

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**Uso do fitoplâncton como bioindicador de qualidade da água da Lagoa Mangueira,
Rio Grande do Sul, Brasil**

Aluno: Daniel Castro Martignago

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª Luciane Oliveira Crossetti

Porto Alegre, 18 de Junho de 2019.

Daniel Castro Martignago

**Uso do fitoplâncton como bioindicador de qualidade da água da Lagoa Mangueira,
Rio Grande do Sul, Brasil**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Comissão de Graduação do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial e obrigatório para obtenção do grau de Bacharelado em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Luciane Oliveira Crossetti

Porto Alegre

2019

Daniel Castro Martignago

**Uso do fitoplâncton como bioindicador de qualidade da água da Lagoa Mangueira,
Rio Grande do Sul, Brasil**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Comissão de Graduação do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial e obrigatório para obtenção do grau de Bacharelado em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Luciane Oliveira Crossetti

Aprovado (a) em ____ de _____ de 2019.

BANCA EXAMINADORA:

Prof^ª. Dr^ª. Luciane Oliveira Crossetti

Prof^ª. Dr^ª Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues

Dr^ª Juliana Elisa Bohnenberger

Porto Alegre

2019

Vista à luz da evolução, a biologia é, talvez, intelectualmente a mais satisfatória e inspiradora ciência. Sem essa luz, torna-se uma pilha de fatos diversos – alguns deles interessantes ou curiosos, mas que não fazem uma descrição significativa do todo. (Dobzhansky, 1973, p.129)

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, ao meu pai Ernani e a minha mãe Bia, por sempre me apoiarem, estarem comigo quando preciso, me incentivarem e por transmitirem todos os seus valores e ensinamentos.

À minha noiva, Larissa, por termos uma relação sólida que oferece todo o suporte, carinho, amor e paciência que preciso.

À minha querida orientadora, Luciane Crossetti, por abrir portas e me guiar quando mais precisei. Pela paciência, parceria e oportunidade.

RESUMO

A água é a molécula mais importante para a manutenção da vida na Terra. Seu uso indiscriminado têm tido um efeito negativo na manutenção de sua qualidade. Medir o impacto humano se utilizando de variáveis químicas, físicas e biológicas do ambiente, permite avalia-lo quanto ao impacto sofrido. Populações bioindicadores de qualidade ecológica são seres vivos capazes de sinalizar alterações nas condições ambientais de onde vivem. O uso do fitoplâncton como bioindicador vem de sua sensibilidade e capacidade de responder às alterações ambientais de forma rápida. Ferramentas capazes de monitorar com eficácia o estado ecológico de corpos d'água, como o Índice Q desenvolvido por Padisák *et al.* (2006) e o Índice de Estado Trófico desenvolvido por Carlson (1977) dão o suporte para que decisões sejam tomadas em favor da conservação desses ambientes. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi identificar o estado ecológico de um ecossistema aquático subtropical a partir do potencial de bioindicação da comunidade fitoplanctônica, utilizando-se o Índice Q e o Índice de Estado Trófico. O estudo foi realizado na Lagoa Mangueira, sul do Brasil. Foram amostrados parâmetros bióticos e abióticos da lagoa ao longo de 13 anos. Com os dados obtidos classificou-se as algas em Grupos Funcionais de acordo com Reynolds (2002) e Padisák *et al.* (2009) e foram realizados os Índice de Estado Trófico e o Índice Q. 190 espécies de algas foram classificadas e distribuídas em 23 grupos funcionais. A lagoa mostrou se encontrar em um nível *bom* de estado ecológico, com exceção de 2013 e oligotrófica de estado trófico ao longo do estudo. O Índice Q e o Índice de Estado Trófico se mostraram coerentes os a realidade da Lagoa Mangueira e adequados para o monitoramento deste ecossistema.

Palavras-Chave: Índice Q. Grupos Funcionais. Índice de Estado Trófico. Qualidade da água.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: O Sistema Hidrológico do Taim na planície costeira do Estado do Rio Grande do Sul. Mapa adaptado de Motta-Marques, <i>et al.</i> (2013).....	15
Figura 2: Biomassa média relativa dos principais grupos funcionais da região Norte da Lagoa Mangueira ao longo de 13 anos.....	21
Figura 3: Biomassa média relativa dos principais grupos funcionais da região Centro da Lagoa Mangueira ao longo de 13 anos.....	22
Figura 4: Biomassa média relativa dos principais grupos funcionais da região Sul da Lagoa Mangueira ao longo de 13 anos.....	23
Figura 5: Classificação do estado trófico da Lagoa Mangueira, para todas regiões de acordo com o IET de Carlson (1977).....	24
Figura 6: Avaliação do estado ecológico pelo Índice Q ao longo de 13 anos na Lagoa Mangueira.....	25

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Limites dos estados tróficos para o IET de Carlson, desenvolvido por Kratzer e Brezonik (1981).....	17
Tabela 2: Fatores F para os grupos funcionais fitoplanctônicos da Lagoa Mangueira.....	19
Tabela 3: Intervalo (mínimo-máximo), média e desvio padrão das variáveis limnológicas no Norte, Centro e Sul da Lagoa Mangueira de 2001-2013 (n=26).....	20

SUMÁRIO

1 REFERENCIAL TEÓRICO.....	10
2 OBJETIVOS.....	14
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	15
3.1 Área de Estudo.....	15
3.2 Amostragem	16
4 RESULTADOS.....	20
4.1 Abióticos.....	20
4.2 Bióticos.....	20
4.3 Índice de Estado Trófico.....	24
4.4 Índice Q.....	24
5 DISCUSSÃO.....	26
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	29
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	30

1. Referencial Teórico

A água é o recurso mais importante para manutenção da vida. Desde a década de 1980, países emergentes são os principais responsáveis pelo aumento de 1% anual na captação da água continental (UNESCO, 2016). Estima-se que houve um aumento de 15 vezes na quantidade de água utilizada pelos humanos nos últimos dois séculos (AYLWARD; BANDYOPADHYAY; BELAUSTEGUIGOTIA, 2005). Os humanos a utilizam na saúde, recreação, alimentação, geração de empregos e energia. No entanto, fazem mau uso deste recurso, contaminando-a, através do despejo de compostos orgânicos, resíduos industriais e agrícolas, por exemplo.

Alterações físicas, químicas e biológicas da água doce acarretam consequências globais, como mudanças em ecossistemas e a modificação no ciclo hídrico, onde regiões úmidas tenderão a ficar mais úmidas e as secas, cada vez mais secas. O aumento das taxas de evaporação, erosão de rios e lagoas, redução da capacidade de armazenamento dos aquíferos, acidificação e eutrofização diminuem a quantidade e a qualidade da água. Essas alterações atingem nichos ecológicos e afetam a biodiversidade gerando perdas ecológicas e diminuindo a capacidade do ambiente de prover serviços ecossistêmicos (UNESCO, 2018) essenciais para o seu ideal funcionamento.

Serviços ecossistêmicos são produtos diretos ou indiretos da biodiversidade com seu meio abiótico, geralmente transformados em valores econômicos, utilizados em prol dos seres humanos. O ciclo hídrico é um serviço ecossistêmico, pois sustenta ecossistemas marinhos e dulcícolas com a renovação das águas. Florestas, além de consumidoras, são responsáveis por 40% da precipitação por evapotranspiração, assim como os solos que são responsáveis pelo armazenamento e movimentação da água, ou seja, a biota está intimamente relacionada com ciclos biogeoquímicos responsáveis por sua manutenção (AYLWARD; BANDYOPADHYAY; BELAUSTEGUIGOTIA, 2005; UNESCO, 2018).

