



UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
Programa de Pós-Graduação em
Sustentabilidade Socioeconômica Ambiental
Mestrado Profissional



CRIAÇÃO DE ÍNDICE PLÂNCTON-BENTÔNICO PARA AVALIAÇÃO DA
QUALIDADE DE ÁGUA NO RESERVATÓRIO DE VOLTA GRANDE – MG/SP

Gizele Cristina Teixeira de Souza

Ouro Preto, MG

2017

GIZELE CRISTINA TEIXEIRA DE SOUZA

**CRIAÇÃO DE ÍNDICE PLÂNCTON-BENTÔNICO PARA AVALIAÇÃO DA
QUALIDADE DE ÁGUA NO RESERVATÓRIO DE VOLTA GRANDE – MG/SP**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade Socioeconômica Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade Socioeconômica Ambiental

Área de Concentração: Sustentabilidade

Orientadora: Profa. Dra. Vera Lúcia de Miranda Guarda

Co-orientadora: Profa. Dra. Sofia Luiza Brito

Ouro Preto, MG

2017

“Trabalhar com sustentabilidade
É plantar um presente que garanta a subsistência das novas gerações
Num planeta que pede socorro e se aquece a cada dia.
Pois melhor que plantar árvores, despoluir rios, proteger animais,
É semear a consciência de que a garantia da vida é respeitar as fronteiras da natureza.”

Nildo Lage

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus por ter me dado força, ânimo e disposição para que eu pudesse completar mais uma etapa da minha vida.

Ao projeto P&D GT 486 Cemig/HidroEX – Pesquisa, Controle de Qualidade de Água e Revitalização do Rio Grande, pelo financiamento deste estudo e pela bolsa de pesquisa.

Especialmente ao meu esposo Advaldo e minha filha Danielly pelo apoio, paciência e compreensão em momentos dedicados aos estudos.

Aos meus pais Sra. Elena e Sr. José pelo incentivo, apoio e valorização dos estudos.

A minha mãe, minhas irmãs e cunhadas pelo cuidado dedicado a minha filha nos dias em que eu estava ausente devido às aulas.

A minha co-orientadora e grande amiga Dra. Sofia Luiza Brito pela paciência, apoio, companheirismo, correções e orientação.

A minha querida orientadora Dra. Vera Lúcia de Miranda Guarda pela orientação, correções e apoio na realização deste trabalho.

Aos amigos que encontrei durante o curso.

Aos professores funcionários da UFOP e Fundação UNESCO/HidroEX pela dedicação e empenho durante o curso.

Por fim, aos meus amigos e familiares, pela compreensão nos momentos de dedicação aos estudos e a todos que contribuíram direta ou indiretamente para que este sonho fosse realizado, meu eterno AGRADECIMENTO.

RESUMO

O presente trabalho teve por objetivo criar um índice de integridade biótica para reservatórios, integrando os compartimentos coluna d'água e sedimento através da utilização de parâmetros das comunidades zoobentônica, zooplancônica e fitoplancônica. A rede de amostragem foi composta por três transectos, cada um com três pontos (calha central e margens). No período de abril de 2013 a maio de 2015, nove campanhas de amostragem foram realizadas. Os dados físicos e químicos foram obtidos em paralelo com a coleta de amostras das comunidades biológicas. Os atributos de cada comunidade foram selecionados por meio de Análise de Componentes Principais, e submetidos à estatística descritiva de percentis para determinar os biocritérios (limites de cada classe). As características físicas e químicas e o índice de estado trófico classificam o reservatório de Volta Grande como pouco degradado e oligotrófico. Os fitoflagelados da classe Cryptophyceae foram os que mais contribuíram para a densidade, seguidos pelas classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae. De acordo com o Coeficiente Múltiplo, as espécies associadas a ambientes enriquecidos, indicaram o ambiente como eutrofizado. Quanto à densidade do zooplâncton, não foi observado um padrão espacial em relação à densidade total de organismos, entretanto, temporalmente os períodos secos exibiram os valores mais elevados nos transectos estudados. A razão Calanoida/Cyclopoida classificou a maioria das amostras do transecto 5 como oligotróficas, enquanto os transectos 3 e 4, foram classificados como meso-eutróficos. Para os macroinvertebrados, a maior riqueza de táxons foi observada nas margens, com exceção do ponto 4C, que recebe o rio do Carmo, tributário do reservatório de Volta Grande com a maior área de drenagem e com altas cargas de matéria orgânica e de sólidos. Maiores valores de abundância também foram observados nas margens, o ponto 4B apresentou os valores mais altos chegando a 617 e 408 organismos, seguido do ponto 3C, com 359 organismos. A grande abundância de filtradores e raspadores indica que há aumento progressivo no grau de trofia e grande quantidade de matéria orgânica particulada fina na água servindo de alimento para estes grupos. O índice BMWP apresentou valores entre 1 e 29 para as comunidades do reservatório de Volta Grande, classificando os pontos como ruim ou muito ruim. Após a criação do Índice Plâncton-Bentônico, o mesmo foi aplicado para o reservatório de Volta Grande, classificando o ambiente como Regular e Ruim, principalmente devido à comunidade bentônica que reflete os impactos como a introdução de espécies exóticas e a degradação da estrutura física do habitat. A maior vantagem ao realizar uma abordagem multimétrica é a capacidade de agregar diversos dados de uma comunidade para classificar de uma forma mais

ampla o grau de poluição do ambiente, mantendo a informação originada das métricas individuais. A criação de um índice, com a avaliação simultânea dos dois principais compartimentos que determinam o funcionamento do ecossistema aquático, forneceu um retrato mais detalhado e preciso, já que reflete alterações ambientais de curto prazo (registradas pelo plâncton) e de longo prazo (zoobentos).

Palavras -chave: Índice Plâncton-Bentônico, Índice de Integridade Biótica, Reservatórios, Avaliação Ambiental, Coluna D'água, Sedimento

ABSTRACT

The aim of this study was to create a Index of Biotic Integrity for reservoirs, integrating the compartments of water column and sediment through the use of parameters of zoobenthic, zooplankton and phytoplankton communities. The sampling network was composed of 3 transects, each one with three stations (central channel and margins). From April 2013 to May 2015, nine sampling periods were collected. The physical-chemical parameters were obtained together with collection of samples from biological communities. The attributes of each community were selected through Principal Component Analysis, and subjected to descriptive statistics of percentile to determine the biocriterio (limits of each class). The physical and chemical parameters and Trophic StateIndex classify Volta Grande reservoir as poorly degraded and oligotrophic. Criotofice an phytoflagellates were the ones that most contributed to density, followed by the classes Bacillariophyceae and Chlorophyceae. According to the Multiple Coefficient, these species associated with enriched environments indicated the eutrophy. Regarding to the zooplankton density, a spatial pattern was not observed in total density of organisms, however, the dry periods showed the highest values in the studied transects. The Calanoida/Cyclopoida Ratio classified most of samples in transect 5 as oligotrophic, while transects 3 and 4 were classified as meso-eutrophic. For benthic macroinvertebrates, the greatest richness of taxa was observed in the margins, except for station 4C, which receives the Carmo river, tributary of the Volta Grande reservoir with the largest drainage area and with higher organic matter and solid loads. Higher values of abundance were also observed in the margins, and station 4B showed the highest values reaching 617 and 408 organisms, followed by station 3C, with 359 organisms. The higher abundance of filters and grazers indicates that there is a progressive increase in eutrophication and a higher quantity of fine particulate organic matter in water serving as food resource for these groups. The BMWP index presented values between 1 and 29 for the communities of the Volta Grande reservoir, classifying the stations as bad or very bad. The new Plankton-Benthonic Index was applied to Volta Grande reservoir, classifying the environment as Regular and Bad, mainly due to the benthic community that reflects the impacts such as the introduction of exotic species and degradation of physical structure of the habitat. The main advantage of a multimetric approach is the ability to aggregate several data from a community to classify widely the degree of environmental pollution, considering the information from individual metrics. The creation of an new index, with simultaneous assessment of two main

compartments that determine the functioning of the aquatic ecosystem, provided a more detailed and accurate scenario, as it reflects short-term (plankton-recorded) and long-term (zoobentos) environmental changes.

Keywords: Plankton-Benthic Index, Index of Biotic Integrity, Reservoirs, Environmental Assessment, Water Column, Sediments

Lista de Ilustrações

Figura 1 Reservatório de Volta Grande e bacia de contribuição direta com os pontos de amostragem.....	26
Figura 2 Localização do Reservatório de Volta Grande na Bacia do Rio Grande (MG/SP).....	26
Figura 3 Relevo e declividade (%) da área de estudo.....	27
Figura 4 Uso do Solo e Cobertura Vegetal.....	28
Figura 5 Principais bacias de contribuição lateral do Reservatório de Volta Grande.....	29
Figura 6 Placa indicativa das empresas localizadas no Distrito Industrial de Uberaba (MG).....	31
Figura 7 Profundidade máxima (m) e transparência (m) na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15.....	37
Figura 8 Variação espaço-temporal do potencial hidrogeniônico na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	38
Figura 9 Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	39
Figura 10 Variação espaço-temporal da temperatura na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	39
Figura 11 Variação espaço-temporal da condutividade elétrica na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	41
Figura 12 Variação espaço-temporal de sólidos totais dissolvidos na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	41
Figura 13 Variação espaço-temporal da turbidez na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	42
Figura 14 Variação espaço-temporal das concentrações de nitrogênio total na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	43
Figura 15 Variação espaço-temporal das concentrações de fósforo total na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	44
Figura 16 Variação espaço-temporal das concentrações de clorofila <i>a</i> na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15.....	45
Figura 17 Valores médios do IET - Índice de Estado Trófico, na região limnética em todos os transectos do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15.....	46
Figura 18 Variação espaço-temporal da riqueza do fitoplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	47
Figura 19 Variação espaço-temporal da densidade do fitoplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	48
Figura 20 Variação espaço-temporal da diversidade do fitoplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	49
Figura 21 Variação espaço-temporal do Coeficiente Múltiplo de na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15.....	50

Figura 22 Variação espaço-temporal da riqueza de zooplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	51
Figura 23 - Variação espaço-temporal da densidade de zooplâncton na rede amostral do reservatório de V Grande entre abril/13 e maio/15.....	
Figura 24- Variação espaço-temporal da diversidade de zooplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15.....	53
Figura 25 - Variação espaço-temporal da Razão Calanoida/Cyclopoida na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15.....	53
Figura 26 - Variação espaço-temporal da riqueza de macroinvertebrados bentônicos na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	55
Figura 27 - Variação espaço-temporal da abundância de macroinvertebrados bentônicos na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15.....	56
Figura 28 - Variação espaço-temporal do BMWP Minas na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15.....	58
Figura 29 - Variação espaço-temporal do IPB - Índice Plâncton-Bentônico na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15.....	63
Quadro 1 - Pontos da rede de amostragem na UHE Volta Grande.....	30
Quadro 2 - Relação das empresas localizadas a montante do transecto 5 no Reservatório de Volta Grande, UBERABA/MG.....	32
Tabela1: Quantitativos de uso do solo e cobertura vegetal da área de estudo.....	28
Tabela 2 - Classificação do estado trófico segundo faixas de variação do IET.....	45
Tabela 3 - Classificação de qualidade de água segundo faixas de variação do BMWP Minas.....	58
Tabela 4 – Biocritérios e percentis selecionados para o Índice Plâncton-Bentônico no reservatório de Volta Grande, Rio Grande – MG.....	60
Tabela 5 - Diagrama de pontuação relativo aos biocritérios e percentis selecionados para o Índice Plâncton-Bentônico no reservatório de Volta Grande, Rio Grande – MG.....	61
Tabela 6 - Classificação de qualidade de água segundo faixas de variação do IPB.....	62
Tabela 7 – Correlações de Spearman entre o Índice Plâncton Bentônico e demais índices de qualidade de água e bioindicação, aplicados para o reservatório de Volta Grande, MG.....	66

Sumário

1.INTRODUÇÃO.....	12
2.OBJETIVOS.....	15
2.1 Objetivo geral.....	15
2.2 Objetivos específicos.....	15
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	16
3.1 Qualidade de água.....	16
3.2 Fitoplâncton de Zooplâncton.....	17
3.3 Macroinvertebrados Bentônicos.....	19
3.4 Biomonitoramento.....	20
3.5 Índices e indicadores da qualidade de água.....	21
4. PARTE EXPERIMENTAL.....	25
4.1 Área de Estudo: Reservatório de Volta Grande MG/SP.....	25
4.2 Rede de Amostragem.....	29
4.3 Distrito Industrial de Uberaba(MG).....	31
4.4 Metodologia de coleta e análise.....	33
4.4.1 Parâmetros físicos e químicos.....	34
4.4.2 Parâmetros bióticos.....	34
4.5 Tratamento dos dados.....	36
4.6 Índice de Integridade Biótica – Índice Plâncton-Bentônico.....	36
4.6.1 Avaliação do Índice Plâncton-Bentônico.....	37
5. RESULTDOS E DISCUSSÃO.....	36
5.1 Parâmetros químicos, físicos e hidrobiológicos.....	36
5.1.1 Profundidade e Transparência.....	36
5.1.2 pH, oxigênio dissolvido e temperatura da água.....	36
5.1.3 Condutividade Elétrica, Sólidos Totais Dissolvidos e Turbidez.....	42
5.1.4 Nitrogênio Total.....	45
5.1.5 Fósforo Total.....	46
5.1.6 Clorofila <i>a</i>	47
5.1.7 Índice de Estado Trófico – IET.....	48
5.2 Comunidade Fitoplanctônica.....	49
5.3 Comunidade Zooplanctônica.....	53
5.4 Macroinvertebrados Bentônicos.....	54
5.5 Índice Plancton-bentônico.....	59
6. CONCLUSÕES.....	67
REFERÊNCIAS.....	67

1. INTRODUÇÃO

A água doce é indispensável para o funcionamento e manutenção das funções vitais dos seres vivos. (REBOUÇAS *et al.*, 2006).

Nas últimas décadas, devido ao crescente processo de industrialização e antropização, os ambientes aquáticos foram intensamente modificados. Entre as alterações causadas pelo homem citam-se alguns exemplos, como: mineração; construção de barragens e represas; retificação e desvio do curso natural de rios; descarte de efluentes domésticos e industriais não tratados; desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação; introdução de espécies exóticas, entre outros (GOULART & CALLISTO, 2003). Como consequências destas atividades, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e a perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (GOULART & CALLISTO, 2003; PINTO *et al.*, 2004).

Assim, os mais diversos estudos ecológicos têm usado uma variedade de abordagens para avaliar a qualidade da água e o grau de deterioração de ecossistemas de água doce, em resposta a diferentes níveis de degradação ambiental (FERREIRA, *et al.*, 2011).

Os reservatórios são considerados por diversos autores como um sistema híbrido entre rios e lagos. Como são formados a partir do barramento de um rio, apresenta-se como um ambiente complexo, dada a diminuição do fluxo e modificação do sistema lótico para lântico. Desta forma, deve-se reconhecer que serão formados gradientes longitudinais físicos, químicos e biológicos (ARMENGOL *et al.*, 1999 e ZANATA, 2000). Assim, a organização espacial do reservatório inclui três regiões, a lântica, a de transição e a lântica, as quais se distinguem pelas características físicas e químicas da água, pelo sedimento e pela estrutura das comunidades biológicas, principalmente as planctônicas e bentônicas, que respondem às mudanças apresentadas pelo sistema. Como os reservatórios são frequentemente manipulados pelo homem, seu estudo científico e suas aplicações produzem constantemente novas perspectivas teóricas e possibilitam uma interferência rápida e efetiva nestes ecossistemas artificiais (HENRY, 2010).

Tanto os organismos planctônicos quanto os bentônicos são extremamente sensíveis às variações ambientais. Quando há ausência da atividade humana é possível observar o

controle dos organismos fitoplanctônicos por mecanismos naturais como mudanças climáticas bruscas, deficiência nutritiva ou predação excessiva. Em ambientes antropizados, entretanto, observa-se o crescimento desordenado de determinadas espécies que por suas florações eliminam na água grande quantidade de toxinas nocivas aos animais aquáticos e ao ser humano. Esses organismos funcionam, portanto como bioindicadores naturais, sendo encontrados de acordo com suas características peculiares em ambientes naturais, alterados ou impactados. (SANTOS, 2014). Além disso, estes organismos são fontes de alimentos para peixes, que é o sustento de pescadores e atraem turistas gerando renda aos municípios lindeiros.

Índices de qualidade de água vêm sendo empregados desde o início do século XX, quando foram estabelecidas as primeiras relações entre os níveis de poluição por matéria orgânica e espécies de protistas ciliados pelo Sistema Saprobiótico (KOLKWITZ & MARSSON, 1909). Com modificações posteriores (FJERDINGSTAD, 1964), este índice foi utilizado em muitas cidades da Europa, especialmente após a Segunda Guerra Mundial, uma vez que com a infraestrutura destruída, o escoamento de esgoto corria diretamente para os corpos d'água. Contudo, este método sofreu duras críticas devido ao tamanho diminuto dos organismos, causando empecilhos taxonômicos e a dependência de profissionais com conhecimento aprofundado na ecologia de protistas (TRIVINHO-STRIXINO & NASCIMENTO, 2001).

Entre os anos de 1960 e 1970, tanto na América do Norte quanto na Europa, foram propostos diversos índices de qualidade de água (IQA) baseados principalmente em parâmetros físicos e químicos (HORTON, 1965; LIEBMAN, 1969; BROWN *et al.*, 1970). Nas décadas seguintes, outros índices surgiram como variações da fórmula original, acrescentando alguns outros parâmetros como os pesticidas, compostos orgânicos e os metais tóxicos de acordo com a importância que os mesmos representavam para determinada bacia hidrográfica ou país (LUMB *et al.*, 2011).

Índices de integridade biótica foram inicialmente criados utilizando parâmetros da ictiofauna como bioindicadores das condições ambientais de determinados trechos de rios do centro-oeste americano (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986). Após, índices com outros componentes da biota como macroinvertebrados bentônicos e algas fitoplanctônicas foram surgindo (PLAFKIN *et al.*, 1989). Paralelamente, ocorreram adaptações e modificações dos mesmos índices para outras condições ambientais em países diferentes, notadamente da América Latina (PELAEZ, 2007).

Considerando que os diversos componentes da biota reagem com maior ou menor sensibilidade aos diferentes tipos de impacto antropogênico, torna-se necessário ampliar a abrangência de tais índices de forma que estes demonstrem, da maneira mais completa e realista possível, a verdadeira situação dos corpos d'água. Neste sentido, a avaliação simultânea dos dois principais compartimentos que determinam o funcionamento do ecossistema lótico, coluna d'água e sedimento de fundo, fornecerá um retrato mais detalhado e preciso, pois refletirá alterações ambientais a curto e longo prazos. As alterações de curto prazo são registradas pelo fitoplâncton, os zoobentos não necessariamente são muito sensíveis às mesmas. As alterações de longos prazos, são registradas pelos zoobentos, e o fitoplâncton, que apresenta curto ciclo de vida, não responde às essas alterações.

A integração das respostas ambientais do fitoplâncton e do zoobentos em conjunto representa um avanço e uma inovação na questão de biomonitoramento e avaliação da qualidade de água, uma vez que todos os muitos índices já divulgados utilizam apenas um ou outro componente da biota.

Este trabalho vinculado ao GT486 CEMIG/UNESCO-HIDROEX, “Projeto de Pesquisa, Controle da Qualidade das Águas e Revitalização do Rio Grande” (número Fundep 19198), aplicará a integração das respostas ambientais do fitoplâncton e dos zoobentos no controle de Qualidade das águas, em um dos reservatórios do Rio Grande.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Criar um índice de integridade biótica para reservatórios, integrando os compartimentos coluna d'água e sedimento através da utilização de parâmetros das comunidades bentônica, zooplancônica e fitoplancônica.

2.2 Objetivos Específicos

- Ampliar a quantidade de índices de qualidade de água;
- Comparar o índice com outros indicadores bióticos;
- Criar uma ferramenta prática e de uso em ampla escala para profissionais do setor elétrico.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Qualidade de água

A qualidade de água é um dos fatores mais importantes para o sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos ou lóticos, (MARQUES *et al.*, 1999).

Nas últimas décadas os ecossistemas aquáticos têm sofrido alterações significativas em razão dos diversos impactos ambientais gerados por atividades antrópicas. Entre essas atividades citam-se: mineração, construção de barragens e represas, retificação e desvio do curso natural de rios, lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundação, superexploração de recursos pesqueiros, introdução de espécies exóticas, (CALLISTO *et al.*, 2001; CALLISTO & GONÇALVES JÚNIOR, 2005). Como consequência destas atividades, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas (GOULART & CALLISTO, 2003; PINTO *et al.*, 2004).

Essa alteração natural também é afetada pelo crescimento populacional desordenado e pela ocupação antrópica em áreas de nascentes que têm contribuído para a degradação dos ecossistemas aquáticos, aumentando a disponibilidade de nitrogênio e fósforo, principalmente, e também a produção primária, processo denominado eutrofização (STRAŠKRABA & TUNDISI, 2000).

Para minimizar este problema, Terra *et al.*, 2010, em estudo realizado no rio Jucu braço norte, no estado do Espírito Santo, destaca algumas alternativas a serem implementadas a fim de melhorar a qualidade de suas águas e que, conseqüentemente, contribuirão para a conservação das águas dos demais rios brasileiros, seriam elas, principalmente: a restauração/preservação das matas ciliares; a ocupação e o uso sustentável do solo, por meio de manejos agroecológicos; a eliminação do

lançamento de esgotos domésticos e dejetos de animais no curso d'água, além de criação de campanhas educacionais com a população ribeirinha.

Essa ideia também foi sustentada por De Moura, *et al.*, 2013, afirmando que é importante implementar políticas públicas que visam: projetos de reflorestamento da mata ciliar, preservação dos remanescentes de vegetação e ordenamento do uso e ocupação do solo e criação de programas de preservação das áreas das bacias hidráulicas e de suas nascentes. E assim, impedir a ocupação de áreas de preservação permanente.

3.2 Fitoplâncton e Zooplâncton

“O plâncton é a comunidade de organismos de pequeno porte que habita as águas livres com limitada capacidade de locomoção e com sistemas que possibilitam a flutuabilidade permanente ou limitada”. (TUNDISI & MATSUMURA-TUNDISI 2008). O plâncton encontra-se na base da cadeia alimentar dos seres aquáticos e, por serem pequenos, o número de predadores é reduzido e o seu tempo de geração é curto o que permite que eles colonizem rapidamente novos ambientes. A literatura mundial tem abordado de forma muito ampla a importância das comunidades planctônicas na estrutura e função dos ecossistemas aquáticos (BOZELLI & HUSZAR, 2003).

O fitoplâncton é uma comunidade composta por organismos produtores que compõe a base da cadeia alimentar aquática, servindo como fonte de alimento para o zooplâncton, macroinvertebrados bentônicos e peixes. Devido à sua rápida taxa de reprodução, se pode perceber com facilidade as alterações físicas e químicas na água através da abundância ou escassez de espécies. A composição da comunidade fitoplanctônica afeta o funcionamento dos sistemas hídricos, assim ressalta-se a importância de conhecer quais fatores governam sua dinâmica (BRASIL & HUSZAR, 2011).

O fitoplâncton é o plâncton vegetal, predominantemente formado pelas algas unicelulares e filamentosas (ex: algas verdes, algas diatomáceas e também cianobactérias) (PEREIRA, 2013). Assim, o fitoplâncton constitui um conglomerado de espécies fotossintetizantes que ficam dispersos na coluna de água ou fixados ao substrato. Tais organismos desenvolvem função biológica semelhante aos organismos do Reino Plantae

(RAVEN; 6 ed., p. 336, 2001), atualmente uma parcela significativa dos biólogos concordam que estes organismos são responsáveis pela produção de mais de 80% do oxigênio atmosférico, além de desempenhar um importante papel no ciclo global do carbono e do enxofre.

O zooplâncton é a comunidade de seres heterótrofos do plâncton, compreendendo desde protistas unicelulares, metazoários microscópicos e larvas de vertebrados. Embora na maioria das vezes eles sejam definidos como organismos de pouca mobilidade, diversos animais deste grupo, como os microcrustáceos, podem se mover de forma intensa. Assim, os organismos deste grupo, não estão aleatoriamente distribuídos, como sugere a definição do termo plâncton; eles possuem uma heterogeneidade tanto temporal quanto espacial em função das condições do ambiente (MEIRINHO, 2011).

Desde o século XIX tem se estudado as relações entre qualidade de água e organismos planctônicos (DOKULIL & TEUBNER, 2003), dentre os sistemas de classificação, a saprobidade foi um dos primeiros a serem utilizados já no início do século XX. Por isso, diversos sistemas e índices vêm sendo elaborados para avaliar qualidade de ecossistemas aquáticos baseados na observação de organismos indicadores (DOKULIL, *op. cit.*).

Esteves (2011) ressalta a importância de que levantamentos envolvendo a comunidade fitoplanctônica para determinar estados tróficos devem ser realizados com pesquisas ao longo prazo, em consequência de que as mesmas características que indicam que fitoplâncton são bons indicadores de alterações ambientais (ciclo de vida curto e rápida reprodução), também podem gerar conclusões incorretas, quando se observa apenas variações pontuais, ao curto prazo.

Os organismos do zooplâncton são muito sensíveis aos fatores ambientais e respondem aos diversos tipos de impactos, seja pela alteração na quantidade de organismos ou pela composição e diversidade da comunidade. O zooplâncton encontra-se mais desenvolvido em ecossistemas lênticos, sendo assim, a maioria das relações propostas para este grupo foi desenvolvida para serem utilizadas em lagos e reservatórios artificiais (COELHO-BOTELHO, 2003).

