Universidade Estadual Paulista – UNESP
Instituto de Biociências de Botucatu
Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas (Zoologia)

ESTUDO COMPARATIVO DAS ASSOCIAÇÕES DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS E DO SEDIMENTO DOS RESERVATÓRIOS DE CHAVANTES E SALTO GRANDE (RIO PARANAPANEMA, SP/PR) E AVALIAÇÃO TOXICOLÓGICA DA ÁGUA E SEDIMENTO

FABIANA AKEMI KUDO

Orientador: Prof. Dr. Marcos Gomes Nogueira

Tese apresentada ao Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista – UNESP, como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Doutora em Ciências Biológicas (Zoologia) – Área de Concentração: Ecologia Animal.

BOTUCATU – SP
2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉC. AQUIS. TRATAMENTO DA INFORM.
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - CAMPUS DE BOTUCATU - UNESP
BIBLIOTECÁRIA RESPONSÁVEL: *SULAMITA SELMA CLEMENTE COLNAGO*

Kudo, Fabiana Akemi.
Estudo comparativo das associações de macroinvertebrados bentônicos e do sedimento dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR) e avaliação toxicológica da água e sedimento/ Fabiana Akemi Kudo. - Botucatu, 2011

Tese (doutorado) - Instituto de Biociências de Botucatu, Universidade Estadual Paulista, 2011
Orientador: Marcos Gomes Nogueira
Capes: 20400004

1. Paranapanema, Rio (SP e PR) - Aspectos biológicos 2. Limnologia
3. Reservatórios - Qualidade.

Palavras-chave: Ecotoxicidade; Reservatórios; Rio Paranapanema, Sedimentos; Zoobentos.

"Antes do compromisso, há uma hesitação,
a oportunidade de recuar, uma ineficiência permanente.
Em todo ato de iniciativa há uma verdade elementar
cujo desconhecimento destrói muitas idéias e planos esplêndidos.
No momento em que nos comprometemos de fato,
a Providência também age.
Ocorre toda espécie de coisas para nos ajudar,
coisas que de outro modo nunca ocorreriam.
Toda uma cadeia de eventos emana da decisão,
fazendo vir em nosso favor todo o tipo de encontros,
de incidentes e de apoio imprevistos,
que ninguém poderia sonhar que surgiriam em seu caminho.

Começa tudo o que possas fazer, ou que sonhas poder fazer.
A ousadia traz em si o gênio, o poder e a magia."
(Goethe)

Dedico este trabalho à minha sobrinha *Maria Luiza*, com o desejo de que ela cresça acreditando em seus sonhos, e que tenha a mesma paixão pela vida, pelos bichos e pela água.

Agradecimentos

Ao Professor Marcos Nogueira, meu eterno muito obrigada... pela oportunidade, por tudo o que aprendi nesses longos anos de convivência e pela confiança no meu trabalho; pela amizade, apoio e compreensão em *todos* os momentos.

À Adriana Jorcin, que me guiou nos meus primeiros passos com os macroinvertebrados bentônicos. E por toda ajuda ao longo desses anos todos.

À Coordenação do Programa de Pós-Graduação, e em especial à Professora Maria Lucia Negreiros-Fransozo, por ter sido sempre tão atenciosa e solícita.

Aos funcionários da Seção de Pós-Graduação, Herivaldo e Luciene, por toda ajuda.

Ao CNPq, pela bolsa concedida que foi fundamental para a realização de todo o trabalho.

À Fapesp pelo financiamento do projeto "Análise limnológica da estrutura espacial dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR) e o transporte e sedimentação de nutrientes e sólidos em suspensão" (proc. 2005/02811-0).

À Duke Energy – Geração Paranapanema, pelo apoio logístico e financeiro para a execução dos trabalhos de campo.

Ao sr. Edson Nagashima (Instituto de Águas do Paraná), por fornecer os dados pluviométricos de Carlópolis (PR) e Cambará (PR);

Ao Professor Evaldo Gaeta Espíndola (CRHEA-USP) por mais uma vez me receber em seu laboratório, permitindo que eu realizasse os testes ecotoxicológicos;

À Clarice Botta, Claudia Fileto e ao técnico Amandio, por me ajudarem no dia a dia com os testes.

À Professora Mercedes Marchese, por me receber no INALI (Santa Fé, Argentina) e dedicar tantos dias ao meu treinamento de identificação dos oligoquetos.

Ao Prof. Dr. Raoul Henry, pelos ensinamentos e pelas facilidades no laboratório.

À Prof. Dra. Virginia Uieda, por me auxiliar na identificação dos insetos imaturos.

Aos amigos do Laboratório: Carolina, Claudia, Danielli, Danilo, Fernanda, Gilmar, Jorge, José Roberto, Juliana, Luciana, Mateus, Mirian, Patrícia H., Patrícia M., Paula, Rafael, Ricardo, Rosa, Rosemary, Silvia. Obrigada pela ajuda e por todos os momentos convividos no laboratório. Sinto muitas saudades!

Ao Hamilton, Danilo, Jorge, Maria Cinira, Joaquim e Hebert, por me ajudarem nas coletas para os testes de ecotoxicidade e nas coletas de exúvias.

Aos funcionários do Departamento de Zoologia: Silvio, Flavio e Seu Pizani. Um agradecimento especial à secretária Juliana e ao técnico Hamilton, pela ajuda e carinho, em todos os momentos.

À Capes, pela bolsa PDEE que embora interrompida, permitiu que eu aprendesse muito durante meu estágio na Universidad de Barcelona.

À Profa. Dra. Maria Rieradevall, por me receber em seu laboratório, pela troca de experiências e por me ensinar sobre as larvas e pupas de Chironomidae.

A Nuria Sánches Millaruelo, por me ajudar no preparo e identificação das larvas e exúvias.

A todos os amigos de Barcelona, pelos grandes momentos: Prof. Joan Armengol, Rosa, Mary, Luz, Guillem, Montse, Jaime, Miguel, Nuria, Iraima, Eduard, Pau, Pablo y Gonzalo.

Aos meus pais, Iracy e Tomio, pelo amor incondicional, pelo incentivo, apoio e por compreenderem a minha ausência nesses longos anos.

À minha querida irmã Luciana, por sempre acreditar, mesmo quando eu mesma duvidei, pelo imenso amor e por cuidar de mim.

Ao Sergio, pelo apoio e por toda ajuda, em todos os momentos.

Às amigas Lu, Sil, Clau e Fe... Não tenho palavras pra agradecer tudo o que vocês sempre fizeram por mim. Obrigada por sempre estarem 'ao meu lado', principalmente no momento mais difícil de todos.

Às amigas Carol e Paty 'Pitot', companheiras de longas jornadas no laboratório de microscopia e de longas boas conversas, pela amizade sincera.

Aos amigos Danilo e Gilmar, pelo carinho e por me ajudarem sempre que precisei.

À família Sartori: D. Rosely, Dr. Roberto, Paula e à Juliana, pelo carinho e por toda ajuda.

À Rosana, pelas aulas valiosas e principalmente pela amizade.

À minhas irmãs Xapinhas, Therys 'Tethys', Carol 'Nhãnha', Nahomi 'Brioxi' e à sobrinha Isabela. Pela amizade e pelo carinho, em todas as horas, de todas as formas.

Ao querido Du 'Nikito', pela amizade valiosa e pelo apoio em todos os momentos.

Ao querido Le 'Horácio', por estar sempre disposto a me ajudar, por me ensinar a lidar com as pedras no caminho, mas principalmente, pelo imenso carinho.

Ao Daniel Yuji, pela linda amizade que nos tornou irmãos.

À Dra Luciane, pela enorme paciência e atenção.

Ao gerente da MARS-Sabesp, Osmar Rivelino e ao Wagner Rocha, pela compreensão e todo apoio possível para que eu finalizasse este trabalho.

À Graziela, que se tornou uma amiga muito querida, pelo apoio, por compartilhar idéias e pelas conversas divertidas.

Aos amigos Ezequiel, Hilomo, Alexandre e Joscelito, pela paciência e amizade, e que talvez sem saberem, me ajudaram muito nesse momento de tantas mudanças.

Aos amigos, Ely, José Senhor e Josileu, pela paciência para me ajudar em todos os momentos (que não foram poucos) em que precisei.

SUMÁRIO

Apresentação

Capítulo I: Distribuição espacial e temporal das associações de macroinvertebrados bentônicos dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR)

Resumo 1
Abstract 2
1. Introdução 3
2. Objetivos 9
3. Hipótese 10
4. Área de Estudo 11
5. Material e Métodos 14
6. Resultados 26
7. Discussão 144
8. Conclusões 160
9. Referências bibliográficas 162

Capítulo II: Avaliação toxicológica da água e do sedimento dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR)

Resumo 181
Abstract 182
1. Introdução 183
2. Objetivos 188
3. Hipótese 189
4. Área de estudo 190
5. Material e Métodos 190
6. Resultados 200
7. Discussão 216
8. Conclusões 223
9. Referências Bibliográficas 224

Considerações finais 231
Anexos

APRESENTAÇÃO

A construção de reservatórios é um dos principais tipos de impacto ambiental aos rios do planeta, embora com efeitos que podem ser considerados positivos em termos sócio-econômico. A bacia do alto rio Paraná é a região com maior concentração de reservatórios da América do Sul, sendo comum a instalação de sistemas em cascata, como no caso do rio Paranapanema.

Embora construídos primariamente para geração de energia elétrica, os reservatórios do rio Paranapanema apresentam usos múltiplos e, consequentemente, os impactos sofridos podem ser de variada magnitude e em geral decorrentes da urbanização, do uso agrícola e industrial.

Os reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, compreendem o quarto e sexto reservatórios da cascata do rio Paranapanema, respectivamente, cuja bacia hidrográfica está localizada nos estados de São Paulo e Paraná. Apesar de estarem localizados bastante próximos, estes reservatórios apresentam características físicas (volume, profundidade, tempo de retenção teórico, área, etc.) e estados tróficos muito distintos.

No presente trabalho, procurou-se avaliar os efeitos da compartimentalização de cada reservatório sobre as associações de macroinvertebrados bentônicos. Também foi realizado um estudo comparativo da estrutura desta comunidade, em função das diferenças entre reservatórios, anteriormente mencionadas. Adicionalmente, foi realizado um estudo ecotoxicológico da água e do sedimento de cada ambiente.

Os resultados obtidos foram organizados em dois capítulos distintos:

- Capítulo I: *"Distribuição espacial e temporal das associações de macroinvertebrados bentônicos dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR)";*
- Capítulo II: *"Avaliação toxicológica da água e do sedimento dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR)".*

O primeiro capítulo apresenta os resultados da análise física e química da água (profundidade, transparência, temperatura, pH, condutividade elétrica e concentração de oxigênio dissolvido e potencial de óxido redução), das características do sedimento (textura granulométrica, porcentagem de matéria orgânica e concentrações de nitrogênio total e fósforo total) e da distribuição das associações de macroinvertebrados bentônicos (riqueza, densidade e diversidade), durante dois ciclos sazonais consecutivos.

O segundo capítulo contém informações sobre a análise toxicológica dos reservatórios, realizada ao final do período chuvoso do ano de 2009. Foram analisadas as características físicas e químicas da água (transparência, turbidez, temperatura, pH, oxigênio dissolvido e concentrações de nitrogênio total e de fósforo total) e as características do sedimento (textura granulométrica, porcentagem de matéria orgânica e concentrações de nitrogênio total, de fósforo total, de metais e pesticidas). Também foram realizados bioensaios de ecotoxicidade com amostras de água e sedimento (sedimento bruto, água intersticial e elutriato) das estações de amostragem de cada reservatório.

Capítulo I

Distribuição espacial e temporal das associações de macroinvertebrados bentônicos dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR)

RESUMO

O presente trabalho procurou avaliar a distribuição espacial e temporal das associações de macroinvertebrados bentônicos nos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande ao longo de dois ciclos sazonais consecutivos. Os reservatórios estudados fazem parte do sistema em cascata do rio Paranapanema (SP/PR), construído para geração de energia elétrica. Chavantes é um reservatório oligotrófico, de acumulação, Z_{max} de 80m e tempo de residência médio de 418 dias. Salto Grande é um reservatório eutrófico, tipo fio d'água, Z_{max} de 12m e tempo de residência de 1,5 dias. Com o intuito de observar os diferentes compartimentos dos reservatórios estudados, foram selecionados quatro pontos de amostragem em Chavantes e cinco, em Salto Grande. *In situ*, foram medidas a profundidade, a transparência da água, a temperatura, a concentração de oxigênio, o pH, a condutividade elétrica e o potencial de óxido redução. Para a análise do sedimento, foram coletadas quatro amostras por ponto com pegador Van Veen (324 cm^2), sendo uma para caracterização do sedimento (textura granulométrica, porcentagem de matéria orgânica e concentrações de nitrogênio Kjeldahl e de fósforo total) e as demais para a análise da fauna bentônica. Entre as variáveis analisadas na água, a transparência foi a que melhor distinguiu os compartimentos em cada reservatório. Com relação ao sedimento, de modo geral, Salto Grande apresentou as maiores concentrações de nutrientes e de matéria orgânica, quando comparado a Chavantes. A fauna de macroinvertebrados bentônicos foi composta por 127 táxons, principalmente Oligochaeta e Insecta. A fauna de Chavantes foi composta por 80 táxons, sobretudo Ostracoda e Chironomidae, enquanto que em Salto Grande foram observados 108 táxons, com predomínio de Oligochaeta e do bivalve invasor *Corbicula fluminea*. Apesar da maior riqueza observada no reservatório de Salto Grande, verificou-se a prevalência de táxons associados a ambientes impactados, como as espécies *Branchiura sowerbyi* e *Limnodrilus hoffmeisteri.* A análise de variância indicou a influência da compartimentalização dos reservatórios sobre a riqueza e distribuição da fauna bentônica. Adicionalmente, a presença dos rios tributários foi um importante fator na determinação da heterogeneidade espacial, especialmente para o reservatório de menor porte, Salto Grande, influenciando as características físicas e químicas do ambiente e, consequentemente, a composição faunística, diminuindo significativamente a diversidade nas regiões sob influência dos mesmos.

Palavras-chave: compartimentalização, macroinvertebrados bentônicos, reservatório, rio Paranapanema, rios tributários

ABSTRACT

The present study intended to evaluate the spatial and temporal distribution of the benthic macroinvertebrates in the reservoirs of Chavantes and Salto Grande along two consecutive seasonal cycles. The studied reservoirs are part of a cascade system in the Paranapanema River (SP/PR), constructed for electric generation purpose. Chavantes is oligotrophic, accumulation type, Z_{max} of 80m, and mean retention time of 418 days. Salto Grande is eutrophic, run-of-the-river type, Z_{max} of 12m and retention time of 1.5 days. In order to determine the distinct reservoirs compartments, it were selected 4 sampling points in Chavantes and 5 in Salto Grande. *In situ* measurements of depth, transparency, temperature, dissolved oxygen, pH, electric conductivity and redox potential were obtained. In relation to the sediment, 4 samples were collected in each point using a Van Venn grab (324 cm^2), one for sediment characterization (granulometric texture, organic matter percentage, Kjeldahl nitrogen and phosphorus concentrations) and the others for benthic fauna analyses. Among the variables analyzed in the water column, the transparency was the better indicator of reservoir compartmentalization. For the sediments Salto Grande generally exhibited higher concentrations of nutrient and organic matter, compared to Chavantes. The macrobenthic fauna was composed by 127 taxa, mainly of Oligochaeta and Insecta. In the Chavantes fauna it was found 80 taxa, mostly Ostracoda and Chironomidae. In Salto Grande it was observed 108 taxa, with the predominance of Oligochaeta and of the exotic bivalve *Corbicula fluminea*. Despite the higher richness determined for Salto Grande, the fauna in this reservoir was dominated by taxa associated to impacted environments, such as the species *Branchiura sowerbyi* and *Limnodrilus hoffmeisteri.* The variance analyses indicated the influence of the reservoirs compartmentalization on richness and distribution of the benthic fauna. Additionally, the presence of tributaries was an important factor determining the spatial heterogeneity, especially for the smaller reservoir, Salto Grande. This influence was observed on the physical and chemical characteristics of the environment and, as a consequence, on the benthic composition, resulting in a significant decrease of the diversity.

Key-words: compartmentalization, benthic macroinvertebrate, reservoir, Paranapanema river, tributaries

1. INTRODUÇÃO

Do total de água presente na Terra, apenas 2,5% referem-se à água doce. Dessa fração apenas 0,3% compreende rios e lagos (Tundisi, 2003). Uma característica diferencial e importante dos rios, em relação aos demais ecossistemas aquáticos, é o fluxo predominantemente unidirecional de massa e energia (Margalef, 1983). Outra particularidade dos sistemas lóticos é o estabelecimento de um gradiente longitudinal de variação espacial que se reflete na estrutura física e na organização das comunidades bióticas, conforme descrito através do Conceito de Contínuo Fluvial proposto por Vannote *et al.* (1980). Porém, é importante considerar que este conceito foi desenvolvido a partir de observações de riachos de baixa ordem em regiões temperadas e se pressupõe que o ambiente não apresente alterações de origem antrópica.

No entanto, são cada vez menos freqüentes os rios que apresentam os seus cursos totalmente livres de barramentos. Assim, em 1983, Ward & Stanford propuseram o Conceito de Descontinuidade Serial, o qual tenta prever as modificações nos parâmetros físico-químicos e, conseqüentemente, na biota, em função da posição da barragem dentro do sistema aquático ou da distância entre as barragens no caso de sistemas em cascata.

Na América do Sul, praticamente todas as principais bacias hidrográficas já foram reguladas pela construção de represas, produzindo inúmeros efeitos nos sistemas aquáticos, terrestres e atmosféricos com os quais interagem (Straškraba *et al.,* 1993; Tundisi, 1994; Valencio *et al.,* 1999; Nogueira *et al.* 2006).

Os reservatórios foram e estão sendo construídos em todos os continentes e têm sido utilizados para múltiplas finalidades ao longo da história da humanidade. Entre elas estão: produção de alimentos (pesca e piscicultura), abastecimento de água, hidroeletricidade, recreação, água para irrigação, turismo e navegação (Tundisi, 2006; Soares *et al.*, 2008). Muito destes reservatórios estão localizados na região sudeste do Brasil, onde a demanda por energia elétrica é elevada por causa da intensa atividade industrial e alta densidade populacional.

Segundo Tundisi (*op cit)*, os reservatórios são sistemas complexos, em função das interações dos processos físicos, químicos e biológicos em distintas escalas temporais e espaciais, podendo ser influenciados pelo tipo de construção, funções de forças externas e também pelas peculiaridades de cada sistema.

De acordo com Thornton (1990), há um padrão longitudinal de variação nos reservatórios, da entrada do rio em direção à barragem, onde gradientes longitudinais resultam no estabelecimento de três zonas distintas (zona lótica, de transição e lacustre) que possuem propriedades físicas, químicas e biológicas distintas.

A idade, morfometria, tempo de residência e altura da saída da água são outros fatores que também contribuem para a complexidade espacial dos reservatórios (Tundisi, 2006). Segundo Kelman *et al.* (1999), dois tipos básicos de reservatórios podem ser considerados: fio d' água e acumulação. Considera-se que o primeiro não cause alterações no regime fluvial, apresentando baixo tempo de retenção e oscilação diária no nível da água. Os reservatórios de acumulação têm características mais semelhantes a lagos, com elevado tempo de retenção, grande área inundada e grande variação sazonal no nível da água.

Os reservatórios em cascata são encontrados em vários rios no Brasil, como são os casos dos rios Tietê, Paranapanema, Grande e São Francisco. A presença de reservatórios em série pode ocasionar uma melhoria progressiva da qualidade da água, como observado por Barbosa *et al.* (1999) no rio Tietê (SP). Porém, esta melhora só irá ocorrer se não existirem novos focos de poluição ao longo do curso do rio (Straškraba & Tundisi, 2000; Nogueira *et al*., 2006; Nogueira *et al*., 2010). Assim, a entrada de tributários tem mostrado importante influência sobre a qualidade da água do reservatório (*e.g.* reservatório de Barra Bonita – rio Tietê-SP) (Moretto & Nogueira, 2003) e no transporte de nutrientes e de sedimentos em suspensão (*e.g.* rio Paranapanema - SP/PR) (Feitosa *et al*., 2006).

Nos sistemas em cascata, os efeitos em um reservatório são transferidos para aquele à jusante, sendo que o efeito será mais ou menos pronunciado dependendo de suas características (profundidade, estratificação, nível trófico) e

da distância entre eles, de modo que os efeitos tornam-se mais significativos quando a distância entre eles é menor (Straškraba & Tundisi, 2000).

De acordo com Margalef (1983), a construção de barragens nos sistemas lóticos cria uma nova dinâmica funcional e estrutural na organização das comunidades biológicas presentes, devido às alterações no tempo de residência e na vazão da água. Assim, o represamento de um rio provoca alterações no ecossistema aquático, causando modificações na composição química do sedimento, na água, na circulação e na organização das comunidades biológicas, além de influenciar o rio e suas comunidades bióticas a jusante (Armengol *et al.*, 1999; Naliato *et al.*, 2009).

Entre as comunidades biológicas encontradas nos ambientes de água doce, as assembléias de macroinvertebrados bentônicos são bastante diversificadas, apresentando representantes de vários grupos taxonômicos. A composição desta comunidade depende do tipo de substrato, da concentração de matéria orgânica existente, da velocidade da correnteza e do transporte de sedimentos (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008). Portanto, a construção de barragens nos cursos d'água pode modificar a composição e estrutura da fauna de macroinvertebrados bentônicos, por promover atenuações significativas nas velocidades de corrente e pela alteração no tipo de substrato (Gumiero & Salmoiraghi, 1998; Barros & Trivinho-Strixino, 2002). Além disso, segundo Rice *et al.* (2001), a entrada de rios tributários também afeta a dinâmica da fauna bentônica.

Segundo Esteves (1988), o zoobentos tem grande importância no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes, por participar na decomposição da matéria orgânica e, principalmente, pela liberação de nutrientes do sedimento para a coluna d'água através do biorrevolvimento (ou bioturbação). Além deste processo mecânico, o metabolismo dos invertebrados aquáticos, especialmente os oligoquetos e os quironomídeos, podem ter papel relevante na dinâmica dos nutrientes, uma vez que a excreção realizada por estes organismos pode disponibilizar uma carga interna de nutrientes importante ao corpo d'água (Fukuhara & Sakamoto, 1987; Henry & Santos, 2008).

A composição da fauna bentônica pode ser um bom indicador das condições tróficas e do grau de contaminação de rios e lagos (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2008; Takahashi *et al.*, 2008). O uso destes organismos como bioindicadores de qualidade da água deve-se a algumas características que os tornam úteis em programas de biomonitoramento: são animais que possuem pouca mobilidade e, portanto, refletem mais rapidamente as modificações pontuais do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e comunidades; algumas espécies apresentam ciclo de vida relativamente longo (*e.g.* em relação ao plâncton), podendo indicar efeitos cumulativos no ecossistema; a maioria das espécies reside na interface água-sedimento, onde a maioria dos poluentes tende a se acumular; as espécies podem ser classificadas em diferentes grupos funcionais, por apresentarem diferentes graus de tolerância às variáveis ambientais (Rosenberg & Resh, 1993).