Ecossistemas aquáticos são de suma importância para o funcionamento da vida na Terra e para as principais atividades humanas. Conhecer o funcionamento dos ecossistemas e como estamos impactando a biodiversidade, ajuda-nos a pensar em soluções baseadas na natureza para o uso mais sustentável da água (UNESCO, 2018) e para que se tome medidas para a gestão dos ecossistemas e seus serviços.

Pesquisadores europeus e norte-americanos, desde a década de 1970, alegam que fazer o monitoramento de recursos hídricos apenas levando em conta características físicas, químicas e bacteriológicas não seriam suficientes para explicar como compostos xenobióticos provocam mudanças na estrutura e função da biota local (CAIRNS; PRATT, 1993; CHARPENTIER; TABASH, 1988). Devido a esse problema, estudos com animais, plantas e fungos começaram a ser desenvolvidos para o monitoramento da qualidade ambiental. Essas comunidades biológicas específicas são denominadas bioindicadores (ARIAS et al., 2007; SILVA et al., 2010).

Bioindicadores aquáticos são importantes indicadores ecológicos que sinalizam alterações nas condições de corpos d'água, sendo utilizados como ferramenta para gestão hídrica e conservação do ecossistema (HERRERA-PAZ; NUEZ; VALERO-RODRÍGUEZ, 2015; KUMARI et al., 2008; SILVA et al., 2010). Pode-se usar diversos níveis de organização para monitoramento biológico; desde o indivíduo e seus processos bioquímicos até comunidades. Para saber a qualidade ambiental do que se está estudando, é necessário que se meça fatores abióticos e se tenha parâmetros ecológicos que indiquem abundância, estrutura populacional e distribuição (HERRERA-PAZ; NUEZ; VALERO-RODRÍGUEZ, 2015; KUMARI et al., 2008).

O uso do fitoplâncton como bioindicador vem de sua sensibilidade a variações ambientais e nutricionais e a sua alta capacidade de responder às mais diversas alterações ambientais de forma rápida, devido ao seu curto ciclo de vida. Ainda, como produtores primários, organismos fitoplanctônicos são a base da cadeia alimentar, influenciando na estruturação de toda a rede trófica (OSTAPCZUK et al., 1997; REGINATTO, 1998). Dessa forma a composição e abundância das comunidades fitoplanctônicas são bons modelos para o entendimento da dinâmica dos ecossistemas aquáticos continentais.

Um dos métodos mais utilizados para a classificação do estado trófico de ecossistemas aquáticos é o Índice de Estado Trófico (IET), que pode levar em consideração a transparência da água, a concentração de fósforo total e a concentração de clorofila-a, que é um *proxy* da abundância do fitoplâncton. A classificação trófica do corpo da água avaliar a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e como isso está relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento de macrófitas aquáticas. Diversos IETs foram adaptados e tiveram os pesos e ou usos destas variáveis ponderados de acordo com as características próprias das dinâmicas

limnológicas de ecossistemas aquáticos específicos. Mundialmente, os mais conhecidos são o modelo da OECD (Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico) (OECD; ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 1982) e o IET de Carlson (1977) (BICUDO et al., 2006). Ainda, para ecossistemas aquáticos tropicais, há o IET proposto por Salas & Martino (1991). No Brasil, uma versão modificada do IET de Carlson foi proposta por Toledo e colaboradores (TOLEDO JR., 1990; TOLEDO JR. et al., 1983), e mais tarde Lamparelli (2004) desenvolveu um IET para reservatórios tropicais (LAMPARELLI, 2004).

Apesar da ampla aplicabilidade dos IETs, o uso de bioindicadores e suas respostas na classificação de ecossistemas aquáticos não é novidade. O desenvolvimento do sistema sapróbico no início do século 20 (KOLKWITZ; MARSON, 1909) é até hoje utilizado, apesar de suas reconhecidas limitações (CROSSETTI et al., 2013). Recentemente, com a abordagem do Water Framework Directive – WFD (WATER FRAMEWORK DIRECTIVE, 2000) em países europeus, o uso de indicadores biológicos na determinação do estado ecológico dos mais variados ecossistemas aquáticos é crescente. Dentre os indicadores biológicos recomendados está a comunidade fitoplânctônica. Nesse sentido, Reynolds e colaboradores (2002) desenvolveram um método de classificação do fitoplâncton baseado em grupos funcionais (GFs): espécies que respondem a alterações ambientais sazonais de forma similar, seja na estratificação da água ou restrição a algum nutriente (REYNOLDS et al., 2002). Os GFs geralmente são polifiléticos (não advém de um ancestral em comum), apesar de dividirem estratégias adaptativas semelhantes em âmbito fisiológico, morfológico e ecológico (BECKER et al., 2010; PADISÁK; CROSSETTI; NASELLI-FLORES, 2009; REYNOLDS et al., 2002). Em sua última revisão bibliográfica, Padisák e colaboradores (2009) atualizaram o número de GFs para 38, levando-se em consideração as sensibilidades e tolerâncias do fitoplâncton (CROSSETTI; BICUDO, 2008; NISHIMURA; MOSCHINI-CARLOS; POPÊO, 2015). Essa classificação contribui para o entendimento ecológico de distribuição e dinâmica das comunidades de fitoplâncton.

Padisák et al. (2006) desenvolveram o índice de assembleia fitoplânctônica (Índice Q); desenvolvido para determinar o estado ecológico de ecossistemas aquáticos, a partir do fitoplâncton. Essa ferramenta leva em consideração a contribuição dos grupos funcionais fitoplânctônicos *sensu* Reynolds (REYNOLDS et al., 2002) e seus pesos em

condições pristinas de acordo com a tipologia do sistema (CROSSETTI; BICUDO, 2008; PADISÁK et al., 2006). Embora tenha sido originalmente desenvolvido para lagos europeus, seu uso e eficiência na determinação do estado ecológico de outros ecossistemas pelo mundo já foi comprovado (BECKER et al., 2010; BECKER; HUSZAR; CROSSETTI, 2009; BELKINOVA et al., 2014; CROSSETTI et al., 2013; CROSSETTI; BICUDO, 2008; PASZTALENIEC; PONIEWOZIK, 2010; WANG et al., 2011).

2. Objetivos

Geral

Analisar e compreender qualidade da água a partir do potencial de bioindicação da comunidade fitoplanctônica, avaliando o estado ecológico da Lagoa Mangureira ao longo de 13 anos.

Específicos

- Estabelecer relações entre o fitoplâncton e as características físicas e químicas da água;
- Identificar os grupos funcionais de fitoplâncton;
- Analisar o estado ecológico da lagoa estudada a partir do Índice de Grupos Funcionais do Fitoplâncton (Índice Q).

3. Material e Métodos

3.1 Área de estudo

Localizado ao sul do Rio Grande do Sul, Brasil ($32^{\circ}20' S$ e $33^{\circ}00' S$; $52^{\circ}20' O$ e $52^{\circ}45' O$), o Sistema Hidrológico do Taim – SHT, foi formado após a Regressão Marinha Pós-Glacial (Holoceno). Está situado entre a Lagoa Mirim e o Oceano Atlântico e dividido entre os municípios de Santa Vitória do Palmar e de Rio Grande. Com 2254 km^2 de extensão, o SHT é composto por praias, lagoas, alagados, banhados, dunas, campos e arrozais, além da Estação Ecológica do Taim (Esec-Taim), criada pelo Governo Federal em 1986 com 110 km^2 de extensão (Fig. 1) (CROSSETTI et al., 2013).