3.3 Macroinvertebrados bentônicos

Macroinvertebrados bentônicos são “organismos que habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida, associado aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos (folhiço, macrófitas aquáticas), quanto inorgânicos (cascalho, areia, rochas)” (ROSENBERG & RESH, 1993).

Estes organismos têm sido amplamente utilizados como indicadores das condições ambientais em inventários de biodiversidade (GALDEAN *et al.*, 2001), em experimentos *in situ* (HARE & CAMPBELL, 1992) e também em Programas de Biomonitoramento Ambiental (ROSENBERG & RESH, 1993; BARBOSA *et al.*, 1997; KELLY & WHITTON, 1998).

Pesquisas realizadas nos ecossistemas aquáticos da Região Alto Uruguai (RS) utilizando a comunidade bentônica têm demonstrado resultados satisfatórios. Fatores espaciais podem ter uma grande influência na determinação da estrutura e composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos. No entanto, fatores ambientais são decisivos para a diversidade bentônica e, conseqüentemente, para a integridade ambiental dos corpos hídricos da região (BIASI *et al.*, 2010).

A utilização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade das águas da região Alto Uruguai – RS, surgiu como um método eficiente e de baixo valor financeiro para a avaliação da qualidade hídrica nestes ecossistemas (BIASI *et al.*, 2010).

A disponibilidade de nutrientes e as características limnológicas do ecossistema, afetam diretamente as comunidades de insetos, principalmente de Chironomidae (*Goeldichironomus* e *Chironomus*), e Oligochaeta, organismos tolerantes às altas concentrações de nutrientes (CALLISTO *et al.*, 2002). AMORIM e CASTILLO (2009), em pesquisas realizadas no rio Perequê (Cubatão - SP) considerado um ecossistema impactado, observaram que estes táxons apresentaram os maiores valores de densidade de organismos entre as estações de coleta. Em junho de 2008 eles realizaram as coletas em oito estações amostrais, sendo que, seis estavam localizadas no interior do Parque Ecológico do Perequê e as outras duas estações amostrais restantes são localizadas fora do Parque, à jusante,

distribuídas em pontos frequentados por banhistas e junto a Indústrias Petrocoque S.A. e Polietilenos União S.A.

Segundo os autores, a disponibilidade de alimento contribui para que os organismos da família Chironomidae desenvolvam hábitos alimentares generalistas e oportunistas, principalmente os coletor/catadores, que muitas vezes se alimentam de organismos do perifíton, isso também pode ser a explicação da dominância de indivíduos desta família sobre os demais táxons, em todos os pontos amostrais. Os autores também observaram diversos tipos de substrato, e diferentes velocidades de correnteza, que por sua vez contribuem para o estabelecimento de determinados organismos. A estação de coleta (EC6) apresentou o maior valor de diversidade, além disso, percebeu-se uma grande acumulação de matéria orgânica vegetal em decomposição, que conseqüentemente, favorece o estabelecimento da maioria das comunidades de invertebrados aquáticos (AMORIM e CASTILLO, 2009).

Para que as comunidades biológicas possam colonizar e se estabelecerem em determinado ambiente, seja ele lótico ou lêntico, é importante que este esteja em boas condições ambientais oferecendo diversidade de habitats. O ambiente físico de um ecossistema aquático influencia a fauna e a flora ali existentes (MARQUES *et al.*, 1999).

3.4 Biomonitoramento

O monitoramento biológico é baseado nas alterações da estrutura e composição de comunidades de seres aquáticos em resposta às modificações físicas, químicas e biológicas às quais o ambiente está sujeito. Entretanto, como pode demorar anos ou décadas para se conhecer as respostas dos vários grupos de organismos, grupos específicos têm sido selecionados (protozoários, algas, macroinvertebrados bentônicos e peixes) e utilizados em diferentes métodos de avaliação ambiental (ROSENBERG & RESH, 1993).

A integridade biótica de corpos de água com intervenção humana define-se como a capacidade do ecossistema aquático para apoiar e manter os processos ecológicos essenciais além da comunidade de organismos com uma determinada composição de espécies, diversidade e organização funcional semelhante à dos habitats não perturbados na região (KARR & DUDLEY, 1981). Leo e Levin (1997) também concordam que a ideia de

integridade deve incluir a visão de processos dinâmicos do ecossistema, mas alertam que se deve ainda avaliar a integridade pela perspectiva humana, consequentemente o ecossistema íntegro é capaz de prover continuamente os serviços ambientais esperados pelo homem.

Degradação ou perda de integridade é qualquer divergência, positiva ou negativa, induzida pela ação humana, das características básicas esperadas de qualquer propriedade biológica (WESTRA *et al.*, 2000). A integridade não é um atributo único do ambiente, e para descrevê-la quantitativamente é necessário mais do que somente um índice, com a necessidade de retratar a capacidade natural do ambiente, ascendências e indeterminações para se compreender a integridade de um ecossistema (WESTRA *et al.*, 2000).

Um dos pontos fundamentais da gestão da qualidade de água é detectar as causas de redução da integridade do ecossistema aquático, juntamente com o desenvolvimento e a implementação de ações corretivas. Dessa forma, são desenvolvidos índices que consideram a ocorrência de determinada espécie, sua frequência relativa e sua abundância, incluindo até diferentes pontuações para variedades ou espécies de acordo com a sensibilidade à poluição (SOUZA, 2013).

3.5 Índices e indicadores da qualidade de água

No Brasil um dos indicadores mais utilizados para determinar a qualidade da água é o Índice de Qualidade da Água (IQA), criado pela *National Sanitation Foundation* dos Estados Unidos da América, ele surgiu por meio de uma pesquisa com profissionais da área que selecionaram 35 importantes parâmetros no tocante à qualidade da água. Destes foram escolhidos 9, para cada um deles foi criado um gráfico de variação que ao final do estudo fornece uma nota para a amostra em questão que fica entre 0 e 100 dependendo da concentração de cada um dos seguintes parâmetros: coliformes fecais (NMP 100/mL), demanda bioquímica de oxigênio (mg/L), nitrato (mg/L), fosfato total (mg/L), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, sólidos totais(mg/L), temperatura da água e turbidez (UNT). Ao final, a qualidade da água será definida como ótima, boa, aceitável ou ruim (BUZELLI & CUNA-SANTINO, 2013).

Embora seja um dos índices mais precisos para avaliação de ambientes lóticos, a Agência Nacional das Águas (ANA) reconhece a limitação do mesmo, posto que não contempla a presença de substâncias tóxicas como metais pesados e pesticidas, protozoários patogênicos, e substâncias que interfiram nas propriedades organolépticas da água (BUZELLI & CUNA-SANTINO, 2013).

Segundo Lobo *et al.*, (2002), as pesquisas de avaliação da qualidade das águas podem ser separadas normalmente em duas categorias.

Na primeira perspectiva, os métodos físicos e químicos revelam apenas informações imediatas, limitadas às condições da água no instante em que os dados são coletados. Em um sistema lótico, essas limitações são mais graves, pois a correnteza permite que a água seja renovada em cada ponto. Entretanto, medições regulares realizadas ao longo prazo, aumentam o valor informativo dos métodos físico-químicos (DUPONT, 2007)

Na segunda perspectiva, os métodos biológicos utilizados para o monitoramento oferecem informações de efeitos ambientais prolongados, ou seja, é possível refletir estados originados a partir do processo de maturação da comunidade, portanto, eles são considerados mais vantajosos (DUPONT, 2007).

Assim, as análises biológicas complementam as físico-químicas e, juntas, formam a base para uma avaliação mais precisa da qualidade das águas correntes (ROUND, 1991).

Lobo *et al.*, 1996, foram os pioneiros a tentar relacionar as diatomáceas avaliando o grau de tolerância das espécies quanto à poluição em rios localizados no sul do Brasil. Entre os anos de 1996 a 1999, uma nova série de dados foi obtida em pesquisas realizadas em rios e arroios localizados na região hidrográfica do Guaíba, RS, especialmente em ecossistemas com águas muito limpas e com alto nível de poluição, uma vez que os dados obtidos até aquela data, nessas condições de muita poluição, eram insuficientes.

Lobo *et al.*, 2002 concluíram que ao utilizar a tolerância das diatomáceas à poluição como subsidio para elaboração de índices na análise dos impactos em ambientes aquáticos não gerariam resultados confiáveis devido à inexistência de dados acerca da real sensibilidade destas algas em ambientes lóticos brasileiros.

Por outro lado, índices de diversidade são deficientes, pois, reduzem as espécies a números anônimos que não consideram suas adaptações ambientais (METCALFE-SMITH, 1994). Com relação às diatomáceas, o índice de diversidade de Shannon tem sido muito

utilizado para indicar a poluição nos ecossistemas aquáticos. Quando as águas estão muito poluídas, as biocenoses de diatomáceas apresentam baixas diversidades e número de espécies (METCALFE-SMITH, 1994).

No Brasil, estudos com indicadores da comunidade zooplanctônica ainda são escassos, quando comparados com os outros países (COELHO-BOTELHO, 2003).

Uma maneira de utilizar a comunidade zooplanctônica como indicadora das condições tróficas é analisar a proporção entre os diferentes grupos que a compõem (rotíferos, copépodes e cladóceros), sendo a dominância de rotíferos muitas vezes associada ao aumento da eutrofização e o predomínio de grandes filtradores como, cladóceros e calanóides, relacionado a ecossistemas oligotróficos (COELHO-BOTELHO, 2003).

A razão Calanoida/Cyclopoida é um índice da comunidade zooplanctônica que tem sido utilizado para indicar alterações do nível de estado trófico de lagos e reservatórios (TUNDISI, 1988; BRITO & MAIA-BARBOSA, 2009), sendo a maior abundância de Cyclopoida associada ao processo de eutrofização.

O BMWP (Biological Monitoring Working Party) (HELLAWELL, 1989), é o índice biótico mais utilizado no monitoramento da qualidade das águas de rios e reservatórios no Brasil. Recentemente, este índice foi adaptado aos corpos d'água de Minas Gerais, considerando as bacias dos Rios das Velhas, Paraíba do Sul e Grande (CETEC, 2007). Os autores consideram o uso do índice BMWP mais ideal para o levantamento do estado de conservação de ambientes aquáticos brasileiros, uma vez que, ele exige uma identificação somente ao nível de família, considerando a escassez de chaves taxonômicas e de taxonomistas de grupos específicos de macroinvertebrados bentônicos.

Em suas pesquisas, Corgosinho *et al.*, (2004), avaliaram o grau de correlação entre os resultados que obtiveram para diversas variáveis, frequentemente utilizadas, para a avaliação da qualidade da água, como a abundância e diversidade da fauna, aplicação do índice BMWP, os formulários de avaliação ecológica rápida de Hannaford *et al.* (1997) e da Agência de Proteção Ambiental de Ohio (EUA) (EPA, 1987), modificados por Callisto *et al.* (2002). Os autores concluíram que em dois dos cinco pontos amostrais não é possível estabelecer nenhuma relação direta entre a diversidade de habitats, diversidade de espécies e BMWP.

O estudo da qualidade do habitat físico (tipos de margem, quantidade de microhabitats, presença de pedras e galhos) é muito importante e indispensável em qualquer

pesquisa realizada em ecossistemas aquáticos, uma vez que, a fauna tem exigências particulares de habitats que não estão relacionadas com qualidade da água (RODRIGUES, 2010). Ou seja, mudanças nas comunidades aquáticas, ocasionadas pela perda ou alteração de habitats, não estão necessariamente associadas com a qualidade da água.

Corgosinho *et al.*, (2004), ressaltam que os protocolos devem ser utilizados com precaução, não sendo interpretados isoladamente, mas sim com fundamentação em outros estudos que sejam desenvolvidos simultaneamente (ex: estudo da diversidade da flora e fauna, análises físico-químicas e biológicas da água), obtendo-se assim, uma visão mais complexa e integrada dos problemas aos quais o ambiente estudado está sujeito e de como ele funciona.

Comparando diversos índices para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios do Paraná, Gonçalves e Menezes (2011) concluíram que o índice HFBI (Hilsenhoff Family Biotic Index) foi o menos eficaz em refletir a qualidade da água na região, quando comparado com os índices: EPT (Porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera); BMWP' (Biological Monitoring Work Party System) e BMWP'- ASPT (Average Score per Taxon). Os quatro índices mostraram inconsistências, assim, os autores sugeriram que a inclusão de grupos sensíveis da fauna local pode melhorar o desempenho do índice HFBI no tipo de rio estudado.

No início da década de 1980, Karr propôs o termo Índice de Integridade Biótica – IIB, quando apresentou a descrição de uma técnica que utilizava diversos biocritérios para o monitoramento de ecossistemas aquáticos, onde peixes de rios e riachos do meio-oeste dos Estados Unidos, eram utilizados como bioindicadores (KARR, 1981; JARAMILLO-VILLA & CARAMASCHI, 2008; TOGORO, 2006; LACOUTURE *et al.*, 2006). Desde então, os índices de integridade biótica vêm sendo testados e adaptados para grupos de organismos de diversos ambientes, e além de peixes, passaram-se a utilizar outros organismos como pássaros, anfíbios, macrófitas aquáticas, perifíton e fitoplâncton. (LACOUTURE *et al.*, 2006; OLIVEIRA *et al.*, 2008; JARAMILLO-VILLA & CARAMASCHI, 2008;).

Um índice biótico multimétrico é composto por muitos indicadores biológicos podendo ser individuais, populacionais, comunidades e ecossistemas e tem por finalidade avaliar os efeitos de vários impactos. Eles agrupam medidas biológicas individuais em um único valor que pode ser utilizado para avaliar a condição geral de um ambiente em relação a outros não impactados; assim, o índice pode classificar um ambiente entre excelente e ruim (HERING *et al.*, 2006; KARR, 2006). Sendo assim, o objetivo é que os biocritérios mostrem

resultados específicos daquele grupo de acordo com as atividades antrópicas, seja somente para um fator de impacto ou para fatores cumulativos de diversas alterações geradas pelo homem dentro de uma bacia (SOUZA, 2013).

Fernandes (2007) propôs um Índice de Integridade Biótica para bacia do rio São Bartolomeu que também poderá ser utilizado em outros rios brasileiros. Este índice foi útil para identificar quatro tipos de ambientes de acordo com a qualidade do habitat: ambiente impactado, degradado, bom e muito bom. Além disso, este poderá ser utilizado em ambientes lóticos, para tal se faz necessário uma análise integrada das condições da paisagem, integridade do habitat, qualidade da água e estrutura da comunidade biológica. A vantagem deste índice em relação aos outros já existentes, é que ele avalia o ambiente como um todo e não apenas de pontos de vista isolados, partindo de uma condição mais próxima de um ambiente não impactado ou com baixo grau de degradação. O índice, também, permite identificar os principais agentes que causam perturbação ao sistema, criando assim uma visão mais ampla dos impactos. Ele resulta em propostas ou medidas que reduzem os impactos gerados pela ação do homem nos ecossistemas aquáticos.

4. PARTE EXPERIMENTAL

4.1 Área de Estudo: Reservatório de Volta Grande MG/SP

O Rio Grande, localizado entre os estados de Minas Gerais e São Paulo, a fim de otimizar a utilização do potencial hidrelétrico da bacia tem um sistema de 12 reservatórios em cascata, que representam 7,5 % da capacidade de geração de energia no Brasil (ANEEL, 2015).

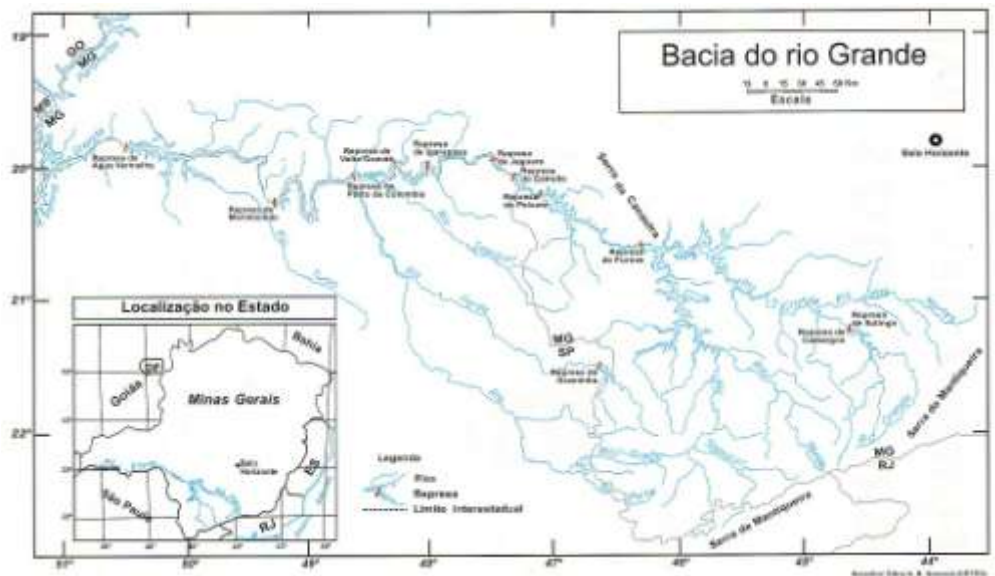
O reservatório de Volta Grande (Figura 1) ($20^{\circ} 02'05'' \text{ S } 48^{\circ} 13'22'' \text{ W}$), pertencente à Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). É o nono da cascata do Rio Grande (Figura 2). O lago formado em 1974 ocupa uma área de 205 Km^2 e por profundidade máxima 25 metros. Sendo do tipo fio d'água, possui tempo de residência estimado em 2,1 dias (CEMIG, 2015).

Figura 1 - Reservatório de Volta Grande e bacia de contribuição direta com os pontos de amostragem



Fonte: Modificado de IGTEC, 2015.

Figura 2 – Localização do Reservatório de Volta Grande na Bacia do Rio Grande (MG/SP)



Fonte: PAIVA *et al.*, 2002

Além de diversos trabalhos realizados na área ambiental, a CEMIG também possui unidades ambientais, como a Estação de Piscicultura de Volta Grande, destinada ao estudo da piscicultura, da limnologia e da biologia pesqueira, com o objetivo de desenvolver e aplicar conhecimento e metodologias para conservar espécies nativas da ictiofauna das bacias em que a empresa possui empreendimentos.

Na área de estudo, o relevo predominante varia de plano à suave ondulado, com declividades de 0 a 8%. As áreas com maior declividade estão exclusivamente em volta dos vales encaixados de alguns tributários e nas bordas do planalto, situado na porção nordeste da área (Figura 3). A classificação do relevo foi realizada de acordo com as classes de declividade estabelecidas pela Embrapa, 1979.

O tipo de solo predominante é o Latossolo Roxo, associado à floresta estacional semidecídua e ao cerradão, e verifica-se a ocorrência de manchas de Latossolo Vermelho-Escuro, associado ao cerrado *strictu sensu*, na região de entorno do município de Uberaba. Nas áreas de relevo ondulado à forte ondulado, há ocorrência de Cambissolo associado à floresta estacional decídua. Pequenas manchas de Gleissolos e Neossolos Flúvicos, derivados de sedimentos aluviais, são observadas, respectivamente, nas veredas e nas planícies aluviais de alguns tributários e ao longo do rio Grande, associados às fitofisionomias de floresta ciliar e de campo de várzea.

Figura 3 - Relevo e declividade (%) da área de estudo



Fonte: IGTEC, (2015)

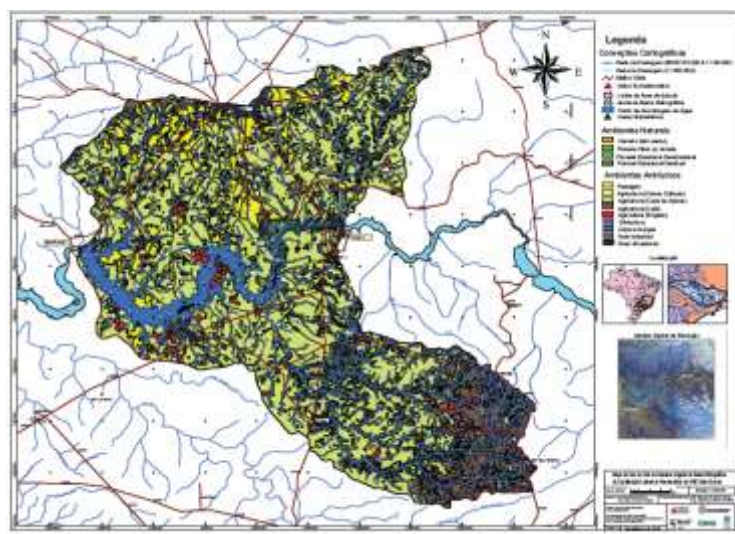
Os usos antrópicos ocorrem em 87,6% da área de estudo sendo 80,7% com atividades agrosilvopastoris (Tabela 1). As atividades agrícolas ocupam 62,8% da área de estudo com o predomínio da cultura da cana-de-açúcar (55,3%) para o abastecimento de cinco usinas e destilarias de etanol, situadas nos estados de Minas Gerais e São Paulo. O cultivo de café (5,4%) concentra-se na porção sudeste da área de estudo, no estado de São Paulo (Figura 4). As pastagens correspondem a 17,7% da área e estão concentradas no estado de Minas Gerais. Por fim, as áreas de silvicultura (eucalipto e seringueiras) ocorrem nas duas bacias de contribuição lateral (IGTEC, 2015).

Tabela1- Quantitativos de uso do solo e cobertura vegetal da área de estudo

Classes temáticas		
	Área (Ha)	Porcentagem (%)
Ambientes antropizados	350.617	87,6
Agricultura (Cana de Açúcar)	221.646	55,3
Agricultura (Café)	21.437	5,4
Agricultura (Irrigada)	4.419	1,1
Agricultura (Outras Culturas)	3.856	1,0
Área Industrial	1.198	0,3
Área Urbanizada	6.676	1,7
Mineração	203	0,1
Pastagem	71.028	17,7
Silvicultura	948	0,2
Corpos d'água (reservatório e represas)	19.204	4,8
Ambientes naturais	49.653	12,4
Floresta Estacional Decidual	3.393	0,8
Floresta Estacional Semidecidual	11.907	3,0
Floresta Ciliar ou Veredas/Campo de várzea	31.119	7,8
Cerrado <i>latu sensu</i> (Cerradão e Cerrado <i>strictu sensu</i>)	3.234	0,8
Total	400.270	100

Fonte: IGTEC, 2015

Figura 4 - Uso do Solo e Cobertura Vegetal



Fonte: Modificado de IGTEC, 2015

4.2 Rede de Amostragem

A rede de amostragem na área de influência da Usina Hidrelétrica de Volta Grande foi composta por 3 transectos, cada um abrangendo três estações de coleta: região limnética ou calha central (A), margem direita (B) e margem esquerda (C).

A localização de cada transecto foi determinada a partir das principais bacias de contribuição lateral e sua influência no reservatório. No total foram obtidas nove estações amostrais, cujas localizações estão apresentadas na figura 5 e caracterizadas no Quadro 1.

Figura 5: Principais bacias de contribuição lateral do Reservatório de Volta Grande IGTEC, (2015).



Fonte: IGTEC (2015)

Quadro 1 - Pontos da rede de amostragem na UHE Volta Grande

Estação de amostragem	Descrição	Curso d'água de contribuição	Localização
P03B	Região da foz do córrego Ponte Alta na margem direita do transecto 03.	Córrego Ponte Alta	Desembocadura do córrego Ponte Alta S 20° 01' 34,60" W 47° 57' 35,20"
P03A	Calha central do reservatório na área de influência do ribeirão Ponte Alta	Ribeirão Ponte Alta	Calha central do reservatório S 20° 02' 22,40" W 47° 57' 49,80"
P03C	Área de influência do córrego Ponte Alta na margem esquerda do transecto 03	Córrego Ponte Alta	Margem esquerda S 20° 02' 43,40" W 47° 58' 23,50"
P04B	Área de influência do rio do Carmo na margem direita do transecto 04	Rio do Carmo	Margem oposta à foz do rio do Carmo S 20° 06' 29,60" W 47° 53' 59,50"
P04A	Calha central do reservatório na área de influência do rio do Carmo	Rio do Carmo	Calha central do reservatório S 20° 07' 01,30" W 47° 53' 53,40"
P04C	Região da foz do rio do Carmo na margem esquerda do transecto 04	Rio do Carmo	Desembocadura do rio do Carmo S 20° 07' 41,10" W 47° 53' 47,20"
P05B	Região da foz do córrego Gameleira na margem direita do transecto 05	Córrego Gameleira	Desembocadura do córrego Gameleira S 20° 01' 55,10" W 47° 52' 41,80"
P05A	Calha central do rio Grande na área de influência do córrego Gameleira	Córrego Gameleira	Calha central S 20° 01' 51,00" W 47° 52' 28,50"
P05C	Área de influência do córrego Gameleira na margem esquerda do transecto 05	Córrego Gameleira	Margem esquerda S 20° 01' 49,80"; W 47° 52' 23,90"

4.3 Distrito Industrial de Uberaba (MG)

Foi realizado o levantamento de informações relacionadas às empresas do Distrito Industrial de Uberaba (Quadro 2), um complexo industrial de produção de petroquímicos, defensivos agrícolas e principalmente fertilizantes. É possível perceber o adensamento destas indústrias, pela foto abaixo tirada da placa nas proximidades do distrito (Figura 6).

Analisando o quadro, das 14 indústrias atualmente instaladas neste distrito, metade delas produz fertilizantes (Consube, Fertigran, Heringer, Mosaic, Sipcam Nichino Brasil, Vale Fertilizantes, Yara Brasil), três são responsáveis pelo transporte de trabalhadores e cargas deste polo industrial (Coop. de Transportes, IC Transporte, Multitrans) duas pela produção de defensivos agrícolas (FMC Brasil e Ouro Fino), uma de petroquímicos (Rio Branco Petróleo) e uma de laticínios (Agronelli).