Em ambientes naturais livres de influência antrópica, é esperado observar uma alta diversidade de organismos bentônicos, em contraste à reduzida riqueza taxonômica observada em ecossistemas aquáticos impactados (Callisto & Gonçalves Jr., 2005). Assim, a riqueza taxonômica, e também a abundância numérica, são dois parâmetros usualmente analisados para uma rápida e precisa detecção das alterações nos ecossistemas, devido ao grau de sensibilidade dos organismos aos diferentes agentes poluentes e contaminantes (Wright *et al.*, 1994). Segundo Marchese & Ezcurra de Drago (2006), se não é possível identificar uma população representativa para um tipo específico de poluição, através da análise comparativa da estrutura da comunidade é possível identificar áreas mais degradadas, sendo esta uma informação útil para o manejo destes ambientes.

Os macroinvertebrados bentônicos têm se mostrado úteis como ferramenta de avaliação ambiental em alguns reservatórios no mundo (*e.g.* Voshell Jr. & Simmons Jr., 1984; Prat *et al.*, 1992; Grubbs & Taylor, 2004; Ogbeigu & Oribhabor, 2002; Nazarova *et al.*, 2004). No Brasil, apesar deste tipo de estudo ser considerado recente (Moulton, 1998), nas últimas décadas, esforços têm sido direcionados para a compreensão desta comunidade, especialmente na região Sudeste. Como exemplos podem ser citados os trabalhos de Kuhlmann *et al.* (1998) na represa Billings (rio Grande); Kuhlmann & Watanabe (2001), Pamplin &

Rocha (2007), Suriani *et al.* (2007), nos reservatórios do rio Tietê; Shimizu (1978; 1982), Dornfeld *et al.* (2006) e Pamplin *et al.* (2006) no reservatório de Americana (rio Atibaia); Brandimarte *et al.* (1999), Brandimarte *et al.*, (2005) no reservatório de Mogi-Guaçu; Jorcin & Nogueira (2008) nos reservatórios do rio Paranapanema e de Jorcin & Nogueira (2009) em Porto Primavera (rio Paraná).

Com relação aos estudos limnológicos sobre o rio Paranapanema, onde estão localizados os reservatórios em estudo neste trabalho, encontram-se disponíveis alguns trabalhos recentes (Nogueira *et al.,* 2001; Nogueira *et al.,* 2002ab; Jorcin & Nogueira, 2005ab; Nogueira *et al.*, 2006; Jorcin & Nogueira, 2008; Nogueira *et al.*, 2008; Nogueira *et al.*, 2010). Em termos de estrutura espacial, características físicas, químicas e organização das comunidades em diferentes compartimentos, o reservatório de Jurumirim foi o melhor estudado (Henry *et al.*, 1998; Nogueira *et al.*, 1999; Nogueira, 2000; Nogueira, 2001; Panarelli, *et al.*, 2003; Sartori *et al.,* 2009). Mais recentemente, foi finalizado um estudo sobre a estrutura espacial do reservatório de Rosana (Kudo, 2007; Sartori, 2008).

Até o presente ainda não havia sido feito um estudo detalhado sobre fauna bentônica dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, rio Paranapanema – SP/PR. Assim, o presente trabalho pretendeu contribuir com a caracterização da distribuição espaço-temporal das assembléias destes organismos nos reservatórios mencionados, considerando as diferenças intrínsecas de cada ambiente (tempo de retenção, morfometria, estado trófico) e a influência dos aportes da rede de tributários.

Cabe mencionar que este trabalho esteve inserido em um projeto mais amplo intitulado "Análise limnológica da estrutura espacial dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR), comunidades bióticas (fito e zooplâncton, zoobentos e peixes) e o transporte e sedimentação de nutrientes e sólidos em suspensão", com apoio da Fapesp (proc. nº 2005/02811-0; coordenação de Marcos Gomes Nogueira). Além disso, este estudo envolveu também uma parceria com o Setor de Meio Ambiente da empresa geradora de eletricidade Duke Energy (convênio Fundibio/Duke Energy – contrato nº

0100006653), cujo objetivo foi a elaboração de diagnósticos ambientais como subsídio para o processo de licenciamento ambiental dos empreendimentos junto ao IBAMA.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Caracterizar a distribuição espacial e temporal das assembléias de macroinvertebrados bentônicos e os sedimentos dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, durante dois ciclos sazonais consecutivos.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1) Comparar as áreas de estudo (intra e inter-reservatórios) quanto às variáveis físicas e químicas na água:

   - ✓ Transparência, temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e potencial de óxido redução;

E nos sedimentos:

   - ✓ Textura granulométrica, porcentagem de matéria orgânica, concentração de nutrientes (nitrogênio total e fósforo total).

2) Comparar as áreas de estudo (intra e inter-reservatórios) quanto à composição, riqueza, abundância e diversidade das associações zoobentônicas.

3. HIPÓTESES

- ✓ A composição taxonômica, riqueza, abundância e diversidade das associações de macroinvertebrados bentônicos diferem significativamente entre os reservatórios de Salto Grande e Chavantes, dada as diferenças intrínsecas (físicas, químicas e de trofia) de cada reservatório.

- ✓ A composição taxonômica, riqueza, abundância e diversidade das associações de macroinvertebrados bentônicos diferem espacialmente em cada um dos reservatórios em função tanto do gradiente longitudinal (eixo principal do reservatório) como da variabilidade lateral (entrada dos tributários e efluentes, proximidade de lagoas marginais e formação de baías).

4. ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Paranapanema localiza-se entre as coordenadas 22º-26ºS e 47º-54ºW, estendendo-se pelo sudoeste do estado de São Paulo e norte do estado do Paraná. A área drenada é de 100.800 km2, sendo 47% no território paulista e 53% no Paraná (Figura 1). O curso principal do rio, em direção leste-oeste, tem uma extensão de 929km, com 570m de desnível, desenvolvendo-se entre as altitudes de 809 e 239m.

As águas do rio Paranapanema são consideradas pouco poluídas (CETESB, 2010). No entanto, dados recentes mostram que condições mesotróficas e até mesmo eutróficas são detectadas nos reservatórios do médio curso do rio, em função do uso intensivo do solo para fins agrícolas (Nogueira *et al.*, 2002a; Nogueira *et al.*, 2006).

Atualmente existem onze reservatórios construídos ao longo do rio Paranapanema, sendo que Chavantes e Salto Grande, selecionados para este estudo, localizam-se nas porções alta e média do rio Paranapanema, com uma distância entre suas barragens de aproximadamente 40 Km (Figura 2). Em 2005, foi construído um pequeno reservatório do tipo fio d'água (UHE Ourinhos) na metade do percurso entre os dois reservatórios.

Inaugurado em 1970, Chavantes é um reservatório oligotrófico, de acumulação, cuja profundidade máxima é de 90 m, possuindo volume máximo de 8.795 hm3 e tempo de residência teórico calculado em 418 dias (Nogueira *et al.*, 2006). Este reservatório apresenta um dos mais significativos aproveitamentos energéticos do rio Paranapanema, com potência máxima de 414 MW. Os principais tributários que deságuam neste reservatório são os rios Verde e Itararé (Figura 3).

O reservatório de Salto Grande foi o primeiro empreendimento elétrico da CESP no rio Paranapanema, com o início de suas atividades em 1958. Trata-se de um reservatório eutrófico, do tipo fio d'água, com profundidade máxima de 12 m e tempo de residência teórico calculado em 1,5 dias (Nogueira et al., 2006). O volume máximo alcançado neste reservatório é de 44,2 hm3 e apresenta potência

máxima de 74MW. Os principais tributários deste reservatório são os rios Pardo, Turvo e Novo (Figura 3).

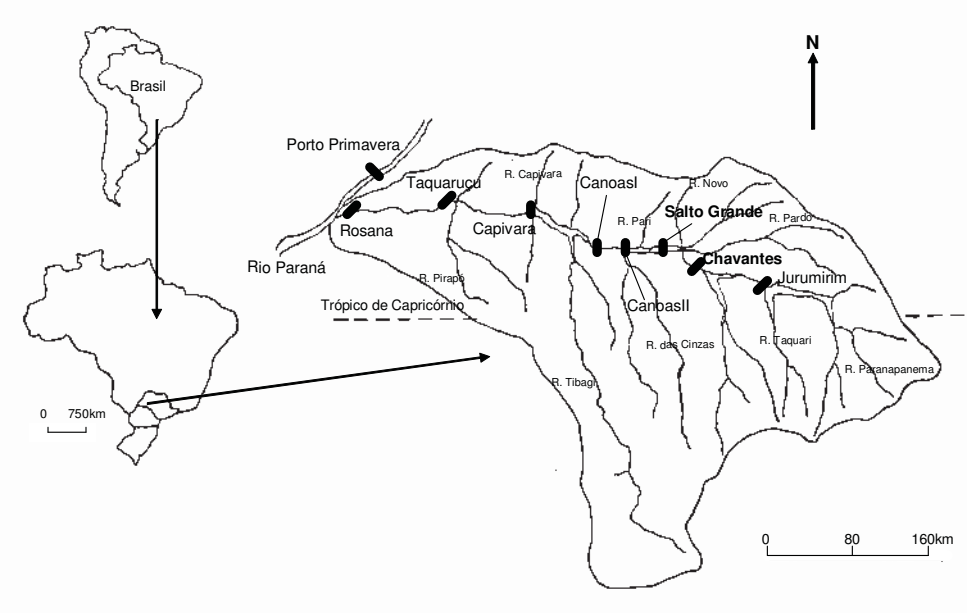


Figura 1: Localização da Bacia Hidrográfica do rio Paranapanema.

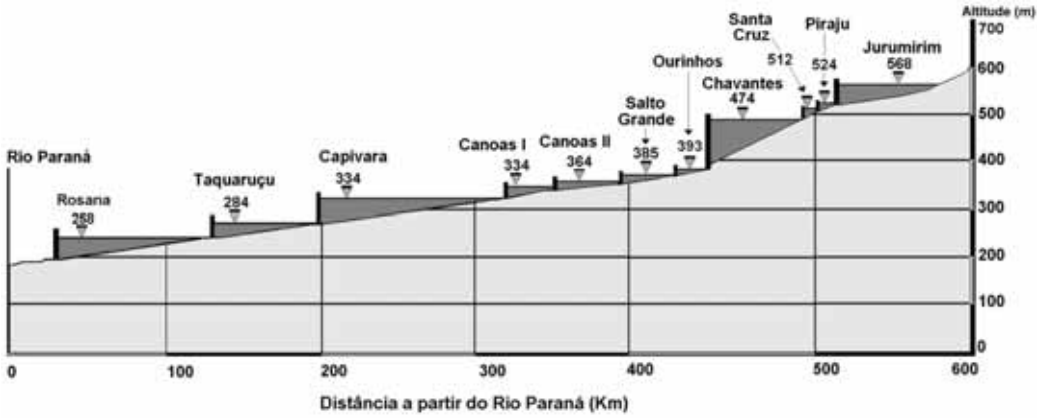


Figura 2: Reservatórios em cascata do rio Paranapanema. Distância entre reservatórios a partir do Rio Paraná e cotas altimétricas em relação ao nível do mar. (fonte: Perbiche-Neves, 2008)

Devido a grande extensão da bacia do Paranapanema, diversos ecossistemas podem ser observados na área. No estado de São Paulo e em torno às nascentes do Paranapanema, observa-se uma área de transição de biomas,

com floresta atlântica e campos cerrados. A ação antrópica tem erradicado a vegetação nativa, originalmente composta por florestas semidecíduas na maior parte da bacia. Na região centro-sul, destacam-se as plantações de pinheirais, principalmente no estado do Paraná, e pinheiros e *Eucalyptus*, no estado de São Paulo. Também nesta região, a expansão agrícola extensiva e a atividade garimpeira (estado do Paraná) têm comprometido a qualidade do solo e da água da bacia. Finalmente, no último trecho da bacia, além de se observar uma área de transição ecológica com pinheirais no Sul e cerrado no Norte, tem se observado a intensificação de processos erosivos em ambos os estados (MMA, 1996).

Em termos climatológicos, trata-se de uma região de transição entre os climas quentes de latitudes baixas e climas mesotérmicos do tipo temperado de latitudes médias. A região proposta para o estudo possui duas estações diferenciadas pelo regime pluviométrico: estação chuvosa e seca. A pluviosidade média anual para a área da bacia é de 1250 mm, com valores máximos registrados entre dezembro e janeiro (40%). A temperatura média anual é de 20ºC, com máximas absolutas de 38 – 40ºC e médias mínimas de 8ºC (Nimer, 1979).

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Periodicidade de amostragem e localização das estações de coleta

O presente estudo procurou caracterizar os reservatórios de Chavantes e de Salto Grande durante dois ciclos sazonais completos. Assim, os trabalhos de campo tiveram início em outubro/2005 e foram finalizados em agosto/2007, como mostra a Tabela I.

Tabela I: Períodos de realização das amostragens.

Período de amostragem	Chavantes	Salto Grande
Primavera	Outubro/2005 e Outubro/2006	Novembro/2005 e Novembro/2006
Verão	Janeiro/2006 e Janeiro/2007	Fevereiro/2006 e Fevereiro/2007
Outono	Abril/2006 e Abril/2007	Maio/2006 e Maio/2007
Inverno	Julho/2006 e Julho/2007	Agosto/2006 e Agosto/2007

Com o intuito de amostrar diferentes compartimentos dos reservatórios, foram selecionadas quatro estações de amostragem no reservatório de Chavantes e cinco em Salto Grande (Figura 3). As coordenadas geográficas de cada estação de amostragem são apresentadas na Tabela II.

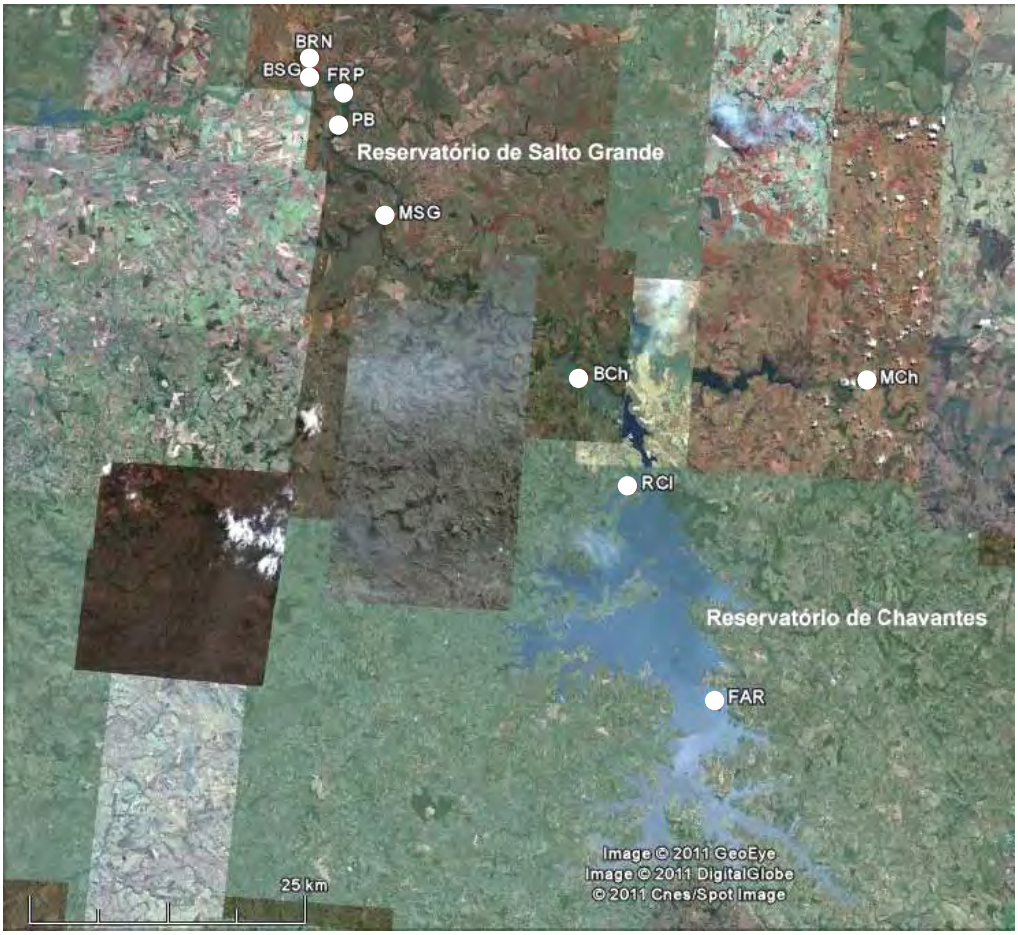


Figura 3: Imagem (2005 Digital Globe) do reservatório de Salto Grande e localização das estações de coleta. Para legendas, ver Tabela II.

Tabela II: Estações de amostragem dos reservatórios estudados, coordenadas geográficas e município de localização.

Reservatório	Estação de Amostragem	Coordenadas Geográficas	Município
Chavantes	Montante de Chavantes **(MCh)**	23°07'57.9"S 49°27'14.3"W	Piraju – SP
	Fartura **(FAR)**	23°24'10.7"S 49°34'26.9"W	Fartura – SP
	Ribeirão Claro **(RCl)**	23°14'16.6"S 49°40'11.8"W	Ribeirão Claro – SP
	Barragem de Chavantes **(BCh)**	23°08'43.5"S 49°42'3.9"W	Chavantes – SP
Salto Grande	Montante Salto Grande **(MSG)**	23°07'57.9"S 49°54'58.9"W	Ourinhos – SP
	Pedra Branca **(PB)**	22°56'17.4"S 49°54'58.9"W	Salto Grande – SP
	Barragem Salto Grande **(BSG)**	22°53'55.9"S 49°59'49.6"W	Salto Grande – SP
	Foz do rio Pardo **(FRP)**	22°54'42.9"S 49°57'57.9"W	Salto Grande – SP
	Baía do rio Novo **(BRN)**	22°52'52.8"S 49°59'49.6"W	Salto Grande – SP

O reservatório de Chavantes apresenta uma peculiaridade, que é o fato do seu eixo principal estar localizado no vale de um tributário secundário, o rio Itararé, e não no eixo do rio Paranapanema. Assim, um ponto de amostragem esteve localizado na região à montante do reservatório, no próprio rio Paranapanema (estação MCh), e outro na região superior sob a influência dos rios Itararé e Verde (estação FAR). Os demais pontos localizaram-se na região central do reservatório (estação RCl) e próximo à barragem (estação BCh) (Figura 4).

No reservatório de Salto Grande, os pontos foram situados na região à montante do reservatório (estação MSG), na parte central do reservatório próximo a duas lagoas marginais (estação PB), e próximo à barragem do reservatório (estação BSG). Neste reservatório, além dos pontos localizados no eixo principal do rio, também foram realizadas amostragens em dois principais rios tributários. Um ponto de amostragem estava localizado na região da foz do rio Pardo (estação FRP) e outro na foz do rio Novo (estação BRN), que desemboca no reservatório em uma baía que foi formada artificialmente devido a alterações causadas pela construção de uma via férrea no local (Figura 5). O número de amostragens neste ponto foi inferior aos demais, não tendo sido realizadas as coletas em novembro/2005 e em maio/2006.

As Figuras 6 e 7 apresentam imagens fotográficas das estações de coleta dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, respectivamente, obtidas em diferentes períodos de amostragem.

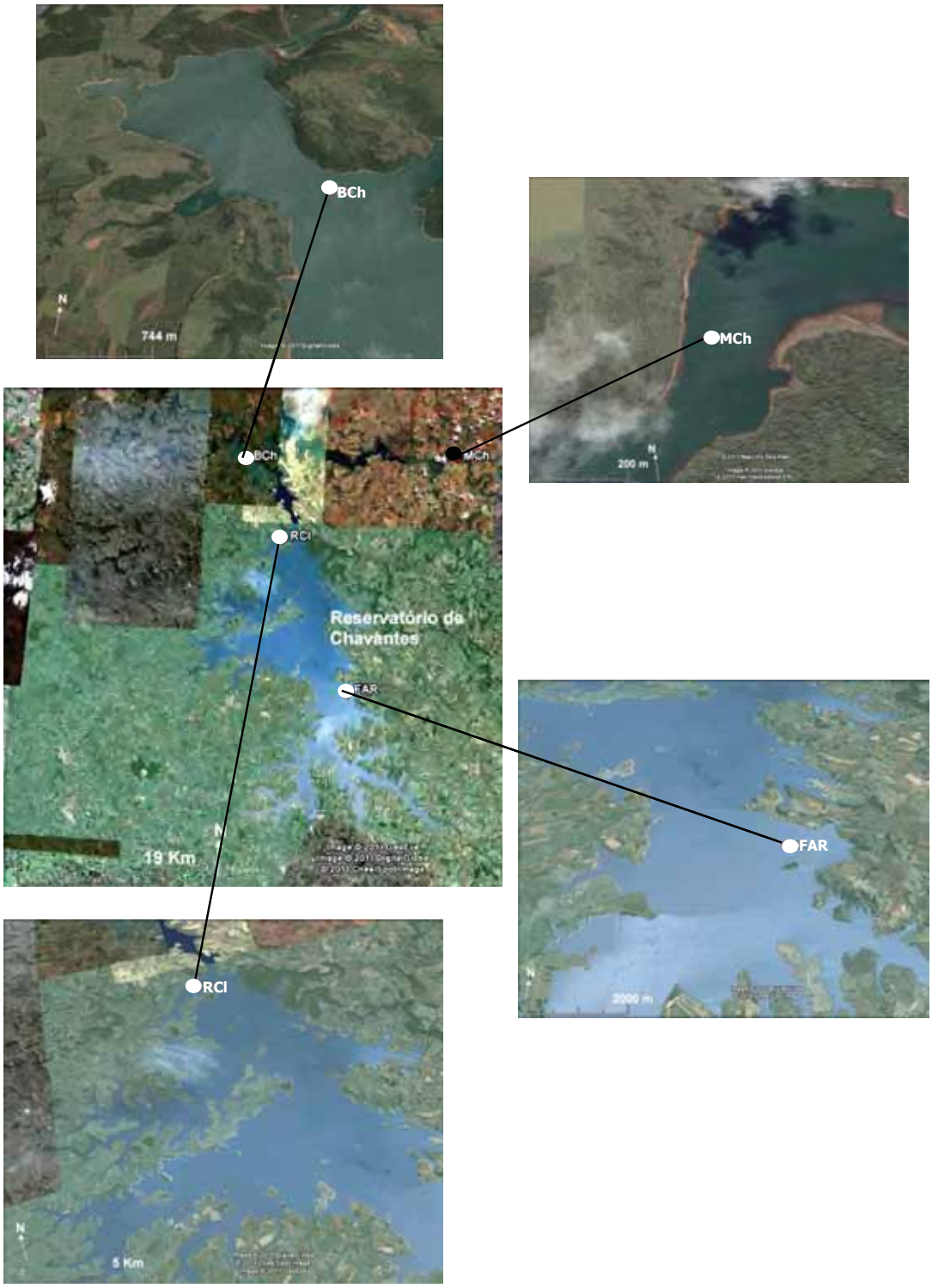


Figura 4: Imagens de satélite das estações de amostragem do reservatório de Chavantes (Google Earth v. 6.0.2, 2011).