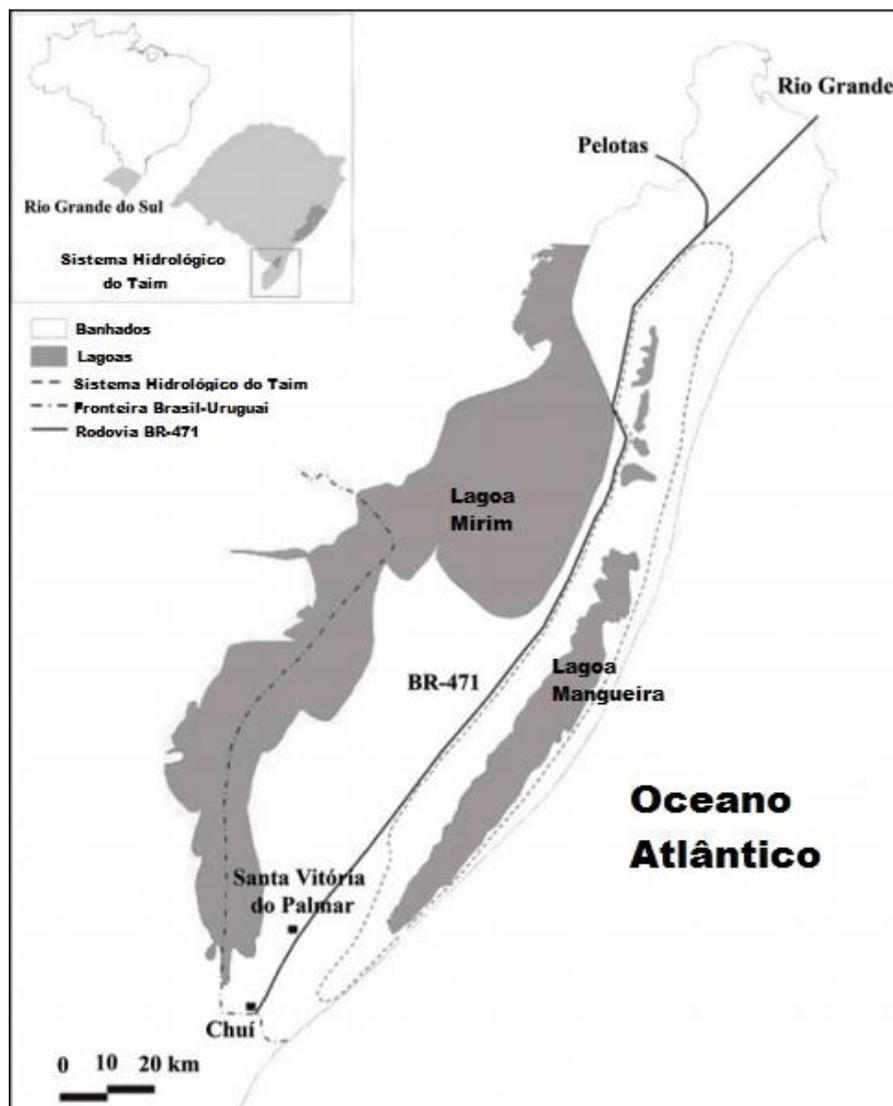


Fig. 1: O Sistema Hidrológico do Taim na planície costeira do Estado do Rio Grande do Sul. Mapa adaptado de Motta-Marques, *et al.* (2013).

A principal lagoa do sistema é a Lagoa Mangueira, uma grande lagoa costeira rasa com profundidade máxima de 6 m e profundidade média de 2,6 m, com área de superfície de aproximadamente 820 km², sendo seu maior comprimento de 90 km e largura de 10 km (FRAGOSO et al., 2008). A região possui clima subtropical (Cfa) (ALVARES et al., 2013). A Lagoa Mangueira está alinhada com os ventos predominantes no eixo nordeste-sudoeste, influenciando a mistura intensa no corpo d'água, sendo considerada um sistema polimítico quente descontínuo, segundo a classificação de Lewis (1983) (CROSSETTI et al., 2013; LEWIS JR., 1983). Ao norte da lagoa há banhados, com macrófitas emergentes; à leste (Oceano Atlântico), a lagoa é cercada por dunas; ao sul encontra-se, também, banhados, porém com macrófitas submersas, e à oeste têm-se agricultura, principalmente a produção de arroz. O ciclo de irrigação dos arrozais influencia no hidroperíodo da lagoa, e também em seu estado trófico. A condição mesotrófica ocorre nos períodos de baixa quantidade de água (primavera-verão), nos quais grandes quantidades de água são bombeadas para irrigar as plantações e há a entrada de nutrientes vindo dos banhados. A condição oligotrófica ocorre nos períodos de alta quantidade de água (outono-inverno), nos quais já houve a colheita da safra e os agricultores devolvem a água retirada para a lagoa (MOTTA-MARQUES et al., 2013).

3.2 Amostragem

As amostras foram coletadas na subsuperfície da água duas vezes ao ano, respeitando o hidroperíodo da lagoa (baixo nível de água – primavera e verão; alto nível de água – outono e inverno), durante 13 anos (2001-2013), nas regiões pelágicas do norte, centro e sul da Lagoa Mangueira.

Para cada amostra, foram efetuadas análises de nutrientes (fósforo total, fósforo total dissolvido, fósforo reativo total, nitrogênio total, amônia, nitrato e sílica solúvel reativa) (APHA; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, 1992). Em campo foram medidas ainda a temperatura, condutividade, pH e oxigênio dissolvido com auxílio de uma sonda multiparâmetros (YSI 6920 probe). A transparência com o uso de disco de Secchi e profundidade.

As concentrações de clorofila a foram estimadas a partir da extração com uso de filtros GF/F filters em etanol (JESPERSEN; CHRISTOFFERSEN, 1987) e medidas em espectrofotometria (APHA, 1992) para cada amostra coletada.

Para a análise quantitativa da comunidade fitoplanctônica foram coletadas amostras da subsuperfície da água e armazenadas em frascos de 200 mL, fixadas com solução acético lugol a 1%. Para a quantificação destes organismos, a metodologia tradicional de microscopia seguiu o método de Utermöhl (1958) e tempo de sedimentação de Lund *et al.* (1958) (LUND; KIPLING; CREN, 1958; UTERMÖHL, 1958). A biomassa da comunidade foi estimada a partir do biovolume (HILLEBRAND *et al.*, 1999) das espécies que foram, por sua vez, classificadas em grupos funcionais (GF) de acordo com Reynolds *et al.* (2002) e Padisak *et al.* (2009).

O Índice de Estado Trófico de Carlson (1977) foi aplicado aos pontos e locais amostrados, a partir das concentrações de clorofila-a, fósforo total e transparência da água, conforme as equações abaixo:

$$\text{IET (DS)} = 10 * [6 - (\ln\text{DS} / \ln 2)]$$

$$\text{IET (Clo)} = 10 * \{6 - [(2,04 - 0,68 * \ln\text{Clo}) / \ln 2]\}$$

$$\text{IET (PT)} = 10 * \{6 - [\ln(48 / \text{PT}) / \ln 2]\}$$

$$\text{IET Médio} = (\text{IET (DS)} + \text{IET (Clo)} + \text{IET (PT)}) / 3$$

Onde,

DS = Disco de Secchi (transparência da água) em metros;

Clo = Clorofila-a, em $\mu\text{g.L}^{-1}$;

PT = Fósforo total em $\mu\text{g.L}^{-1}$.