Figura 6 - Placa indicativa das empresas localizadas no Distrito Industrial de Uberaba (MG)



Quadro 2 - Relação das empresas localizadas a montante do transecto 5 no Reservatório de Volta Grande, Uberaba/MG

Empresa	Endereço	Principais Produtos e Subprodutos	Tempo de Instalação no Local
AGRONELLI	Av. Filomena Cartafina 23400	Leite, inseminação artificial, confinamento do rebanho por free stall, madeiras, gesso agrícola;	25 anos
CONSUBE	Avenida Antônio Carlos Guillaumon, 950 - Distrito Industrial 3, CEP: 38044-760	Fosfato decantado, filtrado de enxofre 70S, gesso agrícola, enxofre 70;	13 anos
COOPERATIVA DE TRANSPORTES	Avenida Antônio Carlos Guillaumon, CEP: 38044-760	Serviço: transporte	-
FERTIGRAN	Avenida Filomena Cartafina, 22840 - Recreio dos Bandeirantes CEP: 38040-450	Formulação de adubos e fertilizantes.	30 anos
HERINGER	Avenida Filomena Cartafina, CEP: 38040-450	Fertilizantes	46 anos
FMC BRASIL	Av. Antonio Carlos Guillaumon, 25 - Distrito Industrial III CEP: 38044-760	Fabricação de Agrotóxicos e Afins	30 anos
IC TRANSPORTE	Av. Filomena Cartafina, 22875 - Distrito Industrial CEP: 38040-450	Serviço: transporte	-
MOSAIC	Av. Antônio Carlos Guillaumon Uberaba – MG	Fertilizantes e nutrição animal, fosfato e potássio	10 anos
MULTITRANS	Av. Antonio Carlos Guillaumon - nº. 1220 - Bairro: Distrito Industrial III CEP: 38.044-760	Serviço: transporte	-
OUROFINO	Avenida Filomena Cartafina, 22335 - Distrito Industrial III - CEP 38044-750	Fungicidas, Herbicidas e Inseticidas	5 anos
RIO BRANCO PETRÓLEO	Rua Doutor José Ferreira, 197 CEP: 38010-340	Gasolina Comum Óleo Diesel B S-10 Óleo Diesel B S-500 Biodiesel B-100 Álcool Etilico Hidratado	17 anos
SIPCAM NICHINO BRASIL	Rua Igarapava, 599 - Distrito Industrial III CEP: 38044-755	Fertilizantes, Fungicidas, Herbicidas, Inseticidas	36 anos
VALE FERTILIZANTES	Estrada da Cana, Km 11 – Bairro Industrial CEP: 38001-970	Nitrogenados, Fosfatados, Potássico, Ácido Fosfórico, Ácido Nítrico, Ácido Sulfúrico, Borra de Enxofre, Enxofre, Fosfato Acidulado, Fosfato Decantado, Fosfato Precipitado, Sulfato de Cálcio (gesso agrícola)	-
YARA BRASIL	Av. Filomena Cartafina CEP: 38040-450	Fertilizantes	-

4.4 Metodologia de coleta e análise

Os dados físicos, químicos e biológicos foram obtidos em paralelo com a coleta de amostras das comunidades hidrobiológicas (fitoplâncton, zooplâncton e macroinvertebrados bentônicos). No período de abril de 2013 a maio de 2015, nove campanhas de amostragem foram realizadas: abril/2013, julho/2013, outubro/2013, janeiro/2014, maio/2014, julho/2014, novembro/2014, janeiro/2015 e maio/2015. As medidas de profundidade foram realizadas por meio do sonar Echo 200/Garmin e a transparência da água registrada pelo disco de Secchi. Quando a transparência da água era total em determinado ponto, foram utilizados os valores máximos de profundidade para compor os gráficos.

4.4.1 Parâmetros físicos e químicos

A sonda multiparâmetros Horiba U50 foi utilizada para as determinações de pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, temperatura da água, sólidos totais dissolvidos e potencial redox. Tais medidas foram efetuadas *in situ* na sub-superfície. As amostras de água para a determinação de nitrogênio, fósforo e clorofila *a* foram coletadas na sub-superfície diretamente nos frascos de capacidade 5L, os quais identificados por rótulo, e acondicionados em caixas térmicas até serem encaminhados ao laboratório do UNESCO-HidroEX em Frutal/MG para posterior processamento e análise. Os nutrientes foram analisados segundo as recomendações especificadas no Standard Methods of Water and Wastewater (APHA, 2012) pela equipe de laboratório do projeto.

4.4.2 Parâmetros bióticos

As amostras de clorofila *a* foram obtidas da filtragem de 5000 mL de água da calha central do reservatório em filtros de microfibras de vidro da marca Milipore AP20 com 47 mm de diâmetro. Após a filtragem foram devidamente embalados e refrigerados. Em laboratório, os filtros foram macerados e emersos em acetona 90% (10 mL) para extração do pigmento em um recipiente fechado em temperatura ambiente por aproximadamente 12 horas. Após a

centrifugação do material sobrenadante, foi realizada a medida de absorbância, segundo o método espectrofotométrico em acidificação (sem a determinação da feofitina), em comprimento de onda de 662nm, e em seguida pelo método com acidificação (com a determinação da feofitina), em comprimento de onda de 750nm.

As amostras qualitativas de fitoplâncton e zooplâncton foram coletadas por arrastos aleatórios por intermédio de redes de 20 μm e 50 μm de interstício, respectivamente. As amostras qualitativas de fitoplâncton foram fixadas com lugol acético. A preservação do zooplâncton foi realizada por meio de formol a 10%. Todas as amostras foram identificadas e armazenadas em frascos de 180 mL.

Para amostragem quantitativa da comunidade fitoplanctônica foi coletado 1L de água na camada sub-superficial sendo fixado com lugol acético. As amostras quantitativas da comunidade zooplanctônica foram efetuadas por meio de arrastos verticais na coluna d'água nas regiões limnéticas do reservatório e na calha central da região de transição. Nas margens, as amostras foram obtidas na sub-superfície por intermédio da filtragem de 100L de água. As amostras foram fixadas em formol 10% e armazenadas em frascos 180 mL.

As análises do fitoplâncton e zooplâncton foram realizadas em microscópio ótico em câmara de Sedgewick-Rafter.

Os dados qualitativos das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foram expressos por meio da riqueza de taxa e os dados quantitativos pela densidade dos indivíduos em organismo/L, para o zooplâncton e em organismos/mL para o fitoplâncton. A densidade de cianobactérias também foi expressa em células/mL.

Os macroinvertebrados bentônicos foram coletados na calha central com draga do tipo Eckman com 225 cm^2 de área. A amostragem seguiu a padronização de duas dragas por cada estação de coleta (450 cm^2). Nas regiões marginais optou-se pelo uso de uma rede do tipo kicknet com malha de 250 μm . Na referida metodologia de coleta o sedimento superficial é revolvido ativamente e o sobrenadante filtrado em rede. Para tanto, o material recolhido em ambas as metodologias foi acondicionado em sacos plásticos e preservados com formalina bruta. No laboratório essas amostras foram lavadas em água corrente sendo despejadas nas peneiras sobrepostas, com 1000 μm na parte inferior e 2000 μm na parte superior. O conteúdo retido nas peneiras foi transferido para bandejas separadas e observado com lupa e

microscópio estereoscópico, averiguando a existência de organismos e a identificação dos mesmos.

4.5 Tratamento dos dados

Para os parâmetros físicos e químicos foram utilizados uma análise de variância - ANOVA (valores de F) associada ao Teste post-hoc de Comparações Múltiplas de Tukey-Kramer (valores de q) por meio do software MVSP. Este teste foi aplicado considerando-se a variação espacial (transectos) e temporal (coletas), sendo uma ANOVA bi-fatorial.

Para a avaliação da diversidade biológica das comunidades fitoplanctônica e zooplanctônica foram consideradas a riqueza de táxons, a abundância total e calculado o Índice de diversidade proposto por Sannon-Wiener (H'), segundo Odum (1985).

Para os macroinvertebrados bentônicos foram consideradas a riqueza de táxons, abundância total, além das análises de BMWP - Biological Monitoring Working Party, utilizando-se a interpretação deste índice segundo CETEC (2007) e das espécies bioindicadoras de qualidade de água e dos grupos funcionais (MARQUES *et al.*, 1999; GOULART & CALLISTO, 2003).

4.6 Índice de Integridade Biótica – Índice Plâncton-Bentônico

Foram realizadas Análises de Componentes Principais (ACP) com os parâmetros físicos e químicos e as comunidades biológicas selecionadas pela análise anterior (macroinvertebrados bentônicos, fitoplâncton e zooplâncton), separadamente a fim de se eliminar aqueles parâmetros que apresentaram comportamento redundante. Os parâmetros das comunidades que se mantiverem após a ACP, integram o novo Índice de Integridade Plâncton-Bentônico.

Foi realizada uma segunda ACP entre os parâmetros biológicos remanescentes e os parâmetros físicos e químicos para identificar aqueles indicadores de boa qualidade de água. Seguiu-se à elaboração do Índice, adaptado de Bailey *et al.*, (1998), onde foi realizada uma

estatística descritiva dos parâmetros biológicos nos locais referência. Os percentis 10, 40, 60 e 90 de cada parâmetro foram considerados biocritérios (limites entre classes de qualidade). Os biocritérios utilizados foram o fitoplâncton, o zooplâncton e os macroinvertebrados bentônicos.

Por fim, elaborou-se um diagrama com pontuação e cores para facilitar a classificação em classes de qualidade de água, sendo o índice aplicado em todos os pontos e coletas realizadas.

4.6.1 Avaliação do Índice Plâncton-Bentônico

A fim de avaliar a eficácia do Índice Plâncton-Bentônico, este foi comparado com outros índices bióticos. Para a comunidade fitoplanctônica foram empregados os grupos funcionais segundo Reynolds (2002), modificado por Padisák *et al.*, (2009). Para a comunidade zooplanctônica, foram calculados o Quociente Brachionus:Trichocerca (QB/T), segundo Sládeček (1983), e a razão Calanoida/Cyclopoida, segundo Tundisi *et al.* (1988). Para a comunidade bentônica, foi calculado o BMWP - Biological Monitoring Working Party (CETEC, 2007) utilizando-se a interpretação deste índice segundo Junqueira *et al.*, 2000.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

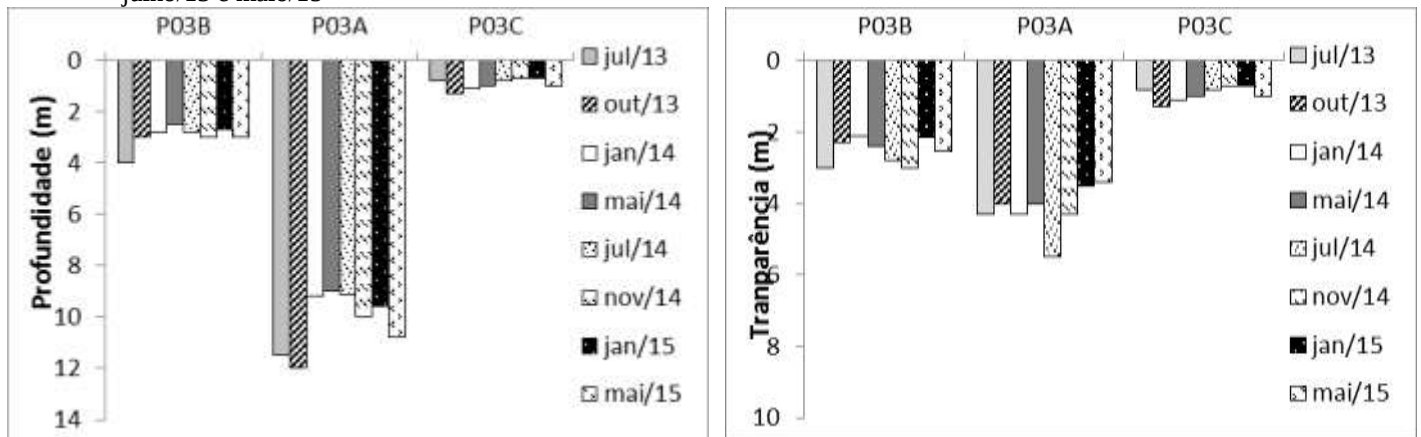
5.1 Parâmetros físicos, químicos e hidrobiológicos

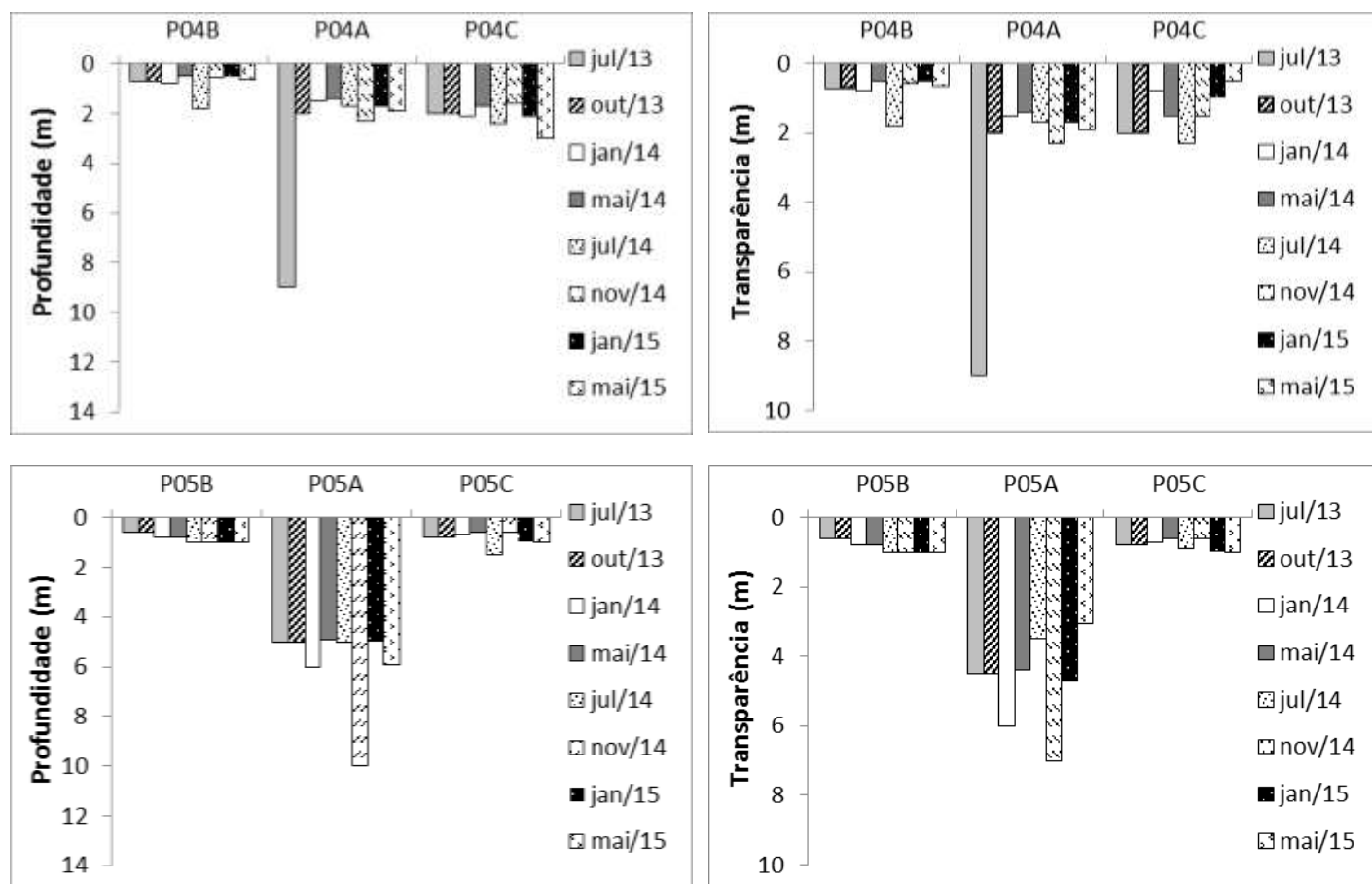
Os principais parâmetros físicos, químicos e hidrobiológicos foram aqui descritos para caracterizar a qualidade de água do reservatório de Volta Grande.

5.1.1 Profundidade e transparência

A transparência da água (Figura 7), apresentou aumento nas profundidades do disco de Secchi, dos transectos 5 e 4 para o transecto 3, sendo esta variação espacial significativa ($F = 28,38$; $p < 0,0001$), provavelmente devido aos efeitos de diluição e sedimentação tipicamente observados em reservatórios. A variação temporal não foi significativa ($F = 0,34$; $p = 0,932$).

Figura 7 - Profundidade máxima (m) e transparência (m) na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15





5.1.2 pH, Oxigênio Dissolvido e Temperatura da Água

O potencial hidrogeniônico, pH (Figura 8) apresentou variação espacial entre os transectos, onde valores menores que 7,0 foram observados no transecto 5 e valores intermediários nos transectos 3 e 4. Os valores de pH estão próximos àqueles observados em outros reservatórios de sistemas em cascata da bacia do Paraná, com valores ligeiramente ácidos de suas águas (SENDACZ, *et al.*, 2006).

Por outro lado, para o oxigênio dissolvido e temperatura da água foi possível observar um claro padrão sazonal. As concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 19) apresentaram maiores valores nos meses de seca (julho/2013 e julho/2014, média de $9,6 \text{ mg.L}^{-1}$) sendo esta variação temporal significativa ($F = 5,38$; $p < 0,0001$). Para a temperatura da água (Figura 10), maiores valores foram observados nos meses mais quentes do ano (outubro/2013, janeiro/2014, janeiro/2015).

A região do Baixo Rio Grande é caracterizada por ventos intensos nos meses de julho e agosto que permitem a movimentação das águas também neste período são observadas as

menores temperaturas atmosféricas (SOUSA *et al.*, 2009) causando a maior oxigenação do reservatório e menores temperaturas de suas águas.

Figura 8 - Variação espaço-temporal do potencial hidrogeniônico na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15

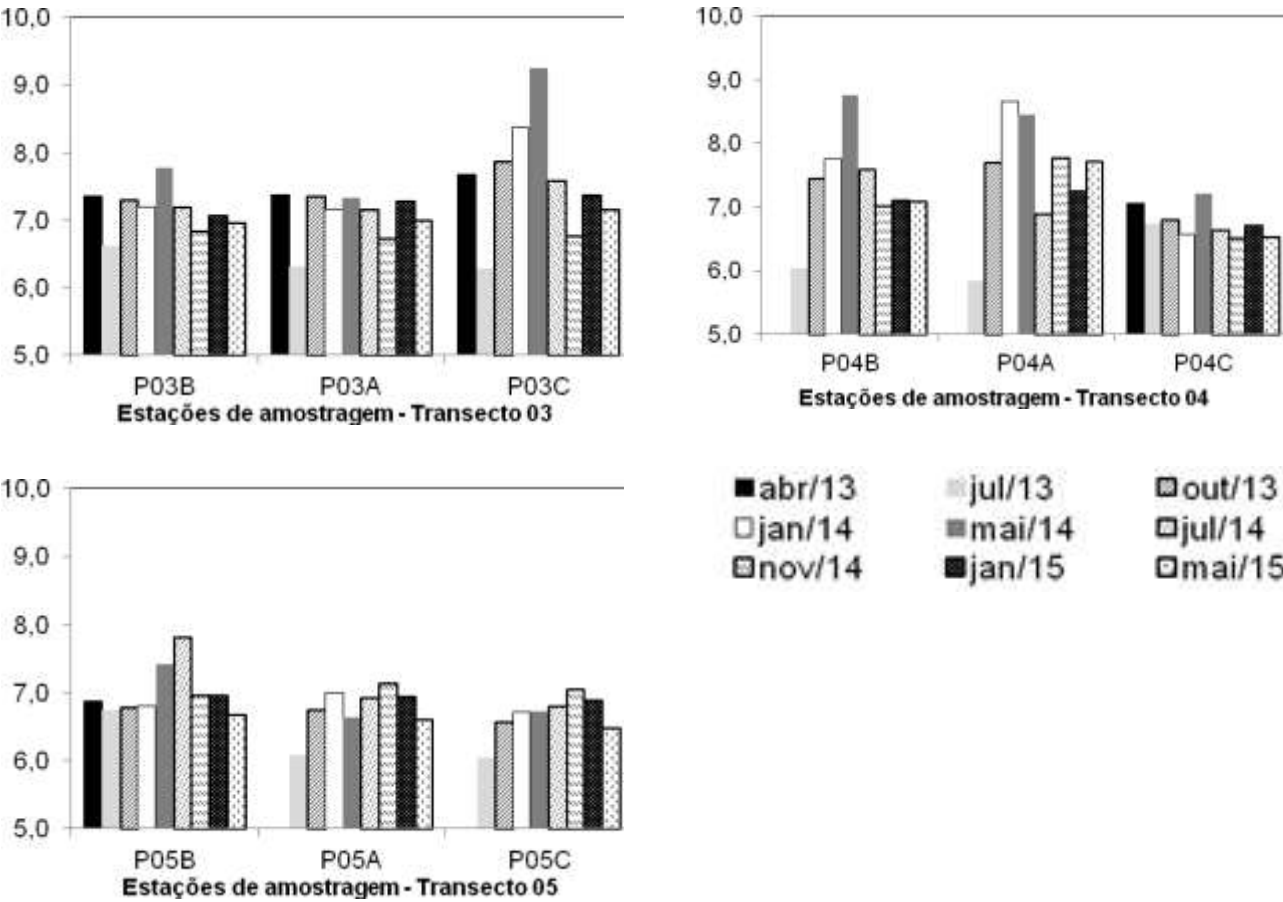
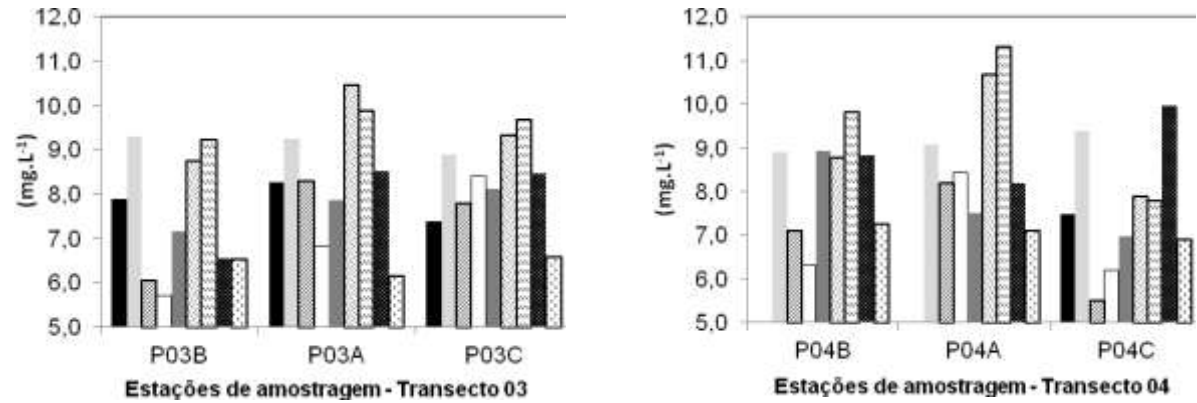


Figura 9 - Variação espaço-temporal do oxigênio dissolvido na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15