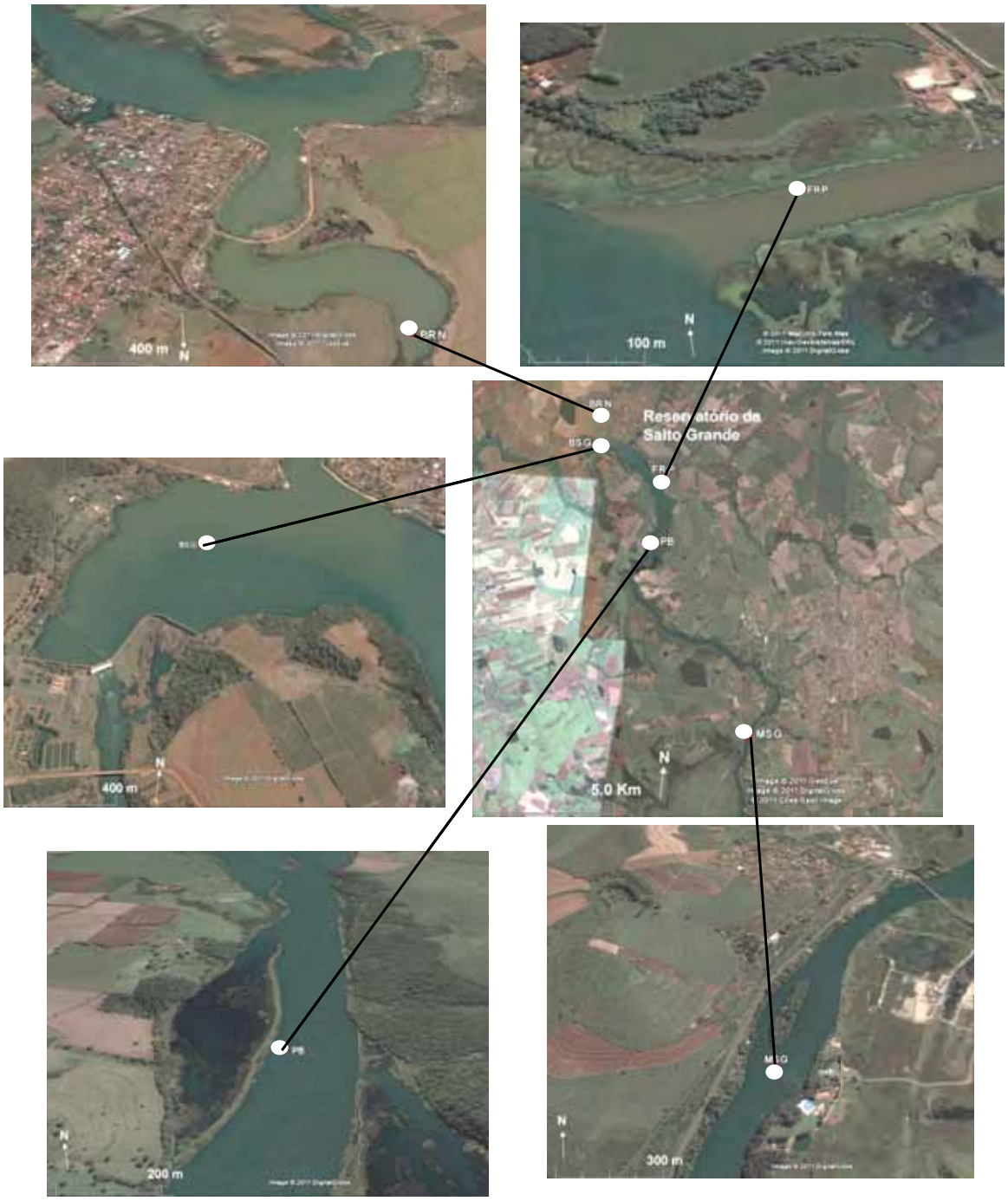


Figura 5: Imagens de satélite das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande (Google Earth v. 6.0.2, 2011).

Figura 6: Imagens das estações de coleta do reservatório de Chavantes: MCh (a-b), FAR (c-d), RCl (e-f), BCh (g-h). (Fotos: Marcos G. Nogueira)

Figura 7: Imagens das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande: MSG (a-b), PB (c), BSG (d), FRP (e-f), BRN (g-h). (Fotos: Marcos G. Nogueira)

5.2 Variáveis físicas e químicas da água

– Profundidade

As profundidades das estações de amostragem foram determinadas utilizando uma sonda Speedtech, modelo SM-5.

– Transparência da água

A transparência da água foi determinada através do desaparecimento visual do disco de Secchi.

– Temperatura, pH, condutividade elétrica, concentração de oxigênio dissolvido e potencial de óxido-redução

Estas variáveis foram medidas na superfície da água e próximo ao fundo. Nos primeiros meses de amostragem (de outubro/2005 a janeiro/2006), estas variáveis foram determinadas com o auxílio de um aparelho multisensor da marca Horiba modelo U-10, com exceção do potencial de óxido-redução. A partir de fevereiro/2006, as análises passaram a ser realizadas com um aparelho Horiba U-22, e então o potencial redox também passou a ser avaliado.

5.3 Variáveis físicas, químicas e porcentagem de matéria orgânica do sedimento

Para a análise destes parâmetros foi coletada uma amostra de sedimento com draga Van Veen (324cm^2 de área) em cada ponto de amostragem. O material obtido foi armazenado em frasco plástico e mantido sob congelamento até o momento da análise.

– Textura granulométrica

A textura granulométrica foi determinada pelo peneiramento úmido do sedimento. O sedimento seco foi pesado e lavado em peneiras com diferentes aberturas de malha: 2,0 mm, 1,0 mm, 0,5 mm, 0,25 mm, 0,125 mm e 0,063 mm. O material retido em cada peneira foi colocado em um béquer individual, e levado à estufa a 65°C para, após a secagem completa, ser novamente pesado. As porcentagens das diferentes frações de areia e da fração silte + argila foram

determinadas seguindo os métodos descritos em Håkanson & Jansson (1983) e os valores expressos em escala phi. Para as pesagens utilizou-se balança Metler Toledo modelo PB 3002 (0,01 g de precisão).

– Porcentagem de matéria orgânica

Esta análise foi efetuada seguindo a metodologia descrita por Håkanson & Jansson (1983), através da perda de peso por ignição do sedimento. O sedimento seco foi pesado em balança analítica da marca Denver Instruments modelo PI-225D (0,00001 g de precisão) e levado ao forno Mufla (Fanem, modelo 413) a 550°C, durante uma hora. Após resfriamento em dessecador, o sedimento foi pesado novamente. O cálculo para a determinação da matéria orgânica segue abaixo:

$$\textit{Porcentagem de matéria orgânica} = \left[(Ps - Pi) \times 100\right] \div Ps$$

Onde: Ps = Peso do sedimento seco

Pi = Peso do sedimento incinerado

– Concentração de nitrogênio total

A concentração de nitrogênio total (NT) foi determinada pelo método Kjeldahl, utilizando-se um digestor da marca Tecnal (TE-008/50-4) e um destilador de nitrogênio da marca Tecnal (TE-0363).

– Concentração de fósforo total

A concentração de fósforo total foi determinada pelo método descrito por Andersen (1976), de extração por ebulição com HCl 1N e análise espectrofotométrica pelo método de azul de molibdênio.

5.4 Macroinvertebrados bentônicos

Em cada estação de amostragem foram coletadas amostras de sedimento em tréplicas, utilizando-se um pegador de fundo, do tipo Van Veen, com área de 324 cm^2. O material coletado foi lavado no local com rede de 250 µm de abertura de malha e fixado com formol em uma concentração final de 4%. Em laboratório,

o material foi novamente lavado em peneira de 250 µm de abertura de malha, conservado com álcool 70% e corado com rosa de bengala. A triagem foi realizada sob estereomicroscópio (Zeiss modelo Stemi SV 6) e a identificação, sob estereomicroscópio e microscópio óptico (Zeiss modelo Axiostar). O material identificado encontra-se depositado na coleção de invertebrados aquáticos do Laboratório de Ecologia de Águas Continentais, do Departamento de Zoologia da Unesp de Botucatu.

Para identificar os indivíduos encontrados foram utilizadas como principais referências as seguintes chaves de identificação: Wiederholm (1983), Brinkhurst & Marchese, (1989); Pennak (1989); Lopretto & Tell (1995); Trivinho-Strixino & Strixino (1995); Merritt & Cummins (1996), Costa *et al.* (2004), Costa *et al.* (2006), Calor (2007), Mariano & Froehlich (2007), Souza *et al.* (2007), Pinho (2008) e o sistema de classificação zoológica (grandes grupos) de Brusca & Brusca (2002).

A riqueza de cada ponto de amostragem foi estimada pela contagem do número de táxons presentes, considerando-se as três réplicas.

A densidade dos macroinvertebrados bentônicos, em indivíduos m^{-2}, foi calculada utilizando-se a somatória das três réplicas, através da fórmula:

$$\text{Densidade} = (N \div A)$$

Onde: N: somatória do número total de indivíduos das três réplicas

A: área da draga (m^2) multiplicada por 3

A frequência de ocorrência dos táxons foi determinada segundo o Índice de Dajoz (1973), sendo as espécies classificadas como:

- **constantes**, quando a frequência de ocorrência (FO) foi igual ou superior a 50%;

- **acessórias**, quando a FO foi maior ou igual a 25% e menor que 50%;

- **acidentais**, quando a FO foi menor que 25%.

A diversidade dos pontos amostrados foi calculada utilizando o Índice de Shannon-Wiener, através do programa Krebs/Win versão 0.9 (1997),

considerando-se os valores totais correspondentes às três réplicas obtidas em cada ponto.

5.5 Análise dos dados

Os dados obtidos foram transformados em log (x+1), com exceção da variável pH, e testados quanto a sua normalidade e homogeneidade pelo teste de Shapiro-Wilk. Com o objetivo de verificar quais variáveis estudadas indicariam melhor a variabilidade espacial nos diferentes compartimentos dos reservatórios, os dados normais e homocedásticos, foram analisados através de ANOVA (1 fator) e os não-normais e/ou não-homocedásticos foram analisados através do teste de Kruskal-Wallis, ambas as análises foram executadas através do programa SigmaStat v.3.5 (SyStat, 2006).

Para verificar as possíveis relações entre riqueza, densidade total e diversidade dos macroinvertebrados bentônicos com os parâmetros ambientais analisados, foi feita uma matriz de correlação simples/coeficiente de correlação de r de Pearson para os dados normais e homocedásticos e quando os dados não atenderam às condições de normalidade e homocedasticidade, foi feita a correlação de Spearman, através do programa Statistica v. 7 (StatSoft, 2004).

Com os dados de densidade dos táxons dos macroinvertebrados bentônicos observados foram realizadas análises de agrupamento, pelo método UPGMA (Unweighted Pair-Group Average) utilizando a distância Euclidiana (Statistica v. 7 – StatSoft, 2004).

Para avaliar a existência dos compartimentos no reservatório e descrever a associação entre as estações de amostragem, através dos dados obtidos e dos fatores responsáveis pela variabilidade dos mesmos, foi realizada uma análise de componentes principais (ACP). Para executar a análise, através do programa PC-Ord para ambiente Windows, versão 5.31 (McCune & Mefford, 2006), utilizou-se o conjunto de variáveis físicas e químicas da água e do sedimento e porcentagem de matéria orgânica.

6. RESULTADOS

6.1 Pluviosidade

Os dados de pluviosidade apresentados na Figura 8, obtidos para os municípios de Carlópolis, PR (a) e Cambará, PR (b) – município vizinho de Salto Grande (SP), mostram que para os dois reservatórios estudados, Chavantes e Salto Grande, respectivamente, a variação pluviométrica foi muito semelhante. É possível verificar, como era esperado, que nos meses de verão as chuvas foram mais intensas, enquanto que os meses de inverno foram secos. Cabe mencionar que no verão de 2007 as chuvas foram mais intensas que no verão de 2006 e que no inverno de 2007 ocorreram chuvas intensas atípicas para o período.

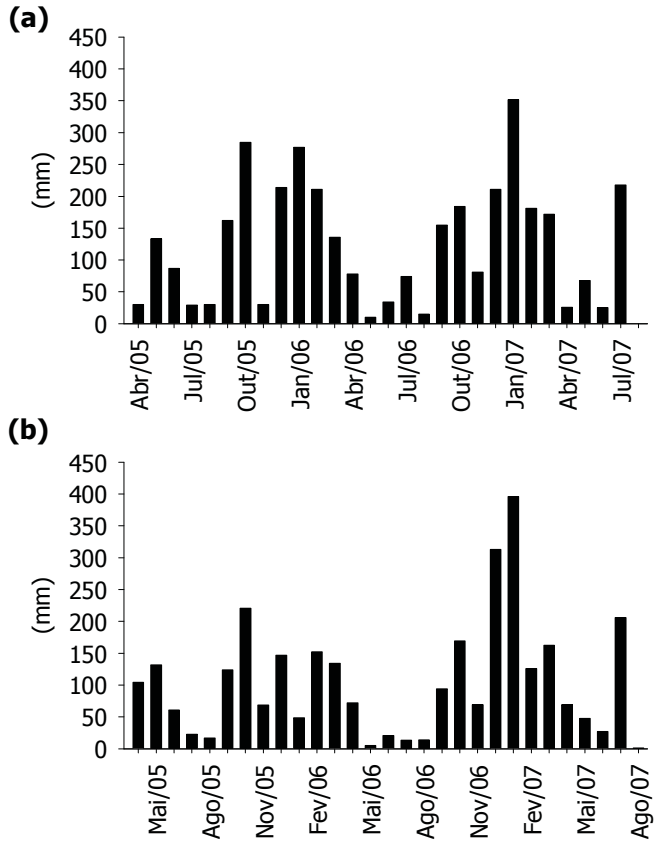


Figura 8: Variação da pluviosidade no reservatório de Chavantes (a) e de Salto Grande (b) entre os meses de abril/2005 e agosto/2007.

6.2 Cota altimétrica

A variação na cota altimétrica observada no reservatório de Chavantes foi muito superior àquela observada no reservatório de Salto Grande (Figura 9).

Em Chavantes, os valores oscilaram entre 468,46 e 472,19 m, em outubro/2006 e abril/2006, respectivamente. Em Salto Grande, por sua vez, a variação foi de 384,12 a 384,25, nos meses de maio/2007 e abril/2006, respectivamente.

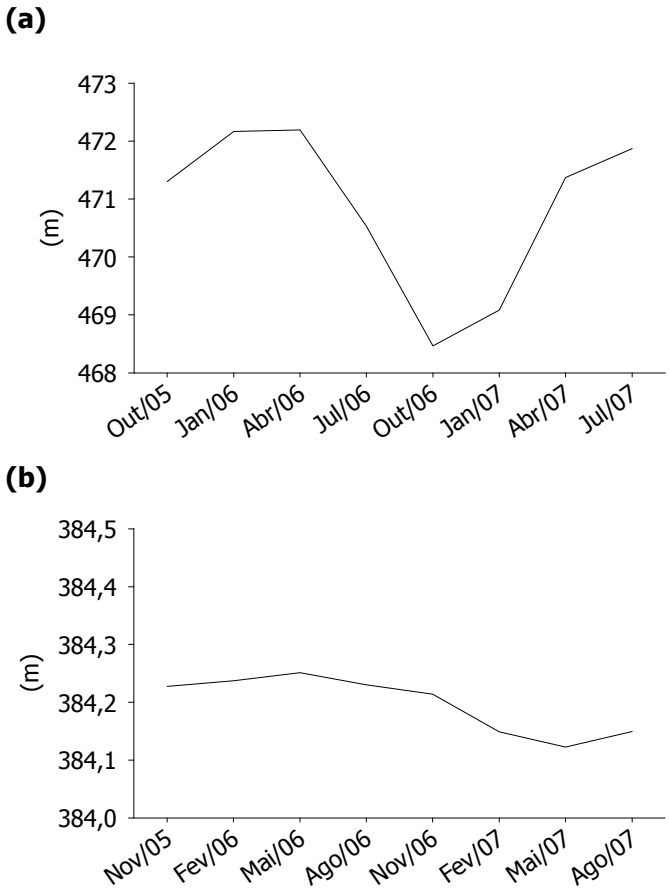


Figura 9: Variação na cota altimétrica dos reservatórios de Chavantes (a) e de Salto Grande (b), nos meses estudados.

6.3 Vazão defluente e tempo de residência teórico

A Figura 10 apresenta os dados de vazão defluente e tempo de residência teórico dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande. Durante os meses estudados foi possível observar uma maior oscilação na vazão defluente do reservatório de Salto Grande comparado ao reservatório de Chavantes. Já em termos de tempo de residência a magnitude dos valores é muito mais elevada em Chavantes.

Em Chavantes, no primeiro ano de amostragem, a vazão defluente apresentou valores mais semelhantes, entre 321,3 e 405,6 $m^3 s^{-1}$, aumentando ao longo dos meses desde a primavera até o inverno. Já o tempo de retenção teórico variou inversamente, diminuindo ao longo dos meses, entre 316,8 e 251,0 dias (outubro/2005 e julho/2006). No segundo ano, os valores de vazão diminuíram consideravelmente, apresentando relativa oscilação ao longo do período, com valores entre 175,6 e 271,4 $m^3 s^{-1}$ e tempo de residência teórico entre 375,0 e 579,8 dias (julho e abril de 2007, respectivamente).

No reservatório de Salto Grande, houve uma grande variação na vazão defluente durante o primeiro ano amostrado, quando os valores oscilaram entre 319,7 e 570,5 $m^3 s^{-1}$ e o tempo de residência teórico entre 1,6 e 0,90 dias (fevereiro/2006 e novembro/2005, respectivamente). No segundo ano, a vazão defluente foi menor, variando entre 256,8 e 354,4 $m^3 s^{-1}$ e, consequentemente, o tempo de residência teórico aumentou, oscilando entre 1,44 e 1,99 dias (maio e fevereiro de 2007, respectivamente).

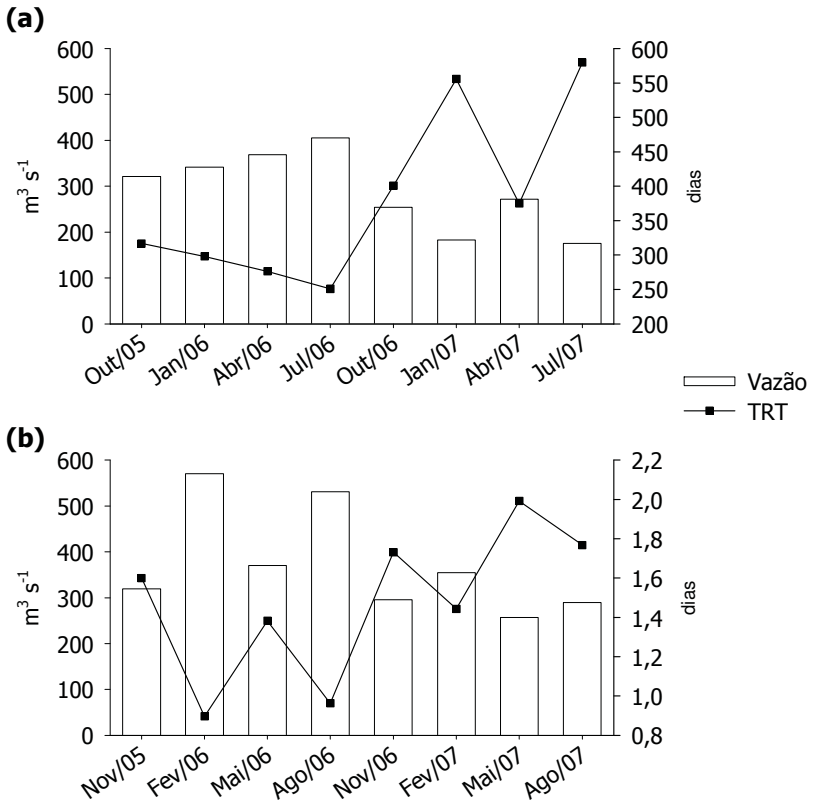


Figura 10: Variações mensais da vazão defluente e do tempo de residência teórico (TRT), nos reservatórios de Chavantes (a) e de Salto Grande (b), nos meses estudados.

6.4 Variáveis físicas e químicas da água

– Profundidade e transparência da água

Devido às diferenças intrínsecas entre os reservatórios estudados, verificou-se que as estações localizadas no reservatório de Chavantes apresentaram maiores profundidades que aquelas localizadas no reservatório de Salto Grande.

No reservatório de Chavantes, as menores profundidades foram registradas na estação MCh, enquanto que as máximas profundidades foram observadas na estação BCh (Figura 11).

Na estação MCh foi observada a menor variação entre os períodos de amostragem, sendo a menor profundidade verificada em outubro/2005 (5,0m) e a maior, em julho/2006 (15,0 m).

Na estação FAR, a profundidade também apresentou baixa oscilação durante o período de estudo. Em julho/2007 foi observada a menor profundidade desta estação, com 10,0 m, enquanto que o maior valor foi obtido em janeiro/2006, quando a profundidade atingiu 34,0 m.

A estação RCl foi a que apresentou a maior variação de profundidade ao longo do período amostrado. O menor valor foi de 5,0 m e ocorreu em julho/2007. Por outro lado, em outubro/2005 a profundidade foi maior, alcançando 45,0 m.

Devido a alteração na localização do ponto da estação BCh, os valores de profundidade neste local apresentaram a maior variação observada. Por ser um ponto muito profundo, com grande dificuldade para amostrar o sedimento, no momento de coletar material do fundo o barco era deslocado em direção à margem. A partir do início do segundo ano de coleta este ponto foi definitivamente transferido mais próximo da margem. O menor valor de profundidade na estação BCh foi medido em outubro/2006 (4,0 m) e o maior, em janeiro e julho de 2006 (78,0 m). Contudo, antes da alteração no local de amostragem, verificou-se que nos meses de outubro as profundidades observadas foram as menores, com 53,0 m nos dois anos de estudo.