A partir dos resultados obtidos pelo IET, foram adotados os limites de estado trófico, conforme proposto por Kratzer e Brezonik (1981) para o IET de Carlson (Tabela 1).

Tabela 1. Limites dos estados tróficos para o IET de Carlson, desenvolvido por Kratzer e Brezonik (1981).

Estado Trófico				
Ultraoligotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipereutrófico
<21	21-40	41-50	51-60	>61

A partir da classificação das espécies em grupos funcionais, foi calculado o Índice Q (PADISÁK et al., 2006), conforme a equação abaixo:

$$Q = \sum_{i=1}^n p_i . F$$

Onde,

$p_i = n_i/N$;

n_i = biomassa do grupo funcional i ;

N = biomassa total;

F = fator estabelecido para cada grupo funcional i .

O fator F é um valor que também varia entre 0 a 5. Ele indica quais espécies dentre as encontradas deveriam ocorrer em condições pristinas do ambiente. Valores maiores estão associados a assembleias que ocorreriam em condições conservadas e valores menores estão associados a assembleias que deveriam ocorrer apenas por perturbação, onde: 0 – 1 = ruim; 1 – 2 = tolerável; 2 – 3 = médio; 3 – 4 = bom e 4 – 5 = excelente.

Tabela 2. Fatores F para os grupos funcionais fitoplanctônicos da Lagoa Mangueira.

Grupo Funcional	Fator F
C	5,0
D	2,0
E	4,0
F	5,0
G	1,0
H1	1,0
J	2,0
K	4,0
LO	4,0
M	0,0
MP	5,0
NA	5,0
P	3,0
S1	3,0
SN	0,0
T	5,0
W1	0,0
W2	0,0
X1	2,5
X2	3,5
X3	4,0
XPH	3,0
Y	2,0

4. Resultados

4.1 Abióticos

Valores mínimos, máximos, médios e desvio padrão das variáveis abióticas da Lagoa Mangueira do período de 2001 a 2013 estão listados na tabela 3. O Norte da Lagoa Mangueira apresentou maiores valores de clorofila-a e os menores valores médios de sílica solúvel reativa, transparência, amônia e oxigênio quando comparado aos demais pontos amostrados na lagoa (Tab. 3)

Tabela 3: Intervalo (mínimo-máximo), média e desvio padrão das variáveis limnológicas no Norte, Centro e Sul da Lagoa Mangueira de 2001-2013 (n=26).

	Norte			Centro			Sul		
	Intervalo	Média	dp	Intervalo	Média	dp	Intervalo	Média	dp
Temperatura (°C)	15,36 - 22,69	19,45	2,07	16,20 - 23,89	19,41	2,05	16,01 - 23,50	19,52	2,09
Condutividade (S/cm)	0,25 - 0,41	0,32	0,06	0,24 - 0,40	0,31	0,06	0,22 - 0,41	0,31	0,06
Oxigênio Dissolvido (mg/L O ₂)	7,78 - 10,54	8,96	0,73	7,78 - 48,95	12,29	10,61	7,71 - 10,83	9,27	0,95
pH (pH)	7,46 - 8,44	8,07	0,34	7,63 - 8,55	8,12	0,26	7,62 - 8,55	8,14	0,29
Clorofila-a (µg/L)	3,94 - 44,35	19,47	9,78	4,79 - 31,85	13,27	6,57	3,61 - 26,10	10,68	5,42
Profundidade (m)	2,25 - 3,50	2,49	0,37	2,30 - 3,35	2,45	0,32	2,30 - 3,40	2,45	0,32
Secchi (m)	0,33 - 1,15	0,71	0,22	0,54 - 0,99	0,77	0,12	0,69 - 1,48	1,07	0,24
Sílica (mg/L)	1,80 - 5,05	3,08	1,15	1,85 - 7,05	3,36	1,44	2,05 - 6,10	3,37	1,33
Fósforo Total (mg/L P)	0,02 - 0,13	0,07	0,04	0,02 - 0,10	0,05	0,02	0,01 - 0,12	0,05	0,03
Fósforo Total Dissolvido (mg/L P)	0,01 - 0,11	0,03	0,03	0,01 - 0,07	0,03	0,02	0,00 - 0,10	0,03	0,02
Fósforo Reativo Total (mg/L P)	0,00 - 0,11	0,03	0,03	0,01 - 0,06	0,02	0,02	0,00 - 0,06	0,02	0,02
Nitrogênio Total (Colorimétrico)	0,05 - 0,52	0,26	0,14	0,07 - 0,52	0,27	0,14	0,04 - 0,42	0,27	0,14
N-Amonia (Colorimétrico)	0,01 - 0,17	0,07	0,04	0,02 - 1,12	0,19	0,29	0,02 - 1,02	0,21	0,30
Nitrato (Colorimétrico)	0,05 - 0,55	0,21	0,16	0,01 - 0,58	0,20	0,17	0,04 - 0,62	0,21	0,18

4.2 Bióticos

Foram encontradas 190 espécies diferentes de algas, distribuídas em nove grupos taxonômicos: Bacillariophyceae (36), Chrysophyceae (3), Chlorophyceae (80), Cryptophyceae (4), Cyanobacteria (39), Dinophyceae (4), Euglenophyceae (7), Raphidophyceae (3) e Zygnemaphyceae (13) e em 23 grupos funcionais: C (2), D (10),

E (2), F (20), G (2), H1 (3), J (41), K (11), L_O (18), M (2), MP (26), N_A (6), P (10), S1 (4), S_N(1), T (2), W1 (6), W2 (5), X1 (12), X2 (1), X3 (2), X_{PH} (1) e Y (4).

Os grupos funcionais do Norte (Fig. 2) que mais contribuíram para sua biomassa total foram **K** (22,72%) principalmente representado por *Aphanocapsa conferta*, **J** (13,63%) principalmente representado por *Scenedesmus obtusus*, **MP** (12,81%) principalmente representado por *Punctastriata* sp., **LO** (11,49%) principalmente representado por *Radiocystis fernandoi*, **M** (9,84%) principalmente representado por *Microcystis aeruginosa*, **S1** (8,40%) principalmente representado por *Planktolyngbya contorta*, **F** (7,78%) principalmente representado por *Oocystis lacustris* e **T** (5,57) principalmente representado por *Spondylosium* sp.. O restante dos grupos que aparecerem somaram biomassa total de 7,74%.

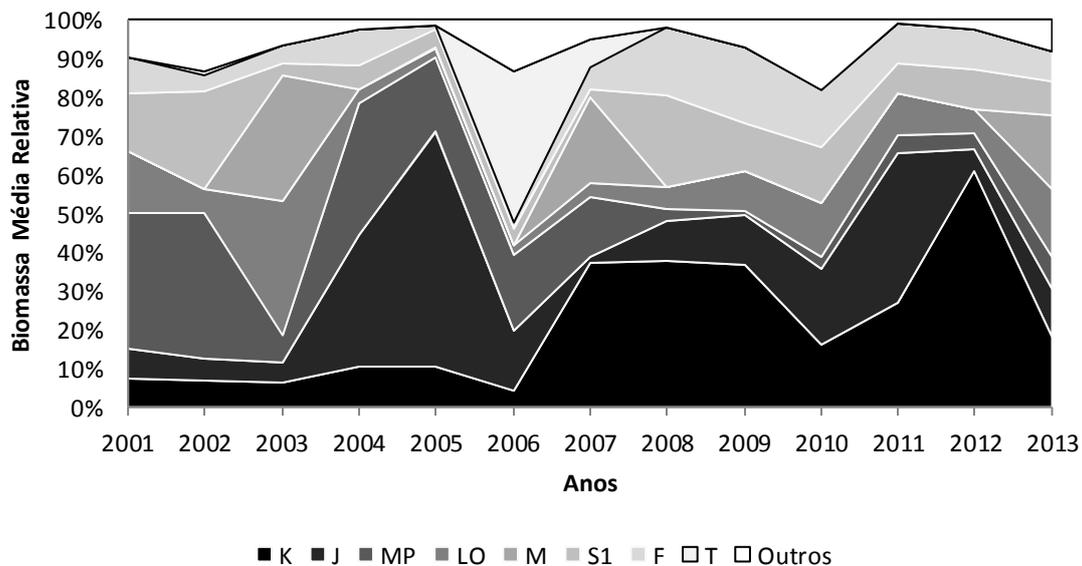


Fig. 2: Biomassa média relativa dos principais grupos funcionais da região Norte da Lagoa Mangueira ao longo de 13 anos.

