



Composição taxonômica e funcional da comunidade fitoplanctônica como bioindicadora das condições ambientais em riachos

Pedro Henrique Francisco de Oliveira¹ (IC)*, Karine Borges Machado² (PG), Pedro Paulino Borges¹ (PG), Ruan Faquim¹ (PG), Rafaela Carvalho Neves¹ (IC), Amanda Zapacosta Mazali¹ (PG), Carlos Filipe Camilo Cotrim¹ (PG), João Carlos Nabout¹ (PQ)

*pedroecology@gmail.com

¹Universidade Estadual de Goiás (UEG) – Câmpus de Ciências Exatas e Tecnológicas, Henrique Santillo, Anápolis, GO.

²Universidade Federal de Goiás (UFG) – Instituto de Ciências Biológicas, Goiânia, GO.

Resumo: A compreensão dos fatores que resultam em mudanças na composição das comunidades biológicas em um gradiente ambiental, é relevante para inferir possíveis impactos a esse meio, assim como na qualidade dos corpos d'água. Desta maneira, organismos sensíveis a alterações ambientais, como é o caso da comunidade fitoplactônica, podem refletir através da composição taxonômica e funcional às características tróficas de distintos corpos d'água. O presente estudo foi realizado com o objetivo de identificar as espécies, grupos funcionais (**RGF**) e morfo-funcionais (**MBFG**) encontrados em riachos com diferentes graus de impacto antrópico do Cerrado, e ainda determinar espécies e grupos funcionais indicadores das diferentes condições ambientais desses riachos. A partir da amostragem de 20 riachos, sendo os ambientes aquáticos no interior da FLONA de Silvânia representando áreas preservadas, enquanto aqueles em seu entorno, contemplando paisagens impactadas. Foram encontradas 68 espécies de algas, sendo a classe Chlorophyceae a mais expressiva, e uma predominância de riachos com características ultra-oligotróficas. Contudo, de forma geral, verificamos que a maior parte das espécies, grupos funcionais e morfo-funcionais não atuam como indicadores do estado trófico nos riachos amostrados do Cerrado.

Palavras-chave: Fitoplâncton. Grupos Funcionais. Cerrado. Lótico. IET.

Introdução

A ação antrópica nos ecossistemas aquáticos acarreta recorrentes impactos ambientais, que inclui o declínio da biodiversidade (STRAYER & DUDGEON, 2010). A compreensão dos fatores que resultam em mudanças na composição das comunidades biológicas em um gradiente ambiental é relevante para inferir possíveis impactos a esse meio, assim como na qualidade da água (CARDOSO et al. 2016). A partir disso, organismos bioindicadores sensíveis a alterações ambientais, podem refletir através da composição taxonômica e funcional possíveis alterações nos ecossistemas (OLIVEIRA, 2017; BARBOSA, 2015).



Com isso, um grupo de organismos que expresse uma rápida resposta as variações ambientais, como é o caso da comunidade fitoplactônica, será efetivo como um bioindicador (VITERI-GARCES, CHALEN-MEDINA, CEVALLOS-REVELO, 2017; MARQUES, AMÉRICO-PINHEIRO, 2017). Esses organismos microscópicos autotróficos são a base para a cadeia trófica em distintos ambientes aquáticos, situando-se na coluna d'água, apresentam-se como efetivos sensores biológicos seja em ambientes lênticos, como reservatórios, barragens e/ou lagos artificiais (REYNOLDS, 1984; LUCAS et al. 2015) da mesma forma que em ambientes lóticos, como por exemplo, rios e riachos (CARDOSO et al. 2017).

Outra abordagem utilizada em estudos de biomonitoramento é agrupar as espécies em grupos funcionais ou morfo-funcionais. Essa estratégia permite compreender como espécies diferentes, mas pertencentes a um mesmo grupo, respondem similarmente a condições ambientais (REYNOLDS et al. 2002; KRUK, et al. 2010). Tais grupos funcionais (RFG), através de caracteres morfológicos, buscam alocar espécies que refletem funções similares nos ecossistemas aquáticos (KRUK, et al. 2010). Enquanto os grupos morfo-funcionais (MBFG), pressupõe o agrupamento de espécies de acordo com às tolerâncias ambientais semelhantes (REYNOLDS, et al. 2002; DIAS & HUSZAR, 2011).