A Figura 12 apresenta as medianas das profundidades observadas nas estações de amostragem do reservatório de Chavantes. Apesar da ampla variação das profundidades medidas, a análise de Kruskal-Wallis mostrou que não houve diferença significativa entre os valores observados nos diferentes compartimentos estudados (H=7,132, gl=3, p=0,068). Embora a estação BCh tenha apresentado profundidades muito maiores, houve uma grande variação nos valores ao longo dos meses de amostragem em função da mudança de amostragem nesse ponto.

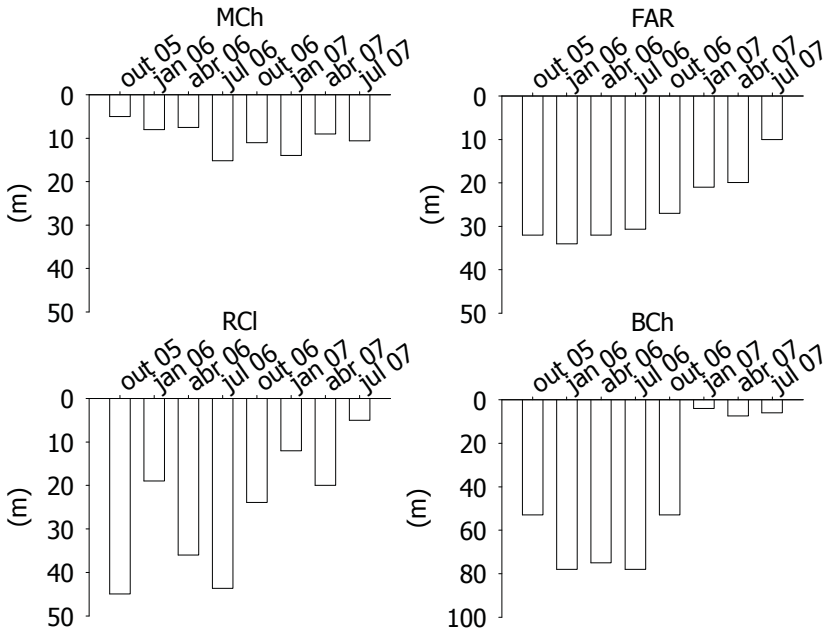


Figura 11: Profundidades das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

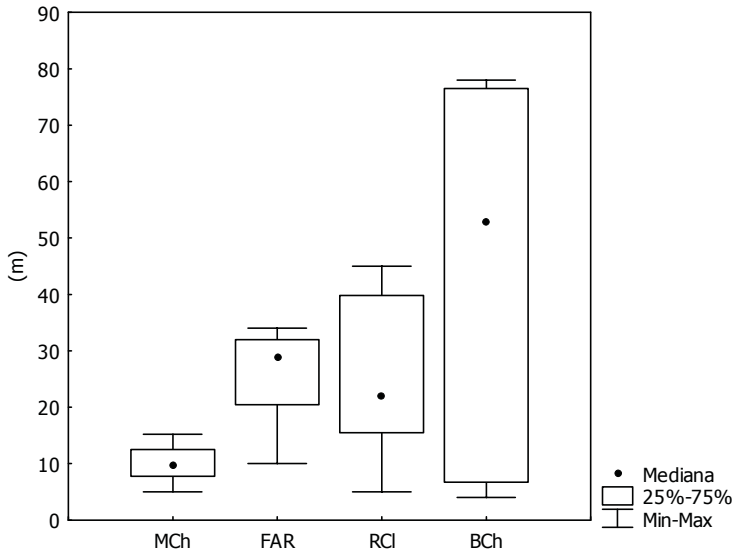


Figura 12: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo para as profundidades das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

A amplitude de variação das profundidades medidas nos diferentes pontos de coleta do reservatório de Salto Grande ao longo do estudo (Figura 13) foi menor quando comparada ao reservatório de Chavantes.

Na estação MSG, a menor profundidade foi obtida em fevereiro/2007 e a maior, em maio/2006 (3,9 e 8,4 m, respectivamente).

A menor variação da profundidade entre os períodos amostrados foi verificada na estação PB. Em novembro/2006 e fevereiro/2007 foram observadas as menores profundidades (5,0 m), enquanto que nos meses de novembro/2005 e maio/2006, foram registradas as maiores profundidades para esta estação, com 6,5 m.

Na estação BSG, por sua vez, foi observada a maior variação ao longo do período de estudo. A menor profundidade foi verificada em maio/2007, com apenas 3,5 m, enquanto que o maior valor ocorreu em novembro/2006, com 12,0 m, sendo este também o maior valor registrado para todo o reservatório.

As profundidades medidas na estação FRP se mantiveram próximas a 4,5 m em praticamente todo o período. Porém, em fevereiro e maio de 2006, verificou-se um aumento nestes valores, chegando a 9,0 m no último mês mencionado.

A estação BRN apresentou as menores profundidades deste reservatório. O menor valor ocorreu em fevereiro/2007 com apenas 1,0 m, enquanto que o maior valor, 2,7 m, foi obtido em novembro/2006.

Através da ANOVA (1 fator) verificou-se a existência de diferença significativa entre as profundidades dos diferentes pontos de amostragem do reservatório de Salto Grande (Tabela III). A profundidade da estação BRN foi significativamente inferior às demais profundidades medidas, tanto em relação ao corpo principal do reservatório (MSG, PB e BSG) como em relação ao outro rio tributário estudado (estação FRP) (Figura 14).

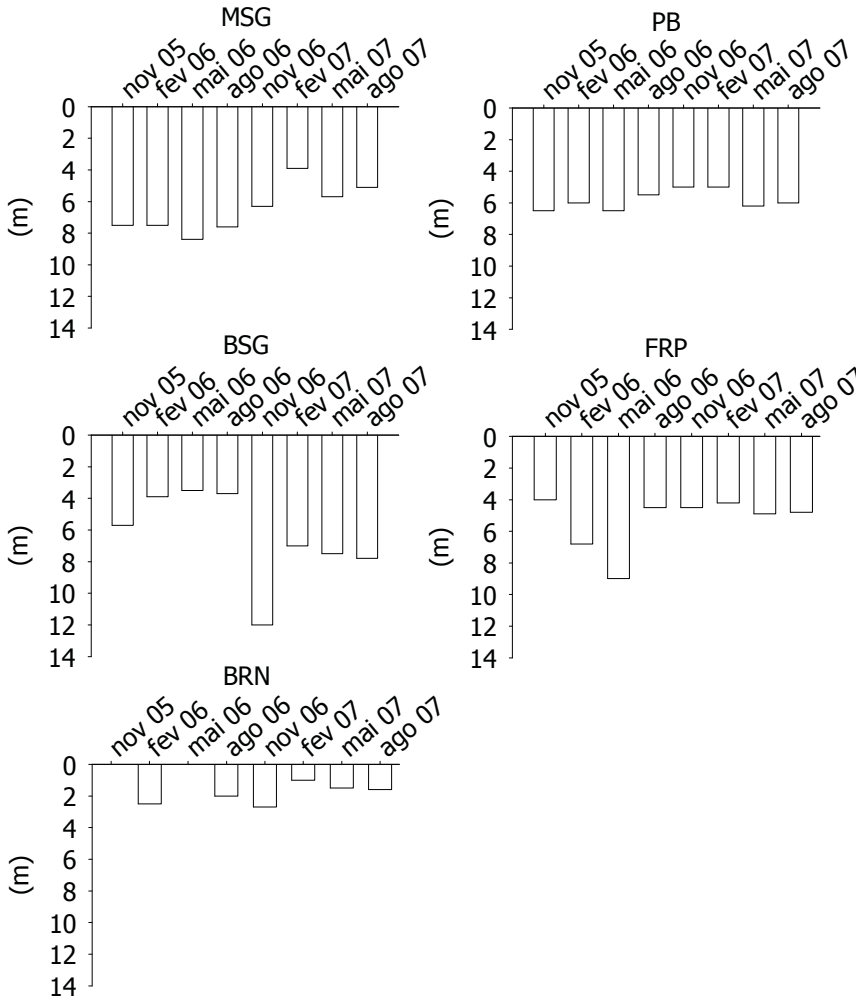


Figura 13: Profundidades das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

Tabela III: Resultado da ANOVA (1 fator) para os valores de profundidade do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo. (N=38; p=0,05).

	gl	SQ	QM	F	p
Entre amostras	4	1,087	0,272	23,689	<0,001
Resíduos	33	0,402	0,0115		
Total	37	1,489			

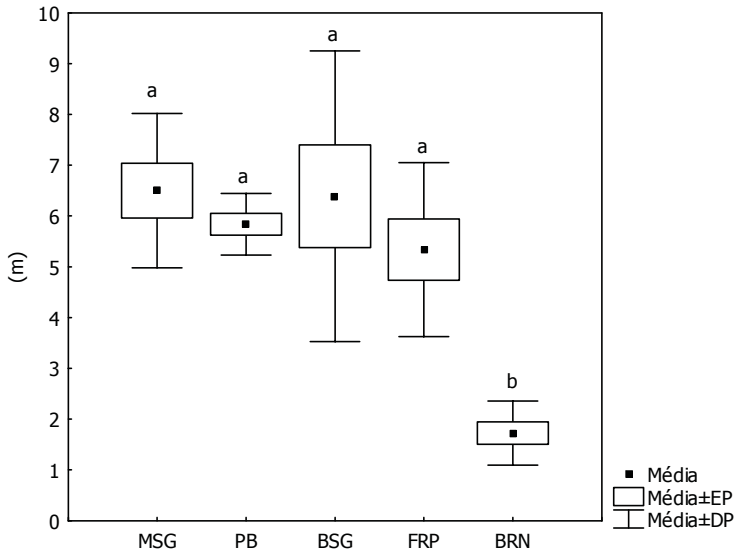


Figura 14: Média, erro padrão e desvio padrão das profundidades das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey, p<0,05)

A transparência da água foi geralmente maior no reservatório de Chavantes em relação ao reservatório de Salto Grande. Em Chavantes, a transparência da água atingiu valores bastante elevados, especialmente nas estações RCl e BCh, chegando a 7,5 m nesta última estação, em julho/2006. Em Salto Grande, a máxima transparência observada foi de 4,6 m na estação MSG, em maio/2006.

Considerando o reservatório de Chavantes, as estações RCl e BCh apresentaram os maiores valores de transparência. Também foi possível verificar que no primeiro ano de estudo, houve uma tendência de aumento da transparência da água ao longo dos meses estudados, com os menores valores no mês de outubro/2005 (primavera), alcançando os valores máximos em julho/2006 (inverno), em praticamente todas as estações amostradas (Figura 15). No

segundo ano de estudo as maiores transparências também foram observadas no mês de estiagem e os menores valores em janeiro/2007 (verão).

Especificamente na estação MCh, a menor transparência foi obtida em janeiro/2007, com apenas 1,0 m, sendo o menor valor registrado para todo o reservatório. Em julho/2006 observou-se a maior transparência desta estação, com 3,3 m.

A estação FAR foi a que apresentou a maior oscilação da transparência ao longo do período estudado. A menor transparência foi determinada em janeiro/2007 (1,1 m) e a maior, em julho/2006 (3,1 m).

Na estação RCl, verificou-se a mesma tendência nos dois anos de estudo, com os meses de outubro apresentando os menores valores e julho os maiores. Ao contrário das demais estações de amostragem do reservatório de Chavantes, a menor transparência deste local foi obtida em outubro/2006, com 1,95 m. Já o valor máximo seguiu a tendência sazonal dos demais pontos, 4,2 m em julho/2007.

A estação BCh apresentou os mais elevados valores de transparência, quando comparada com todas as demais estações de amostragem. Nos meses de estiagem, a transparência deste local apresentou os valores máximos, atingindo 7,5 e 5,2 m (julho de 2006 e 2007, respectivamente). Por outro lado, o menor valor (1,7 m) foi obtido em janeiro/2006, assim como para as estações MCh e FAR.

Através do teste de Kruskal-Wallis, constatou-se que houve diferença significativa entre os valores de transparência da água dos diferentes compartimentos do reservatório de Chavantes ($H=12,518$, $gl=3$, $p=0,006$). A Figura 16 apresenta as medianas dos valores medidos e é possível verificar que a transparência da água da estação BCh foi significativamente maior daquelas observadas nas estações MCh e FAR.

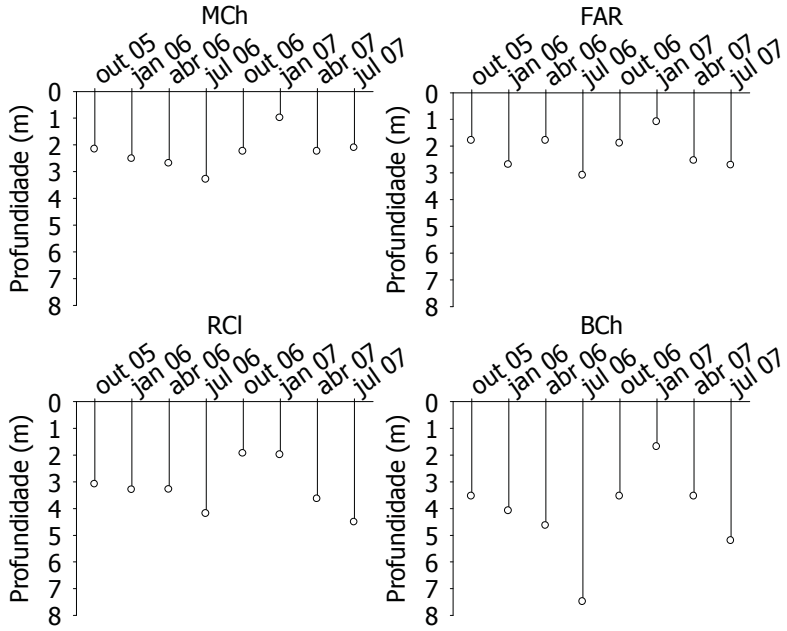


Figura 15: Transparência da água do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

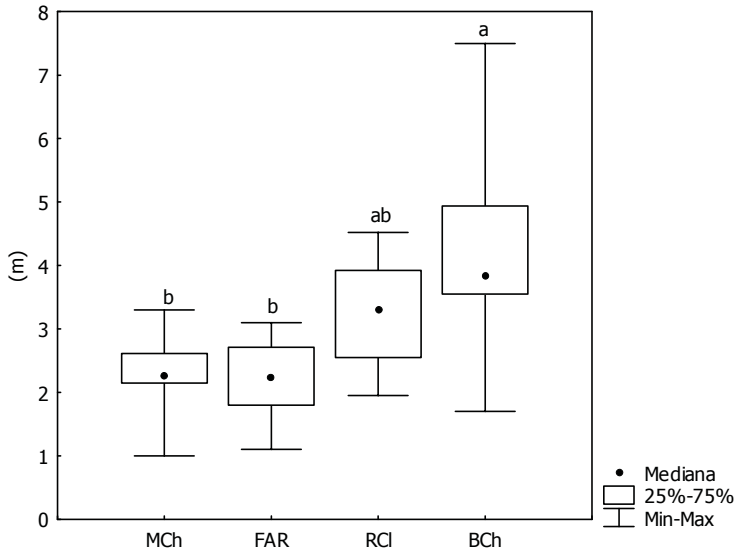


Figura 16: Medianas, percentis e valores mínimo e máximo da transparência da água das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey, $p<0,05$)

Assim como no reservatório de Chavantes, em Salto Grande, geralmente as águas mostraram-se mais turvas durante os meses chuvosos e mais transparentes nos meses de estiagem (Figura 17). A maior transparência foi observada na estação MSG, durante o mês de maio/2006 (4,6 m) e a menor, na estação BRN (0,15 m, em fevereiro/2006). Também foi possível observar que os rios tributários apresentaram águas mais turvas que o corpo principal do reservatório.

Na estação MSG, a menor transparência ocorreu em fevereiro/2007 (0,6 m). Como mencionado anteriormente, a maior transparência foi medida em maio/2006. Nos meses de seca a transparência também atingiu valores elevados, atingindo o segundo maior valor em agosto/2006, com 4,3 m.

Na estação PB, a menor transparência foi observada em fevereiro/2007, com 0,3 m. Embora a maior transparência tenha sido determinada no mês de maio/2007, com 3,6 m, os meses de agosto também apresentaram valores elevados (3,4 m).

A estação BSG apresentou maior oscilação na transparência ao longo do período de estudo. Nos meses de fevereiro, foram observados os menores valores (0,3 m) e em maio/2006 o maior valor, com 3,3 m, sendo esta transparência próxima daquelas encontradas para os meses de agosto de 2006 e de 2007 (3,2 e 3,1 m, respectivamente).

A estação FRP apresentou baixos valores de transparência. As menores transparências foram detectadas nos meses de fevereiro (0,2 m em 2006 e 0,4m em 2007), enquanto que os maiores valores foram registrados em agosto de 2006 e de 2007 (1,4 e 1,1 m, respectivamente).

A transparência da água da estação BRN também foi baixa, como mencionado anteriormente. Nesta estação, em especial, foram registrados os menores valores de transparência da água para todo o reservatório de Salto Grande. Em fevereiro/2006 foi observado o menor valor, com apenas 0,15m. Assim como nas demais estações, a maior transparência foi observada nos meses de agosto, alcançando 1,3 m em 2006 e 1,6 m em 2007.

Constatou-se através da ANOVA (1 fator – Tabela IV) que a transparência da água das estações MSG e PB foram significativamente maiores que aquelas registradas nas estações FRP e BRN, enquanto que estas diferenças não foram verificadas para a estação BSG (Figura 18).

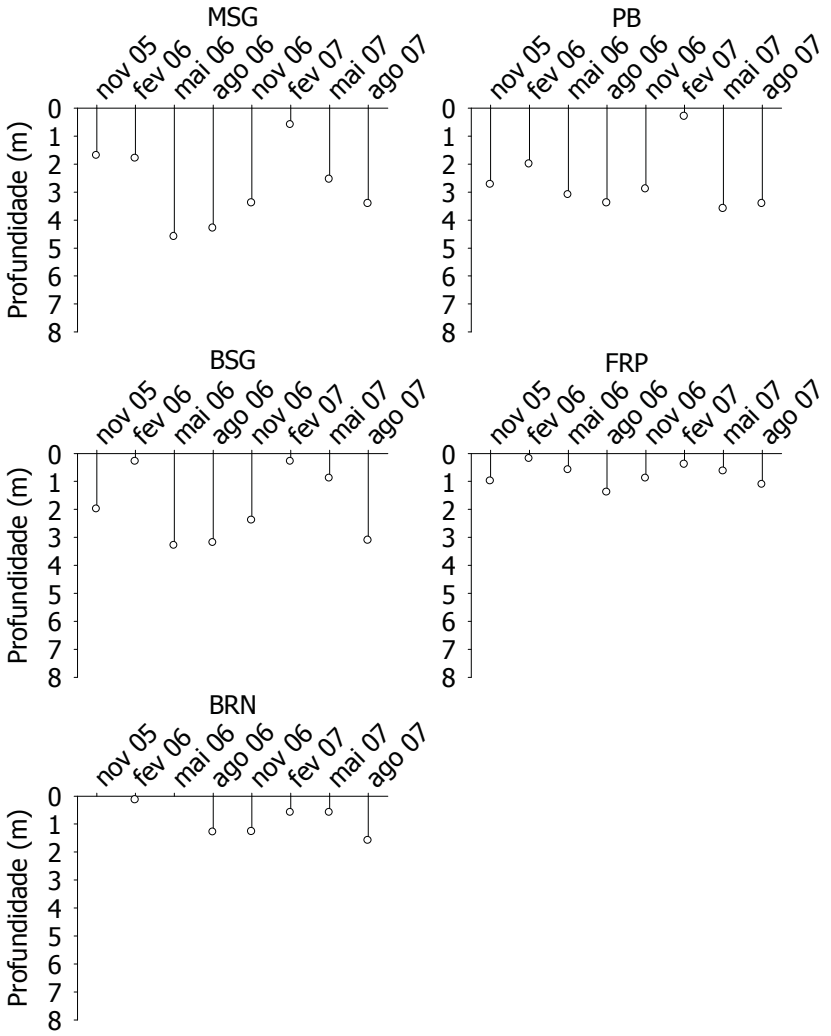


Figura 17: Transparência da água do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

Tabela IV: Resultado da ANOVA (1 fator) para os valores de transparência do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo. (N=38; p=0,05).

	gl	**SQ**	**QM**	**F**	**p**
Entre amostras	4	0,849	0,212	6,729	<0,001
Residual	33	1,104	0,0315		
Total	37	1,953			

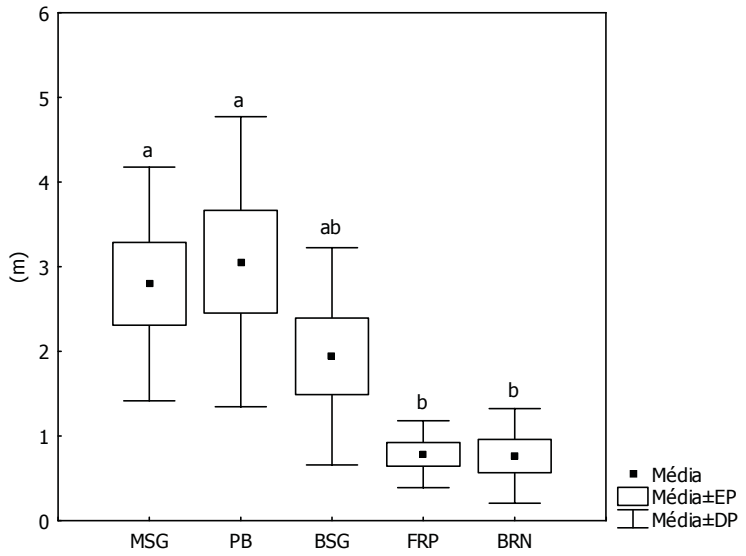


Figura 18: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de transparência da água das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey, $p<0,05$)

– Temperatura da água

De um modo geral, verificou-se que a temperatura da água em ambos os reservatórios apresentou a mesma tendência de variação, oscilando entre 18,9 e 29,6°C em Chavantes e entre 18,0 e 27,2°C em Salto Grande. Em ambos os reservatórios, as temperaturas mais baixas foram registradas durante o inverno e as maiores, durante o verão, em todos os locais de amostragem. Contudo, o reservatório de Chavantes apresentou maior variação entre as temperaturas de superfície e fundo comparado ao reservatório de Salto Grande.

No reservatório de Chavantes as estações mais profundas apresentaram as maiores variações de temperatura entre superfície e fundo (Figura 19). De modo geral, a estação RCl apresentou as maiores temperaturas, especialmente na superfície, enquanto que nas estações MCh e FAR, foram detectadas as menores temperaturas durante o período de estudo.

Particularmente, a estação MCh apresentou a menor variação de temperatura na coluna d'água, ao longo do período de estudo. Neste ponto, foram

registradas as menores temperaturas deste reservatório, obtidas durante os meses de julho de 2006 e de 2007, tanto na superfície (19,4 e 19,6°C, respectivamente) quanto no fundo (18,9 e 19,1°C, respectivamente). Por outro lado, nesta estação de amostragem as maiores temperaturas na superfície e fundo foram obtidas durante o verão de 2006 (28,8 e 27,1°C, respectivamente).