Até o ano de 2006, os grupos que mais contribuíam para o aporte de biomassa do Norte eram o **J** e o **MP**, até que neste mesmo ano houve decréscimos nas abundâncias dos principais grupos funcionais, coincidindo com um pico no crescimento do grupo **T**. O grupo **K** possuía pouco influência na biomassa total, a partir de 2006, porém, o grupo teve um crescimento em abundância e se tornou o grupo dominante desta parte da lagoa, chegando a ter abundância maior de 40% no ano de 2012.

Os grupos funcionais do Centro (Fig. 3) que mais contribuíram para sua biomassa total foram **K** (40,74%) principalmente representado por *Aphanocapsa conferta*, **M** (11,88%)

principalmente representado por *Microcystis aeruginosa*, **S1** (10,37%) principalmente representado por *Planktolyngbya contorta*, **LO** (10,28%) principalmente representado por *Snowella lacustris*, **J** (7,87%) principalmente representado por *Coelastrum reticulatum* e **F** (6,45%) principalmente representado por *Oocystis lacustris*. O restante dos grupos que aparecerem somaram biomassa total de 12,41%.

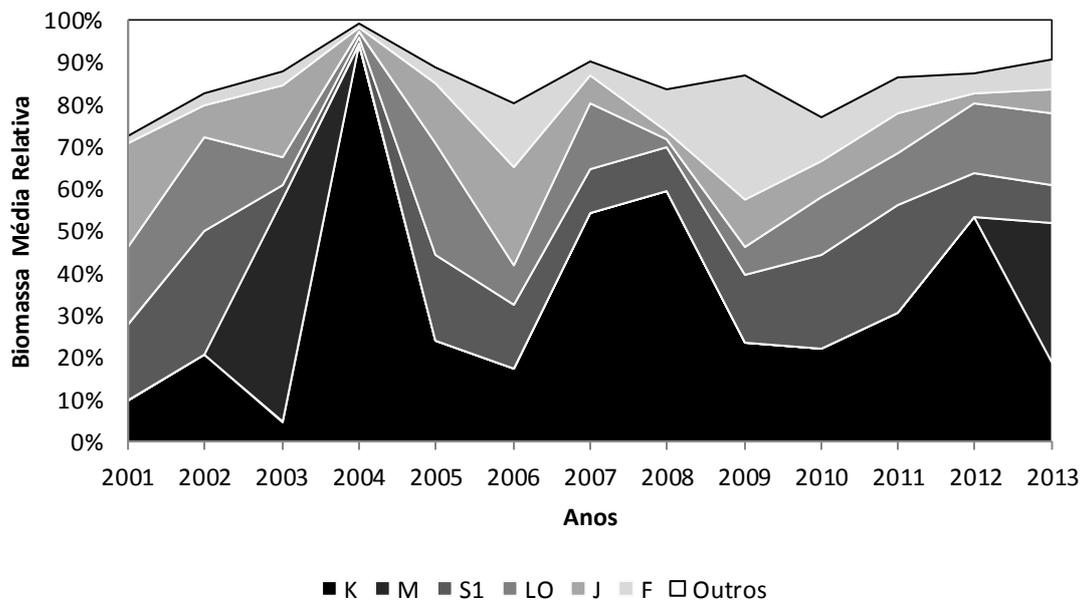


Fig. 3: Biomassa média relativa dos principais grupos funcionais da região Centro da Lagoa Mangueira ao longo de 13 anos.

No centro, o grupo **K**, com exceção dos dois primeiros anos de coletas, foi responsável por grande parte da abundância encontrada, tendo picos nos anos de 2004, 2007-2008 e 2012. O ano de 2006 foi responsável por decréscimos nas abundâncias dos principais grupos funcionais. O grupo **M** surgiu na contagem da biomassa total do Centro nos anos de 2003 e 2013, quando surgiu em picos de abundância; durante os outros anos sua aparição é inexpressiva.

Os grupos funcionais do Sul (Fig. 4) que mais contribuíram para sua biomassa total foram **K** (41,78%) principalmente representado por *Aphanocapsa conferta*, **S1** (11,97%) principalmente representado por *Planktolyngbya contorta*, **LO** (10,15%) principalmente representado por *Snowella lacustris*, **F** (9,05%) principalmente representado por *Oocystis lacustris*, **MP** (8,22%) principalmente representado por *Gyrosigma acuminatum* e **J** (6,68%) principalmente representado por *Pseudopediastrum boryanum*. O restante dos grupos que aparecerem somaram biomassa total de 12,15%.

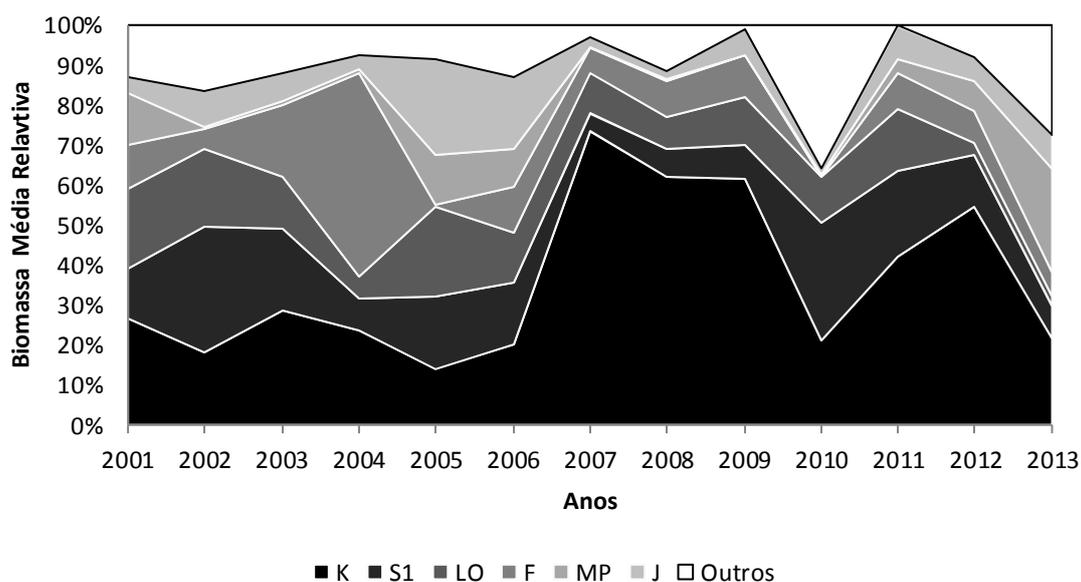


Fig. 4: Biomassa média relativa dos principais grupos funcionais da região Sul da Lagoa Manguueira ao longo de 13 anos.