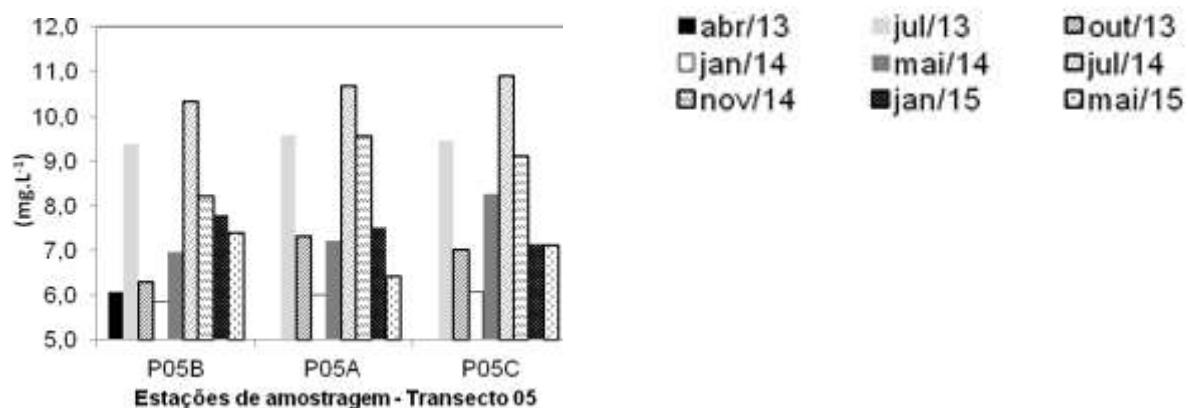
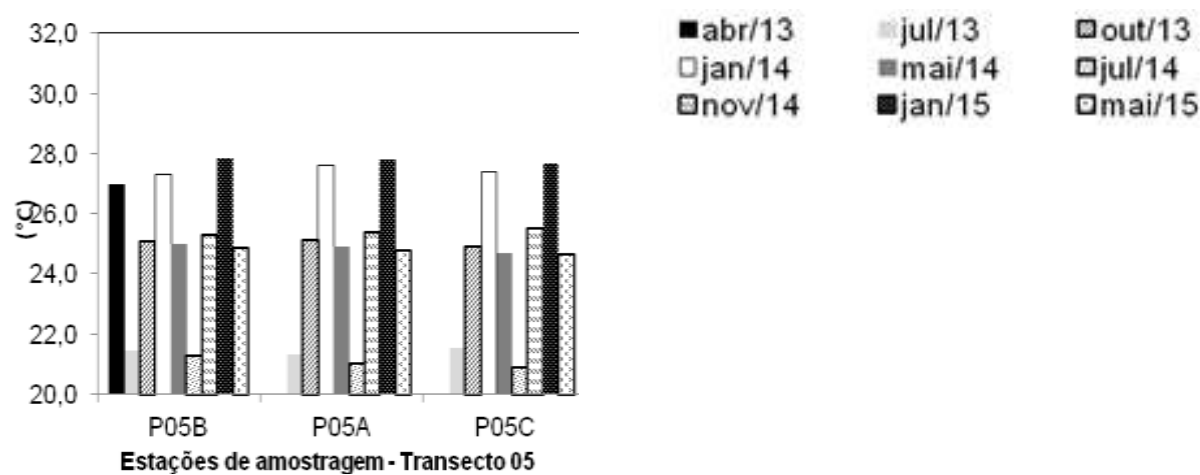
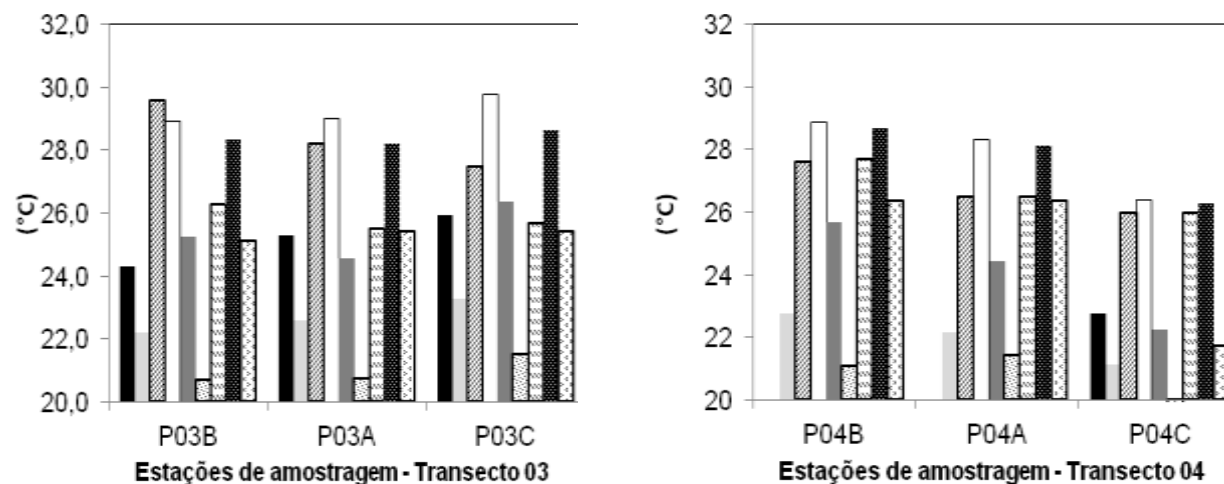


Figura 10 - Variação espaço-temporal da temperatura na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15



5.1.3 Condutividade Elétrica, Sólidos Totais Dissolvidos e Turbidez

A condutividade elétrica (Figura 11) apresentou aumento de seus valores ao longo das campanhas de coleta, sendo este aumento significativo ($F = 25,14$; $p=0,0467$). Os maiores valores foram observados nas campanhas de novembro de 2014 (média de $0,054 \text{ mS.cm}^{-1}$) e maio de 2015 (média de $0,057 \text{ mS.cm}^{-1}$). No geral, os valores de condutividade e sólidos apresentaram a mesma faixa de variação aos observados em outros reservatórios em cascata da bacia do Paraná, especialmente nos Rios Tietê e Paranapanema (SENDACZ *et al.*, 2006).

Sólidos totais dissolvidos (Figura 12) apresentaram variação temporal semelhante à da condutividade elétrica, onde os maiores valores médios foram observados nos meses de julho/2014 e janeiro/2015 ($0,031 \text{ g.L}^{-1}$) e maio/2015 ($0,047 \text{ g.L}^{-1}$) ($F = 44,85$; $p<0,0001$).

Com relação à turbidez (Figura 13), foi observado um claro padrão espacial, onde valores maiores que $2,0 \text{ NTU}$ foram observados nos transectos 4 e 5, especialmente, no ponto 4C, desembocadura do Rio do Carmo, onde foram observados os maiores valores (média de $5,2 \text{ NTU}$) sendo esta variação espacial significativa ($F = 3,07$; $p<0,0001$). No geral, os valores de turbidez foram baixos, no reservatório de Volta Grande, sendo o máximo de $16,5 \text{ NTU}$, bem abaixo do limite de 40 NTU que indica ambientes impactados (CETESB, 2014).

Figura 11 - Variação espaço-temporal da condutividade elétrica na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15

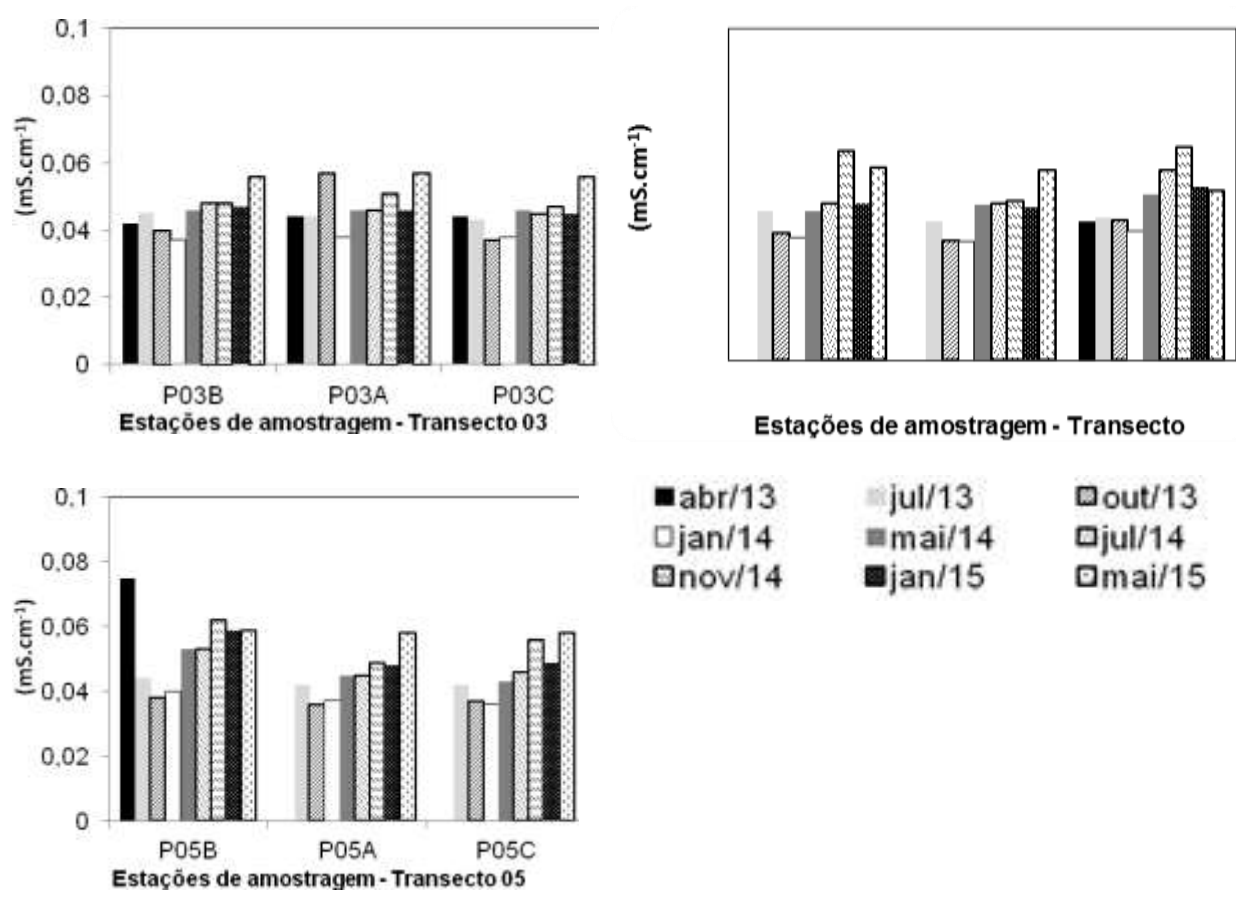


Figura 12 - Variação espaço-temporal de sólidos totais dissolvidos na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15

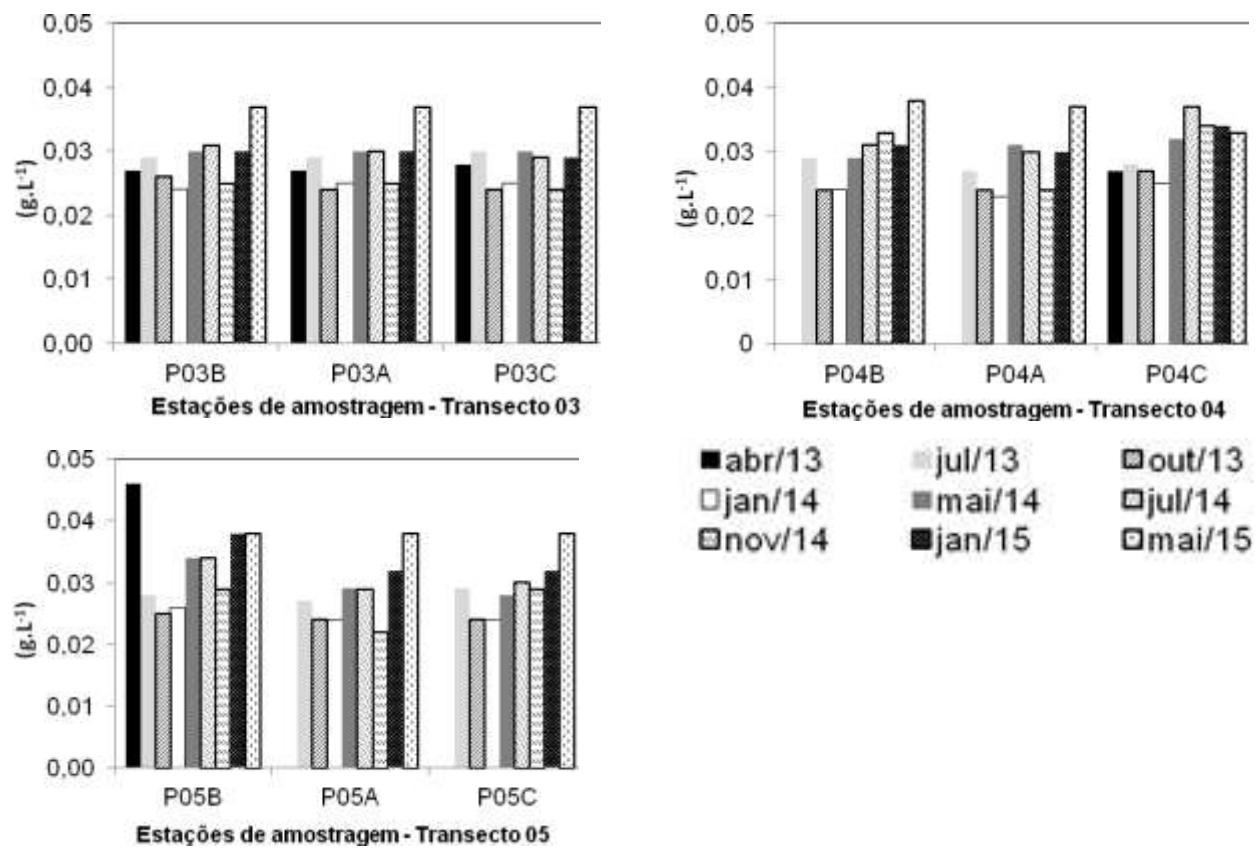
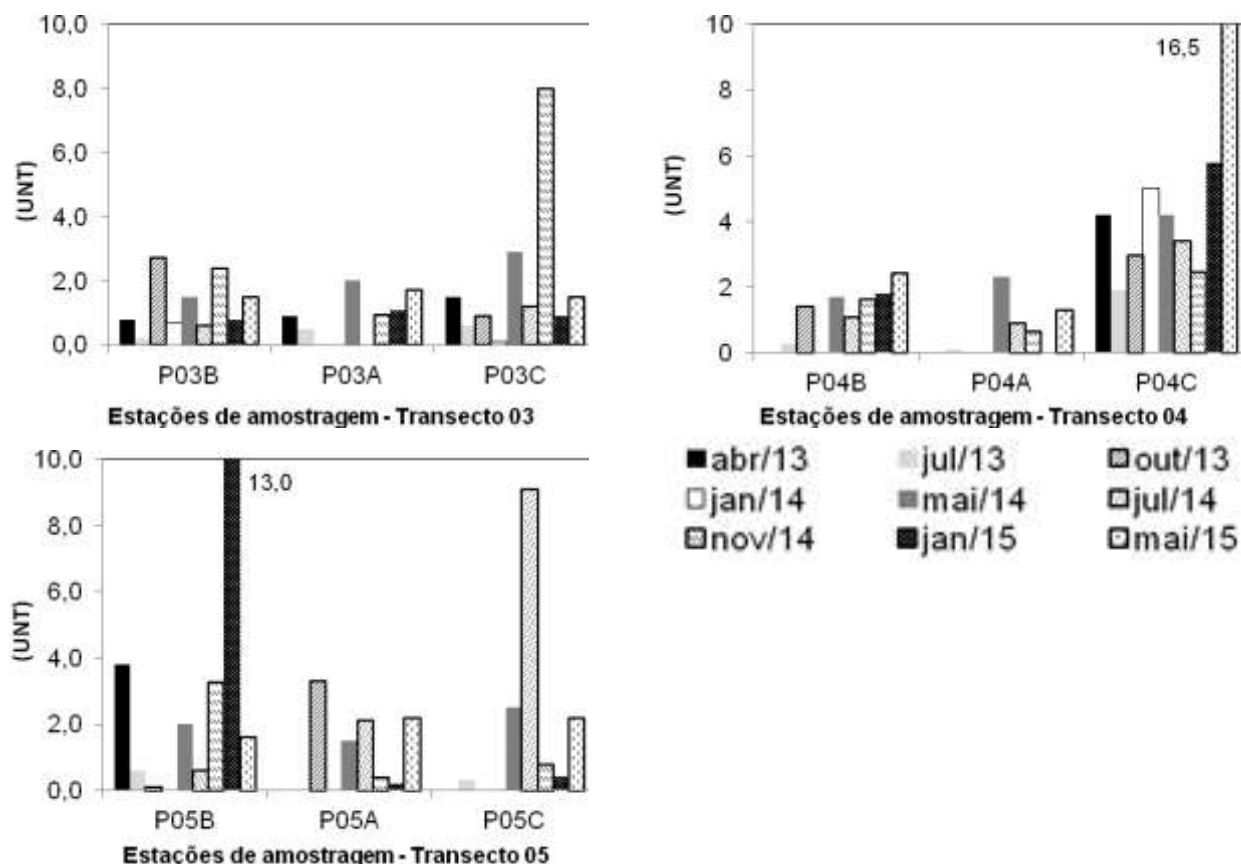


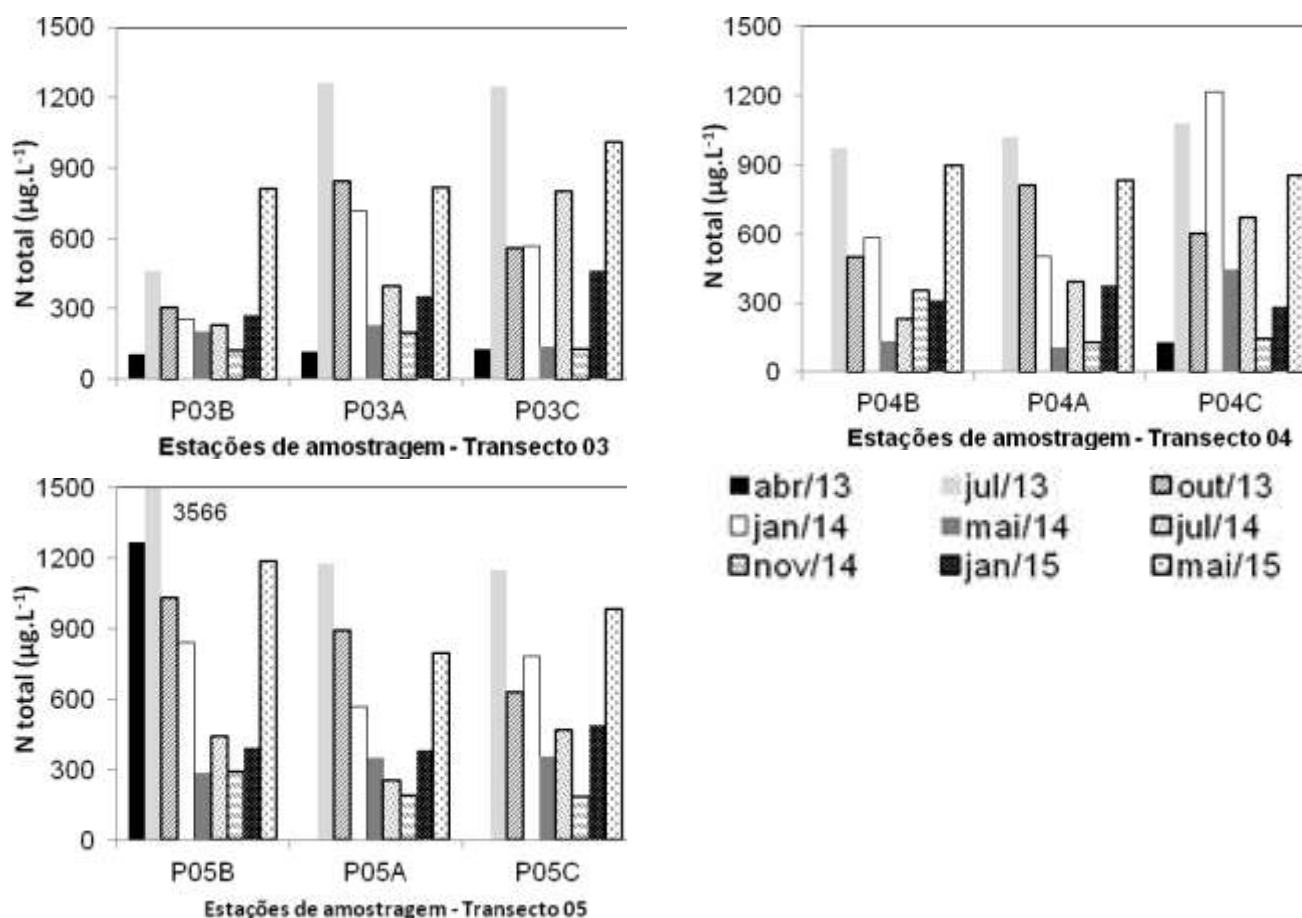
Figura 13 - Variação espaço-temporal da turbidez na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15



5.1.4 Nitrogênio Total

As maiores concentrações de nitrogênio total (Figura 14), foram observadas em julho/2013 (média = 1326,82 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e maio/2015 (média = 909,79 $\mu\text{g.L}^{-1}$) enquanto as menores ocorreram em 2014 nos meses de maio (média = 248,61 $\mu\text{g.L}^{-1}$) e novembro (média = 193,10 $\mu\text{g.L}^{-1}$) com diferenças significativas entre as campanhas ($F = 23,5$; $p < 0,0001$). Como exceção um pico de 3.566 $\mu\text{g.L}^{-1}$ foi observado no ponto 5B, à jusante da Valefértil. No geral, os valores são próximos aos observados para o mesmo reservatório por Greco (2002) (entre 200 e 953 $\mu\text{g.L}^{-1}$).

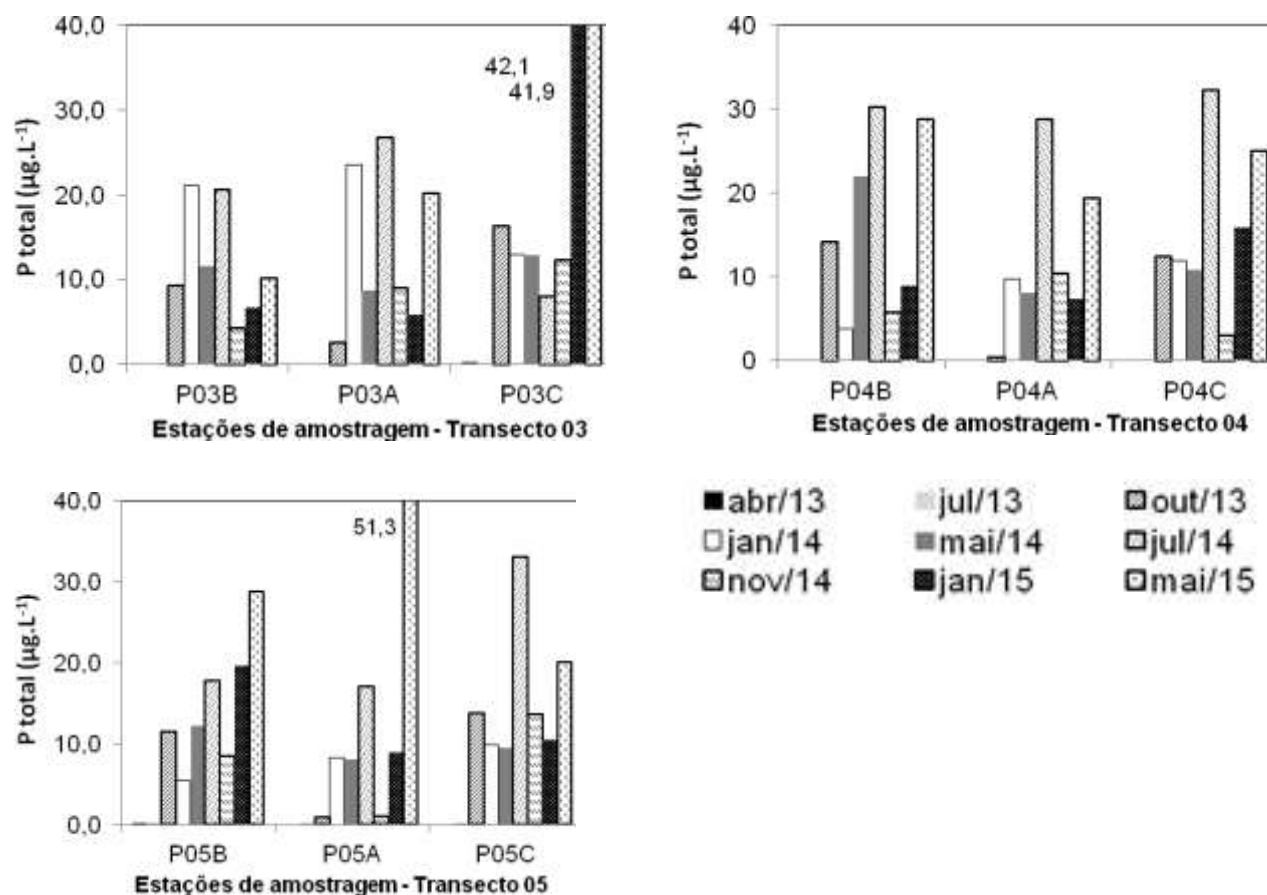
Figura 14 - Variação espaço-temporal das concentrações de nitrogênio total na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15



5.1.5 Fósforo Total

As concentrações de fósforo total (Figura 15) apresentaram aumento significativo ($F = 16,15$; $p < 0,0001$), sendo os maiores valores registrados nas campanhas de julho/2014 (média = $23,90 \mu\text{g.L}^{-1}$) e maio/2015 (média = $27,30 \mu\text{g.L}^{-1}$). Picos foram registrados no ponto 3C ($42,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ em janeiro/2015 e $41,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ em maio/2015) e no ponto 5A ($51,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ em maio/2015). Comparadas às concentrações observadas por Greco (2002), os valores atuais ainda podem ser considerados baixos, pois as concentrações médias entre os tributários variaram entre $17,3$ e $2.355,1 \mu\text{g.L}^{-1}$ no referido trabalho.

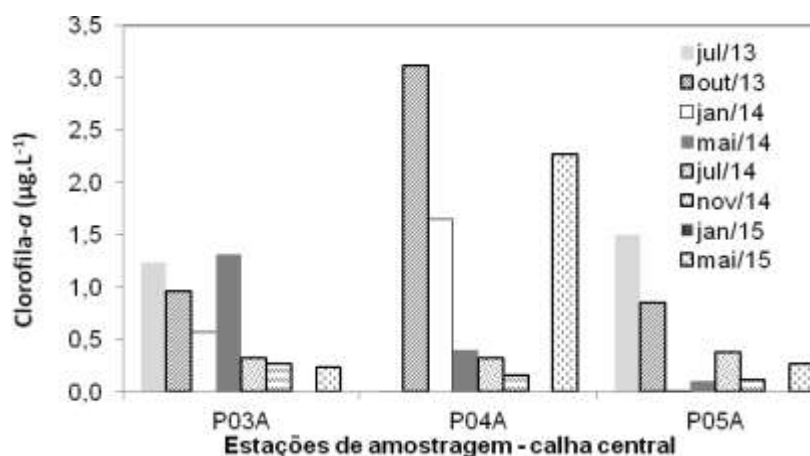
Figura 15 - Variação espaço-temporal das concentrações de fósforo total na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15



5.1.6 Clorofila *a*

Avaliando as concentrações de clorofila *a* (Figura 16) estimadas para a calha central, não foi possível verificar diferenças entre as coletas e nem entre os pontos ($F = 0,73$; $p = 0,499$). Maiores valores ocorreram em outubro/2013 ($3,12 \mu\text{g.L}^{-1}$) e maio de 2015 ($2,3 \mu\text{g.L}^{-1}$) ambos no ponto 4A.