Como mencionado anteriormente, na estação FAR as temperaturas medidas mostraram-se mais baixas que nas demais estações. O menor valor foi observado em julho/2006, com o valor de 19,6°C na superfície e 19,4°C no fundo. Em janeiro/2006, verificou-se a maior variação de temperatura na coluna d'água, uma vez que o valor alcançado na superfície foi de 28,3°C (máxima temperatura observada nesta estação) e no fundo 22,8°C.

A estação RCl, além de apresentar as maiores temperaturas da água, também apresentou, de modo geral, as maiores oscilações entre superfície e fundo. Em janeiro/2007 foram obtidas as maiores temperaturas para esta estação, com 29,6°C na superfície e 26,2°C no fundo. Em contrapartida, no mês de julho/2006 as temperaturas foram as mais baixas, oscilando entre 21,3 e 19,6°C (superfície e fundo, respectivamente).

A estação BCh, assim como a estação RCl, apresentou consideráveis variações da temperatura na coluna d'água. Como nas demais estações de amostragem, as menores temperaturas foram registradas em julho/2006 tanto para a superfície como para o fundo (20,2 e 19,1°C, respectivamente). Em janeiro/2007, foram obtidas as maiores temperaturas da água nesta estação, alcançando valores de 28,9°C na superfície e 26,4°C no fundo.

Cabe ressaltar que durante os meses de julho (inverno) praticamente não houve variação da temperatura na coluna d'água das estações amostradas. Porém, durante os meses de outubro e janeiro (primavera e verão, respectivamente), esta oscilação foi considerável nas regiões mais profundas, alcançando uma diferença de aproximadamente 6°C, por exemplo, nas estações RCl e BCh (em janeiro e outubro de 2006).

Embora tenham sido observadas diferenças entre as temperaturas da água das estações amostradas (Figura 20), estas não foram significativas tanto para os

valores da superfície (ANOVA, F=0,690, p=0,566), como para o fundo (ANOVA, F=0,956, p=0,427).

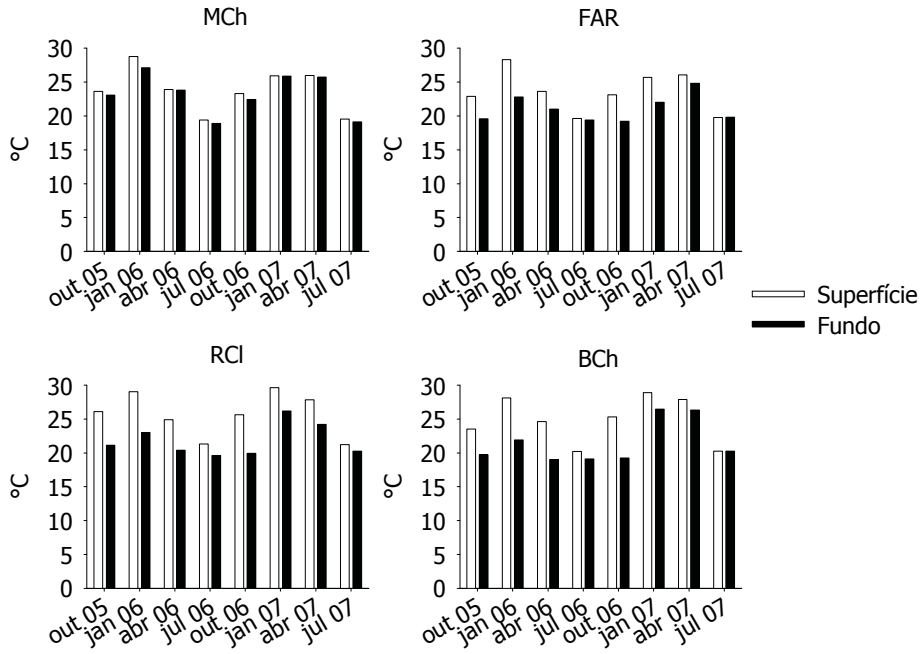


Figura 19: Temperatura da água (superfície e fundo) das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

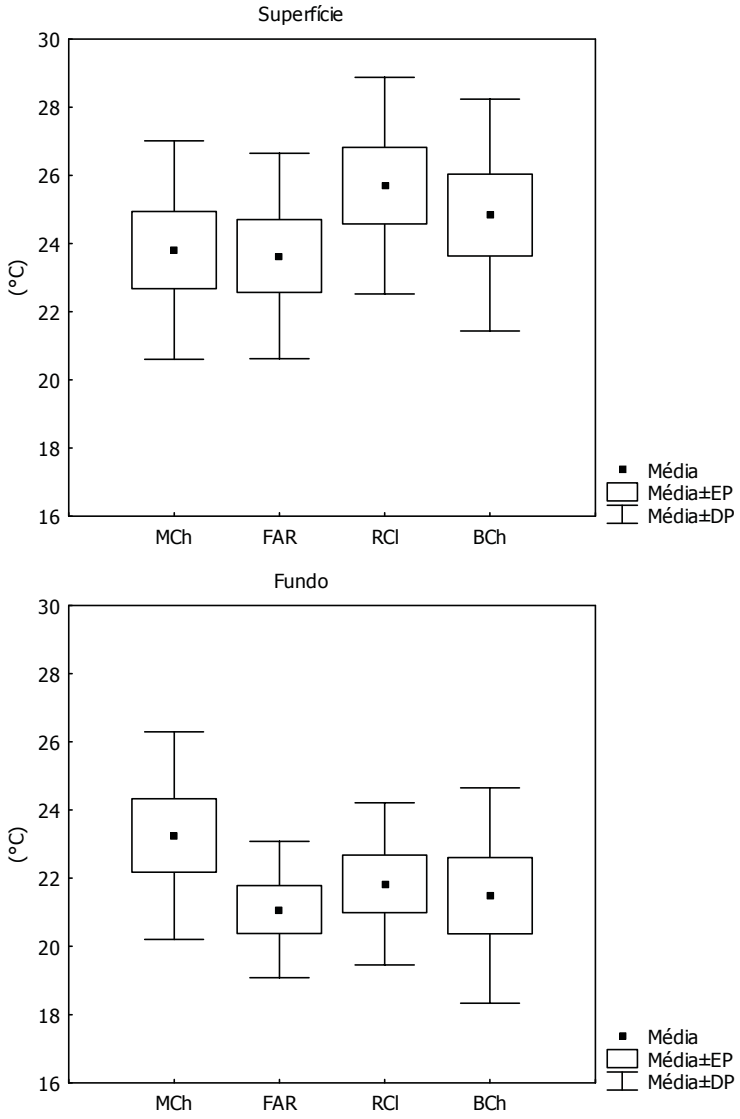


Figura 20: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de temperatura da água na superfície e no fundo das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

A Figura 21 apresenta os resultados para a temperatura da água no reservatório de Salto Grande durante o período de estudo. Verificou-se que as temperaturas nas estações do corpo principal do reservatório foram semelhantes, enquanto que as dos rios tributários foram levemente menores. Os menores valores foram observados em agosto/2007, sendo que na estação BRN foram registrados os menores valores para este reservatório (18,7°C na superfície e no fundo). De um modo geral, em novembro/2006 e em fevereiro/2007 as

temperaturas foram mais elevadas, alcançando os valores máximos na estação MSG, com valores próximos a 27°C.

Na estação MSG, os menores valores foram observados em agosto/2007, com 19,6°C (superfície e fundo). Por outro lado, em fevereiro/2007 verificou-se a maior temperatura da água, com 27,2°C, tanto na superfície como no fundo.

A estação PB apresentou temperaturas mais elevadas durante o verão, sendo que em fevereiro/2006 alcançou o maior valor para este local, com 26,8°C. Nos meses de inverno foram observadas as menores temperaturas, e em agosto/2007 foi registrado o valor mais baixo, com 20,3°C na superfície e 20,2°C no fundo.

Na estação BSG, a maior temperatura foi observada em novembro/2006 tanto na superfície quanto no fundo (26,9 e 25,9°C, respectivamente). Neste mês e em fevereiro/2007 foram observadas as maiores variações entre superfície e fundo considerando todos os pontos de amostragem deste reservatório. Nos meses de maio e agosto de 2006 e agosto de 2007 foram registradas as temperaturas mais baixas, tanto para a superfície como para o fundo, com valores próximos a 20,5°C.

Na estação FRP, a menor temperatura foi obtida em maio/2006 com 18°C na superfície e no fundo e as maiores, em novembro/2006 (27,9°C na superfície e 27,1°C no fundo).

A estação BRN apresentou as menores temperaturas para o período de amostragem, sendo a menor temperatura observada em agosto/2007, como já mencionado anteriormente. Assim como para o outro tributário estudado, a maior temperatura desta estação também foi obtida em novembro/2006, com 26,4°C na superfície e 25,7°C no fundo.

Através da Figura 22 é possível observar que os valores de temperatura da água tanto na superfície como no fundo das estações de amostragem do corpo principal do reservatório foram bastante semelhantes. Embora os rios tributários tenham apresentado temperatura inferior, o teste de Kruskal-Wallis demonstrou

que esta diferença não foi significativa (H=1,336, p=0,855 para a superfície e H=1,630, p=0,803 para o fundo).

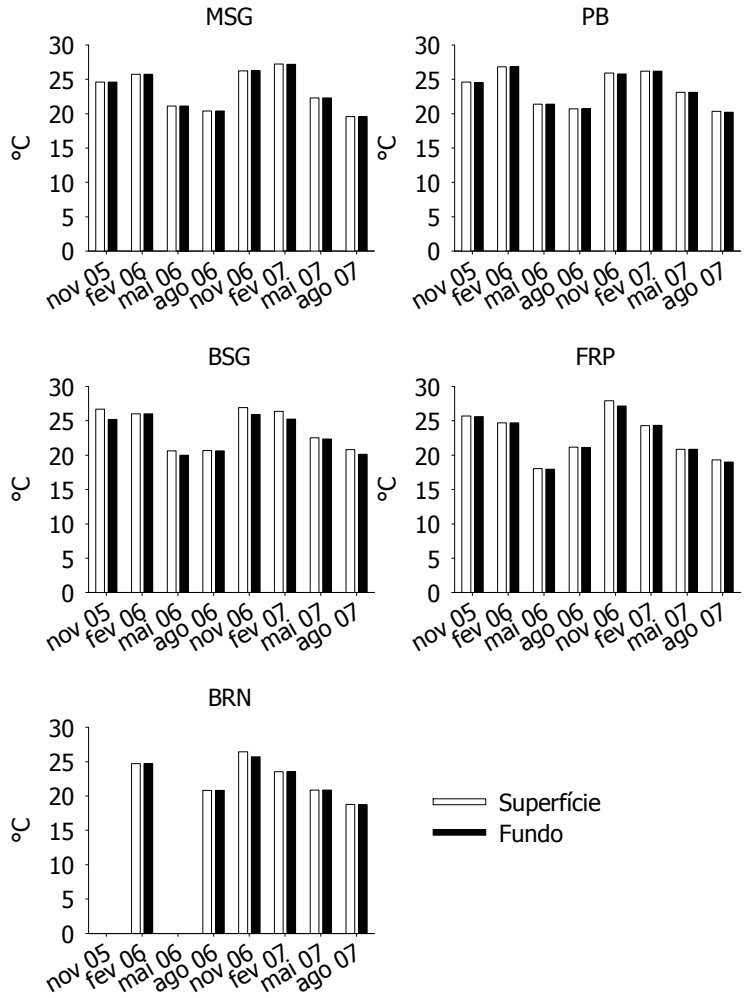


Figura 21: Temperatura da água (superfície e fundo) das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

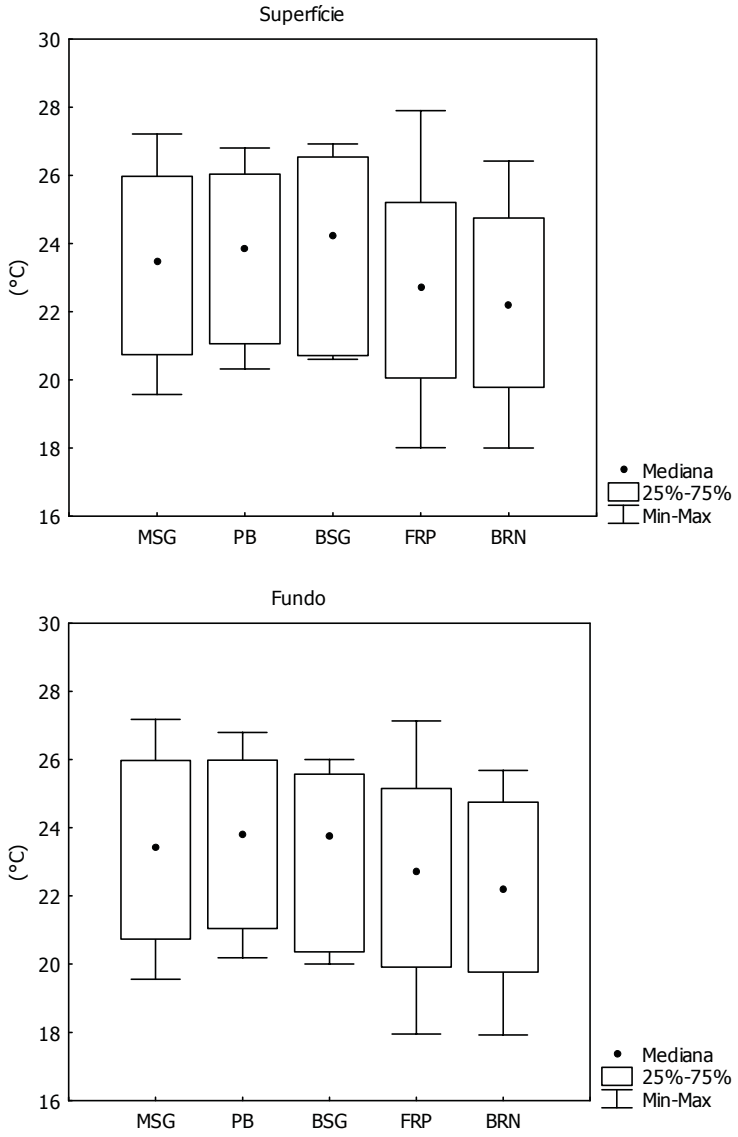


Figura 22: Medianas, percentis e valores mínimo e máximo para a temperatura da água na superfície e no fundo das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

– Concentração de Oxigênio Dissolvido

Durante o período estudado, as concentrações de oxigênio dissolvido da água no reservatório de Salto Grande foram semelhantes em cada estação de amostragem, sendo baixa a variação existente entre os valores de superfície e fundo. Em Chavantes, por outro lado, houve maior variação na concentração de

oxigênio dissolvido em cada estação amostral ao longo dos meses de estudo, assim como ampla oscilação entre os valores obtidos na superfície e no fundo.

Particularmente no reservatório de Chavantes, especialmente nas estações mais profundas, verificou-se uma elevada variação entre as concentrações de oxigênio dissolvido da superfície e do fundo (Figura 23). Observou-se que as menores concentrações de oxigênio foram obtidas nos meses de janeiro e abril, enquanto que os maiores valores foram registrados principalmente nos meses de julho e outubro.

Na estação MCh verificou-se a menor variação entre os valores de superfície e fundo neste reservatório. A maior diferença foi registrada em janeiro/2006, quando na superfície a concentração de oxigênio dissolvido foi de 7,5 mg L^{-1} e no fundo, 6,0 mg L^{-1}. Em julho/2006 foi obtida a maior concentração, alcançando 10,4 mg L^{-1} na superfície e 10,0 mg L^{-1}, no fundo. Já o menor valor foi observado em abril/2007, variando entre 7,0 e 6,9 mg L^{-1} (superfície e fundo, respectivamente). Para os dados obtidos nesta estação, verificou-se a existência de correlação de Pearson negativa com a temperatura da água (r=-0,8142, p=0,014).

Na estação FAR, foram observadas variações importantes entre superfície e fundo nos meses de janeiro e abril. A maior diferença ocorreu em janeiro/2006 quando foi registrada no fundo desta estação a menor concentração de oxigênio dissolvido registrada para o reservatório (2,7 mg L^{-1}). Neste mesmo mês, a concentração na superfície foi de 7,2 mg L^{-1}. Em abril/2007, as concentrações também foram baixas, com 6,7 mg L^{-1} na superfície e 4,8 mg L^{-1} no fundo. Por outro lado, em outubro/2006 foram registrados os maiores valores tanto na superfície (9,7 mg L^{-1}) quanto no fundo (10,4 mg L^{-1}). Nesta estação, as concentrações de oxigênio dissolvido também estiveram correlacionadas negativamente com a temperatura da água (Pearson, r=-0,8144, p=0,014).

A estação RCl também apresentou variações consideráveis das concentrações de oxigênio entre superfície e fundo, especialmente nos meses de janeiro e abril de 2006 e abril de 2007. Neste local foi registrada a maior concentração de oxigênio dissolvido para o reservatório de Chavantes

(11,6 mg L^{-1}, fundo, em outubro/2006), sendo que a concentração na superfície também foi bastante elevada, alcançando 10,1 mg L^{-1}. Em abril/2007 foi observada a menor concentração desta estação, com 7,6 mg L^{-1}, na superfície, e 3,3 mg L^{-1}, no fundo.

Na estação BCh as maiores variações ocorreram em janeiro e abril de 2006, quando as concentrações na superfície foram de 7,8 e 8,6 mg L^{-1}, respectivamente, e as concentrações de oxigênio dissolvido no fundo alcançaram valores de 3,7 e 4,8 mg L^{-1}, respectivamente, sendo estes os menores valores observados nesta estação. Em outubro/2005 e em julho e outubro de 2006 foram verificadas as maiores concentrações, sendo que o maior valor na superfície foi observado em julho/2006 (10,0 mg L^{-1}) e o maior valor no fundo, em outubro/2006 (10,2 mg L^{-1}).

As variações nas concentrações de oxigênio dissolvido na superfície foram semelhantes entre os pontos amostrados, de modo que em média (Figura 24), os valores entre as estações amostradas não foram significativamente diferentes (ANOVA, F=0,211, p=0,888). Embora tenham sido observadas variações consideráveis na concentração do fundo (Figura 25), estas diferenças também não foram significativas (Kruskal-Wallis, H=0,825, p=0,843).

Para esta variável verificou-se a existência de correlação de Pearson negativa com a temperatura da água.

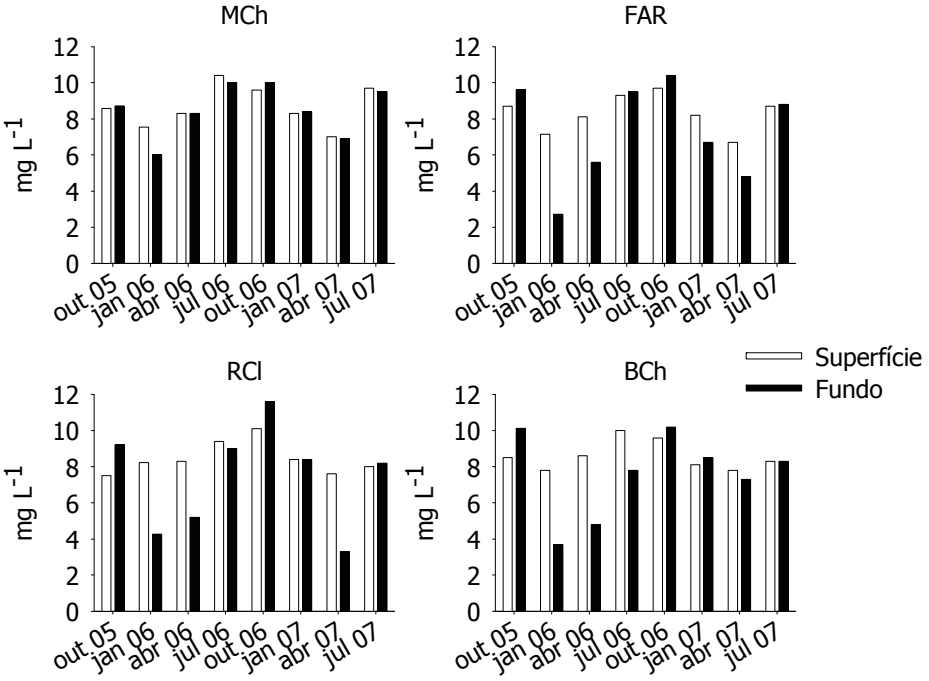


Figura 23: Concentração de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

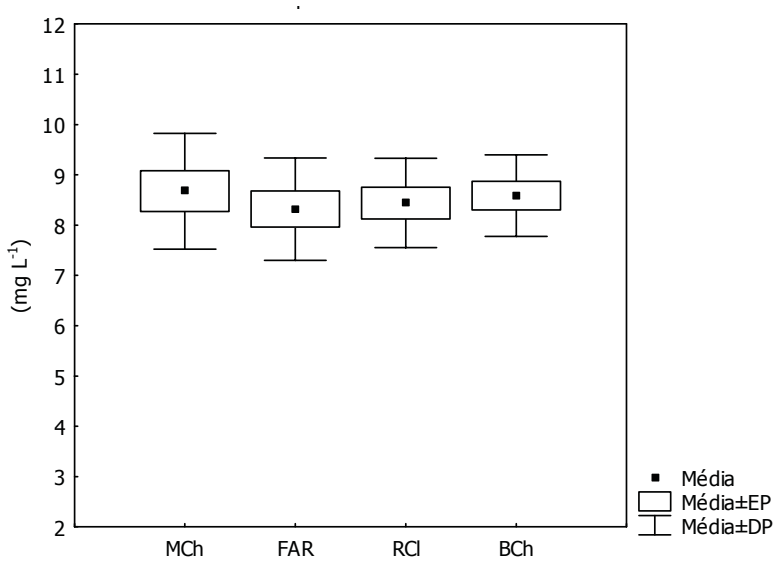


Figura 24: Média, erro padrão e desvio padrão da concentração de oxigênio dissolvido na superfície das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

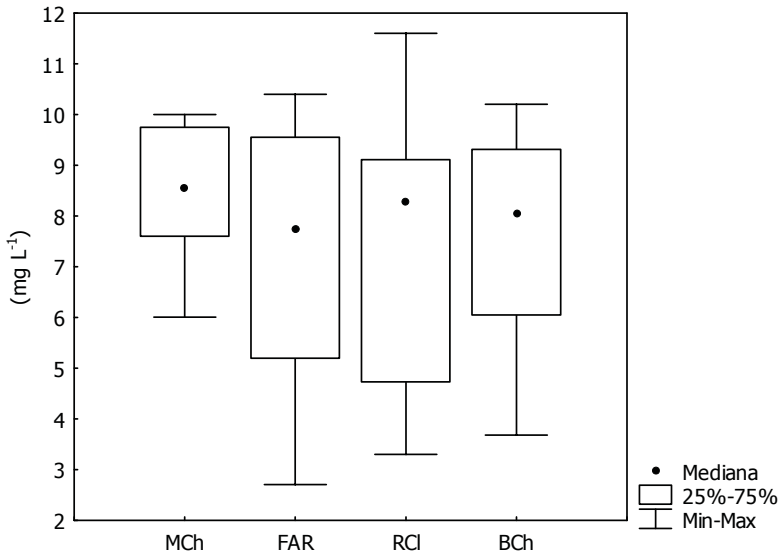


Figura 25: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo da concentração de oxigênio dissolvido no fundo das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

No reservatório de Salto Grande, verificou-se que as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram pouca variação em cada estação de amostragem, assim como entre os diferentes locais estudados (Figura 26).