No Sul, até o ano de 2006, com exceção do ano de 2004 – onde houve um pico de abundância do grupo **F**, não havia um único grupo responsável pela maior parte da biomassa encontrada. No ano de 2006 houve uma leve baixa nas abundâncias relativas dos principais grupos funcionais, após o corrido, o grupo **K** se tornou responsável pela maioria da produção de biomassa nesta parte da lagoa, chegando a 60% em 2007. Em 2010 houve outro decréscimo na abundância dos grupos mais abundantes.

O Norte foi o sítio com maior biomassa ($70,93 \text{ mgL}^{-1}$) e concentração média de clorofila a ($19,47 \text{ }\mu\text{gL}^{-1}$) encontradas, com decréscimo de ambos parâmetros em direção ao Sul. Quatro dos 23 GFs não foram encontrados nas três partições da lagoa: na parte Sul, grupo **X_{PH}**; no Centro, os grupos **G** e **X_{PH}** e ao Norte os grupos **E**, **G**, **X₃**. Dos 23 GFs encontrados para Lagoa Manguueira, oito contribuíram para os valores absolutos de biomassa no Norte (92,26% da biomassa total) e apenas seis contribuíram no Centro (87,59%) e no Sul (87,85%).

O GF que mais contribuiu com a biomassa da lagoa foi o **K**, sendo responsável por $105,24 \text{ mgL}^{-1}$ de biomassa e apresenta aparições acentuadas, responsáveis pelos maiores picos de biomassa nos três sítios. **M** e **MP** são responsáveis pelos outros picos de biomassa que mais aparecem, porém menos vezes e em menor abundância. **S1** é um GF constante ao longo do estudo, sempre mantido em pequenas quantidades.

4.3 Índice de Estado Trófico

A parte Norte da lagoa apresentou pouca variação em seu estado trófico ao longo dos 13 anos de amostragem. Manteve-se maior parte do tempo como oligotrófica ($21 < IET < 40$), com exceção de 2005, quando chegou a níveis ultraoligotróficos ($IET > 21$) e 2006, quando quase chegou a valores mesotróficos (Fig. 5).

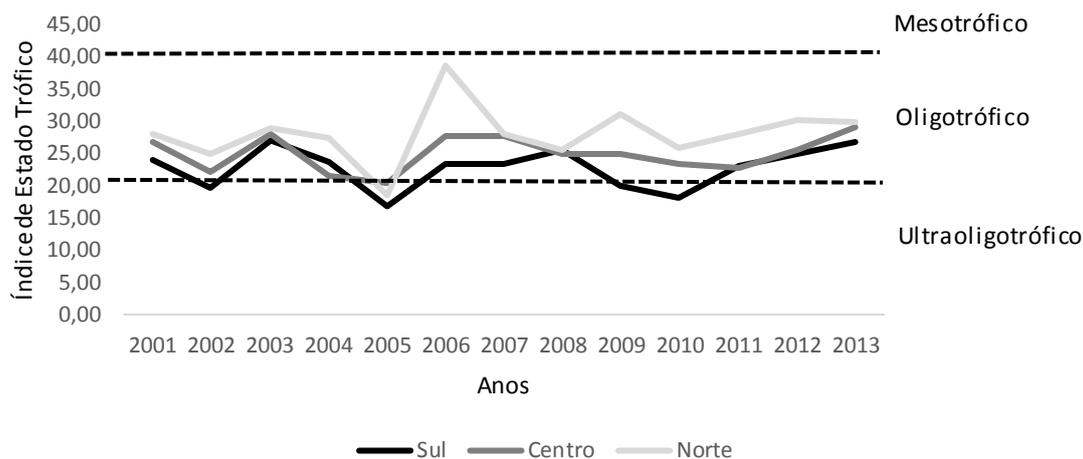


Fig. 5: Classificação do estado trófico da Lagoa Mangueira, para todas regiões de acordo com o IET de Carlson (1977).

O Centro da lagoa se manteve como oligotrófico, no limiar com o estado ultraoligotrófico. A única exceção ao padrão foi o ano de 2005, em que os níveis de tróficos diminuíram o suficiente para que essa região da lagoa fosse classificada como ultraoligotrófica. A região Sul da lagoa foi a mais instável. Seu estado trófico foi classificado como ultraoligotrófico nos anos de 2002, 2005, 2009 e 2010, sendo oligotrófico nos outros anos.

4.4 Índice Q

O Índice Q de estado ecológico aplicado para a Lagoa Mangueira mostrou que as três regiões da lagoa mantiveram condições semelhantes, variando em *bom* ($3 < Q < 4$) na maioria dos anos e terminaram o ano de 2013 como *médio* ($2 < Q < 3$) (Fig. 6).

Houve anos em que o Norte (2006), o Centro (2008) e o Sul (2001 e 2004) estiveram com o índice de qualidade excelente ($4 < Q < 5$). A única queda brusca de qualidade, com exceção de 2013, ocorreu na região central no ano de 2003, que atingiu o nível de qualidade médio ($2 < Q < 3$).

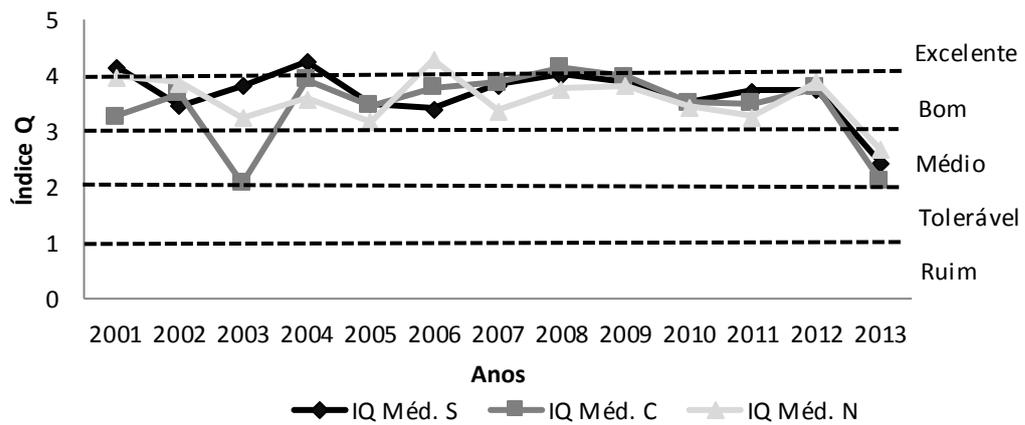


Fig. 6: Avaliação do estado ecológico pelo Índice Q ao longo de 13 anos na Lagoa Mangueira.

5. Discussão

O Índice Q demonstrou que o estado ecológico da Lagoa Mangueira variou entre médio e excelente entre os 13 anos de estudo, sendo considerado bom a maior parte do tempo. Este resultado está de acordo com os resultados observados pelo Índice de Estado Trófico que indicou a condição trófica do mesmo período variando entre ultraoligotrófico e oligotrófico.

Os resultados também demonstraram que não houve diferenças representativas no estado ecológico demonstrado pelo Índice Q entre as regiões da Lagoa Mangueira, ainda que diferenças de concentrações de clorofila e transparência, por exemplo, tenham sido encontradas especialmente na região norte da lagoa. Esse fato pode ser explicado pela similaridade na ocorrência e composição dos grupos funcionais ao longo das regiões da lagoa.