Desta maneira, a utilização de tais grupos torna-se recorrente em abordagens para compreensão da dinâmica da comunidade fitoplanctônica, seja em ambientes lóticos ou lênticos, como também, para possíveis caracterizações de índices de estado trófico em distintos corpos d'água (BATISTA & FONSECA, 2018; PINEDA et al. 2017; ZANCO et al. 2017). Assim, o presente estudo tem como objetivo identificar as espécies, grupos funcionais (**RGF**) e morfo-funcionais (**MBFG**) (REYNOLDS et al. 2002 e KRUK et al. 2010) encontrados em riachos com diferentes graus de impacto antrópico do Cerrado, e ainda determinar espécies e grupos funcionais indicadores das diferentes condições ambientais desses riachos.

Material e Métodos

- *Área de Estudo*

O presente estudo foi realizado na porção leste do Estado de Goiás, no município de Silvânia, na Floresta Nacional de Silvânia (FLONA de Silvânia). Sendo uma Unidade de Conservação (UC) com ênfase na exploração sustentável de florestas nativas (Lei 9.985/2000), foram selecionados 20 pontos amostrais com diferentes graus de impacto antrópico. Os ambientes aquáticos no interior da FLONA de Silvânia representam áreas preservadas, enquanto aqueles em seu entorno, contemplam paisagens impactadas.

- *Coleta e identificação do material biológico*

As amostras foram coletadas em um único período amostral, na superfície do corpo d'água, em um total de 20 riachos. Para o estudo quantitativo foram coletadas amostras de 100 mL condicionadas em frascos escuros, fixados com solução de lugol-acético modificada (VOLLENWEIDER, 1974) e estocadas no escuro.

A densidade do fitoplâncton foi estimada pelo método de Utermöhl (1958) em microscópio invertido Zeiss Axiovert25 de 400 aumentos, com tempo de sedimentação de pelo menos três horas para cada centímetro de altura da câmara (MARGALEF, 1983), sendo essa de 5 mL. Em relação a classificação dos grupos funcionais, e morfo-funcionais, essa baseou-se nos grupos pré-estabelecidos por Reynolds et al. 2002 adaptado por Padisák et al. 2009 e Kruk et al. 2010.

Para cada ponto amostral foram coletadas informações ambientais locais (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, nutriente, fosforo total e clorofila-a) e informações da paisagem (tipo de uso do solo na região do entorno da coleta). Essas informações foram obtidas por imagem de satélite e indicaram a proporção da paisagem com vegetação remanescente, uso agrícola ou pastagem.

- *Análise de Dados*

Utilizamos o índice IndVal (Indicator Value Analysis, DUFRÊNE & LEGENDRE, 1997) para verificar se a densidade de espécies, grupos funcionais (RFG)(REYNOLDS et al. 2002) e grupos morfo-funcionais (MBFG) (KRUK et al. 2010) atuam como indicadores do estado trófico dos riachos avaliados. Esse indicador possibilita a associação de um grupo ou espécie a um tipo de estado trófico (IET) apresentado pelo ponto amostrado (riacho). Foram considerados como

indicadores de estado trófico, espécies ou grupos que apresentam o maior valor de IndVal para estado trófico e valor de $P < 0.05$.

A classificação do estado trófico de cada ponto amostral foi realizada a partir de dois índice de estado trófico (IET) com base nas concentrações de fósforo total (PT) de cada riacho, baseado na formula $(IET = 10 * (6 - ((0.42 - 0.36 * (\ln PT) / \ln 2)) - 20)$, em unidades de $\mu\text{g/L}$ com base nos índices de Lamparelli (2004) como também OECD (1982) (ZANCO et al. 2017). O cálculo do índice IndVal para às espécies como também dos grupos RFG e MBFG foi realizado através do pacote *labdsv*, com base na função *indval*, sendo todos os dados log transformados ($\log + 1$), a título de padronização. Todas análises foram realizadas através do *software* R 3.4.1 (R Development Core Team).