De modo geral, verificou-se que as variações sazonais na estação MSG foram semelhantes entre os dois anos de estudo, com valores próximos a 8,0 mg L^{-1}, durante o verão, e alcançando valores superiores a 9,0 mg L^{-1}, nos meses mais frios. Os meses de novembro apresentaram a maiores variações, uma vez que em 2005 foram registradas as menores concentrações, 7,8 e 7,7 mg L^{-1} (superfície e fundo, respectivamente), e em 2006, os valores obtidos foram os maiores para esta estação (10,0 mg L^{-1} na superfície e 10,1 mg L^{-1} no fundo).

A estação PB apresentou maior variação ao longo dos meses estudados, com as concentrações relativamente mais baixas que os demais pontos de amostragem. A menor concentração para esta estação foi observada em agosto/2006, com apenas 5,6 mg L^{-1} na superfície e 6,6 mg L^{-1} no fundo. Estes valores também foram os menores observados em todo o reservatório. As máximas concentrações foram registradas nos meses de maio de 2006, maio e

agosto de 2007, com valores próximos de 9,3 mg L^{-1}, tanto na superfície como no fundo.

Na estação BSG foram verificadas as menores variações ao longo dos meses amostrados. Em novembro/2005 foi registrado o menor valor na superfície (7,5 mg L^{-1}) e em fevereiro/2007 o menor valor no fundo (7,6 mg L^{-1}). A maior concentração na superfície foi observada em agosto/2007 e o maior valor próximo ao fundo, em agosto/2006 (9,5 e 9,6 mg L^{-1}, respectivamente).

Na estação FRP valores elevados de oxigênio dissolvido foram observados durante os meses de maio, sendo que em 2006 foram registrados as maiores concentrações (9,8 mg L^{-1}, na superfície e no fundo). Por outro lado, as menores concentrações foram detectadas nos meses de novembro, quando em 2006 foi obtido 7,2 mg L^{-1} na superfície e em 2005 6,9 mg L^{-1} no fundo.

A variação na estação BRN ao longo do período de estudo foi parecida com aquela verificada na estação FRP. A maior concentração, 9,4 mg L^{-1}, foi observada na superfície em agosto/2007 e no fundo em maio/2007. Em novembro/2006, foram obtidos os menores valores, tanto para a superfície (7,4 mg L^{-1}) quanto para o fundo (7,3 mg L^{-1}).

De modo geral, as concentrações de oxigênio dissolvido no reservatório de Salto Grande foram bastante semelhantes, embora a estação PB tenha apresentado valores um pouco mais baixos (Figura 27). Através da ANOVA (1 fator) verificou-se que não houve diferença significativa entre as estações de amostragem tanto na superfície ($F=0,887$, $p=0,482$) como no fundo ($F=0,590$, $p=0,672$).

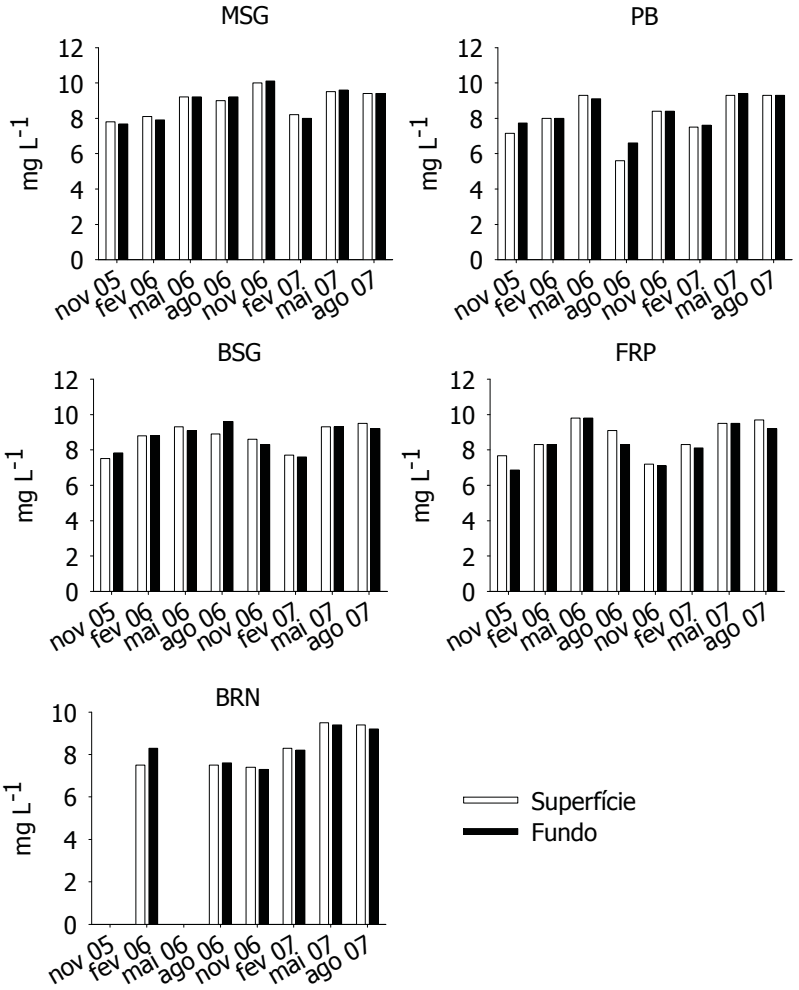


Figura 26: Concentração de oxigênio dissolvido nas estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

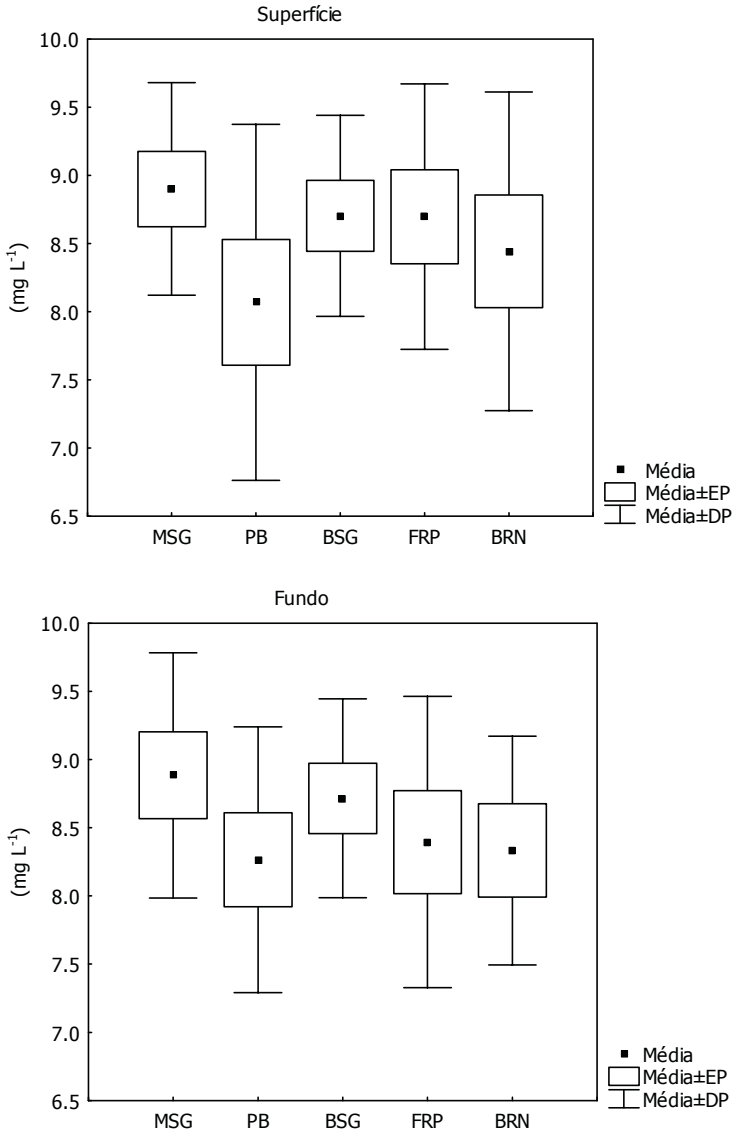


Figura 27: Média, erro padrão e desvio padrão da concentração de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

– pH

Os valores de pH nos dois reservatórios estudados foram, de modo geral, semelhantes, variando na maioria das vezes entre 6,0 e 7,0. Porém, em alguns meses o pH da água no reservatório de Chavantes foi consideravelmente baixo, com valores próximos a 4,0, enquanto que no reservatório de Salto Grande, o pH nunca foi inferior a 5,0. Através destas mesmas figuras também é possível observar que no primeiro mês de amostragem em cada reservatório, o pH da água foi mais elevado que nos demais meses estudados, alcançando inclusive valores superiores a 8,0 em algumas estações.

Em geral, no reservatório de Chavantes (Figura 28), o pH da superfície foi igual ou muito próximo ao pH do fundo, com algumas exceções na estação FAR, RCl e BCh, especialmente no início deste estudo, quando os valores da superfície mostraram-se mais básicos, próximos a 8,0.

A menor variação entre os valores de pH de superfície e fundo no reservatório de Chavantes ocorreu na estação MCh, com valores levemente ácidos, próximos a 6,5. Porém, em abril/2007, a água nesta estação observou-se uma elevada acidez, com o pH de 4,8, enquanto que em outubro/2005, o pH medido foi o mais elevado, alcançando valores de 8,1 na superfície e 7,9 próximo ao fundo.

Na estação FAR foram observadas as maiores oscilações no pH da água, sendo observada uma diminuição dos valores ao longo dos meses amostrados. Em outubro/2005 e janeiro/2006 foram observados valores mais elevados na superfície, diminuindo até atingir os valores de pH mais ácidos em abril e julho de 2007. Os menores valores foram observados em abril/2007, variando entre 4,8 na superfície e 4,2 no fundo. Em janeiro/2006 o pH foi mais elevado, alcançando 8,6 na superfície e 7,5 no fundo.

A estação RCl também apresentou tendência de aumento da acidez, ao longo do período de estudo. Nesta estação, verificou-se a maior variação entre os valores de superfície e fundo para este reservatório, como em janeiro/2006 quando foi observado um valor de 8,6 na superfície e 6,3 no fundo. Em

outubro/2005, foi registrado na superfície o maior valor de pH com 8,7, enquanto que no fundo obteve-se um pH de 7,5. Em julho/2007, observou-se o menor pH desta estação, sendo verificado um pH ácido, tanto na superfície quanto no fundo (6,0 e 5,9, respectivamente).

Na estação BCh, verificou-se que no início do estudo, o pH da água foi mais elevado, com os maiores valores registrados em janeiro/2006 (8,3 na superfície e 7,5 no fundo). A partir de julho/2006, os valores obtidos foram mais ácidos, sendo que em julho/2007, também foram observados os menores valores para este parâmetro (6,1 na superfície e no fundo).

Através da Figura 29, observa-se que houve maior variação do pH da superfície das estações de amostragem, quando comparado com os valores obtidos no fundo. Contudo, através da ANOVA (1 fator) verificou-se que esta diferença entre os locais não foi significativa tanto para a superfície (F=0,679, p=0,572) quanto para o fundo (F=0,160, p=0,922).

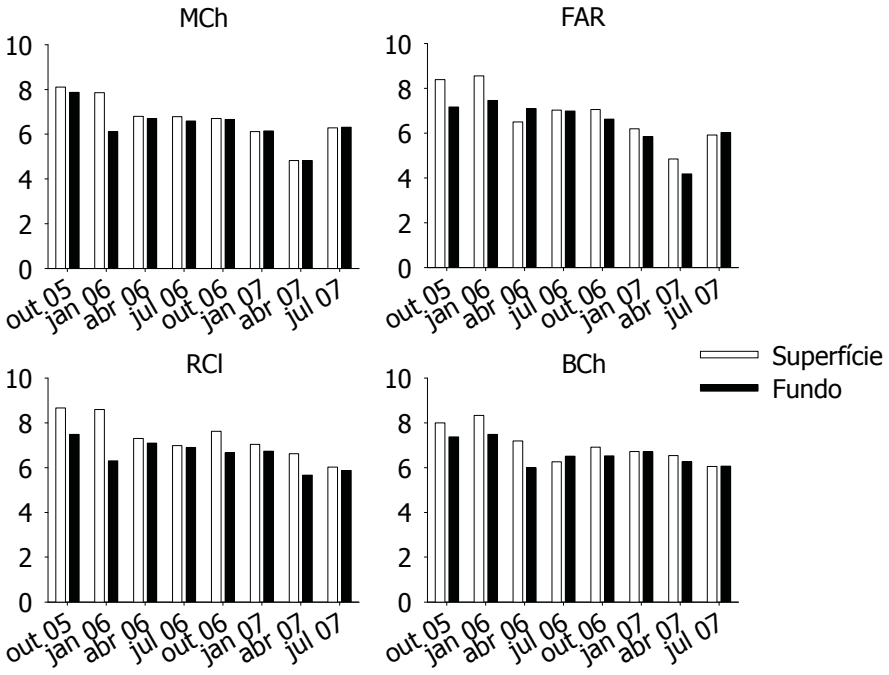


Figura 28: Valores de pH para a superfície e fundo das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período estudo.

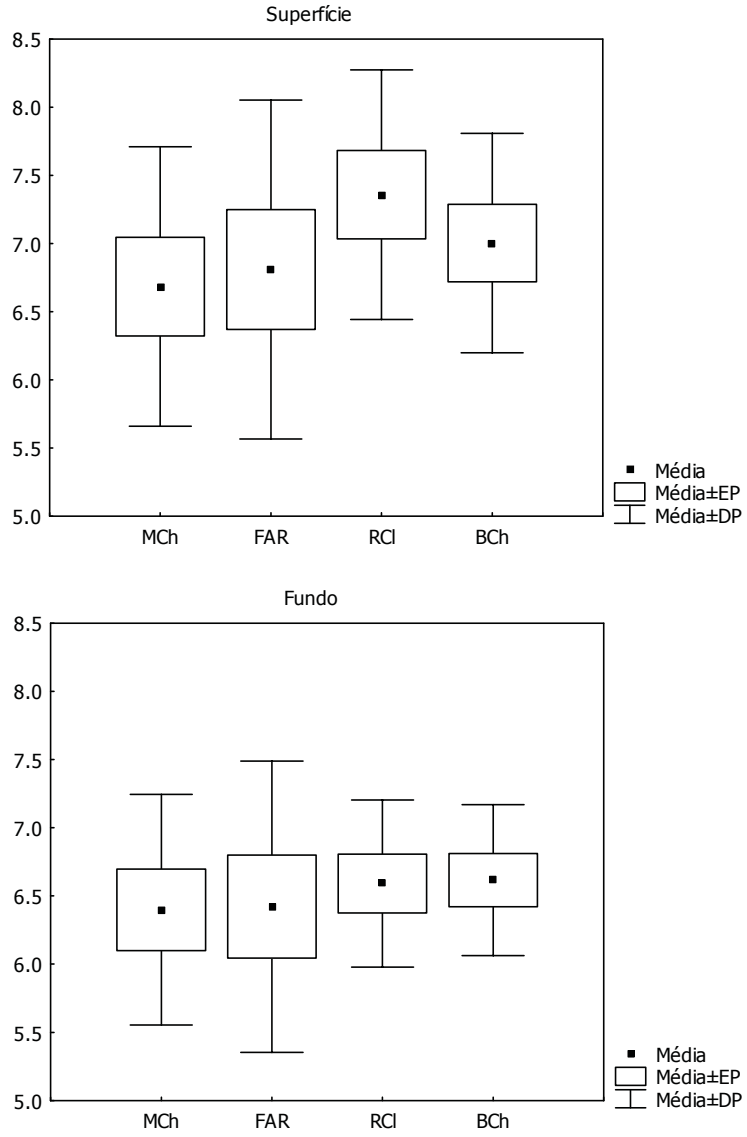


Figura 29: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de pH na superfície e no fundo das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

No reservatório de Salto Grande, os valores de pH foram mais semelhantes entre as estações de amostragem, assim como entre os períodos estudados, com exceção da estação BRN que apresentou valores mais ácidos (Figura 30). Além disso, quase não foi observada variação entre o pH medido na superfície e no fundo em cada estação de amostragem. Para todas as estações de amostragem,

verificou-se que os maiores valores foram registrados no início do estudo (novembro/2005) e os menores, no final (agosto/2007).

Especificamente para a estação MSG, o maior valor observado foi de 7,9, tanto na superfície como no fundo, em novembro/2005; e o menor, 5,8 também na superfície e fundo, em agosto/2007. Nos demais meses, em geral, o pH permaneceu próximo a 6,8.

Ao longo do estudo, verificou-se que a estação PB foi a que apresentou o pH mais neutro, uma vez que na maioria dos meses amostrados os valores medidos foram em torno de 7,0. Neste local, o menor pH registrado para superfície e fundo foi de 5,8 em agosto/2007 e os maiores, em novembro/2005, com 7,7 na superfície e 7,5 no fundo.

Na estação BSG foi medido o maior pH deste reservatório, com 8,1 na superfície, em novembro/2005. Neste mesmo mês, verificou-se o menor pH para o fundo desta estação, com 7,8. Nos demais meses, os valores foram mais ácidos, sendo que os menores valores foram registrados em agosto/2007, com 6,1 e 6,0 (superfície e fundo, respectivamente).

A estação FRP também apresentou pH básico na superfície (8,0) e neutro no fundo (7,9), em novembro/2005. Ao longo dos meses estudados, os valores diminuíram, registrando-se 6,0 e 5,5 (superfície e fundo, respectivamente) em agosto/2007.

Como mencionado anteriormente, na estação BRN foi onde se registraram os menores valores, que se mantiveram ácidos durante todo o período de estudo. Em agosto/2006 foi obtido o maior pH desta estação (6,7, superfície e fundo), enquanto que em agosto do ano seguinte, o valor tanto da superfície como do fundo, foi ainda mais ácido, 5,5, sendo este o menor valor registrado para o reservatório.

Através das Figuras 31 e 32, é possível constatar que os valores de pH das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande foram bastante próximos, apesar da estação BRN ter apresentado condições mais ácidas. Porém, esta diferença observada não foi significativa, tanto para a superfície (ANOVA – 1

fator, F=1,043, p=0,399) quanto para o fundo (Kruskal-Wallis, H=3,121, p=0,538).

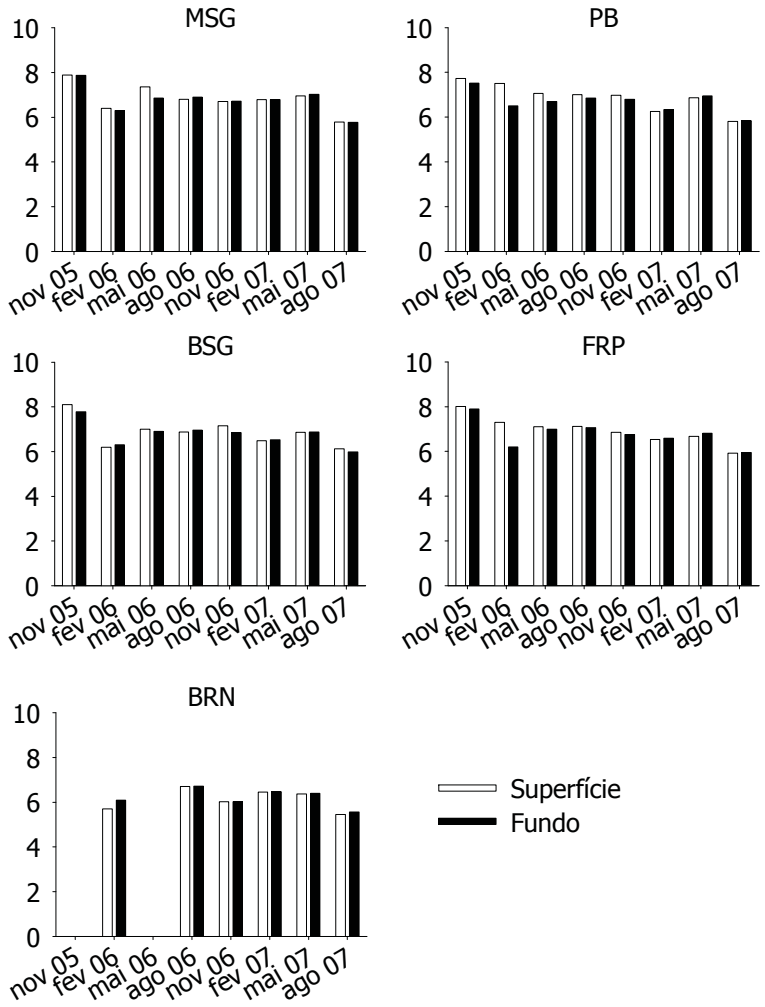


Figura 30: Valores de pH para a superfície e fundo das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

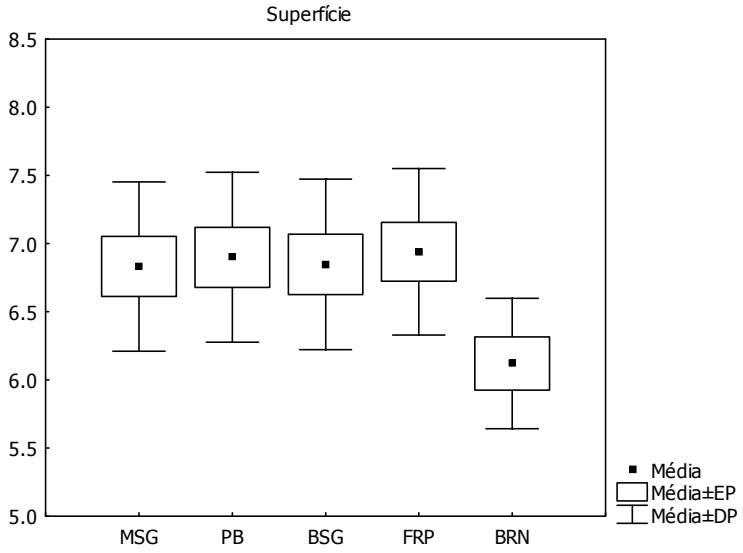


Figura 31: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de pH na superfície das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

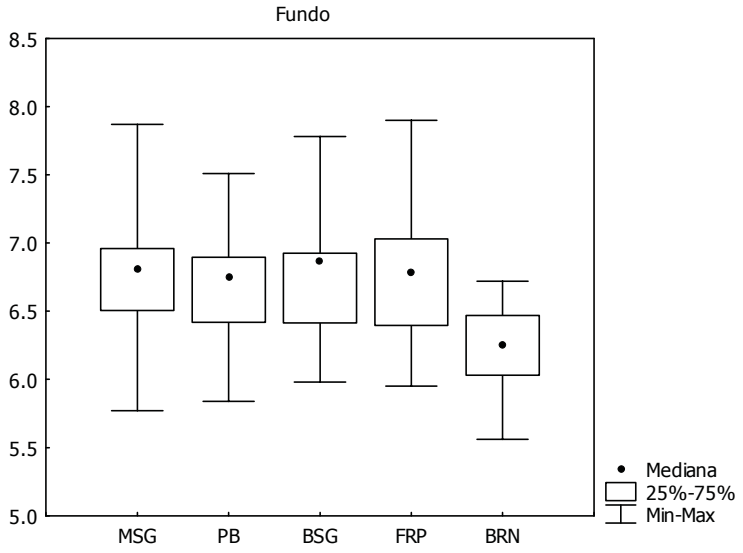


Figura 32: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo do pH no fundo das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

– Condutividade elétrica

Os resultados obtidos para a condutividade elétrica nos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande mostraram que a amplitude de variação em cada reservatório foi similar (entre 43 e 110 µS cm^{-1} em Chavantes e entre 46 e 120 µS cm^{-1} em Salto Grande). Porém, foi possível observar que no primeiro reservatório, em geral, os valores obtidos foram menores. Para ambos os reservatórios, praticamente não houve variação entre os valores de superfície e fundo. Por outro lado, foi observada uma ampla variação ao longo dos períodos de estudo, sendo que os maiores valores foram registrados durante o período chuvoso de 2007 (janeiro e fevereiro).