Figura 16 - Variação espaço-temporal das concentrações de clorofila *a* na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15



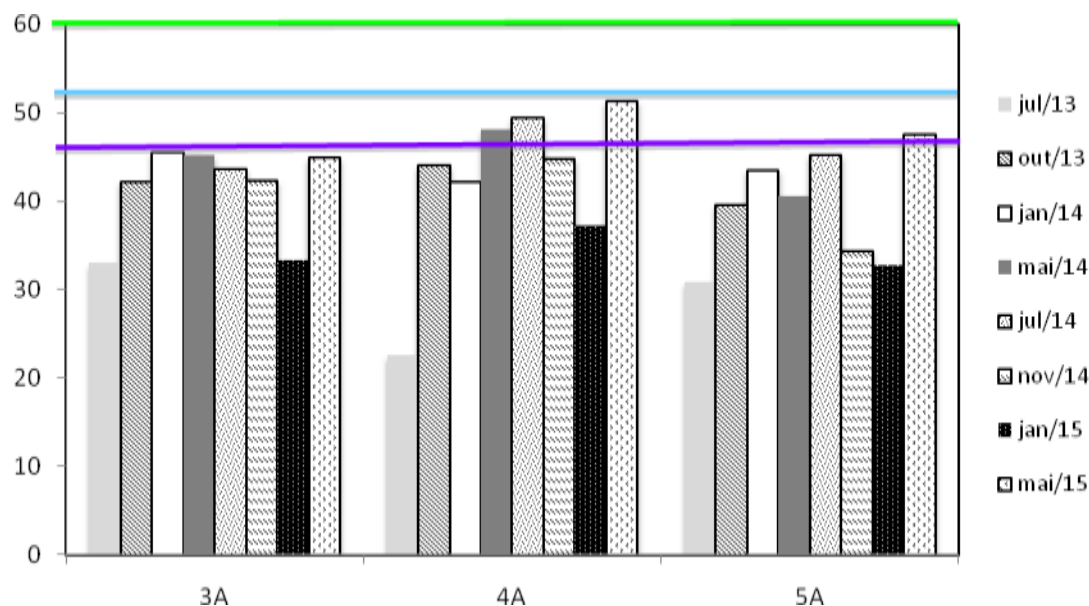
5.1.7 Índice de Estado Trófico – IET

O IET médio, considerando concentrações de clorofila *a*, fósforo total e profundidades do disco de Secchi, foi calculado segundo as recomendações de Lamparelli (2004). A maioria dos valores calculados ocorre abaixo de 47, limite superior para ultraoligotrofia (Tabela 2). A exceção foi o ponto 4A que apresentou valores de oligotrofia ($47 < \text{IET} \leq 52$) nos meses de maio e julho de 2014 e maio de 2015; além do ponto 5A também em maio/2015 (Fig. 17). Apesar de oligotróficos, estes dois pontos são de especial atenção para a gestão do reservatório uma vez que no 4A encontra-se um vasto banco de *Egeria najas*, cuja decomposição pode causar liberação maciça de fósforo na coluna d'água. O ponto 5A está sob influência da planta da Vale Fertilizantes e também do Ribeirão Conquistinha cuja bacia drena parte do município de Delta (MG).

Tabela 2 - Classificação do estado trófico segundo faixas de variação do IET

Valor IET	Classificação
≤ 47	Ultraoligotrófico
$47 < \text{IET} \leq 52$	Oligotrófico
$52 < \text{IET} \leq 59$	Mesotrófico
$59 < \text{IET} \leq 63$	Eutrófico
$63 < \text{IET} \leq 67$	Supereutrófico
> 67	Hipereutrófico

Figura 17 - Valores médios do IET - Índice de Estado Trófico, na região limnética em todos os transectos do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15



5.2 Comunidade Fitoplanctônica

O levantamento taxonômico da área resultou no registro de 193 *taxa*, com predominância das seguintes classes: Bacillariophyceae (56 táxons), Zygnemaphyceae (44 táxons), Chlorophyceae (39 táxons) e Cyanobacteria (29 táxons). Além destas, também foram registrados representantes de Oedogoniophyceae (2 táxons), Crysophyceae (5 táxons), Chryptophyceae (4 táxons), Dinophyceae (6 táxons), Euglenophyceae (10 táxons) e Rhodophyceae (1 táxon).

Para a composição dos gráficos de riqueza (Figura 18), foram considerados os dados quantitativos e qualitativos, entretanto, somente os quantitativos foram utilizados nos cálculos de diversidade biológica.

Tanto para riqueza quanto para densidade (Figura 19), ao considerar a variação espacial, os maiores valores foram observados no transecto 3 e os menores no transecto 5.

Para a variação temporal, riqueza e densidade apresentaram maiores valores nas primeiras coletas em relação às últimas. No ano de 2013, os maiores valores de densidade ocorreram no mês de julho (ponto 3C, máximo de 2508,0 org.mL⁻¹); no ano de 2014 entre os meses de janeiro (ponto 3C: 5320,0 org.mL⁻¹) e maio (ponto 3A, 1338,40 org.mL⁻¹). Já no ano de 2015, uma redução da densidade foi registrada em todos os transectos.

Esta redução da riqueza e densidade registrada nas últimas coletas, pode ser reflexo dos efeitos climáticos da crise hídrica sobre o reservatório, uma vez que a região Sudeste do país passou por longos períodos de estiagem nos anos de 2013 a 2015, que somado às necessidade do setor elétrico, alterou o sistema de operação do reservatório (INMET, 2016).

Ao longo das coletas, os fitoflagelados da classe Cryptophyceae foram os que mais contribuíram para a densidade (de 37,9 até 100,0 % da abundância da comunidade), seguidos pelas classes Bacillariophyceae e Chlorophyceae. Os organismos da classe Cryptophyceae são oportunistas, se desenvolvendo, principalmente, sobre condições adversas a outras espécies, como ambientes heterotróficos (KLAVENESS, *op. cit.*; GERALDES & BOAVIDA, 2005). Além disso, é comum algas como diatomáceas e clorofíceas serem encontradas em maior quantidade nos trechos fluviais, como no transecto 5.

Figura 18 - Variação espaço-temporal da riqueza do fitoplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15

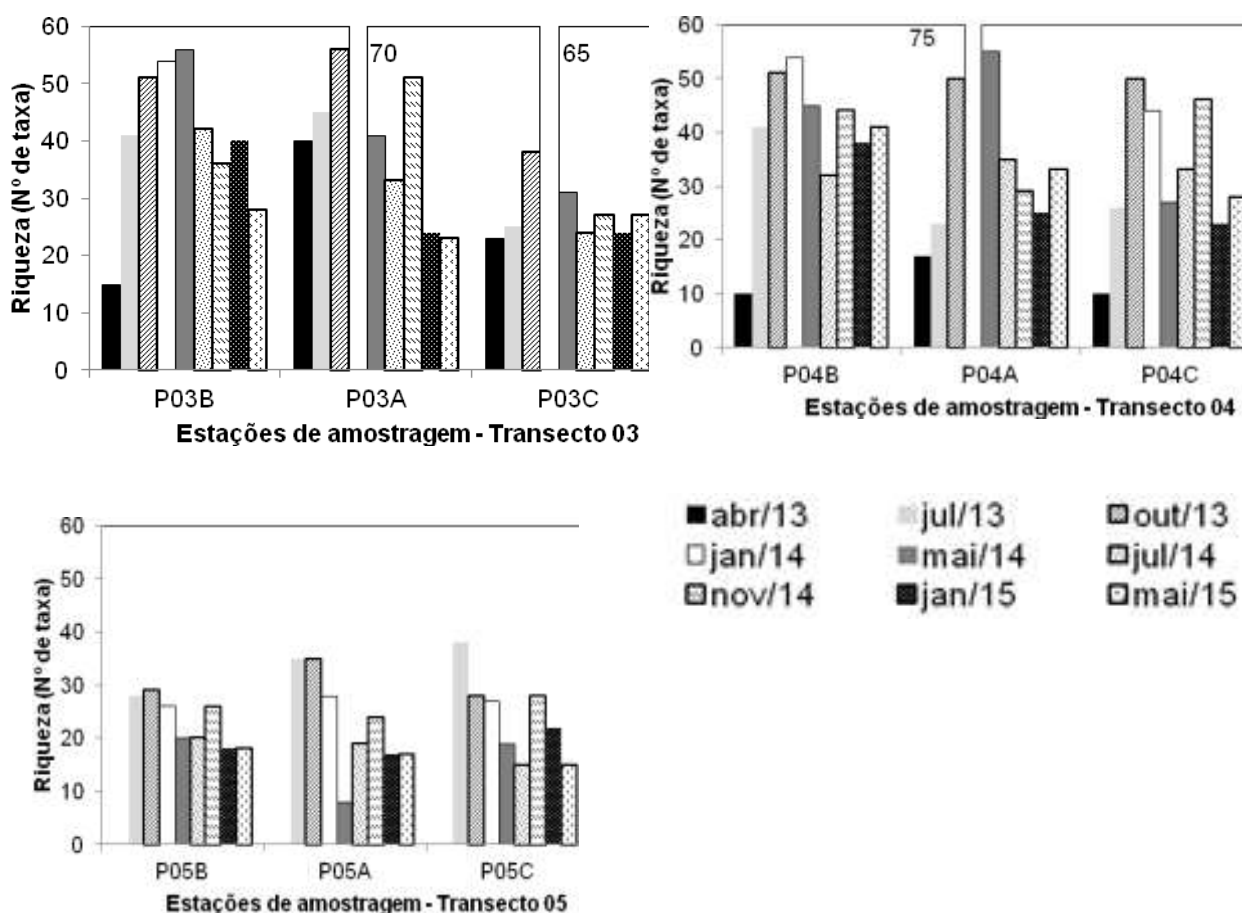
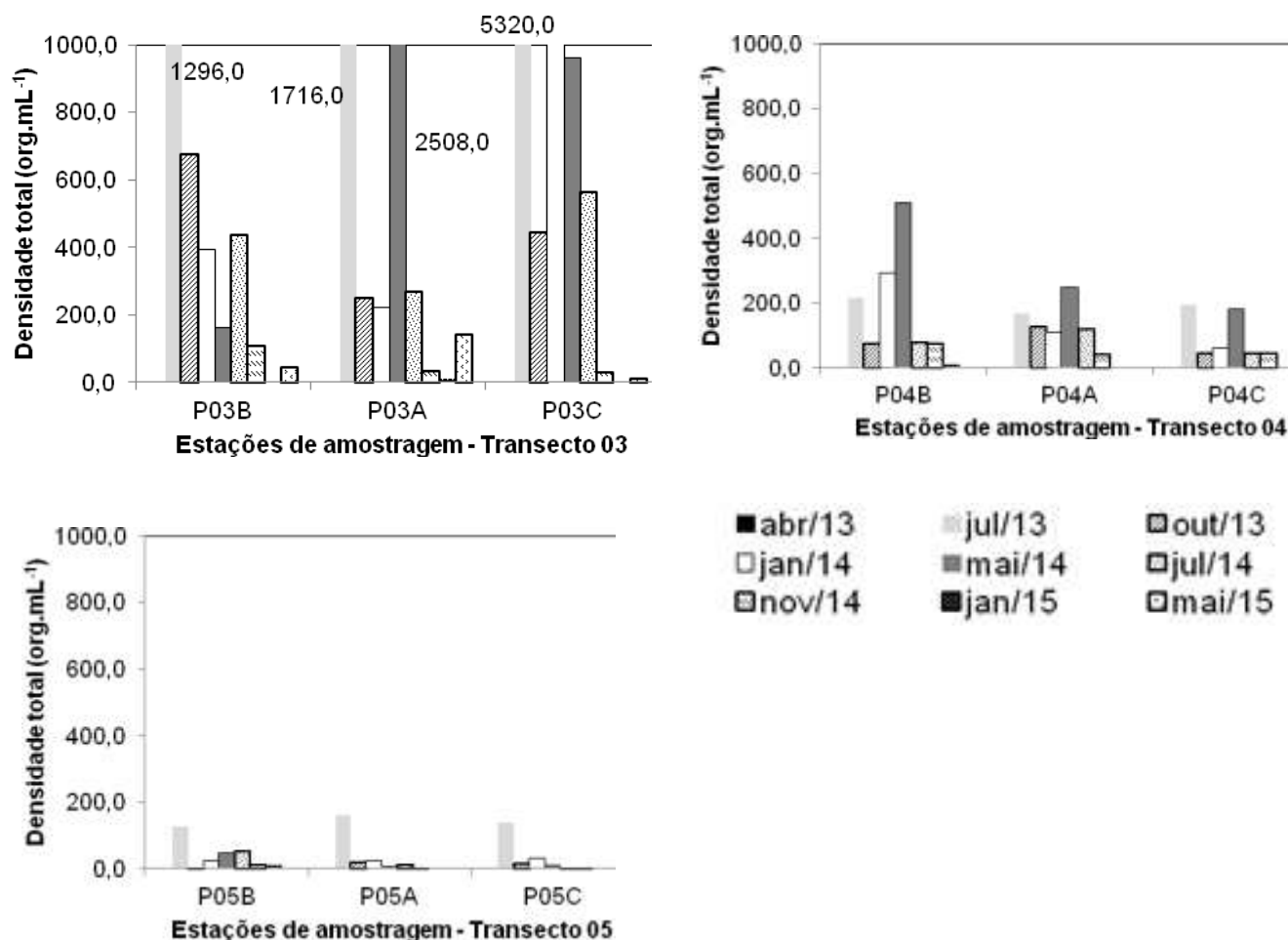


Figura 19 - Variação espaço-temporal da densidade do fitoplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15



As altas densidades do fitoplâncton nos pontos do transecto 3, afetaram o índice de diversidade, reduzindo seu valor, enquanto os maiores valores foram observados nos transectos 4 e 5 (Figura 20). Mesmo possuindo baixa densidade, ambientes lóticos tendem a apresentar maiores valores de diversidade devido à maior riqueza de espécies, influenciada pelo carreamento destas, pela maior heterogeneidade espacial, e pela presença de bancos de macrófitas. Por outro lado, há uma tendência de redução na riqueza de espécies no sentido montante-barragem (NOGUEIRA *et al.*, 2006).

Com relação ao coeficiente múltiplo (Figura 21), não foi possível seu cálculo para todos os pontos uma vez que não foram observadas desmidiáceas em diversas amostras, especialmente no transecto 5. Por outro lado, estavam presentes neste ambiente, espécies associadas a ambientes enriquecidos. Os valores variaram de 1,0 a 17,0 indicando ambiente eutrofizado.

Figura 20 - Variação espaço-temporal da diversidade do fitoplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15

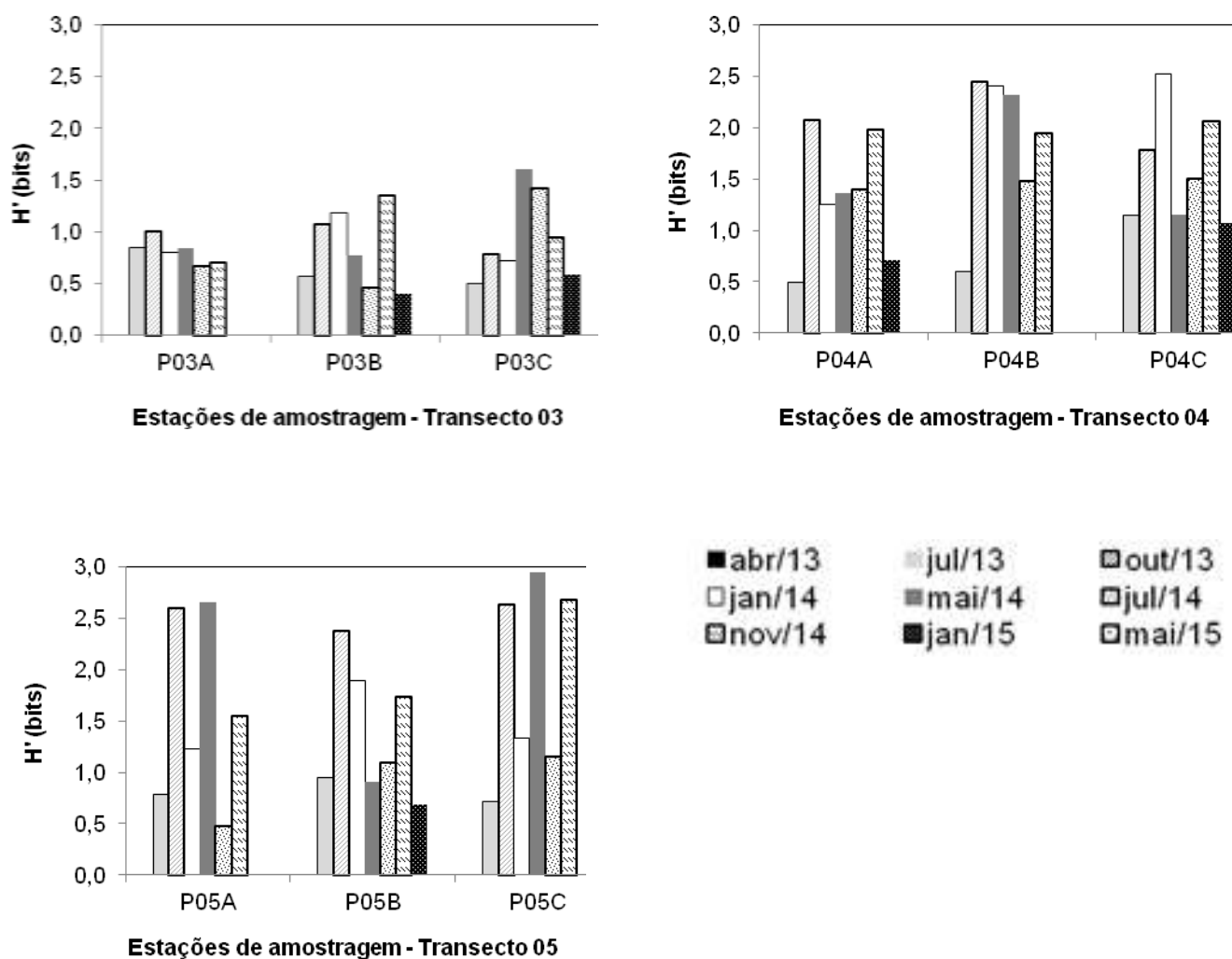
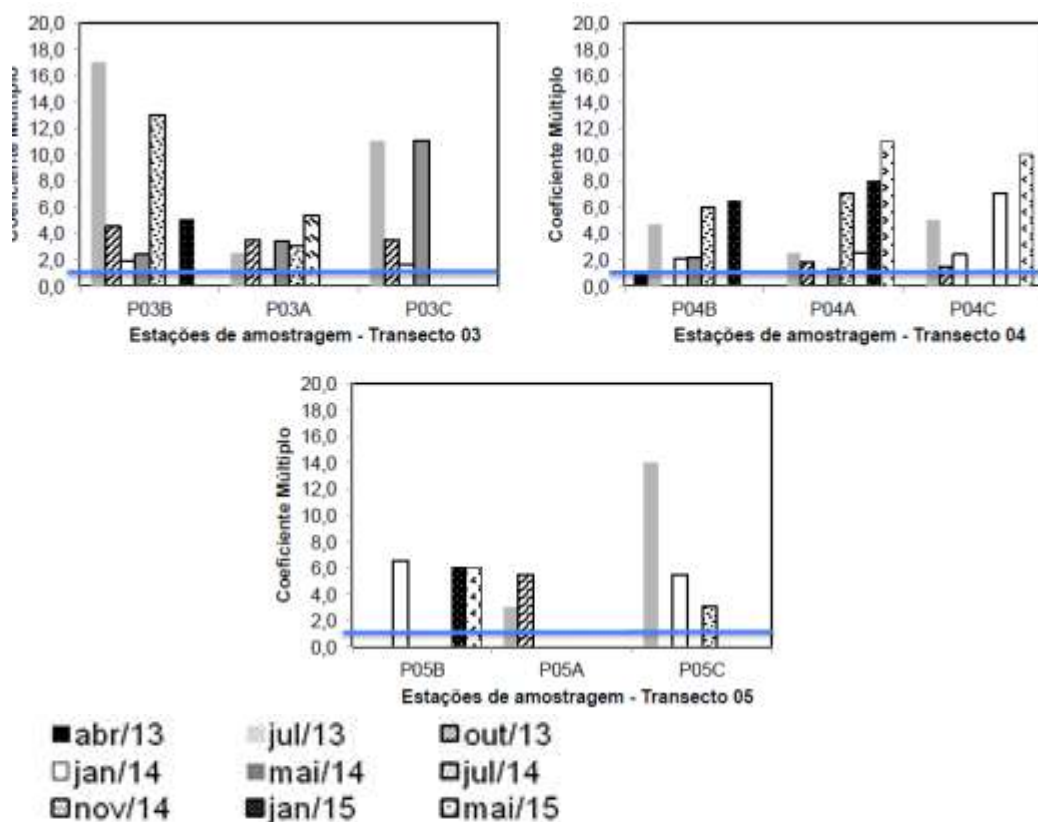


Figura 21 - Variação espaço-temporal do Coeficiente Múltiplo de na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15



5.3 Comunidade Zooplancônica

Ao todo foram observados 139 táxons na comunidade zooplancônica, sendo 56 pertencentes a Protozoa, 63 a Rotifera, 13a Cladocera e 5 a Copepoda. Outros grupos apresentaram apenas um táxon como Ostracoda e Nematoda. A maior riqueza foi observada nos transectos 3 e 4 (Figura 22), especialmente, nas coletas de janeiro, maio e julho de 2014.

Em relação à densidade, os maiores valores foram verificados na estação de coleta 3C (38,84 org.L⁻¹) – transecto 3, seguido pela estação 4B (22,85 org.L⁻¹) – transecto 4, sendo estes valores registrados no mês de maio/2014, representativo do período seco na região. Não foi observado um padrão espacial em relação à densidade total de organismos, entretanto, temporalmente os períodos secos exibiram os valores mais elevados nos transectos estudados, conforme demonstrado na Figura 23. A menor densidade foi registrada na estação P05A (out/13) com 0,17 org.L⁻¹ (Figura 23).