Resultados e Discussão

Foram encontradas 68 espécies de algas, sendo a classe Chlorophyceae a mais expressiva, com um total de 2801,12 (Ind/mL). As classes Pedinophyceae e Trebouxiophyceae apresentaram a menor densidade de indivíduos, 5,59 (Ind/mL) (Figura 1).

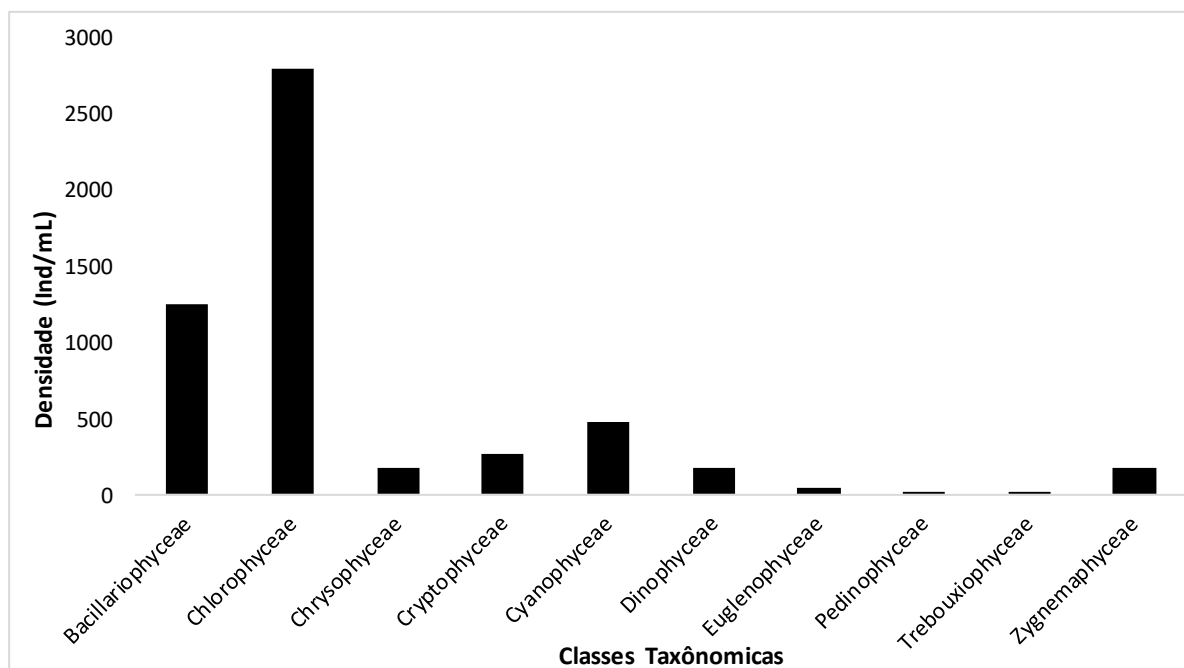


Figura 1. Densidade das classes taxonômicas em relação aos 20 riachos amostrados.

A partir dos Índices de Estado Trófico (IET) Lamparelli (2004) e OECD (1982) resultados com base no fósforo total (PT), uma alta produtividade característica do estado trófico eutrófico ($59 \mu\text{g/L} < \text{IET} = 63 \mu\text{g/L}$; $35 \mu\text{g/L} > 100 \mu\text{g/L}$) foi divergente somente entre o riacho 14, sendo esse caracterizado como Mesotrófico segundo o IET de Lamparelli (2004) (Tabela 1). Entretanto, a produtividade intermediária apresentada pelo estado Mesotrófico pode possivelmente implicar na qualidade da água como também nas comunidades biológicas, até mesmo, chegando a níveis elevados de trofia.

Uma vez que, níveis elevados de trofia podem refletir no aumento da turbidez do corpo d'água resultando em déficits na integridade biológica do mesmo, podendo refletir em outros grupos taxonômicos como o Zooplâncton em riachos (CORDEIRO et al. 2016). Em relação a caracterização de riachos ultra-oligotróficos, não temos a equivalência entre os IET somente entre o riacho 13, sendo caracterizado como oligotrófico na classificação OECD (1982), desta maneira, uma baixa produtividade primária, entretanto, com uma quantidade de nutrientes significativa sem interferência no uso da água (Tabela 1).

