>

SILVA, L.C.; LEONE, I.C.; SANTOS-WISNIEWSKI, M.J.; PERET, A.C.; ROCHA, O. Invasion of the dinoflagellate *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925 at tropical reservoir and its relation to environmental variables. *Biota Neotropical*, v. 12, n. 2, 2012. < <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n2/pt/abstract?article+bn019120220112> >

SILVA, W.J.; NOGUEIRA, I.D.S.; MELO-MAGALHÃES, E.M.; BENÍCIO, S.H.M.; PESSOA, S.M.; MENEZES, M. Expansion of invasive *Ceratium furcoides* (Dinophyta)

toward north-central Brazil: new records in tropical environments. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 30, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/s2179-975x5917>

SILVERIO, M. J.; MONTAÑEZ, G.; FRA, E.; SARACHO, M.; ARJONA, M.; AMAYA, S.; TRACCANNA, B. Variación Poblacional de *Ceratium hirundinella* (Dinophyceae) en embalses eutróficos de Catamarca (Argentina) y su relación con parametros ambientales. *Huayllu-bios* n. 3, 2009, p. 13–31.

SIMBERLOFF, D. Impacts of introduced species in the United States. *Rev. Consequences* v.2, n. 2, 1996, p. 13-24.

SOUSA, D.R.F.; PALAORO, A.V.; ELMOOR-LOUREIRO L.M.A.; KOTOV A.A. Predicting the invasive potential of the cladoceran *Daphnia lumholtzi* Sars, 1885 (Crustacea:Cladocera: Daphniidae) in the Neotropics: are generalists threatened and relicts protected by their life-history traits, *Journal of Limnology* v. 76, n. 2, 2017, p. 272–280. DOI: <http://dx.doi.org/10.4081/jlimnol.2016.1571>

STRAYER, D. L., Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*. v. 55, n. 1, 2010, p. 152–174. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02380.x>

TUNDISI, J.E.M.; MANZINI, N.F.; DUCROT, R. The response of Carlos Botelho (Lobo, Broa) Reservoir to the passage of cold fronts as Reflected by physical, chemical, and Biological variables. *Brazilian Journal of Biology*. v. 64, n. 1, 2004, p.177-186.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; PEREIRA, K.C.; LUZIA, A.P.; PASSERINI, M.D.; CHIBA, W.A.C.; MORAIS, M.A.; SEBASTIEN, N.Y. Cold fronts and reservoir limnology: an integrated approach towards the ecological dynamics of freshwater ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*. v. 70, n. 3, 2010, p. 815-824. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000400012>

WINDER, M.; HUNTER, D.A. Temporal organization of phytoplankton communities linked to physical forcing. *Oecologia*. v. 156, 2008, p. 179-192. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-008-0964-7>.