Figura 22 - Variação espaço-temporal da riqueza de zooplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15

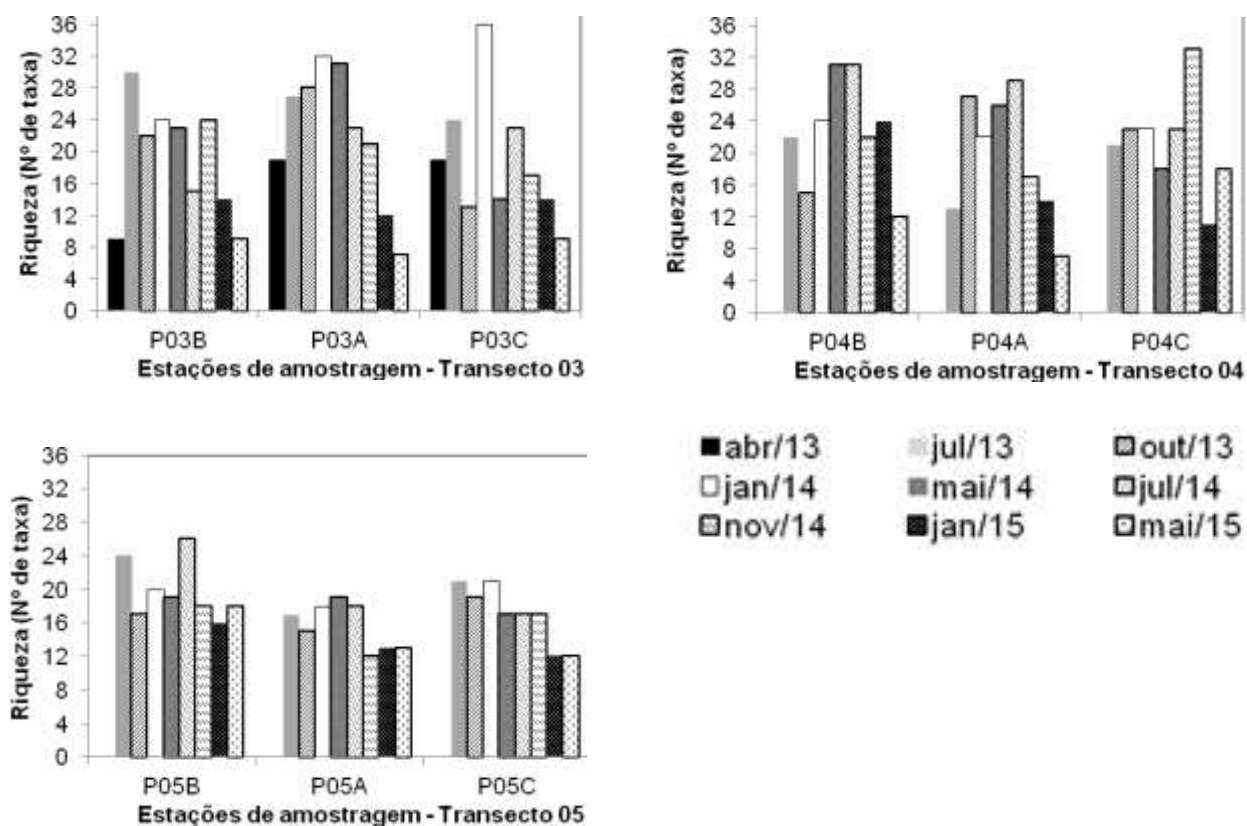
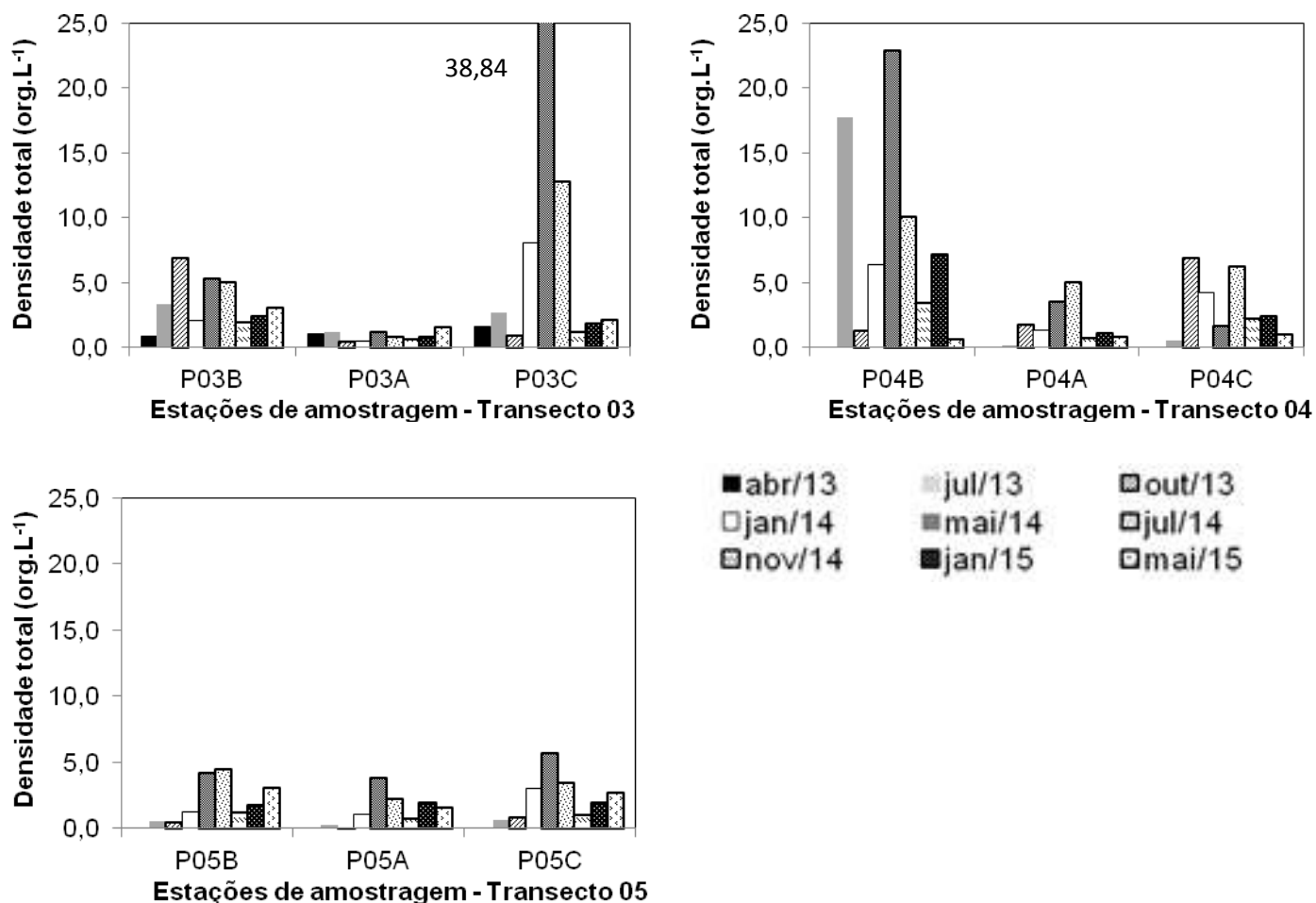


Figura 23 - Variação espaço-temporal da densidade de zooplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15



Valores de diversidade biológica variaram entre 1,37 e 2,83 bits, com exceção dos menores valores nos pontos 3C (0,21 e 0,11 bits, maio de 2014 e 2015, respectivamente) e 4B (0,33 bits – julho de 2013) (Figura 24). O ponto 3C chama atenção por apresentar maior concentração de pivôs e desembocadura do córrego Ponte Alta sobre influência da área urbana de Uberaba, enquanto o ponto 4B sofre influência do córrego da Estiagem (IGTEC, 2015).

Por se tratar de um trecho lótico com predomínio de náuplios, não foi possível calcular a razão Calanoida/Cyclopoida para todas as amostras no transecto 5, quando obtidos verificou-se valores acima de 2 classificando este trecho como oligotrófico (Figura 25). Para

os transectos 3 e 4 geralmente os valores observados estiveram abaixo de 1, classificando estes trechos como meso-eutróficos.

Figura 24- Variação espaço-temporal da diversidade de zooplâncton na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15

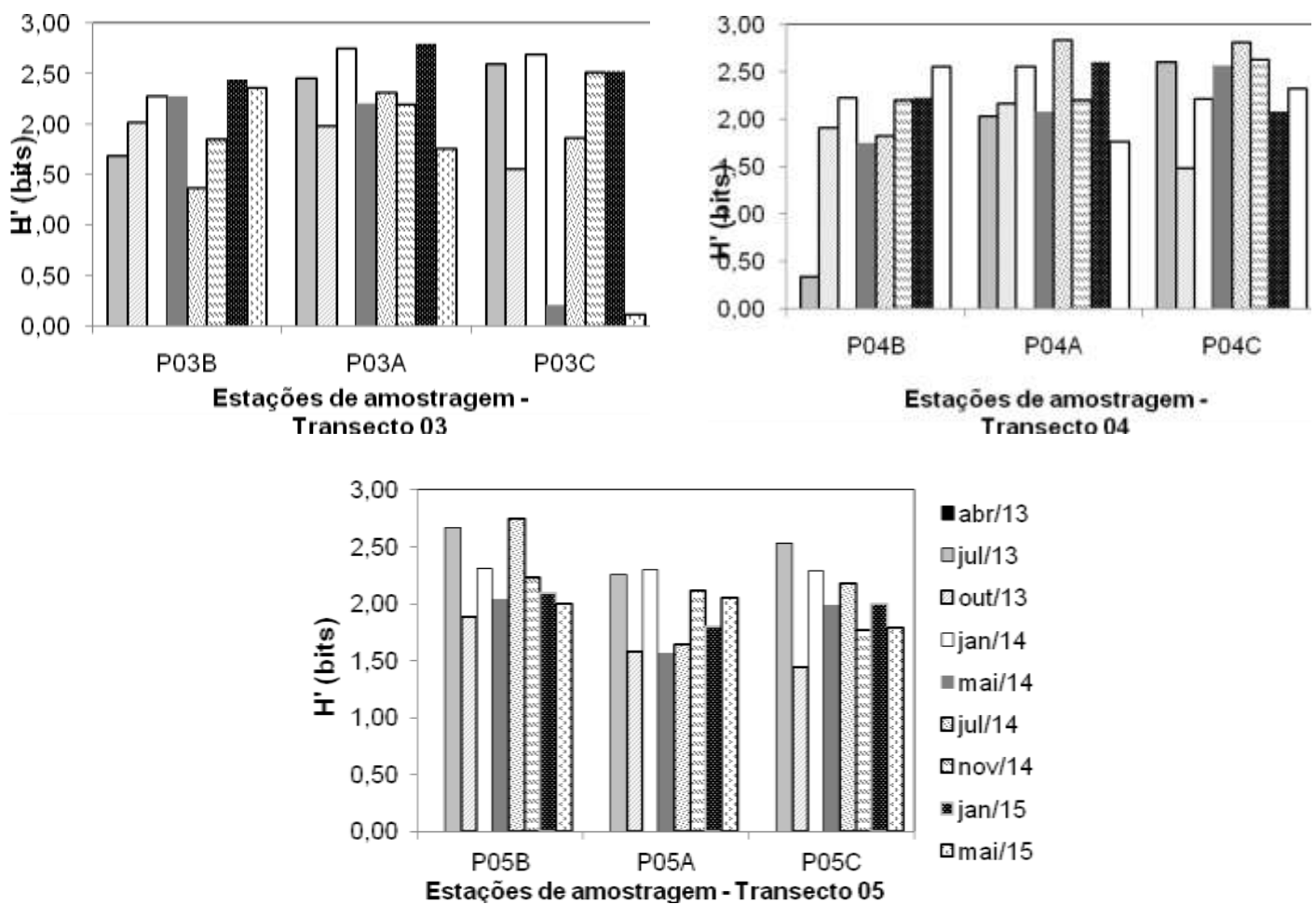
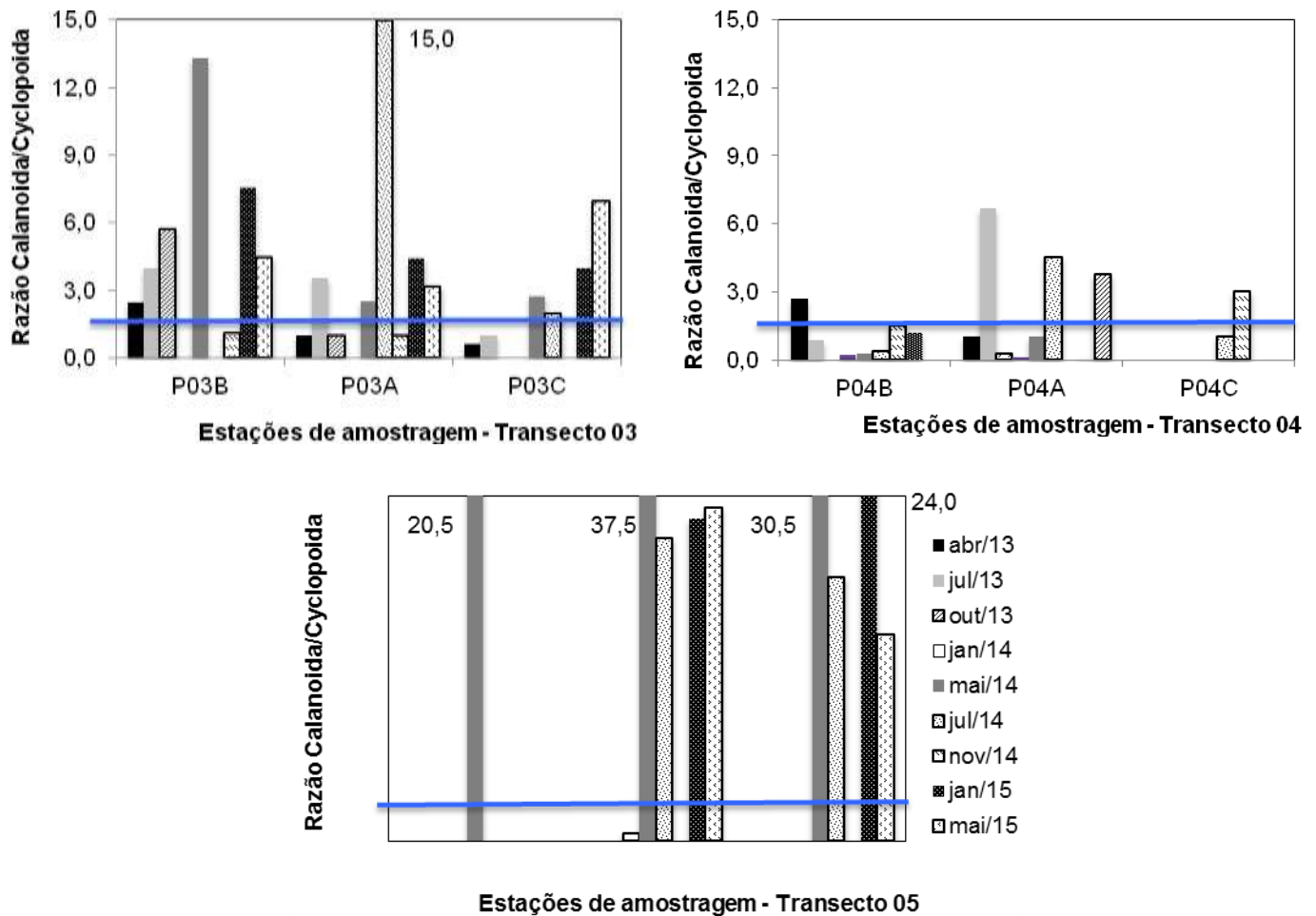


Figura 25 - Variação espaço-temporal da Razão Calanoida/Cyclopoida na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15



5.4 Macroinvertebrados Bentônicos

No total foram registrados 26 táxons para a comunidade bentônica, sendo 13 pertencentes à classe Insecta (5 Ephemeroptera, 3 Odonata, 3 Diptera e 2 Heteroptera), 7 pertencentes a Mollusca (5 Gastropoda e 2 Bivalvia). Crustacea e Annelida apresentaram 2 táxons cada e apenas 1 táxon de Tardigrada e 1 de Nematoda foram observados.

A maior riqueza de táxons foi observada nas margens, com exceção do ponto 4C, que recebe o rio do Carmo, tributário do reservatório de Volta Grande com a maior área de drenagem e com altas cargas de matéria orgânica e de sólidos. Os maiores valores foram observados os pontos 3B e 4B, porém, não ultrapassaram 11 táxons, configurando uma comunidade relativamente empobrecida, provavelmente refletindo as drásticas alterações ambientais às quais o sistema já foi submetido. Na calha central, os menores valores foram registrados no ponto 3A, não sendo superior a 4 organismos (Figura 26).

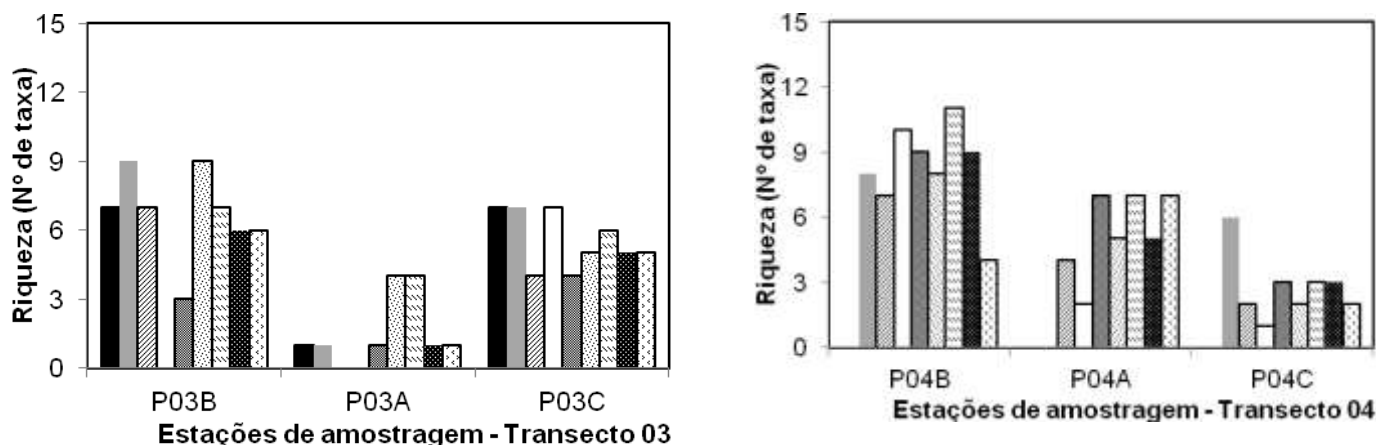
Maiores valores de abundância (Figura 27) também foram observados nas margens, o ponto 4B apresentou os valores mais altos chegando a 617 e 408 organismos (janeiro e maio de 2014, respectivamente), seguido do ponto 3C, com 359 organismos em julho/2014.

Nas margens, a velocidade de correnteza é menor, bancos de macrófitas e mata ciliar (ainda que escassa) aumentam a heterogeneidade ambiental e a disponibilidade de recursos alimentares e substrato (CORBI, 2006; SURIANO, 2008).

Na região de transição do reservatório, insetos aquáticos tornam-se mais presentes, com destaque para o ponto 3B, onde se registraram principalmente, indivíduos da família Chironomidae (179 organismos), mas também foram observadas as ordens Ephemeroptera (5 organismos) e Odonata (4 organismos). Ainda na região de transição, no transecto 4, gastrópodes foram dominantes, provavelmente devido à presença do extenso banco de *E. cf. najas*, com abundante perifíton associado, que fornece alimento a este grupo de organismos raspadores. No ponto 4C, outro grupo de organismos tem destaque, como os da classe Oligochaeta, resistentes às situações de enriquecimento orgânico e baixa concentração de oxigênio dissolvido. Assim, esses organismos são favorecidos uma vez que, seus predadores e competidores não conseguem se estabelecer em situação mais crítica de qualidade de água.

Quanto ao transecto 5, nas margens, os organismos dominantes foram os moluscos da classe Bivalvia: o mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) e do gênero *Corbicula*; e na calha central os da classe Gastropoda: *Melanoides tuberculatus* e *Aylacostoma* sp. Com exceção deste último, as demais são espécies exóticas à bacia do Rio Grande, tratando-se, portanto, de organismos invasores que tem afetado comunidade de macroinvertebrados do reservatório.

Figura 26 - Variação espaço-temporal da riqueza de macroinvertebrados bentônicos na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15



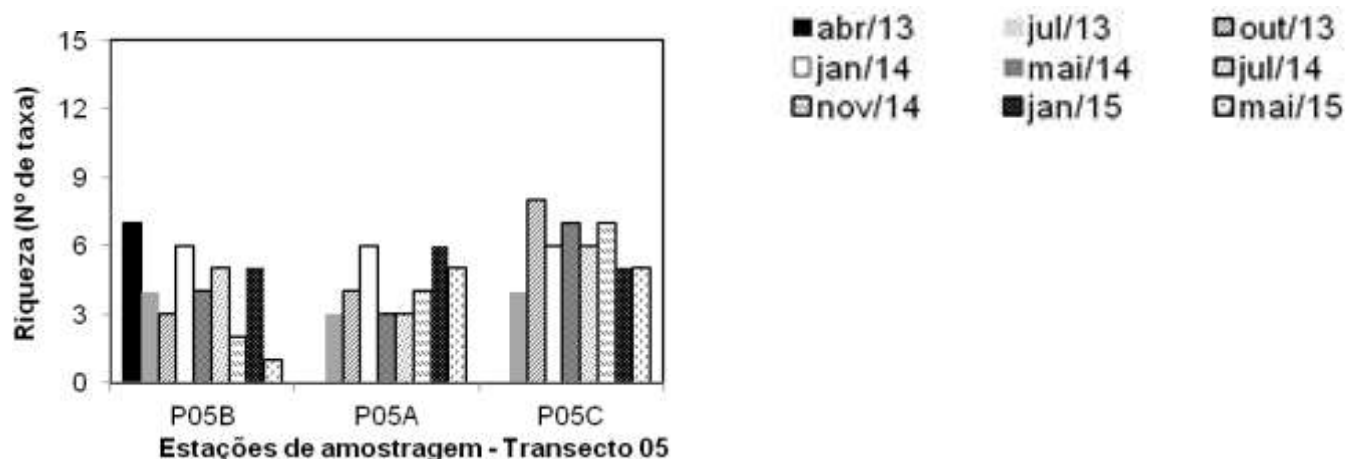
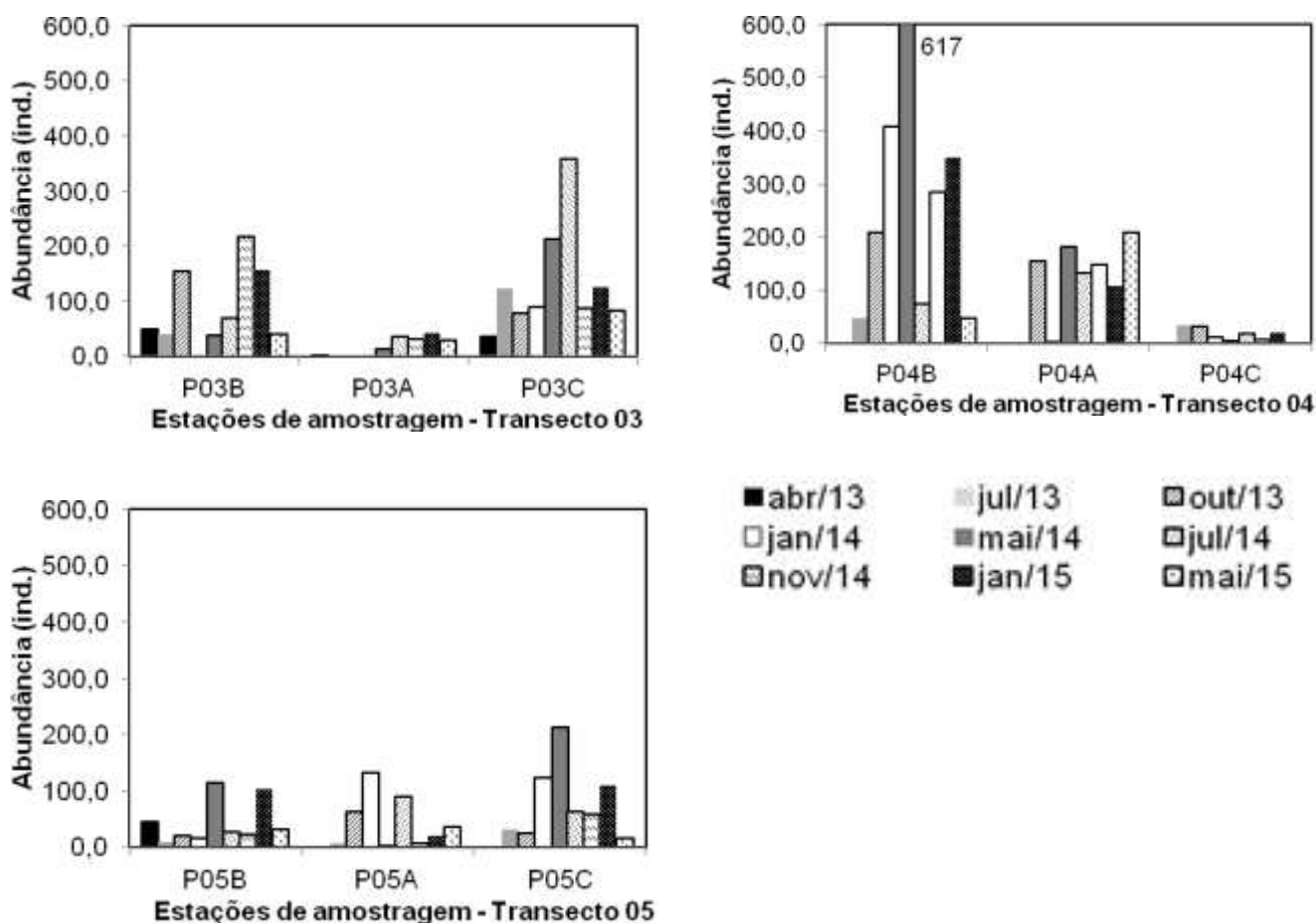


Figura 27 - Variação espaço-temporal da abundância de macroinvertebrados bentônicos na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre abril/13 e maio/15



Considerando os organismos bioindicadores, foram observados em maior abundância os grupos indicadores de má qualidade de água, como os organismos das famílias Chironomidae e Oligochaeta e também moluscos gastrópodes do gênero *Physa*. Neste grupo,

os indivíduos da família Chironomidae se destacam pela maior frequência de ocorrência nas amostras, estando presentes em quase 50%. Foram observados pouquíssimos espécimes das ordens Ephemeroptera e Odonata (indicadores de boa qualidade de água e habitat íntegro). Não foram registrados organismos das ordens Plecoptera e Trichoptera.

Dentre os grupos funcionais de alimentação existentes foram identificadas cinco categorias na comunidade de macroinvertebrados do reservatório de Volta Grande:

- 1- Filtradores (Ostracoda, *Corbicula* sp., *Limnoperma fortunei* e Oligochaeta),
- 2- Raspadores (*Melanoides tuberculatus*, *Biomphalaria straminea*, *Physa* cf. *acuta* e *Aylacostoma* sp.),
- 3- Predadores (Odonata, Ceratopogonidade, parte dos Chironomidae) e
- 4- Coletores (*Macrobrachium* sp., parte dos Chironomidae).
- 5- Fragmentadores (Ephemeroptera)

A baixa frequência e abundância de organismos fragmentadores refletem a ausência ou empobrecimento da vegetação ciliar, cujos detritos servem de recursos alimentares para este grupo (BUSS *et al.*, 2002). Por outro lado, a grande abundância de filtradores e raspadores indica que há aumento progressivo no grau de trofia e grande quantidade de matéria orgânica particulada fina na água servindo de alimento para estes grupos (MANDAVILLE, 2002).

Destaca-se o fato de que muitos dos filtradores e raspadores registrados são de espécies exóticas ao sistema, indicando que sua colonização foi facilitada não só pelas condições ambientais pré-existentes, mas também pelos recursos alimentares amplamente disponíveis.

Uma limitação severa do uso da abordagem de bioindicadores é que não se tem para o reservatório de Volta Grande, nem para a grande maioria dos ambientes impactados por ação humana, pontos de referência com os quais comparar os resultados atuais. Tal ponto de referência deveria consistir num local onde não tivesse ocorrido nenhum tipo de alteração ambiental, nem sequer o próprio enchimento do reservatório há anos atrás. A fauna e flora desse local hipotético não estariam sujeitas ao processo de eutrofização recente, nem ao efeito da introdução de espécies exóticas, sendo consideradas prístinas do ecossistema (STODDARD, *et al.*, 2006). Portanto, numa situação ideal, a comparação entre a biota dos locais de referência e a biota registrada nos pontos de amostragem de cada transecto daria a medida precisa e exata do quanto as comunidades que sofreram os efeitos dos impactos se

diferenciaram das comunidades originais, seja perdendo espécies ou alterando a sua composição funcional.