De acordo com Reynolds e colaboradores (2002) e revisados por Padisák e colaboradores (2009), os principais grupos funcionais encontrados são comuns em ambientes rasos (**K**, **MP**, **J** e **L₀**), com mistura intensa (**S1**, **T**, **MP**, **F** e **J**) e níveis tróficos entre oligotrófico e eutrófico (**K**, **F**, **J**, **L₀** e **M**). Algumas dessas assembleias também se destacaram em outros estudos de reservatórios na Espanha (MOLINA-NAVARRO et al., 2014), Brasil (FONSECA; BICUDO, 2011), Turquia (ÇELEKLI; ÖZTÜRK, 2014) e lagoas no Brasil (CROSSETTI et al., 2013), Polônia (PASZTALENIEC; PONIEWOZIK, 2010), Bulgária (BELKINOVA et al., 2014), Turquia (DEMIR; FAKIOĞLU; DURAL, 2014) e Hungria (CROSSETTI; STENGER-KOVÁCS; PADISÁK, 2013). Os corpos da água previamente estudados são de águas rasas, assim como a Lagoa Mangueira, porém apresentam climas diferentes (tropical e setentrional). Todos os grupos encontrados em maior abundância no presente estudo são correlacionados com as características químico-físicas da Lagoa Mangueira, pois é rasa, com mistura intensa e oligotrófica. Os ventos predominantes influenciam a mistura intensa, devido ao seu eixo nordeste-sudoeste e seu ciclo hidrológico é bastante marcado por entrada e saída de nutrientes em épocas de colheita e plantio de arroz (MOTTA-MARQUES et al., 2013).

Nota-se que o número de espécies por GF não é requisito ou sinônimo de abundância. Grupos como **M** e **S1** destoam dos demais, pois apresentam uma grande abundância (26,48 mgL⁻¹ e 30,74 mgL⁻¹) apesar de suas baixas riquezas (2 e 4

espécies), respectivamente. O contrário também acontece: o GF **X1** é representado por 12 espécies de algas e apresenta apenas 0,84 (0,24%) da biomassa total do lago. Isso está diretamente relacionado ao tamanho das espécies e suas contribuições para a abundância total. Esse aspecto pode interferir nos valores calculados pelo Índice Q, uma vez que esta métrica leva em consideração a abundância relativa do grupo funcional, com base em sua biomassa, além do peso atribuído pelo fator F, que está relacionado à ocorrência dos grupos funcionais em situações pristinas ou não. Segundo Padisák et al. (2006), autores do Índice Q, uma das fraquezas desta métrica é a própria designação dos pesos do fator F, que demandaria conhecimento prévio e experiência acerca do funcionamento do ecossistema em questão e das assembleias fitoplanctônicas. Conforme descrito por Crossetti & Bicudo (2008), um bom exercício para esta determinação seria considerar que assembleias fitoplanctônicas estariam em um determinado ecossistema aquático em sua condição pristina, considerando sua tipologia e características limnológicas. No caso da Lagoa Mangueira, por se tratar de um ecossistema ainda não impactado, foi relativamente acessível identificar os grupos funcionais não pertencentes àquele ecossistema naturalmente, como é o caso dos grupos mencionados acima, que receberam fatores F iguais a zero.

O Índice Q de qualidade da água criado foi por Padisák e colaboradores (2006) para o Water Framework Directive (WFD). Este índice não leva em conta apenas a biomassa dos grupos funcionais, mas também a qualidade das assembleias de algas para o ambiente estudado, o fator F (0-5). No ano de 2006 o da qualidade da água da região Norte alcançou *excelente* ($5 < Q > 4$), o melhor índice possível, devido à ocorrência do GF **T** (fator F = 5), que gerou cerca de 40% da biomassa naquele ano. O grupo, porém, deixou de aparecer pelo resto do estudo. Para a parte Centro, no ano de 2003 o nível da qualidade da água caiu de *bom* ($3 < Q > 4$) para *médio* ($2 < Q > 3$), no limiar de *tolerável* ($1 < Q > 2$) devido ao afloramento de algas do GF **M** (Fator F = 0) que gerou quase 80% da biomassa daquele ano. Neste caso, a principal espécie associada foi *Microcystis aeruginosa*, uma cianobactéria tipicamente associada à condição de perturbações ambientais, especialmente enriquecimento de nutrientes e estabilidade da coluna d'água (PADISÁK et al., 2009). Ao Sul, no ano de 2004 houve maior ocorrência de espécies de clorofíceas pertencentes ao GF **F** (fator F = 5), responsável por aproximadamente 40% da biomassa neste ano. Em 2008, tanto o Centro quanto o Sul atingiram o nível *excelente*, neste caso o GF **K** (fator F = 4) foi responsável pela contribuição de mais de

50% da biomassa no ano, aqui representadas por espécies coloniais de cianobactérias picoplantônicas, não formadoras de floração (REYNOLDS et al., 2002). No último ano do estudo, todas as três regiões da Lagoa Mangueira obtiveram o ranque de *médio* no Índice Q, os GFs do Norte e Sul com maiores valores de fator F tiveram quedas em suas produtividades, enquanto no Centro, o GF **M** teve outra grande contribuição.

Estudos de diferentes partes do globo (BECKER et al., 2010; BECKER; HUSZAR; CROSSETTI, 2009; BELKINOVA et al., 2014; CROSSETTI; BICUDO, 2008; DEMIR; FAKIOĞLU; DURAL, 2014; WANG et al., 2011) têm mostrado que o Índice Q é uma ferramenta útil e confiável para realização de monitoramentos do estado ecológico de lagos e reservatórios ao longo de tempo. Isso se deve ao fato desse índice levar em consideração a biomassa do grupo funcional e seu valor como assembleia pristina (fator F), ao contrário do IET que é influenciado por fatores abióticos, que também se mostrou uma ferramenta útil e confiável.

6. Considerações Finais

A comunidade fitoplanctônica contribuiu de forma eficiente para que fosse possível a classificação de estado ecológico da Lagoa Mangureira. As informações extraídas das algas permitem fazer o monitoramento ecológico ao longo do tempo e assiste na tomada de decisões visando a conservação desses ambientes.

Para a Lagoa Mangureira, o Índice Q se mostrou eficaz para determinar o estado trófico da lagoa, que se manteve em um bom estado ecológico apesar da entrada e saída de água do seu sistema devido a orizicultura. Para melhor leitura do Índice Q, porém, é importante o acompanhamento, também, de variáveis abióticas e do uso de Índices de Estado Trófico.

Políticas públicas, como o Water Framework Directive, são importantes para a sensibilização do dever de monitorar-se o estado ecológico de corpos d'água para a conservação dos mesmos e despertar para ações sustentáveis de uso desse recurso essencial para a manutenção da vida.

Referências Bibliográficas

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [s. l.], v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

APHA; AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for Examination of Water and Waste Water**. 18th. ed. Washington: Byrd Prepress Springfield, 1992.

ARIAS, A. R. L. et al. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 61–72, 2007.

AYLWARD, B.; BANDYOPADHYAY, J.; BELAUSTEGUIGOTIA, J.-C. Freshwater Ecosystem Services. In: HASSAN, R.; SCHOLLES, R.; ASH, N. (Eds.). **Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends**. [s.l.] : Island Press, 2005. p. 213–255.

BECKER, V. et al. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. **Water Research**, [s. l.], v. 44, n. 11, p. 3345–3354, 2010.

BECKER, V.; HUSZAR, V. L. M.; CROSSETTI, L. O. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 628, n. 1, p. 137–151, 2009.