No reservatório de Chavantes, a estação MCh apresentou valores um ouço mais baixos de condutividade elétrica, enquanto que nas demais estações os valores foram similares (Figura 33). Porém, as variações observadas ao longo dos meses estudados, foram semelhantes em todos os pontos de amostragem, de modo que os menores valores foram verificados em janeiro/2006, enquanto que os maiores, em janeiro/2007.

Particularmente na estação MCh, os menores valores de condutividade elétrica foram observados em janeiro/2006, variando entre 43 e 45 µS cm^{-1} (superfície e fundo, respectivamente). Em janeiro/2007 foi observado o maior valor, de 100 µS cm^{-1} (superfície e fundo). Nesta estação, praticamente não houve variação da condutividade elétrica ao longo da coluna d'água.

Na estação FAR, os menores valores registrados foram de 47 µS cm^{-1} para a superfície e 48 µS cm^{-1} para o fundo (janeiro/2006). Por outro lado, a maior condutividade elétrica observada foi 110 µS cm^{-1}, tanto para a superfície como para o fundo (janeiro/2007). A maior variação entre a superfície e fundo foi observada em abril/2006, com valores de 90 e 100 µS cm^{-1}, respectivamente.

Para a estação RCl, os valores oscilaram entre 43 µS cm^{-1} na superfície e 36 µS cm^{-1} no fundo (janeiro/2006). Este foi o menor valor obtido para todo o reservatório. Assim como para a estação FAR, os maiores valores registrados foram de 110 µS cm^{-1} (superfície e fundo) em janeiro/2007.

Na estação BCh, os menores valores observados foram 45 e 46 µS cm^{-1} (superfície e fundo, respectivamente) em janeiro/2006. A maior condutividade, 100 µS cm^{-1}, foi medida em janeiro/2007, tanto na superfície como no fundo.

Dadas as semelhanças nos valores e tendências de variação da condutividade elétrica nos diferentes compartimentos do reservatório de Chavantes (Figura 34), não foi verificada diferença significativa para os dados de superfície e fundo analisados pela ANOVA – 1 fator (F=0,138, p=0,937 e F=0,263, p=0,852, respectivamente).

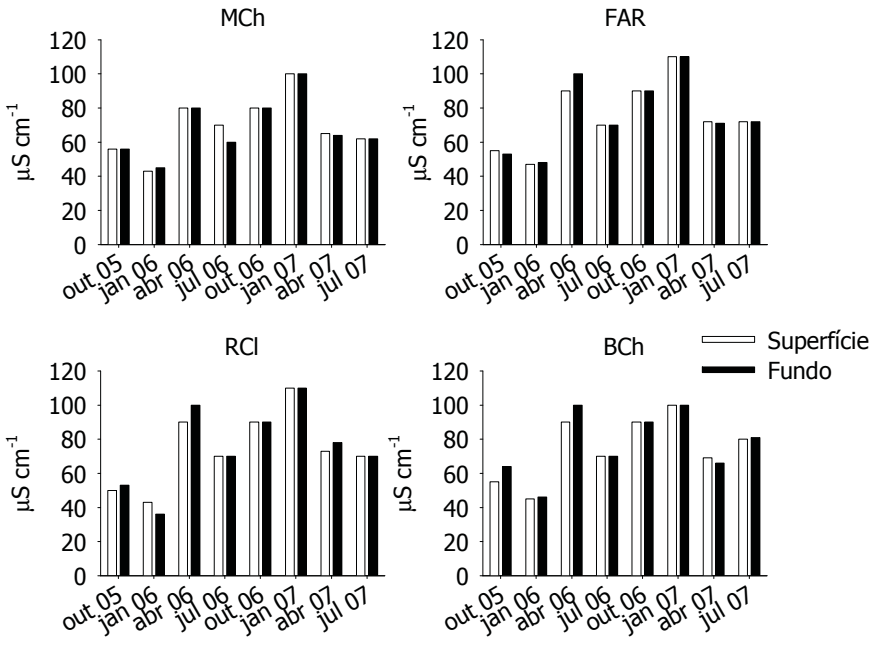


Figura 33: Condutividade elétrica na superfície e fundo das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

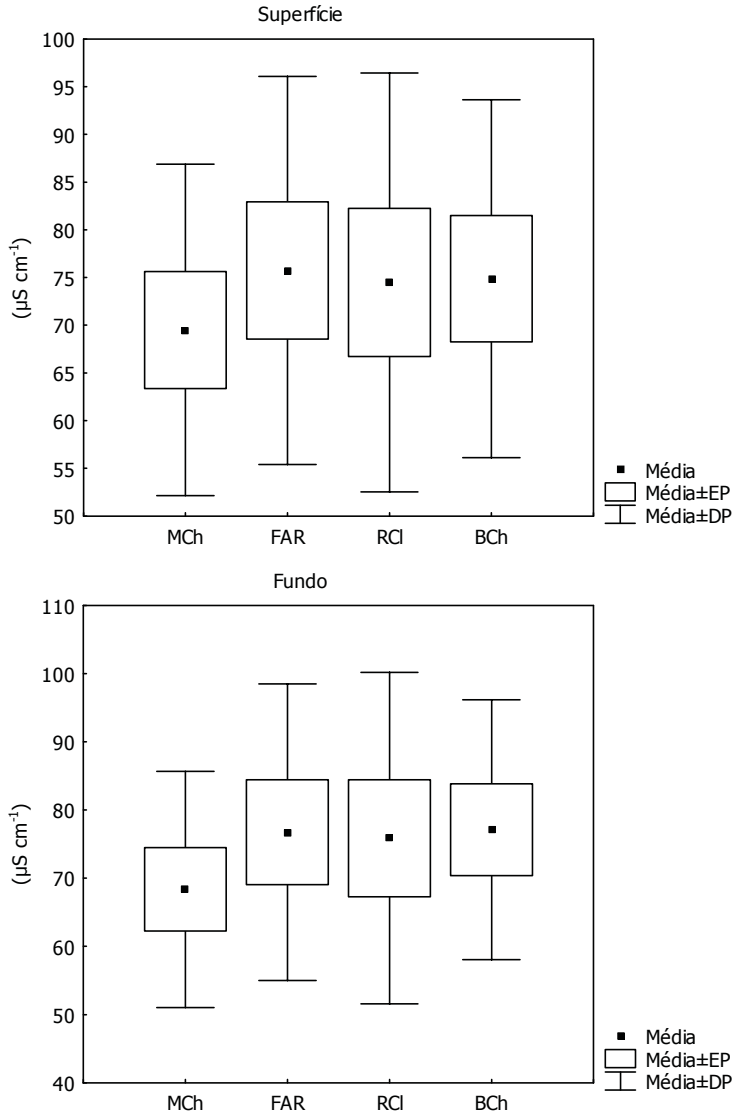


Figura 34: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de condutividade elétrica na superfície e no fundo das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

No reservatório de Salto Grande, os maiores valores de condutividade elétrica foram observados na estação FRP, enquanto que o outro rio tributário, estação BRN, apresentou os menores valores (Figura 35). Nas estações localizadas no corpo principal do reservatório, a condutividade elétrica foi bastante semelhante, apesar de a estação BSG ter apresentado valores levemente maiores. Durante os meses de novembro/2005 e agosto/2007 foram registradas as

menores condutividades, e as maiores, em fevereiro/2007. Em agosto e novembro de 2006 também foram observados valores relativamente elevados de condutividade elétrica neste reservatório.

Na estação MSG, o menor valor foi obtido em agosto/2007 (56 µS cm^{-1}, superfície e fundo), porém nos meses de maio também foram registrados valores relativamente baixos (entre 60 e 66 µS cm^{-1}). Nos demais meses, os valores de condutividade foram mais elevados, sendo que o máximo valor nesta estação foi alcançado em fevereiro/2007 (100 µS cm^{-1}).

A estação PB apresentou valores semelhantes aos observados na estação MSG, com o maior valor também registrado em fevereiro/2007, 100 µS cm^{-1}. Contudo, diferentemente daquela estação, foi em novembro/2005 que se registrou o menor valor para este local (46 µS cm^{-1} na superfície e fundo).

A estação BSG apresentou variação semelhante àquela observada na estação PB. Os menores valores também foram observados em novembro/2005, 50 e 49 µS cm^{-1} (superfície e fundo, respectivamente), e maior valor, tanto para a superfície como para o fundo, foi obtido em fevereiro/2007 (110 µS cm^{-1}).

Na estação FRP foram observadas as maiores condutividades deste reservatório e também a maior variação entre os meses amostrados. Os valores oscilaram entre 58 e 59 µS cm^{-1} (superfície e fundo, novembro/2005) e 120 µS cm^{-1} (na superfície e no fundo, nos meses de agosto e novembro de 2006, e superfície em fevereiro/2007).

A estação BRN apresentou os menores valores de condutividade elétrica para o reservatório de Salto Grande. Em agosto/2007 foi registrado 46 µS cm^{-1} na superfície e 45 µS cm^{-1} no fundo. Assim como nas demais estações de amostragem, a maior condutividade desta estação também foi registrada em fevereiro/2007, porém, apenas 90 µS cm^{-1} (superfície e fundo).

Não foi constatada diferença significativa nos valores de condutividade elétrica para o reservatório de Salto Grande, tanto para a superfície (ANOVA – 1 fator, $F= 1,893$, $p= 0,134$), como para o fundo (Kruskal-Wallis, $H=6,238$, $p=0,182$). Assim, constatou-se que esta variável apresentou valores semelhantes

entre as estações de amostragem e, embora tenham ocorrido variações ao longo dos meses estudados, a amplitude destas variações foi semelhante entre as estações (Figuras 36 e 37).

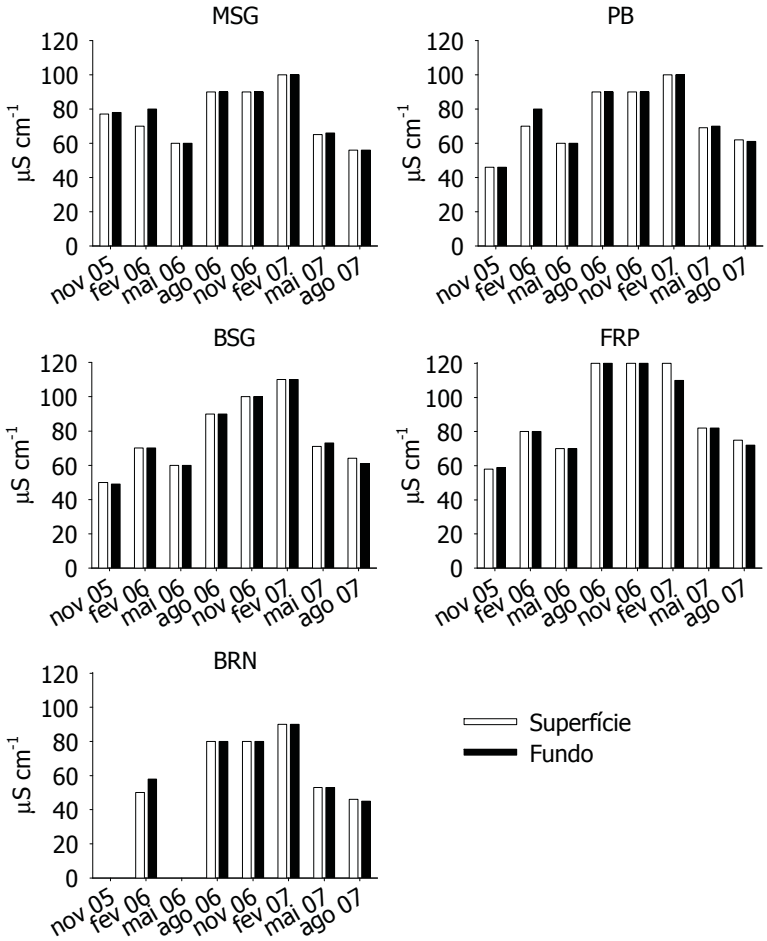


Figura 35: Condutividade elétrica na superfície e fundo das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

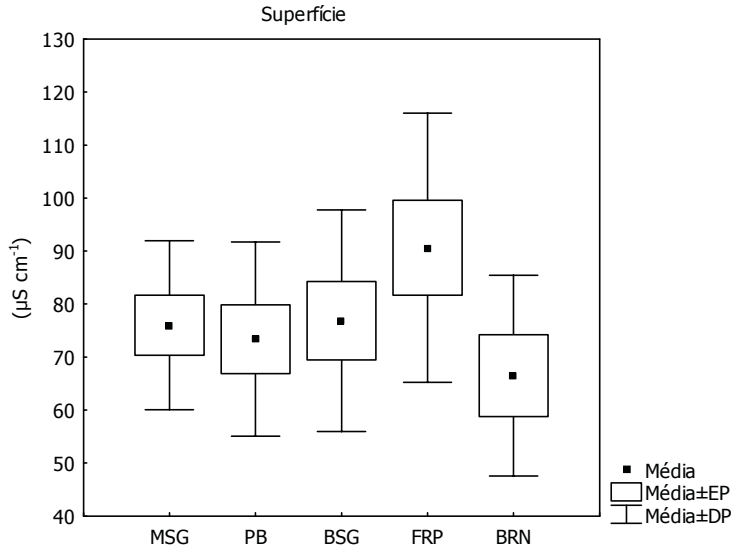


Figura 36: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de condutividade elétrica na superfície das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

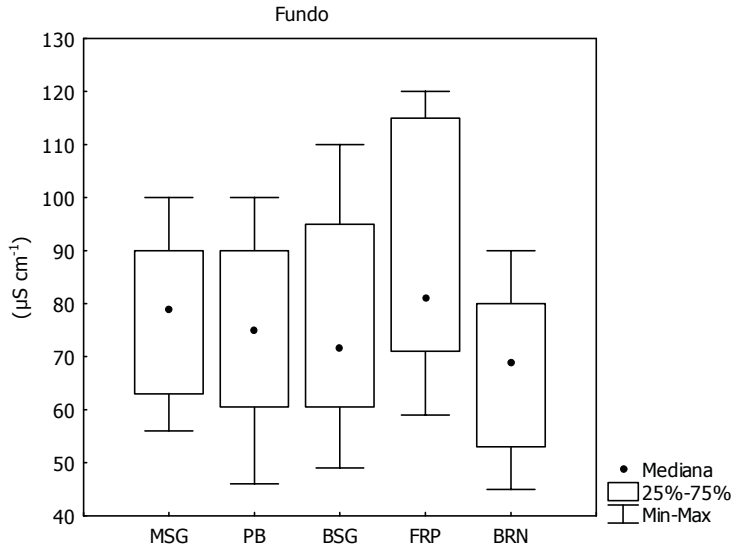


Figura 37: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo da condutividade elétrica no fundo das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

– Potencial de óxido-redução

De modo geral, o potencial de óxido-redução da água no reservatório de Chavantes foi mais elevado que no reservatório de Salto Grande, sendo que no primeiro reservatório, o valor máximo registrado foi de 389 mV (BCh, abril/2006), enquanto que no segundo, 359 mV (BRN, maio/2007). Além disso, em Chavantes também foi observada uma maior variação entre os valores de superfície e fundo, embora na maioria das vezes esta variação tenha sido pequena.

No reservatório de Chavantes, geralmente os maiores potenciais redox foram registrados próximo ao fundo de cada estação de amostragem (Figura 38). Neste reservatório, a estação BCh apresentou as menores variações no potencial de óxido-redução na superfície.

Na estação MCh, os menores valores foram obtidos no mês de abril/2007, com valores de superfície e fundo próximos a 290 mV, enquanto que em janeiro/2007 foram observados os maiores valores (358 mV na superfície e 363 mV no fundo).

A estação FAR apresentou a maior variação entre superfície e fundo deste estudo. Em julho/2006, foi registrado 304 mV na superfície e apenas 107 mV no fundo. O maior potencial na superfície foi obtido em abril/2006 (372 mV) enquanto que em janeiro/2007, observou-se o maior potencial para o fundo (367 mV).

Na estação RCl, em outubro/2006, registrou-se o menor potencial de óxido-redução na superfície e no fundo (230 e 277 mV, respectivamente). Em julho do mesmo ano, foram observados os maiores valores, alcançando 350 mV na superfície e 315 mV no fundo.

Na estação BCh, houve menor variação entre os meses estudados, especialmente próximo à superfície. Nesta região, os valores oscilaram entre 262 e 315 mV (abril/2007 e julho/2006, respectivamente). Próximo ao fundo, os valores variaram desde 273 a 389 mV (abril/2007 e abril/2006), sendo este último, o maior valor observado neste estudo.

As Figuras 39 e 40 mostram que entre as estações amostradas no reservatório de Chavantes, geralmente os valores medidos na superfície foram mais semelhantes entre si que aqueles medidos próximos ao fundo. Através da ANOVA (1 fator) realizada com os dados de superfície e o teste de Kruskal-Wallis para os valores do fundo, verificou-se que não houve diferença significativa entre as estações amostradas (F=1,927, p=0,158; H=0,489, p=0,901, respectivamente).

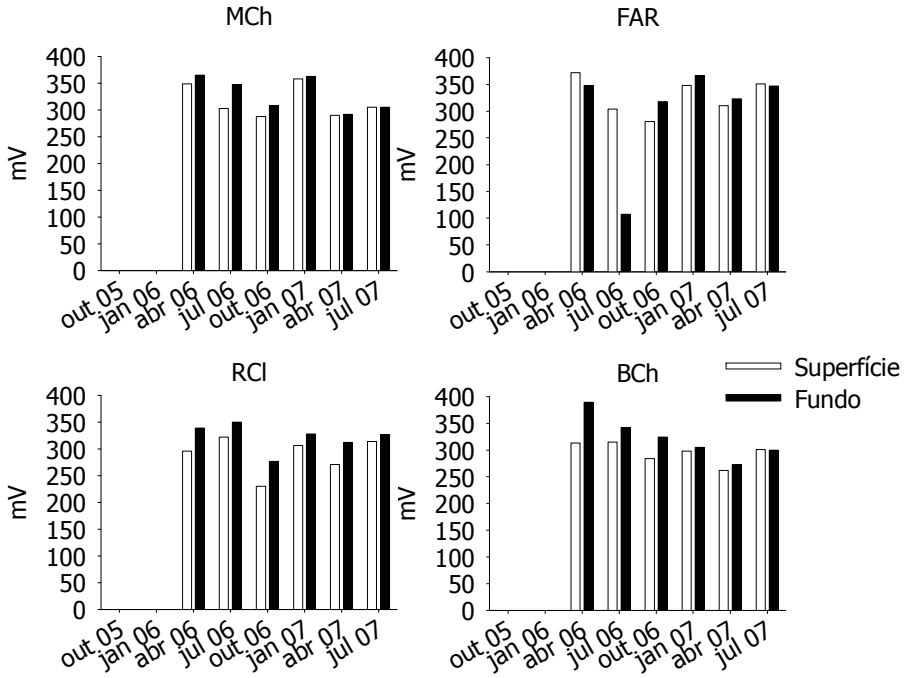


Figura 38: Potencial de óxido-redução na superfície e fundo das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

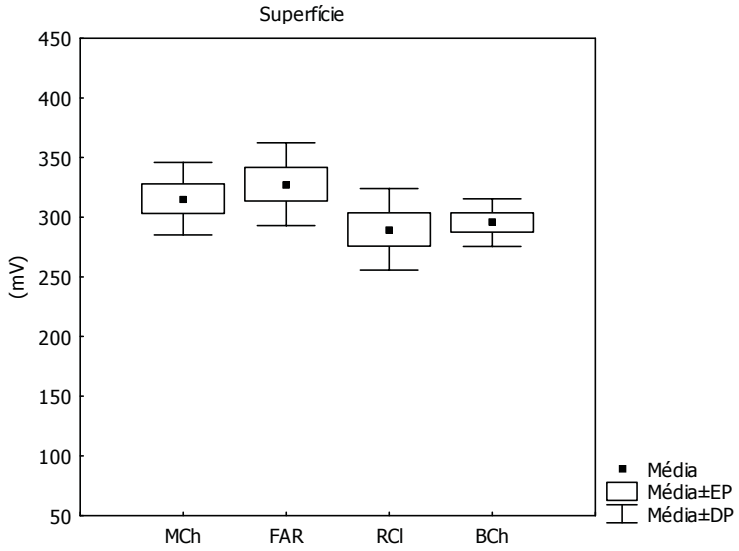


Figura 39: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de potencial de óxido-redução da superfície das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

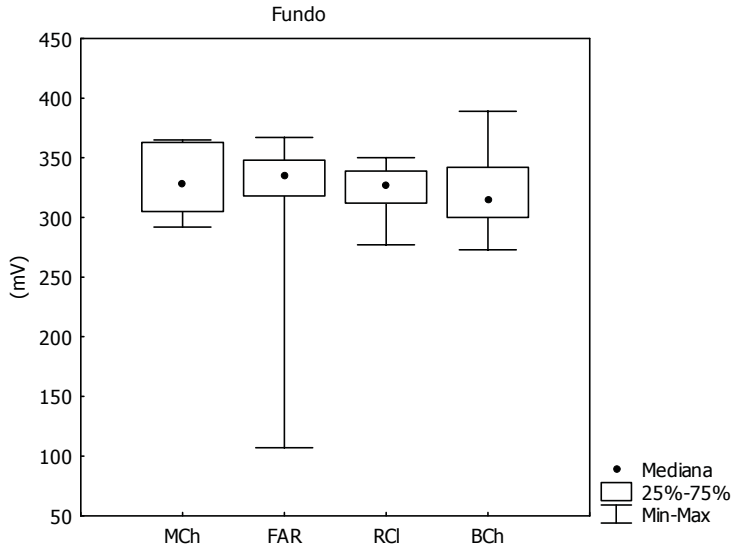


Figura 40: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo do potencial de óxido-redução do fundo das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

No reservatório de Salto Grande, embora a estação MSG tenha apresentado os maiores valores em maio/2006, o potencial de óxido-redução apresentou oscilação temporal semelhante entre os pontos localizados no corpo principal do reservatório (Figura 41). Geralmente, os maiores valores foram registrados em

maio/2007. No presente estudo, a estação FRP apresentou a menor variação, com valores bastante próximos ao longo dos meses estudados.