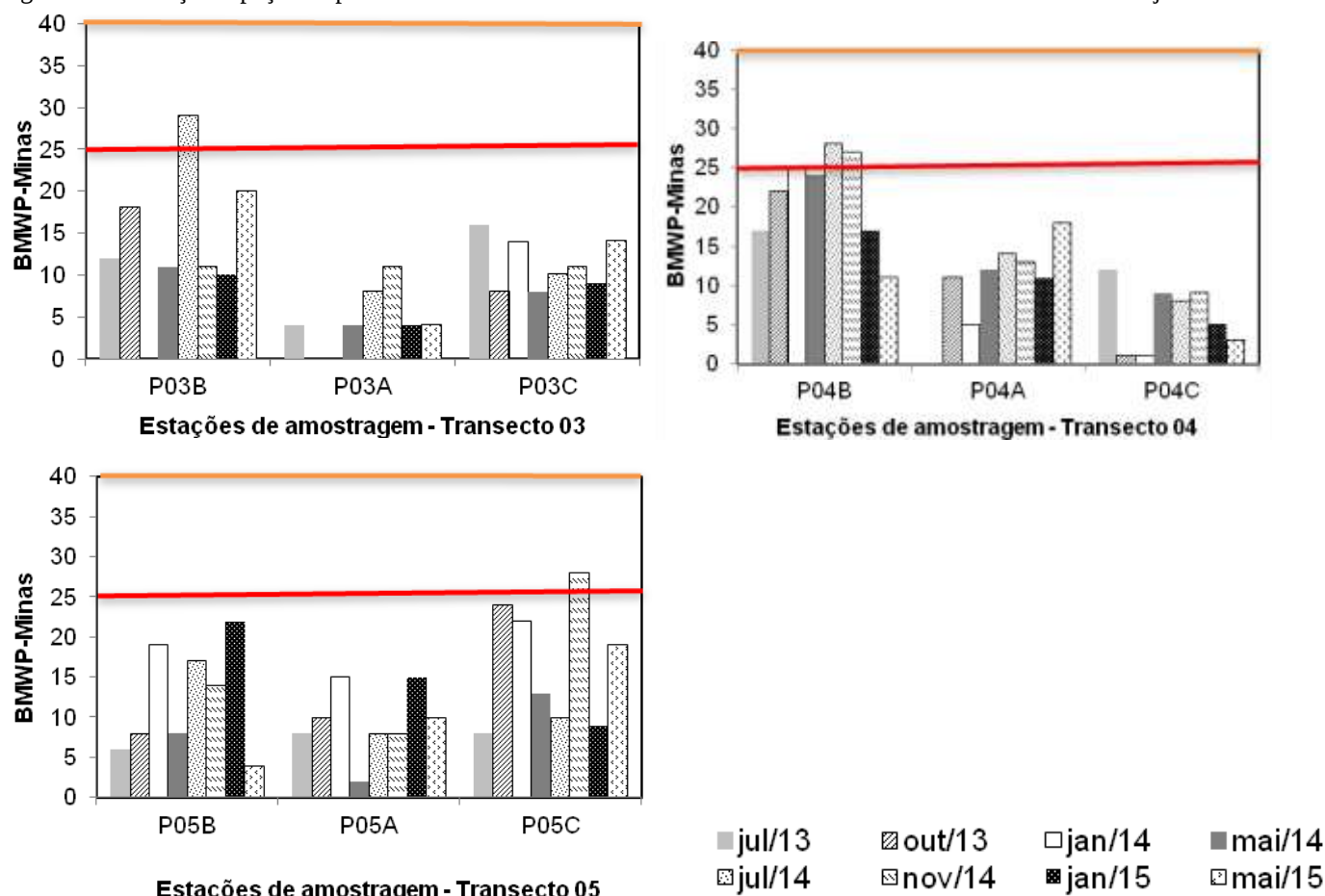
O índice BMWP apresentou valores entre 1 e 29 para as comunidades do reservatório de Volta Grande (Figura 28). A maioria dos pontos foi classificada como muito ruim (69 das ocorrências, 96% das amostras) ou ruim (3 ocorrências, 4% das amostras), com nem um único registro de qualidade de água regular. O padrão espacial encontrado com a análise dos resultados do índice é semelhante àquele já registrado para a riqueza e abundância, qual seja, os maiores valores foram registrados na zona litorânea enquanto na calha central ou região limnética, o índice apresenta um resultado pior. A exceção a esse padrão é novamente o transecto 4 cujo ponto 4C, região litorânea, mostrou resultado pior do que a calha do mesmo transecto.

Contudo a comunidade bentônica apresenta respostas a impactos ainda mais profundos do que o indicado por este índice, uma vez que o mexilhão-dourado (*Limnoperma fortunei*) é uma das espécies dominantes e não é contemplada pelo BMWP. Por classificar a comunidade sob aspectos ecológicos, os grupos funcionais foram mais eficazes para explicar as alterações na comunidade bentônica quando comparado ao BMWP, que utiliza uma abordagem taxonômica. Por esta razão, índices bióticos devem ser revisados considerando a nova realidade de invasão de espécies exóticas nas bacias hidrográficas brasileiras.

Tabela 3 - Classificação de qualidade de água segundo faixas de variação do BMWP Minas

Classe	Valor	Classificação
I	> 81	Excelente
II	80-60	Boa
III	60-41	Regular
IV	40-26	Ruim
V	< 25	Péssima

Figura 28 - Variação espaço-temporal do BMWP Minas na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15



5.5 Índice Plâncton-Bentônico – IPB

Os biocritérios selecionados e seus respectivos percentis para o Índice Plâncton-Bentônico são listados na Tabela 4. Segundo Roset *et al.*, (2007) a aplicação de índices de integridade biótica geram resultados comparáveis aos índices de diversidade, às listas de espécies e às análises multivariadas, pois integra dados ecológicos de forma mais abrangente.

Alguns pesquisadores mostram que apenas os parâmetros físicos e químicos não são suficientes para verificar a qualidade ambiental de maneira eficaz, uma vez que frequentemente representam condições momentâneas do ecossistema (KARR *et al.*, 1986; METCALFE, 1989; CALLISTO & MORENO, 2005). Os parâmetros físicos e químicos analisados neste trabalho, não foram incluídos no IPB por apresentaram menor amplitude de variação nos dados, apontando valores dentro dos padrões de qualidade de água e não havia extremos ruins. Sem esse gradiente de variação não é possível separar as diferentes as classes do índice. Desta forma, os biocritérios utilizados no IPB para o reservatório de Volta Grande, foram baseados em atributos das comunidades biológicas obtidos pela listagem e contagem de organismos e por índices de biodiversidade e bioindicação.

Ressalta-se que os três grupos (fitoplâncton, zooplâncton e macroninvertebrados bentônicos) possuem espécies indicadoras de qualidade ecológica, o que potencializa a assertividade, abrangência e aplicação do referido índice em um conjunto extenso de bacias hidrográficas, que vai muito além da área de estudo.

Tabela 4 – Biocritérios e percentis selecionados para o Índice Plâncton-Bentônico no reservatório de Volta Grande, Rio Grande – MG

Fitoplâncton			
Percentis	Densidade de Chlorophyceae	Densidade de Cryptophyceae	Coefficiente Múltiplo
10	0,0	1,2	0,0
40	2,1	17,6	0,1-1,0
60	7,0	68,3	3,5
90	56,4	375,8	10,0
Zooplâncton			
Percentis	Densidade total	Riqueza relativa de Crustacea	Diversidad e Shannon-Wiener
10	0,51	15,1	1,39
40	1,13	33,3	1,96
60	1,77	42,9	2,12
90	6,44	63,9	2,52
Macroinvertebrados Bentônicos			
Percentis	Riqueza de espécies	Abundância total	Abundância a filtradores
10	1	3,0	0,0
40	4	38,6	6,6
60	5	96,2	19,4
90	9	349,4	160,3

Todos os percentis foram calculados por meio da estatística descritiva. A partir dos percentis foram determinados os diagramas de pontuação para cada biocritério (Tabela 5).

A única exceção foi o Coeficiente Múltiplo do Fitoplâncton, cujos intervalos foram determinados de acordo com sua interpretação biológica. Desta forma, o percentil 10 é representado pelo resultado 0 do Coeficiente Múltiplo equivalendo a 1, menor pontuação. O percentil seguinte é representado pelo intervalo 0,1 a 1,0; quando o Coeficiente Múltiplo indica oligotrofia e sua pontuação é 5, a maior para o índice. Acima deste intervalo, o cálculo para os demais percentis foi semelhante ao dos demais biocritérios e a pontuação foi decrescente conforme a qualidade de água diminui.

Tabela 5 - Diagrama de pontuação relativo aos biocritérios e percentis selecionados para o Índice Plâncton-Bentônico no reservatório de Volta Grande, Rio Grande – MG

Intervalo	Fitoplâncton		
	Densidade de Chlorophyceae	Densidade de Cryptophyceae	Coeficiente Múltiplo
Percentil 0-10	1	1	1
Percentil 10-40	3	5	5
Percentil 40-60	5	3	4
Percentil 60-90	3	2	3
Percentil acima 90	1	1	2
Intervalo	Zooplâncton		
	Densidade Total	Riqueza relativa de Crustacea	Diversidade Shannon-Wiener
Percentil 0-10	5	1	1
Percentil 10-40	4	2	2
Percentil 40-60	3	3	3
Percentil 60-90	2	4	4
Percentil acima 90	1	5	5
Intervalo	Macroinvertebrados Bentônicos		
	Riqueza de espécies	Abundância total	Abundância filtradores
Percentil 0-10	1	1	1
Percentil 10-40	2	2	5
Percentil 40-60	3	3	4
Percentil 60-90	4	5	3
Percentil acima 90	5	4	2

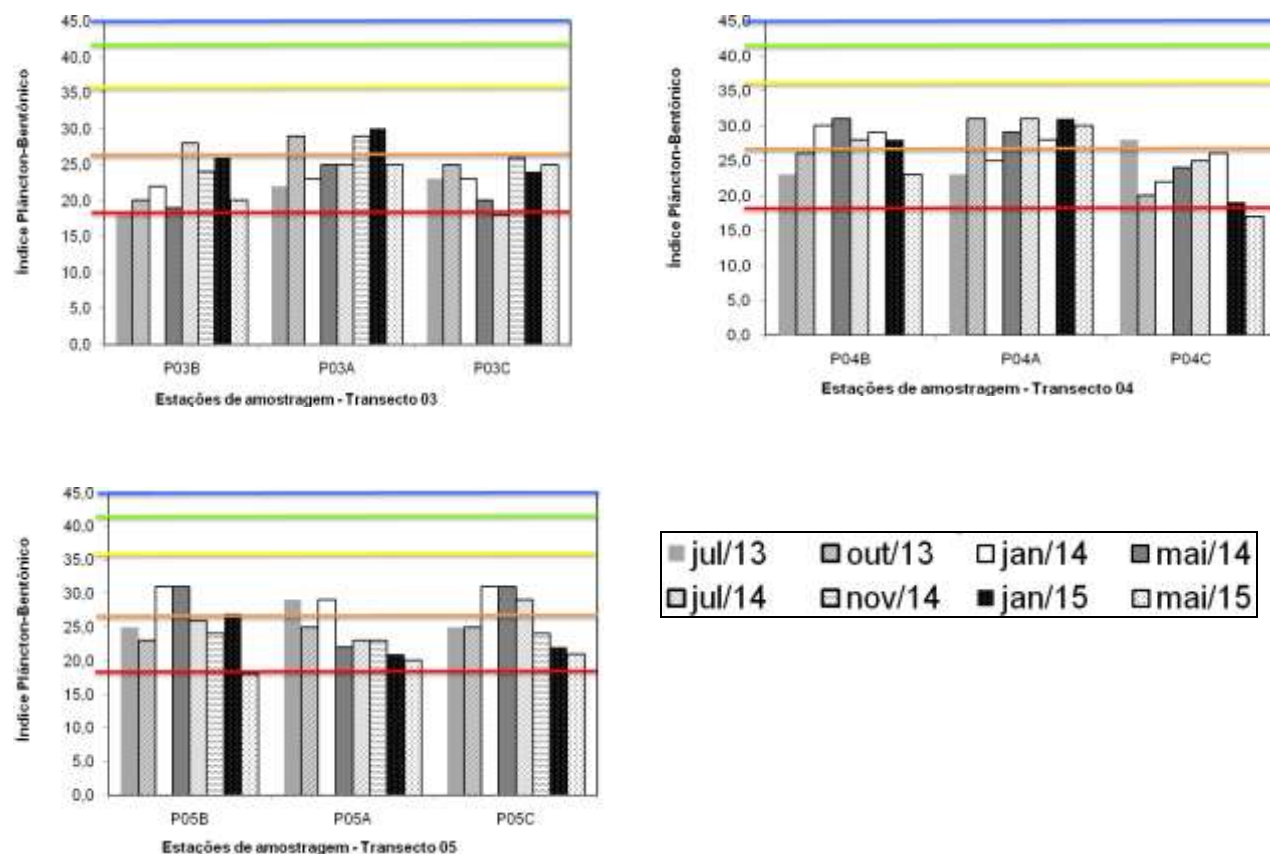
A partir da pontuação estabelecida de acordo com as características ecológicas e de bioindicação dos biocritérios, foram determinadas as classes para a caracterização de qualidade de água (Muito Ruim, Ruim, Regular, Bom e Muito Bom) em padrão de cores comumente utilizados pela legislação internacional (Tabela 6).

Tabela 6 - Classificação de qualidade de água segundo faixas de variação do IPB

Classificação	Valor IPB
Muito Ruim	9 a 18
Ruim	19 a 27
Regular	28 a 36
Bom	37 a 42
Muito Bom	43 a 45

Após a criação do Índice Plâncton-Bentônico, o mesmo foi aplicado para o reservatório de Volta Grande (Figura 29). A considerar todos os pontos de amostragem em todas as campanhas realizadas, foram registradas as seguintes ocorrências: 4 como Muito Ruim, 45 como Ruim e 23 como Regular. Os pontos 4A e 4B foram os que receberam mais classificações como Regular, enquanto os transecto 3, 5 e o ponto 4C receberam maior número de classificações Ruim.

Figura 29 - Variação espaço-temporal do IPB - Índice Plâncton-Bentônico na rede amostral do reservatório de Volta Grande entre julho/13 e maio/15



As características físicas e químicas e o índice de estado trófico (IET) classificam o reservatório de Volta Grande como pouco degradado e oligotrófico. Por outro lado, o Índice Plâncton Bentônico classificou o ambiente como Regular e Ruim, principalmente devido à comunidade bentônica que reflete os impactos como a introdução de espécies exóticas e a degradação da estrutura física do habitat.

Os índices bióticos remetem a associação da sensibilidade e tolerância dos grupos aos diversos níveis de poluição (BAPTISTA, 2008). Mundialmente, diversos índices bióticos têm sido criados com o intuito de avaliar os ambientes lóticos (BERE & TUNDISI, 2010), além disso, nas últimas décadas, estudos vêm sendo desenvolvidos com o intuito de melhorar e renovar essas ferramentas de monitoramento para avaliação em recursos hídricos (BUSS *et al.*, 2003, CZERNIAWSKA-KUSZA, 2005).

Segundo Karr *et al.*, (1986) existem cinco principais dimensões de qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos: qualidade da água, fluxo de energia, estrutura física do

habitat, regime hídrico e interações bióticas. No caso do reservatório de Volta Grande, pode-se considerar que quatro destas cinco dimensões foram drasticamente modificadas, quando da construção da barragem e da introdução de espécies exóticas ao sistema.

Apesar da boa qualidade da água, dentre os principais impactos que as barragens causam na biota está alteração do regime hídrico, o que elimina os trechos de corredeiras, reduzindo a heterogeneidade ambiental e a diversidade das espécies, especialmente peixes e macroinvertebrados. A qualidade do habitat no reservatório de Volta Grande é ainda mais comprometida, devido à dragagem de areia e aos sedimentos lodosos derivados da erosão no entorno.

A vegetação ripária escassa ou ausente reduz a entrada de matéria orgânica particulada e, somada à ausência de um ciclo sazonal natural no regime hídrico, afeta o fluxo de energia, reduzindo a diversidade dos grupos funcionais mais especializados e aumentando a abundância de onívoros (KARR, 2006). Finalmente, as interações bióticas são alteradas, não só na estrutura trófica do ecossistema, mas também pela perda de biodiversidade causada por competição com espécies exóticas.

Ao considerar os biocritérios utilizados, apesar da boa qualidade da água atestada pelo IET, o reservatório de Volta Grande apresenta a complexidade estrutural do habitat muito degradada e suas interações biológicas naturais alteradas, comprometendo a colonização da biota. Os impactos sobre a estrutura do habitat e as comunidades biológicas refletem tanto as perturbações causadas pela transformação de um ambiente lótico para lêntico, assim como o impacto no entorno do reservatório devido às atividades econômicas antropogênicas. O mesmo foi observado por Petesse *et al.*, (2014), para a ictiofauna da represa de Barra Bonita, onde o Índice de Integridade Biótico aplicado, demonstrou maior sensibilidade desta comunidade às alterações da morfologia (profundidade) e estrutura do habitat (macrófitas e vegetação ciliar) do que às variáveis físicas e químicas da água.

Os vários índices e indicadores utilizados fornecem respostas diferentes para a avaliação física, química e biológica, quando se considera apenas um dos compartimentos ou comunidades no ambiente aquático. Segundo Souza (2013), as diferenças observadas devem-se aos critérios e metodologias empregados na criação dos mesmos. De acordo com a autora, os índices podem até apontar diferenças expressivas entre ambientes com divergentes situações de conservação/degradação, mas muitas vezes não é sensível o suficiente para demonstrar diferenças na qualidade de água de um mesmo ambiente ao longo do tempo.

Além disso, quando apenas um compartimento ou comunidade é considerado, este pode ser um fator limitante para a construção dos Índices de Integridade Biótica, devido à baixa abundância de organismos (FERNANDES, 2007). Muitas vezes, o maior número de pontos amostrais pode não ser a solução, gerando redundância das amostras.

A maior vantagem ao realizar uma abordagem multimétrica é a capacidade de agregar diversos dados de uma comunidade para classificar de uma forma mais ampla o grau de poluição do ambiente, mantendo a informação originada das métricas individuais (OLIVEIRA *et al.*, 2008). Dentre as diversas comunidades que têm sido usadas para avaliar a qualidade da água, os macroinvertebrados, os peixes e as diatomáceas bentônicas destacam-se por serem mais comumente utilizados como ferramentas de avaliação (ECTOR & RIMET, 2005).

Contudo a maioria dos estudos levou em consideração apenas uma comunidade (MARQUES, 2004; FERNANDES, 2007; SOUZA, 2013 e cita mais alguns que só utilizaram uma comunidade). Por esta razão, o IPB avaliou simultaneamente dois principais compartimentos que determinam o funcionamento do ecossistema aquático (coluna d' água e sedimento de fundo) fornecendo um retrato mais detalhado e preciso, já que refletirá alterações ambientais de curto prazo, registradas pelo plâncton, e às quais o zoobentos não necessariamente é muito sensível e também alterações de longo prazo, registradas pelo zoobentos, e às quais o plâncton, devido ao seu curto ciclo de vida, não responde.

A maioria das correlações entre o Índice Plâncton Bentônico e os demais índices de qualidade de água e bioindicação, aplicados para o reservatório de Volta Grande, foi baixa e não significativa (Tabela 7). A exceção foi o BMWP Minas, cuja correlação foi significativa e positiva, ainda que baixa ($r = 0,5173$; $p < 0,0001$).

Tabela 7 – Correlações de Spearman entre o Índice Plâncton Bentônico e demais índices de qualidade de água e bioindicação, aplicados para o reservatório de Volta Grande, MG

IPB	r	P
IET médio	-0,0644	0,504
Coeficiente Múltiplo	0,2144	0,187
Razão Calanoida/Cyclopoida	-0,0664	0,541
BMWP Minas	0,5173	<0,0001
Shannon-Wiener Zooplâncton	0,0289	0,754
Shannon-Wiener Fitoplâncton	0,1782	0,063

O índice BMWP Minas é um típico índice que considera apenas uma comunidade particular, macroinvertebrados bentônicos, do complexo sistema aquático. E o ranqueamento dos organismos presentes é efetuado considerando apenas a tolerância/sensibilidade dos mesmos à poluição orgânica. A correlação significativa positiva entre o BMWP Minas e o Índice Plâncton-Bentônico indica que, neste último, a comunidade de macroinvertebrados aquáticos teve um peso expressivo no resultado e na classificação final dos pontos amostrais. Este resultado está de acordo com a literatura atual sobre bioindicação, que aponta este grupo de organismos como os mais eficientes para o biomonitoramento ambiental. (CALLISTO & GONÇALVES, 2002)

No presente estudo, biotas em diferentes compartimentos de um corpo de água permitiram indicar realidades diferentes de qualidade ambiental. Ao integrar dois compartimentos do ambiente aquático, a coluna d'água e o sedimento, o Índice Plâncton-Bentônico permitiu uma avaliação sistêmica, analisando condições da estrutura do habitat, qualidade da água e integridade das comunidades biológicas. Esta abordagem sistêmica empregada é uma inovação para biomonitoramento e avaliação da qualidade da água, tendo em conta os impactos de curto e longo prazo sofridos pelas comunidades biológicas.

6 CONCLUSÕES

O IPB mostrou que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos responde mais fortemente às perturbações causadas pela transformação de um ambiente lótico para lêntico, assim como o impacto no entorno do reservatório devido às atividades econômicas. Por não demandar grande conhecimento taxonômico, o índice possui uso em ampla escala para o setor elétrico por não exigir a experiência de profissionais altamente qualificados.

A criação de um índice com a avaliação simultânea dos dois principais compartimentos que determinam o funcionamento do ecossistema aquático (coluna d'água e sedimento de fundo) forneceu um retrato mais detalhado e preciso, já que reflete alterações ambientais de curto prazo (registradas pelo plâncton) e de longo prazo (zoobentos). Este é um avanço e uma inovação na questão de biomonitoramento ambiental e avaliação da qualidade de água, uma vez que todos os muitos índices já divulgados utilizam apenas um ou outro componente da biota.

Além disso, o IPB é uma metodologia de avaliação ambiental com a finalidade de subsidiar a proposição de diretrizes de intervenções para revitalização ambiental do Rio Grande, é o primeiro passo para a implantação de uma metodologia aplicada para recuperação dos ambientes degradados, a qual é voltada para a identificação das fragilidades locais e das potencialidades para recuperação, de forma a pontuar as ações necessárias com maiores chances de sucesso, evitando a pulverização dos recursos e consequentemente, a ineficiência dos esforços.

REFERÊNCIAS

- AMORIM, A. C. F.; CASTILHO, A. R. Macroinvertebrados bentônicos como Bioindicadores da qualidade da água do Baixo Rio Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, v.7, n.12, p.16-22, 2009.
- APHA - American Public Health Association. 2012. *Standard Methods For Examination Of Water And Wastewater*. Eugene W. Rice, Rodger B. Baird, Andrew D. Eaton, Lenore S. Clesceri (eds.) American Public Health Association, American Public Works Association, Water Environment Federation. 22nd Edition.
- ARMENGOL, J., GARCIA, J. C., COMERMA, M., ROMERO, M., DOLZ, J., ROURA, M., HAN, B. H., VIDAL, A., SIMEK, K., 1999. Longitudinal process in canyon type reservoir: the case of Sau (N.E.Spain). In: Tundisi, J. G.; Straškraba, M. (Eds.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*. Brazilian Academy of Sciences and Backhuys Publishers, p. 313-345.
- BAILEY, R.C., KENNEDY, M.G., DERVISH, M.Z., TAYLOR, R.M. 1998. Biological assessment of freshwater ecosystems using a reference condition approach: comparing predicted and actual benthic invertebrate communities in Yukon streams. *Freshwater Biology*, 39(4):765–774.
- BAPTISTA, F. D. 2008. Uso de Macroinvertebrados em procedimentos de monitoramento em ecossistemas aquáticos – *Oecol.Bras.*, 12(3): 425-441, Rio de Janeiro/RJ
- BARBOSA, F. A. R.; SOUZA, E. M. M.; VIEIRA, F.; RENAULT, G. P. C. P.; ROCHA, L. A.; MAIABARBOSA, P. M.; OBERDÁ, S.; MINGOT, S. A. Imp actos antrópicos e biodiversidade aquática. In: *Biodiversidade, população e economia*. Belo Horizonte: UFMG/Cedeplar: ECMXC: PADTC/CIAMB, 1997. p. 345-454.
- BERE, T.; TUNDISI, J. G. 2010. *Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms*. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 70, n. 3, p. 493-502.
- BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R. S.; CARDOSO, R.; MILESI, S. V.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. 2010. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do alto Uruguai (RS) perspectiva, *Erechim*. v.34, n.125, p. 67-77.
- BOZELLI, R. L. & HUSZAR, V. L. de 2003. Comunidades fito e zooplanctônicas continentais em tempo de avaliação. *Limnotemas*, 3:1-15.
- BRASIL, J. & HUSZAR, V.L.M. O papel dos traços funcionais Na Ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis* 15(4): 799-834, Dezembro 2011 <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2011.1504.04>
- BRITO, S. L.; MAIA-BARBOSA, P. M. 2009. Differences in body size of *Thermocyclops minutus* (Lowndes, 1934) in two tropical lakes. *Acta Limnol.Bras.*, v.21, no. 4, p. 409-414.
- BROWN, R.M.; McCLELLAND, N.I.; DEININGER, R. A.; TOZER, R.G. A Water Quality Index – Do We Dare? 1970. *Water Sewage Works*: 339-343.