Já os riachos classificados como Mesotróficos segundo o IET OECD (1982) apresentam divergência entre a caracterização de IET Oligotrófico de acordo com o IET de Lamparelli (2004), podendo ser atribuído a tal fato a concentração de PT como limiar para caracterização de cada IET. Entretanto, o crescente aumento na produtividade apresentada por essa divergência já é um indicio para medidas de controle e biomonitoramento em relação a tais corpos d'água.

Tabela 1. Classificação dos riachos com base nos IET

Riachos	IET Lamparelli (2004)	IET OECD (1982)
1	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
2	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
3	Oligotrófico	Mesotrófico
4	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
5	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
6	Oligotrófico	Mesotrófico
7	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
8	Eutrófico	Eutrófico
9	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
10	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
11	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
12	Eutrófico	Eutrófico



13	Ultra-Oligotrófico	Oligotrófico
14	Mesotrófico	Eutrófico
15	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
16	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
17	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
18	Oligotrófico	Mesotrófico
19	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico
20	Ultra-Oligotrófico	Ultra-Oligotrófico

Quando correlacionado, a partir do índice IndVal, às espécies e grupos funcionais (RFG/MBFG) com os índices de estados tróficos (LAMPARELLI, 2004; OECD, 1982) apresentados pelos ambientes lóticos amostrados, tais grupos e espécies da comunidade fitoplanctônica, de forma geral, não são indicadores de estado trófico. De forma sistemática, ou seja, que atenda tanto a classificação do IET de Lamparelli (2004) e OECD (1982), a comunidade não responde como significativa norteadora de estado trófico nos riachos amostrados. Uma vez que, diferentes espécies e grupos (RFG/MBFG) mostram-se significativos para às distintas classificações de IET, resultando em uma incerteza ao admitir os mesmos como efetivos para tal abordagem.

A exemplo desse resultado temos espécies do gênero *Pinnularia* spp. como sendo possivelmente indicadora de ambientes eutróficos ($P=0,01$), juntamente com a espécie *Crucigenia quadrata* (Morren 1830) indicadora de ambientes mesotróficos ($P=0,04$), segundo o IET de Lamparelli (2004). Quanto ao índice OECD, as espécies *Cryptomonas marssonii* (SKUJA, 1948) e *Peridinium* spp. mostram-se possíveis indicadoras de ambientes oligotrófico ($P=0,02$) e eutróficos ($P=0,01$), respectivamente. Contudo, as características observadas a partir dos índices de estado tróficos, apresentam de forma geral a predominância de ambientes ultra-oligotróficos com ausência de espécies específicas e grupos para esses corpos d'água.

No presente estudo nós buscamos analisar espécies e grupos funcionais (RFG), como também morfo-funcionais (MBFG), da comunidade fitoplanctônica em distintos riacho do Cerrado. Com o intuito de correlaciona-los a indicativos de estado trófico para fins de controle da integridade das comunidades biológicas. Ao passo que, de forma geral, tais espécies como também os grupos (REYNOLDS, et



al. 2002 e KRUK, et al. 2010) não são indicadores de estado trófico nos riachos amostrados.

Esse resultado pode ser atribuído a forte dispersão dos organismos das comunidades aquáticas (OSÓRIO et al. 2017), propiciando assim uma baixa densidade das espécies por riacho, já que tais organismos distribuem-se de forma continua por conta da sua fácil dispersão. Porém, essa é uma característica dificilmente de ser mensurada (NABOUT et al. 2009). Estudos de metacomunidade associados ao fitoplâncton apresentam tanto eventos de neutralidade quanto associados ao nicho, significativos para estruturação dessa comunidade (RIBEIRO, 2016; MORESCO, 2016), atribuindo tanto ao ambiente (MACHADO et al. 2016) quanto ao espaço (BARTOLINE et al. 2017) relevância na sua dinâmica.