BELKINOVA, D. et al. Phytoplankton based assessment of ecological status of Bulgarian lakes and comparison of metrics within the water framework directive. **Applied Ecology and Environmental Research**, [s. l.], v. 12, n. 1, p. 83–103, 2014.

BICUDO, D. C. et al. REMOÇÃO DE *Eichhornia crassipes* EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL RASO E SUAS IMPLICAÇÕES NA CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA DO SISTEMA: ESTUDO DE LONGA DURAÇÃO NO LAGO DAS GARÇAS, SÃO PAULO, BRASIL. **EUTROSUL: Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle**, [s. l.], p. 413–438, 2006.

CAIRNS, J.; PRATT, J. R. A History of Biological Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Eds.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. [s.l.] : CRC Press, 1993. p. 10–27.

ÇELEKLI, A.; ÖZTÜRK, B. Determination of ecological status and ecological preferences of phytoplankton using multivariate approach in a Mediterranean reservoir. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 740, n. 1, p. 115–135, 2014.

CHARPENTIER, C.; TABASH, F. C. Variaciones en la diversidad de la comunidad bentónica del sedimento. Un indicador biológico del estado de contaminación de los ríos de la subregión de Heredia, Costa Rica. **Uniciencia**, [s. l.], v. 5, p. 69–76, 1988.

CROSSETTI, L. O. et al. Is phytoplankton functional classification a suitable tool to investigate spatial heterogeneity in a subtropical shallow lake? **Limnologica**, [s. l.], v. 43, n. 3, p. 157–163, 2013. Disponible en: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2012.08.010>>

CROSSETTI, L. O.; BICUDO, C. E. de M. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): The assemblage index application. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 610, n. 1, p. 161–173, 2008.

CROSSETTI, L. O.; STENGER-KOVÁCS, C.; PADISÁK, J. Coherence of phytoplankton and attached diatom-based ecological status assessment in Lake Balaton. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 716, n. 1, p. 87–101, 2013.

DEMIR, A. N.; FAKIOĞLU, Ö.; DURAL, B. Phytoplankton functional groups provide a quality assessment method by the Q assemblage index in Lake Mogan (Turkey). **Turkish Journal of Botany**, [s. l.], v. 38, n. 1, p. 169–179, 2014.

FONSECA, B. M. de M.; BICUDO, C. E. Phytoplankton seasonal and vertical variations in a tropical shallow reservoir with abundant macrophytes (Ninféias Pond, Brazil). **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 665, n. 1, p. 229–245, 2011.

FRAGOSO, C. R. et al. Modelling spatial heterogeneity of phytoplankton in Lake Mangueira, a large shallow subtropical lake in South Brazil. **Ecological Modelling**, [s. l.], v. 219, n. 1–2, p. 125–137, 2008.

HERRERA-PAZ, D. L.; NUEZ, D. de La; VALERO-RODRÍGUEZ, J. M. Algae Communities as Bioindicators of Environmental Quality on a Rocky Shore of Mediterranean (S . E . Iberian Peninsula). **Revista de Ciencias - Universidad del Valle**, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 25–40, 2015.

HILLEBRAND, H. et al. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic

- microalgae. **Journal of Phycology**, [s. l.], v. 35, p. 403–424, 1999.
- JESPERSEN, A. M.; CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. **Archiv für Hydrobiologie**, [s. l.], v. 109, p. 445–454, 1987.
- KOLKWITZ, R.; MARSON, M. Ecology of saprobien animals. International review of the total. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 2, p. 126–152, 1909.
- KUMARI, P. et al. A Biomonitoring of Plankton to Assess Quality of Water in the Lakes of Nagpur City. **12th World Lake Conference**, [s. l.], p. 160–164, 2008.
- LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Universidade de São Paulo, [s. l.], 2004.
- LEWIS JR., W. M. A revised classification of lakes based on mixing. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, [s. l.], v. 40, p. 1779–1787, 1983.
- LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting - Citation Classic. **Hidrobiologia**, [s. l.], v. 11, p. 143–170, 1958.
- MILANEZI, A. C. M. **Avaliação do perfil de resistência a antifúngicos de leveduras isoladas do Arroio Dilúvio em Porto Alegre**. 2016. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, [s. l.], 2016. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000994832&loc=2016&l=5b431d6a0fd6f184>>
- MOLINA-NAVARRO, E. et al. Phytoplankton and suitability of derived metrics for assessing the ecological status in a limno-reservoir, a Water Framework Directive nondefined type of Mediterranean waterbody. **Lake and Reservoir Management**, [s. l.], v. 30, n. 1, p. 46–62, 2014.
- MOTTA-MARQUES, D. M. L. da M. et al. O sistema hidrológico do Taim. In: TABARELLI, M. et al. (Eds.). **PELD - CNPq: dez anos do Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração do Brasil: achados, lições e perspectivas**. [s.l.] : Editora Universitária UFPE, 2013. p. 200–224.
- NISHIMURA, P. Y.; MOSCHINI-CARLOS, V.; POPÊO, M. O estudo fitoplâncton

com base nos grupos funcionais: Origens e um vislumbre sobre seu futuro. In: POMPÊO, M. et al. (Eds.). **Ecologia de reservatórios e interfaces**. [s.l.] : Universidade de São Paulo, 2015. p. 120–131.

OECD; ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control**. [s.l.] : Oecd Publishing, 1982.

OSTAPCZUK, P. et al. Mussels and algae as bioindicators for long-term tendencies of element pollution in marine ecosystems. **Chemosphere**, [s. l.], v. 34, n. 97, p. 2049–2058, 1997.

PADISÁK, J. et al. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the water framework directive: The assemblage index. **Hydrobiologia**, [s. l.], v. 553, n. 1, p. 1–14, 2006.

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**, [s. l.], v. 621, n. 1, p. 1–19, 2009.

PASZTALENIEC, A.; PONIEWOZIK, M. Phytoplankton based assessment of the ecological status of four shallow lakes (Eastern Poland) according to Water Framework Directive - a comparison of approaches. **Limnologica**, [s. l.], v. 40, n. 3, p. 251–259, 2010.

REGINATTO, V. **Avaliação do ensaio de toxicidade com a alga *Scenedesmus subspicatus* para o estudo de efluentes industriais**. 1998. Universidade Estadual de Campinas, [s. l.], 1998.

REYNOLDS, C. S. et al. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, [s. l.], v. 24, n. 5, p. 417–428, 2002.

SILVA, A. M. Da et al. Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, estado do Paraná). **Acta Botanica Brasilica**, [s. l.], v. 24, n. 4, p. 997–1016, 2010.

TOLEDO JR., A. P. et al. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: 1983, Camboriú. **Anais...** Camboriú: 12º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental,

1983.

TOLEDO JR., A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de regiões quentes tropicais**. São Paulo.

UNESCO. **Água e emprego Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos**. [s.l: s.n.].

UNESCO. **Soluções baseadas na Natureza para a gestão da água Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos**. [s.l: s.n.].

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. **SIL Communications**, [s. l.], v. 9, n. 1, p. 1–38, 1958. Disponível em: <<https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/05384680.1958.11904091>>

WANG, L. et al. Phytoplankton development and ecological status during a cyanobacterial bloom in a tributary bay of the Three Gorges Reservoir, China. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 409, n. 19, p. 3820–3828, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.041>>

WATER FRAMEWORK DIRECTIVE. **Directive 2000/60/ec of the European Parliament and of the Council 22.12.2000**, Official Journal of the European Communities, 2000.