BUSS, D.F., BAPTISTA, D.F., SILVEIRA, M.P. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in South-east Brazil. *Hydrobiologia*, v.481, n.3- doi:10.1023/A:1021281508709.

BUSS, D.F., BAPTISTA, D.F. & NESSIMIAN, J.L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Cad. Saúde Pública* 19:465-473. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2003000200013>.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.930>).

CALLISTO, M. & GONÇALVES JÚNIOR, J.F. 2005. Bioindicadores Bentônicos. In: Fabio Roland, Dionéia Cesar e Marcelo Marinho (Eds). *Lições de Limnologia*, São Carlos, Ed. Rima, pp. 371-379.

CALLISTO, M., GONÇALVES, J. 2002. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje* 31(182): 68 – 71. De Almeida, J.R.; Orsolon, A.M.; Malheiros, T.M.; Pereira, S.R.B.; Amaral, F. & Silva, D.M. 1993. Planejamento ambiental – caminho para participação popular e gestão ambiental para nosso futuro comum. Uma necessidade, um desafio. Ed. Thex Ltda/Biblioteca Estácio de Sá, Rio de Janeiro, 154p.

CALLISTO, M., GONÇALVES, J.F. & MORENO, P. 2005. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. In: Goulart, E.M.A. (Ed). *Navegando o Rio das Velhas das Minas Gerais*, Belo Horizonte, 555-567.

CALLISTO, M.; MORENO, P.; GONÇALVES, Jr., J. F.; LEAL, J. J. F.; ESTEVES, F. A. Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in an impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 1, p. 77-84, 2002b.

CALLISTO, M.; MORETTI, M. & GOULART, M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revta. Bras. Rec. Hid.* 6 (1): 71-82.

CETEC – Fundação Centro Tecnológico do Estado de Minas Gerais. 2007. Padronização e consolidação metodológica de um índice biótico de qualidade de água para ambientes lóticos: Bacia do rio Paraíba do sul. Relatório Técnico Final. CETEC, Belo Horizonte, 106 p.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2014. Águas Superficiais. Variáveis de Qualidade de Água. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%20aguassuperficiais/34-variaveis-de-qualidade-dasaguas>.

COELHO-BOTELHO, M. J. Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatórios. São Paulo: CETESB, 2003.

CORBI, J.J. Influência de Práticas de Manejo de Solo Sobre os Macroinvertebrados Aquáticos de Córregos: ênfase para o cultivo de cana-de-açúcar em áreas adjacentes. São Carlos : UFSCar, 2006. 92 p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, 2006.

CORGOSINHO, P. H. C.; CALIXTO, L F S ; FERNANDES, P L ; GAGLIARDI, L M ; BALSAMÃO, V L P . Padroes de diversidade e abundância do bentos ao longo de um

afluente do reservatório de Três Marias (MG).. Arquivos do Instituto Biológico, São Paulo, v. 71, n.2, p. 227-232, 2004.

CZERNIAWSKA-KUSZA, I. 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. *Limnologia* 35:169-176. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2005.05.003>.

DOKULIL, M. T. & TEUBNER, K. *Hydrobiologia*. 2003 506:29 doi: 10.1023/B:HYDR.0000008629.34761.ed

DUPONT, L. M; BEHLING, H.; JAHNS, S.; MARRET, F.; KIM, J.H. (2007): Pollen analysis of sediment cores from the mouth of the river Congo to Walvis Bay and Lüderitz. doi:10.1594/PANGAEA.726889,

ECTOR, L.; RIMET, F. Using bioindicators to assess rivers in Europe: An overview. In: LEK, S.; SCARDI, M.; VERDONSCHOT, P. F. M.; DESCY, J. P.; PARK, Y. S. (Eds.). *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Berlim: Springer Verlag, 2005. p. 7-19.

EMBRAPA-CNPS. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: Embrapa -SPI, 2006. págs 242-243

ESTEVES, F. A. 2011. Fundamentos de Limnologia. 3 ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência Ltda, 826 p.

FERNANDES, A.C.M. 2007. Macroinvertebrados Bentônicos como Indicadores Biológicos de Qualidade da Água: Proposta para Elaboração de um Índice de Integridade Biológica. Tese de Doutorado. Brasília: UnB. 220 p.

FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. *Brazilian Journal of Biology*, v. 71, n. 1, p. 15-25, 2011.

FJERDINGSTAD, E. 1964. Pollution of streams estimated by benthic phytomicro-organisms I.E. saprobic system based on communities of organisms and ecological factors. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 49, 63-131.

GALDEAN, N.; M. CALLISTO & F.A.R. BARBOSA. 2001. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, Rio de Janeiro, **61** (2): 239-248.

GERALDES, A. M.; BOAVIDA, M.-J. 2005. Seasonal water level fluctuations: Implications for reservoir limnology and management. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 10: 59-69.

GONÇALVES, F.B. & MENEZES, M.S. A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. *Biota Neotrop.* 11(4): <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n4/en/abstract?article+bn00411042011>.

GOULART, M. & CALLISTO, M. 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista da FAPAM, ano 2, no 1.

GRECO, M. K. B., 2002. Balanço de Massa de Fósforo, Evolução da Eutrofização e o Crescimento de Macrófitas Flutuantes no Reservatório de Volta Grande (MG,SP). Universidade Federal de Minas Gerais. 158p.

HANNAFORD, M.J; BARBOUR, M.T. & RESH, V.H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. Journal North American Benthol. Soc. 16 (4): 853-860. 1997.

HARE, L.; CAMPBELL, P.G.C. Temporal variations of trace metals in aquatic insects. Freshwater Biology, v. 27, p. 13-27, 1992

HELLAWEL, J. M., 1989. Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science Publishers, London, 546pp.

HENRY, R. (ed.) 1999. Ecologia dos Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais. Botucatu: FUNDIBIO, FAPESP. 799p.

HERING, D., FELD, C. K., MOOG, O. & OFENBO, T. (2006). "Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives." *Hydrobiologia*. **566**, 311–324.

HORTON, R.K., 1965. An index-number system for rating water quality. Journal of Water Pollution Control Federation. **37**(3):300-306.

IGTEC - Instituto de Geoinformação e Tecnologia. 2015. Mapeamento do Uso do Solo e Cobertura Vegetal da Bacia Hidrográfica de Contribuição Lateral do Reservatório de Volta Grande/MG. IGTEC, Belo Horizonte, 53p.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2016. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=nota_tecnica-01-2016

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, P. E. 2008. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical — Oecol.Bras., **12**(3): 442-462.

JUNQUEIRA, M. V.; AMARANTE, M. C. ; DIAS, C. F. S. ; FRANÇA, E. E. . Bioindicadores de Qualidade das Águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/ Brasil) através de Macroinvertebrados.. Acta Limnologica Brasiliensia, São Paulo, v. 12, p. 73-87, 2000.

KARR, J. R. (2006). "Measuring biological condition, protecting biological integrity". In: Groom *et al.* *Principles of conservation Biology*. Disponível em: www.sinauer.com/groom/article.php?id=23.

KARR, J.R., FAUSCH, K.D., ANGERMEIER, P.L., YANT, P.R. Y SCHLOSSER, I.J. 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters a Method and Its Rationale. Illinois Natural History Survey, 28p.

- KARR, J. R. & DUDLEY, D. R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*. 5:55-68
- KARR, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21-27.
- KELLY, M. G.; WHITTON, B. A. Biological monitoring of eutrophication in rivers. *Hydrobiologia*, v. 384, p. 55-67, 1998.
- KLAVENESS, D. 1988. Ecology of the Cryptomonadida: a first review. In: Sandgreen, C. D. (Ed.). 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. Cambridge, Cambridge University Press.
- KOLKWITZ, R. Y MARSSON, M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Inst. Revue ges. Hydrobiol. Hydr.*, 2: 126-152.
- LACOUTURE, R. V., JOHNSON, J. M., BUCHANAN, C. E MARSHALL, H. G. (2006). "Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries". *Estuaries and Coasts*, 29(4), 598–616.
- LAMPARELLI, M. C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de doutorado. São Paulo: USP. 235 p.
- LEO, G. A., & S. LEVIN. 1997. The multifaceted aspects of ecosystem integrity. *Conservation Ecology* [online]1(1): 3. Available from the Internet. URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art3/>
- LIEBMAN, H. 1969. Atlas of water quality, methods and practical conditions. Oldenbourg, Munich.
- LOBO, A. E. ; CALEGARO V. L. M. ; BENDER, E. P. *Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade de água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS Brasil*: Edunisc: 2002. 127p
- LOBO, E. A., CALLEGARO, V. L. M., OLIVEIRA, M. A., SALOMONI, S.E., SCHULER, S. & ASAI, K. 1996. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacui Basin, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia. Série Botânica*, 47: 45-72.
- LUMB, A., SHARMA, T.C. y BIBEALULT, J.F. 2011. A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. *Water Qual Expo Health*, 3:11–24.
- MANDAVILLE, S.M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwaters – taxa tolerance values, metrics and protocols. (Project H-1) Soil; water conservation society of Metro Halifax.
- MARQUES, M.M. 2004. Aplicação da Teoria de Habitat-Templates à Avaliação da Qualidade de Água. Tesis Doctoral Univ. de Minas Gerais, 115p.

MARQUES, M. G. S. M., FERREIRA, R. L., BARBOSA, F. A. R. 1999. A Comunidade de Macroinvertebrados Aquáticos e Características Limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Rev. Brasil. Biol.*, 59(2): 203-210.

MEIRINHO, A.P. 2011. PPG Ecologia do Zooplankton, Depto de Ecologia, IB, USP – São Paulo Disponível em: http://www.ecologia.ib.usp.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=167&Itemid=469 Acesso: 27 janeiro de 2016.

METCALFE-SMITH JL. 1994. Biological water quality assessment of rivers: use of macroinvertebrate communities, in: Callow P and Petts GE (Eds) *The Rivers Handbook* * Volume 2, Blackwell Science, London.

METCALFE, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. *Environ. Pollut.*, 60: 101-139.

NOGUEIRA, MG., JORCIN, A., VIANNA, NC. e BRITTO, YCT., 2006. Reservatórios em Cascata e os Efeitos na Limnologia e Organização das Comunidades Bióticas (Fitoplâncton, Zooplâncton e Zoobentos) - Um Estudo de Caso no Rio Paranapanema (SP/PR). In NOGUEIRA, MG., HENRY, R. and JORCIN, A. (Eds.). *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas em Cascata*. 2 ed. São Carlos: Rima. p. 83-126.

ODUM, E. P. 1985. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia, W.B, Sa.

OLIVEIRA, R. B.S., CASTRO, C. M. E BAPTISTA, D. F. (2008). “Desenvolvimento de Índices Multimétricos para utilização em Programas de Monitoramento Biológico da Integridade de Ecossistemas Aquáticos”. *Oecol. Bras.*, 12 (3), 487-505.

PELÁEZ, L.A.P. 2007. Diseño de un índice de integridad biótica para los lagos interdunarios de la región costera central del estado de Veracruz, México. Tesis Doctoral Univ. de Vera Cruz, 130p.

PEREIRA, L. D. A. 2013. O saber ecológico: o fitoplâncton e nossas águas. Projeto de Pesquisa GT 399, CEMIG. Belo Horizonte/MG

PETESSE, M.L., PETRERE, M.J. & AGOSTINHO, A.A. 2014. Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. *Ecological Engineering*, 69:139-150.

PLAFKIN, J.L., BARBOUR, M.T., PORTER, K.D., GROSS, S.K. & HUGHES, R.M. 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Environmental Protection Agency, Washington. 1st edition.

RAVEN P. H. ; RAY E. F.; SUSAN E. E. *Biologia Vegetal*, p336 . 6ª Edição, 2001. Ed. Guanabara Koogan

REBOUÇAS, A.; BRAGA, B. e TUNDISI, J. G. *Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. Ed. Escrituras, São Paulo, 717p. 3º Ed. 2006.

REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. & MELO, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24(5): 417-428.

RODRIGUES, A. S. L. ; MALAFAIA, G. CASTRO, P.T. A. A IMPORTÂNCIA DA AVALIAÇÃO DO HABITAT NO MONITORAMENTO DA QUALIDADE DOS RECURSOS HÍDRICOS: UMA REVISÃO. *SaBios: Rev. Saúde e Biol.*, v. 5, n. 1, p. 26-42, jan./jul. 2010 ISSN 1980-0002

ROSENBERG, D.M. & V.R. RESH 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Pp. 1-9 in: Rosenberg, D.M. (Ed.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Kluwer, London.

ROSET, N.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; PONT, D. & KESTEMONT, P. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 393-405.

ROUND F. E. (1991). Diatoms in river water- monitoring studies. *Journal of Applied Phycology* 3: 129-145.

SANTOS, P. K. 2014 Macroinvertebrados Bentônicos e parâmetros físico-químicos como indicadores da qualidade da água de microbacias utilizadas para o abastecimento público da região metropolitana de Goiânia – UFG- PPGEMA/Goiânia- GO.

SENDACZ, S., MONTEIR-JÚNIOR, A.J., MERCANTE, C.T., MENEZES, L.C.B., MORAES, J.F. 2006. Sistemas em Cascata: Concentrações e cargas de Nutrientes no Sistema Produtor Alto Tietê, São Paulo. In: Nogueira, M., Henry, R. & Jorcin, A. *Ecologia de Reservatórios: Impactos Potenciais, Ações de Manejo e Sistemas Em Cascata*. São Carlos: Rima. 2ª edição. 458p.

SLÁDEČEK, V. 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, 100:169-201.

SOUSA, R.S., COSTA, R.A., ASSUNÇÃO, H.F. & MELO, S.C. 2009. Variações Pluviométricas no Triângulo Mineiro-MG. *Geonordeste*, Ano XX, n. 2 179-201.

SOUZA, A.P. 2013. Avaliação da Utilização de Índices de Integridade Biótica do Fitoplâncton como Ferramenta para Estimativa de Qualidade da Água nos Lagos Paranoá e Descoberto, No Distrito Federal. Dissertação de Mestrado. Brasília: UnB. 174p.

STODDARD, L. J.; LARSEN, P. D.; HAWKINS, C. P. ; JOHNSON, K. R.; NORRIS, H. R. 2006. Setting expectations for the ecological condition of Streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 16(4), 2006, pp. 1267–1276_ 2006 by the the Ecological Society of America.

STRAŠKRABA, M. & TUNDISI, J.G. Reservoir ecosystem functioning: theory and application. 565-597 p. In: TUNDISI, J.G & STRAŠKRABA, M. *Theoretical reservoir ecology and its applications*, São Carlos: ABC, IIE, Backhuys Publishers, 1999.

SURIANO, M.T. Macroinvertebrados em córregos de baixa ordem sob diferentes usos do solo no estado de São Paulo: Subsídios para o biomonitoramento. 2008. 127f. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP, 2008.

TERRA V. R.; PRATTE-SANTOS R.; ALIPRANDI R. B.; BARCELOS F. F.; MARBACH, P. A. S; MARTINS, J. L. D.; AZEVEDO, J. R. R e BARBIÉRI RS 2010. Estudo limnológico visando avaliação da qualidade das águas do rio Jucu Braço Norte, ES. *Natureza on line* 8 (1): 8-13.

TOGORO, E. S. (2006). *Qualidade da água e integridade biótica: estudo de caso num trecho fluminense do Rio Paraíba do Sul*. Dissertação de Mestrado, FEN/UERJ, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – Área de Concentração: Saneamento Ambiental: Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos, 159p.

TRIVINHO-STRIXINO & NASCIMENTO, V.M. 2001. Indicadores básicos de qualidade ambiental para bacias hidrográficas: macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos. *Anais do Curso Teórico-Prático Sobre Bioindicadores de Qualidade da Água*. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP.

TUNDISI, JG. & MATSUMURA-TUNDISI, T. 2008. *Limnologia*. p 150. São Carlos – SP Oficina de Textos. São Carlos – SP

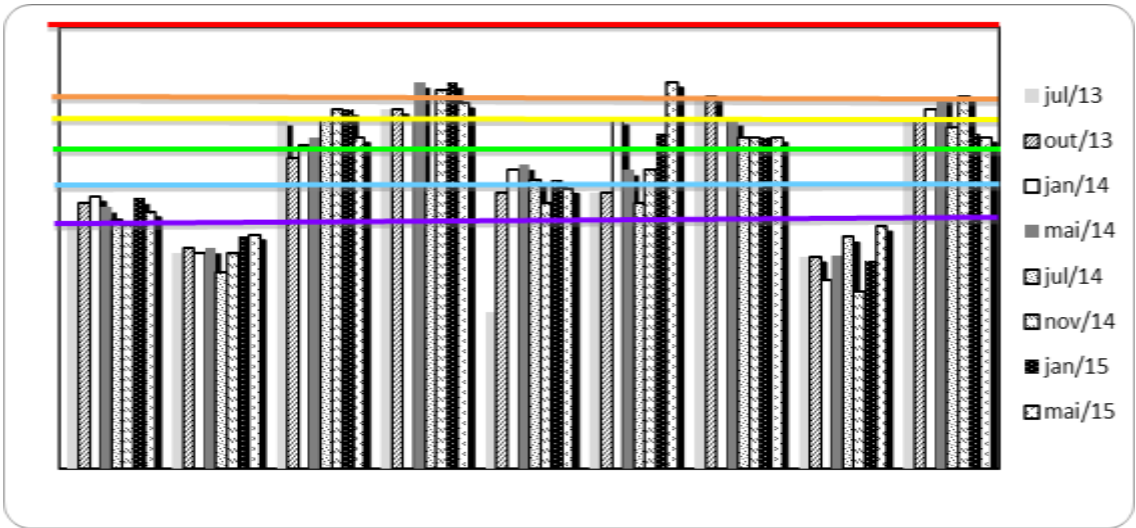
TUNDISI, J. G. 1988. Limnologia e manejo de represas. Série Monografias em Limnologia. Escola de Engenharia de São Carlos- Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada, São Paulo: Academy of Sciences, v. 11, p 1-46.

WESTRA, L.; MILLER, P.; KARR, J. R.; REES, W. ; ULANOWICZ, R. (2000). "Ecological Integrity and the Aims of the Global Ecological Integrity Project.". In: *Ecological Integrity: Integrating Environment, Conservation and Health*. Ed. David Pimentel, Laura Westra, e Reed F. Noss. Washington, DC: Island Press. 19-41. Disponível em: <http://www.globalecointegrity.net>.

ZANATA, L. H. 2000. Heterogeneidade ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana/SP). Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos-USP.

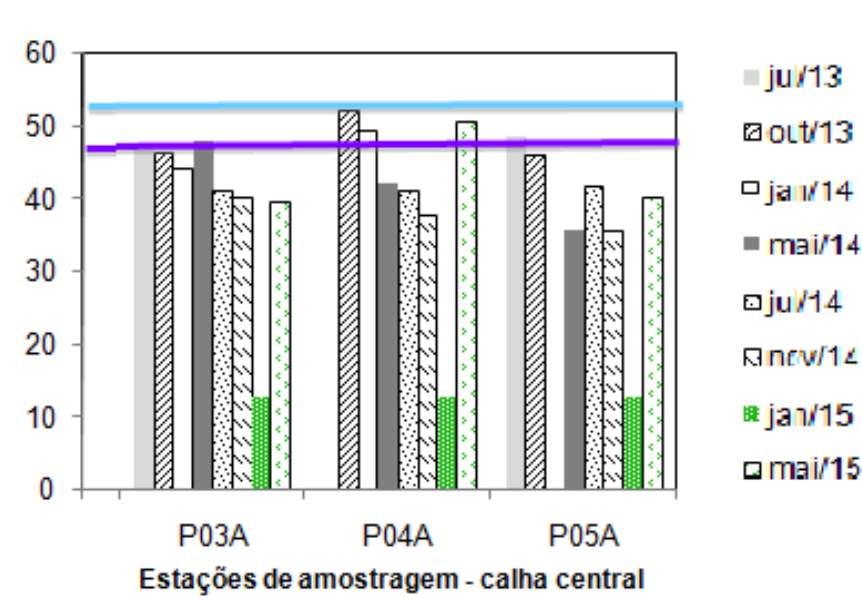
ANEXO A

Gráfico Índice Estado Trófico e profundidade



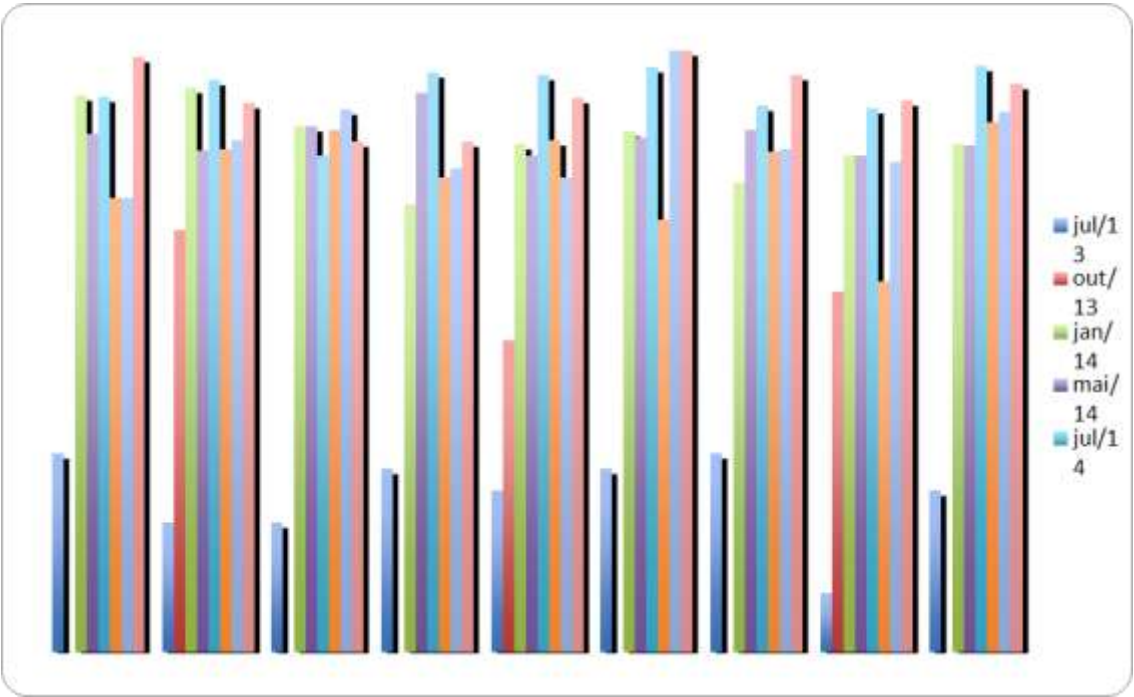
ANEXO B

Gráfico Índice Estado Trófico e clorofila



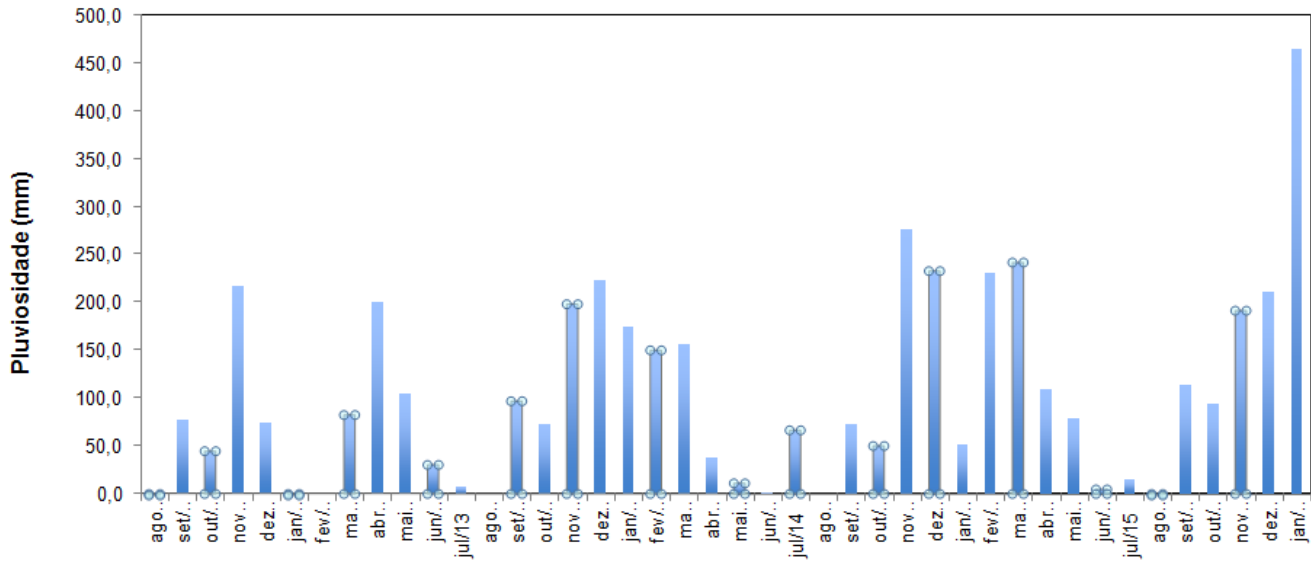
ANEXO C

Gráfico Índice Estado Trófico e fósforo total



ANEXO D

Gráfico pluviosidade de agosto de 2012 á janeiro de 2016 / Conceição das Alagoas/MG.



Fonte: INMT, 2016.