De acordo com Wetzel (1983) o perifiton compõe-se de uma microbiota bacteriana, fatores inorgânicos e a ocorrência de algas microscópicas. Em contrapartida, uma abordagem mais específica caracteriza esse grupo de organismos como algas perifíticas aderidas ao substrato (MORENO & RAMÍREZ, 2013). Dessa maneira, características encontradas em ambientes lóticos, propiciando alta dinâmica na comunidade de algas (FELISBERTO, RODRIGUES, LEANDRINI, 2001), possa atuar no desprendimento de algas perifíticas resultando em um subconjunto disperso no fitoplâncton. Sobretudo, com alta dispersão.

Considerando a pequena escala geográfica utilizada, e a ampla capacidade de dispersão do fitoplâncton, ambas podem ter promovido o resultado encontrado no presente trabalho (RIBEIRO, 2016). Ou seja, apesar das variações ambientais entre os pontos amostrados e suas características únicas, como também a unidirecionalidade, mesmo que sejam considerados como “ótimos” para certas espécies (p. ex. eutrófico) não limitaram a ocorrência de outras, atribuindo esse resultado ao efeito de massa (BRAGA, 2017; MORESCO, 2016). Entretanto, a atuação da dispersão como filtro para limitação e ocorrência, permanece como uma incógnita para comunidades de microrganismos aquáticos, sobretudo para comunidade fitoplactônica (HUSZAR et al. 2015).

Considerações Finais





Neste estudo, verificamos que de forma geral espécies, grupos funcionais e morfo-funcionais não atuam como indicadores do estado trófico nos riachos de Cerrado amostrados. Portanto, estudos que busquem o entendimento dessa mesma comunidade como um indicador de integridade das comunidades biológicas, como também reflexo de mudanças na qualidade da água, mostra-se importante para possíveis abordagens no quesito do biomonitoramento, como também para conhecimento da diversidade funcional e taxonômica desses riachos.

Agradecimentos

Ao CNPq pelo auxílio concedido pela bolsa de Iniciação Científica a Pedro Henrique F. de Oliveira e pelo apoio financeiro para o desenvolvimento do projeto. João Carlos Nabout ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisa. Karine Borges Machado agradece a CAPES pela bolsa de doutorado.

Referências

BARBOSA, C.C. **Aplicação da modelagem ecológica como foco na dinâmica do fitoplâncton para avaliação da qualidade da água do lago Paranoá - DF.** Dissertação. Universidade de Brasília – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Brasília, DF: 2015.

BATISTA, B.D.; FONSECA, B.M. **Fitoplâncton da região central do Lago Paranoá (DF): uma abordagem ecológica e sanitária.** Eng. Sanit Ambient., v.23, n.2 ,mar-abr, p.229-24: 2018.

BRAGA, C.; DE OLIVEIRA, J.A.; CERQUEIRA. **Metacomunidades: uma introdução aos termos e conceitos.** Oecologia Australis, v. 21, n. 2: 2017.

CARDOSO, A.S.; MARWELL, D.T.B.; SOBRAL, M.C.M.; MELO, G.L.; CASÉ, M.C.C. **Análise da presença do fitoplâncton em bacia integrante do Projeto de Integração do Rio São Francisco, região semiárida, Nordeste brasileiro.** Eng. Sanit Ambient. Bahia: 2017.

DIAS, J.B.; HUSZAR, V.L.M. **O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental.** Oecologia Australis, v. 15, n. 4, p. 799-834: 2011.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. **Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach.** Ecological Monographs. v. 63, n. 2, p.345-366: 1997.



Gomes C. G.; Guedes, N.M.; Kisaka, T.B.; Nardoto, G. B. **Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil.** *Amb. & Água-An. Interdisciplinary Journal of Applied Science.* v.11, n.3: 2016.

GOULART, M.D.; CALLISTO, M. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental.** *Revista da FAPAM*, v.2, n.1, p.156-164: 2003.

HUSZAR, V. L.; NABOUT, J. C.; APPEL, M. O.; SANTOS, J. B.; ABE, D. S.; SILVA, L. H. **Environmental and not spatial processes (directional and non-directional) shape the phytoplankton composition and functional groups in a large subtropical river basin.** *Journal of Plankton Research*, v.37, n.6, p.1190-1200: 2015.

KRUK, C.; HUSZAR, V.L.; PEETERS, E.T.H.M.; BONILLA, S.; COSTA, L.; LURLING, M.; REYNOLDS, C.S.; SCHEEFER, M. **A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton.** *Freshwater Biology.* V.55, p. 614-627: 2010.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo: 2004.

MACHADO, K. B.; TERESA, F. B.; VIEIRA, L. C. G.; HUSZAR V. L. D. M.; NABOUT, J. C. **Comparing the effects of landscape and local environmental variables on taxonomic and functional composition of phytoplankton communities.** *Journal of Plankton Research*, v.38, n.5, p.1334-1346: 2016.

MARQUES, S. M.; AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P. **Algas como bioindicadores da qualidade da água.** *Revista Científica ANAP Brasil*, v. 10, n. 19: 2017.

MORENO, Y.M; RAMÍREZ, A.N. J. **Estado del arte del conocimiento sobre perifiton en Colombia.** *Revista Gestión y Ambiente.* v. 16, n.3, p.91-117: 2013.

MORESCO, G. A. Quais fatores governam a riqueza fitoplanctônica de lagos de inundação em um gradiente latitudinal?. Dissertação. **Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá:** 2016

NABOUT, J. C.; SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; Nogueira, I. D. S. **No evidence for environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities.** *Acta Oecologica*, v. 35, n.5, p.720-726: 2009.

OLIVEIRA, D.N. Levantamento de bioindicadores de degradação ambiental. Monografia. **Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – Departamento de Ciências do Meio Ambiente – DCMA**. Três Rios - RJ, fev.: 2017.

OSÓRIO, N. C.; LUDWIG, T. V.; THEMARIN, P.I.; RODRIGUES, L. **Gomphonema Ehrenberg (Bacillariophyceae) in a lotic environmental of the Upper Paraná River Floodplain, Brazil**. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, v. 39, n. 2, p. 135 : 2017.

PINEDA, A.; MORESCO, G. A.; PAULA, A. C. M. D.; NOGUEIRA, L. M.; IATSKIU, P.; SOUZA, Y. R. D.; RODRIGUES, L. C. **Rivers affect the biovolume and functional traits of phytoplankton in floodplain lakes**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 29: 2017.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; FLORES-NASELLI, L.; MELO, A.S. **Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton**. *Journal of Plankton Research*. v. 24, n.5, p. 417-428: 2002.

RIBEIRO, K.A.F. **Variabilidade espacial e padrões de coexistência do fitoplâncton em lagoas costeiras do sul do Brasil**. Dissertação. Instituto de Biociência - Universidade Federal do Rio Grande do Sul: 2016.

STRAYER, D.L.; DUDGEON, D. **Freshwater biodiversity conservation: recente progress and future challenges**. *Journal of the North American Benthological Society*. v.21, n.1, p. 344-358: 2010.

UTERMÖHL, H. **Zur vervollkommnung der continuousn phytoplankton-methodik**. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 9, p.1–38: 1958.

VITERI-GARCÉS, M.I.; CHALEN-MEDINA, J.A.; CEVALLOS-REVELO, Z.L. **Determinación de bioincadores y protocolos de la calidad de agua em el embalse de la Central Hidroeléctrica Baba**. *Revista Científica Dominio de Las Ciencias*. v.3, n.3, p. 628-646, jun.: 2017.

VOLLENWEIDER, R.A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorous as factor in eutrophication. Paris, 1968: **Report OECD**.

WETZEL, R.G. **Opening remarks**. In: **Wetzel, R.G. Periphyton of freshwater ecosystems: Proceedings of the First International Workshop on Periphyton of Freshwater Ecosystems**. 1 ed. Boston: The Hague. Dr. F. Junk, p.3-4: 1983.

ZANCO, B. F.; PINEDA, A., BORTOLINI, J. C.; JATI, S.; Rodrigues, L. C. **Phytoplankton functional groups indicators of environmental conditions in floodplain rivers and lakes of the Paraná Basin**. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 29: 2017.