Na estação MSG, em fevereiro/2006 foi observada a maior variação entre superfície e fundo (235 e 277 mV, respectivamente), sendo estes, os menores valores observados. Em maio/2007, foi registrado o maior potencial na superfície (342 mV) e em maio/2006, o maior no fundo (356 mV).

A estação PB foi a que apresentou a menor variação entre superfície e fundo deste reservatório. Os menores valores foram registrados em fevereiro/2006, com 206 e 253 mV (superfície e fundo, respectivamente). Em maio/2007 o potencial de óxido-redução alcançou seus valores máximos para esta estação, com 342 mV (superfície) e 339 mV (fundo).

Na estação BSG, a maior variação entre superfície e fundo foi registrada em agosto/2006, quando no fundo o potencial foi de 186 mV e na superfície, 265 mV, sendo que estes valores foram dos mais baixos observados. Como nas demais estações, os maiores valores foram observados em maio/2007, com 346 e 340 mV (superfície e fundo, respectivamente).

Como mencionado anteriormente, a estação FRP apresentou a menor variação ao longo do período de estudo, com os valores geralmente próximos a 270 mV. Neste local, o menor potencial foi obtido em fevereiro/2006, com valores entre 175 e 236 mV (superfície e fundo, respectivamente) enquanto que os maiores valores, 329 e 327 mV (superfície e fundo, respectivamente) foram medidos em maio/2007.

Na estação BRN verificou-se uma considerável variação ao longo do período de estudo, sendo observados nesta estação os menores e os maiores potenciais de óxido-redução deste reservatório. Em fevereiro/2006 foram registrados os menores valores (195 mV na superfície e 89 mV no fundo) e em maio/2007, os maiores (359 mV, superfície e 358 mV, fundo).

A Figura 42 mostra as medianas calculadas para os dados de potencial de óxido-redução do reservatório de Salto Grande. É possível notar que os valores de mediana foram próximos, embora tenham apresentado ampla variação. A análise

de Kruskal-Wallis realizada para os dados de potencial de óxido redução mostraram que não houve diferença significativa entre as estações de amostragem, tanto para os valores de superfície (H=3,619, p=0,460), como para o fundo (H=5,070, p=0,280).

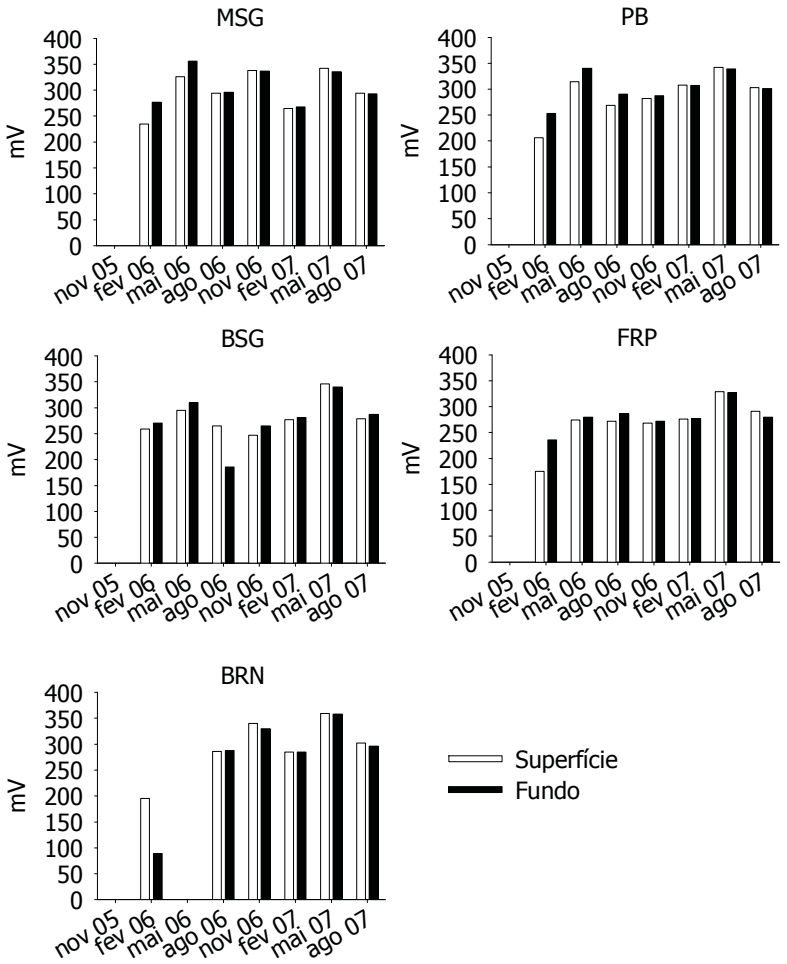


Figura 41: Potencial de óxido-redução na superfície e fundo das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

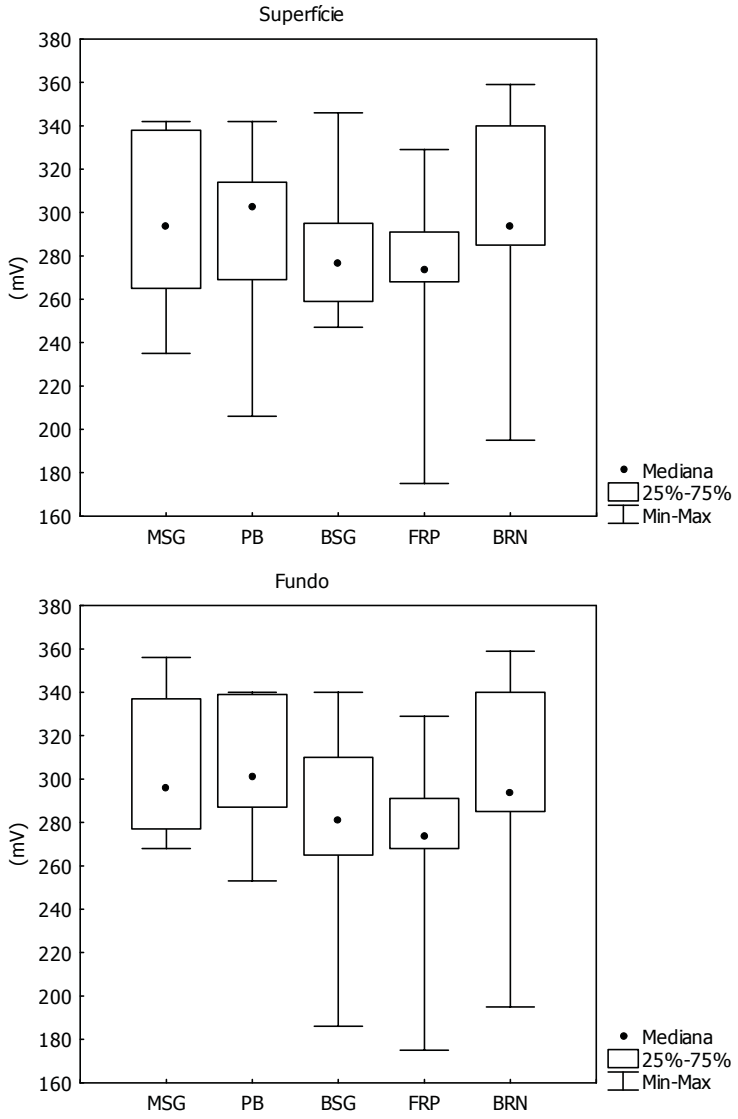


Figura 42: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo do potencial de óxido-redução da água na superfície e no fundo das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

6.5 Variáveis físicas, químicas e porcentagem de matéria orgânica do sedimento

– Textura granulométrica

Através dos resultados do tamanho médio de grão e da classificação textural dos sedimentos dos reservatórios foi possível observar que ao longo do período de estudo o reservatório de Chavantes apresentou maior heterogeneidade nos sedimentos das estações amostradas quando comparado ao reservatório de Salto Grande, considerando apenas o eixo principal deste reservatório. No primeiro reservatório, o tamanho médio de grão variou entre 2,97 ϕ (estação BCh) e 4,48 ϕ (estação FAR), enquanto que no segundo, entre 3,08 (estação MSG) e 4,50 ϕ (estações PB e BSG). As estações localizadas nos tributários de Salto Grande apresentaram os sedimentos mais grossos, alcançando valores de 1,60 ϕ na foz do rio Pardo e 2,29 ϕ na baía do rio Novo.

Especificamente no reservatório de Chavantes, verificou-se que a textura granulométrica do sedimento da estação MCh apresentou a maior variação ao longo dos meses de estudo (Tabela V). Nas regiões mais profundas (estações RCl e BCh), o sedimento apresentou textura mais grossa, enquanto que na estação FAR, o sedimento foi composto predominantemente por silte/argila.

Na estação MCh, o tamanho médio de grão oscilou entre 2,97 ϕ (julho/2006) e 4,40 ϕ (outubro/2006). A classificação textural dos sedimentos desta estação variou entre areia fina e silte/argila.

A estação FAR apresentou a menor variação na textura granulométrica do reservatório de Chavantes. Apenas em outubro/2005 e em julho/2007, os sedimentos foram classificados como areia fina, com tamanho médio de grão de 3,97 e 3,42 ϕ, respectivamente. No restante dos meses amostrados, o tamanho do grão foi sempre superior a 4,0 ϕ, com os sedimentos sendo classificados, portanto, como silte/argila.

Na estação RCl, o tamanho médio de grão oscilou entre 3,03 e 4,48 ϕ (abril/2007 e janeiro/2006, respectivamente). Na maioria dos meses amostrados, o sedimento foi classificado como areia fina, sendo que apenas nos meses de

janeiro dos dois anos de estudo e em julho/2007 o sedimento analisado foi do tipo silte/argila.

Os sedimentos da estação BCh foram predominantemente arenosos, classificados como areia fina na maioria dos meses de amostragem. Em apenas duas ocasiões (janeiro/2006 e abril/2007) os sedimentos analisados foram classificados como silte/argila. O tamanho médio de grão variou entre 2,35 ϕ em abril/2006 a 4,17 ϕ, em abril/2007.

Através da ANOVA (1 fator), verificou-se que houve diferença significativa entre os tamanhos médios de grão dos sedimentos do reservatório de Chavantes (Tabela VI). A Figura 43 mostra que os sedimentos da estação FAR apresentaram valores significativamente superiores aos da estação BCh, sendo que nesta última estação, os sedimentos foram mais grosseiros. Entre estes e os demais pontos de amostragem, não foi observada diferença estatística.

Tabela V: Tamanho médio de grão (ϕ) e classificação textural dos sedimentos do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

Estação	Período	Md (ϕ)	Classificação textural	Estação	Período	Md (ϕ)	Classificação textural
MCh	Out/2005	3,28	areia fina	RCl	Out/2005	3,70	areia fina
	Jan/2006	4,12	silte/argila		Jan/2006	4,48	silte/argila
	Abr/2006	4,42	silte/argila		Abr/2006	3,85	areia fina
	Jul/2006	2,97	areia fina		Jul/2006	3,10	areia fina
	Out/2006	4,40	silte/argila		Out/2006	3,23	areia fina
	Jan/2007	3,78	areia fina		Jan/2007	4,43	silte/argila
	Abr/2007	4,40	silte/argila		Abr/2007	3,03	areia fina
	Jul/2007	3,00	areia fina		Jul/2007	4,44	silte/argila
FAR	Out/2005	3,97	areia fina	BCh	Out/2005	3,03	areia fina
	Jan/2006	4,47	silte/argila		Jan/2006	4,00	silte/argila
	Abr/2006	4,48	silte/argila		Abr/2006	2,35	areia fina
	Jul/2006	4,35	silte/argila		Jul/2006	3,75	areia fina
	Out/2006	4,43	silte/argila		Out/2006	3,10	areia fina
	Jan/2007	4,42	silte/argila		Jan/2007	3,13	areia fina
	Abr/2007	4,10	silte/argila		Abr/2007	4,17	silte/argila
	Jul/2007	3,42	areia fina		Jul/2007	2,97	areia fina

Tabela VI: Resultado da ANOVA (um fator) para o tamanho médio de grão dos sedimentos do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo (N=32; p=0,05).

	gl	SQ	QM	F	p
Entre amostras	3	0,0474	0,0158	3,307	<0,035
Resíduos	28	0,134	0,00478		
Total	31	0,181			

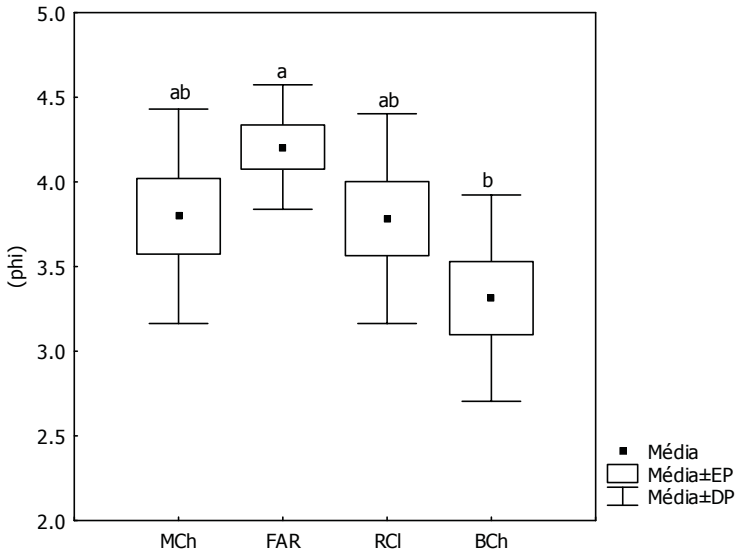


Figura 43: Média, erro padrão e desvio padrão do tamanho médio de grão dos sedimentos do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

No reservatório de Salto Grande, foi verificada pouca variação do tipo de sedimento das estações localizadas no corpo principal do reservatório (Tabela VII). Já nos rios tributários, os sedimentos coletados variaram amplamente entre os meses de estudo.

O sedimento da estação MSG foi classificado como areia fina em todo o período de estudo, com tamanho médio de grão variando entre 3,08 e 3,67 ϕ (maio/2007 e fevereiro e novembro/2006, respectivamente).

Na estação PB, apenas em novembro/2005 o sedimento foi classificado como areia fina (3,93 ϕ). Nos demais meses de amostragem, foram observados

sedimentos mais finos (silte/argila), com tamanho médio de grão oscilando entre 4,18 e 4,50 ϕ (agosto/2007 e fevereiro/2006, respectivamente).

Na estação BSG houve predomínio de sedimento siltoso/argiloso, sendo que apenas em fevereiro/2006 e maio/2007 os sedimentos foram classificados como areia fina (3,13 e 3,90 ϕ, respectivamente). Em novembro/2006 e agosto/2007, foram observados os menores tamanhos médios de grão, com 4,50 ϕ, em ambos os meses mencionados.

A estação FRP apresentou sedimentos com textura mais grossa, uma vez que apenas em fevereiro/2006 foi observado sedimento siltoso/argiloso (4,47 ϕ). Nos demais meses de amostragem, o tamanho médio de grão oscilou entre 1,65 ϕ (agosto/2006) e 3,28 ϕ (novembro/2005), sendo classificados como areia média e areia fina, respectivamente.

Na estação BRN verificou-se a maior variação na textura do sedimento, apresentando ao longo do período de amostragem sedimentos classificados como areia média, areia fina e silte/argila. O menor tamanho médio de grão foi observado em agosto/2007, com 4,47 ϕ, e o maior tamanho em maio/2007, com 2,29 ϕ.

A análise de Kruskal-Wallis demonstrou a ocorrência de diferença significativa entre os tamanhos médios de grão dos sedimentos amostrados nos diferentes compartimentos do reservatório de Salto Grande ($H=17,476$, $gl=4$, $p=0,002$). Verificou-se que os sedimentos das estações PB e BSG apresentaram valores significativamente superiores aos da estação FRP, apresentando portanto sedimentos mais finos que esta estação (Figura 44).

Tabela VII: Tamanho médio de grão (ϕ) e classificação textural dos sedimentos do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

Estação	Período	Md (ϕ)	Classificação textural	Estação	Período	Md (ϕ)	Classificação textural
MSG	Nov/2005	3,52	areia fina	FRP	Nov/2005	3,28	areia fina
	Fev/2006	3,67	areia fina		Fev/2006	4,47	silte/argila
	Mai/2006	3,30	areia fina		Mai/2006	3,10	areia fina
	Ago/2006	3,32	areia fina		Ago/2006	1,65	areia média
	Nov/2006	3,67	areia fina		Nov/2006	2,60	areia fina
	Fev/2007	3,25	areia fina		Fev/2007	2,27	areia média
	Mai/2007	3,08	areia fina		Mai/2007	2,40	areia média
	Ago/2007	3,58	areia fina		Ago/2007	2,92	areia fina
PB	Nov/2005	3,93	areia fina	BRN	Nov/2005	4,45	silte/argila
	Fev/2006	4,50	silte/argila		Fev/2006	-	-
	Mai/2006	4,48	silte/argila		Mai/2006	3,13	areia fina
	Ago/2006	4,47	silte/argila		Ago/2006	-	-
	Nov/2006	4,42	silte/argila		Nov/2006	4,35	silte/argila
	Fev/2007	4,40	silte/argila		Fev/2007	2,83	areia fina
	Mai/2007	4,45	silte/argila		Mai/2007	2,29	areia média
	Ago/2007	4,18	silte/argila		Ago/2007	4,47	silte/argila
BSG	Nov/2005	4,40	silte/argila				
	Fev/2006	3,13	areia fina				
	Mai/2006	4,48	silte/argila				
	Ago/2006	4,03	silte/argila				
	Nov/2006	4,50	silte/argila				
	Fev/2007	4,08	silte/argila				
	Mai/2007	3,90	areia fina				
	Ago/2007	4,50	silte/argila				

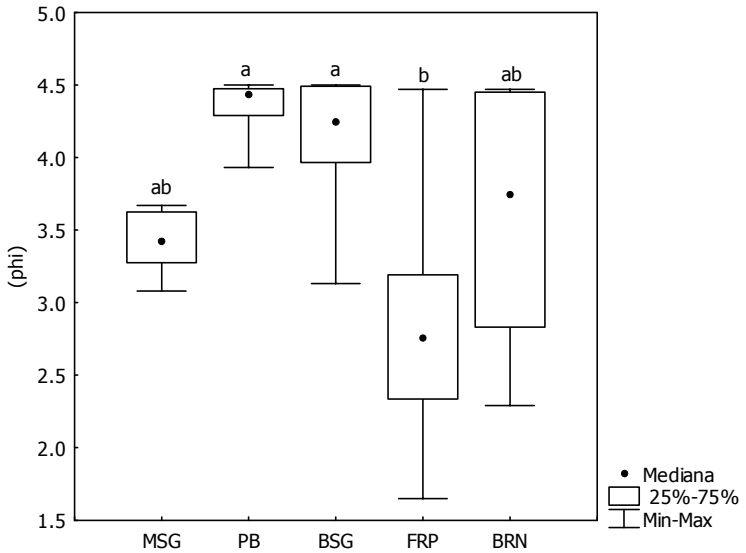


Figura 44: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo do tamanho médio de grão dos sedimentos do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

Considerando a porcentagem de areia, verificou-se que houve ampla variação entre as estações amostradas e também entre os períodos de estudo.

Em relação ao reservatório de Chavantes, verificou-se que as estações MCh e BCh apresentaram sedimentos com maior porcentagem de areia, enquanto que FAR apresentou os menores valores para o período de estudo (Figura 45).

Na estação MCh, a porcentagem de areia oscilou entre 13,1 e 86,5% em outubro e julho de 2006, respectivamente. Durante os meses de abril, a porcentagem de areia obtida foi baixa, com valores próximos ao menor valor observado. Por outro lado, durante os meses de julho, as porcentagens foram mais elevadas, sendo praticamente os maiores valores observados. Nesta estação verificou-se a existência de correlação de Spearman negativa com o tamanho médio de grão ($r=-0,934$, $p<0,05$).

Como dito anteriormente, a estação FAR apresentou porcentagens de areia bastante baixas, quando comparadas às demais estações de amostragem. O menor valor foi obtido em abril/2006, com apenas 3,2% de areia nos sedimentos. Em julho/2007 foi verificada a maior porcentagem de areia, alcançando 53,6%. Assim como na estação MCh, a porcentagem de areia também apresentou correlação de Spearman negativa com o tamanho médio de grão ($r= -0,952$, $p<0,05$).

Em janeiro/2006, foi verificada a menor porcentagem de areia na estação RCl, apenas 1,1%, sendo este o menor valor observado neste reservatório. Em julho/2006 esta estação apresentou sedimento mais arenoso, contendo 68,8% de areia. A análise de correlação de Pearson mostrou a existência de correlação negativa entre a porcentagem de matéria orgânica e o tamanho médio de grão ($r=-0,845$, $p=0,008$).

Na estação BCh, os sedimentos apresentaram elevadas porcentagens de areia na maior parte dos meses amostrados. O menor valor foi observado em julho/2006 (21,7%) e o maior em abril/2006 (91,5%). Para esta estação, verificou-se que esta variável apresentou correlação negativa de Spearman com o tamanho médio de grão ($r=0,905$, $p<0,05$).

A análise de Kruskal-Wallis (H=8,948, gl=3, p=0,045) apontou a ocorrência de diferença significativa entre as porcentagens de areia do sedimento do reservatório de Chavantes. Esta diferença foi devido ao fato da porcentagem de areia na estação FAR ser significativamente menor que aquela obtida na estação BCh. Contudo, esta relação não foi observada com as demais estações de amostragem (Figura 46).

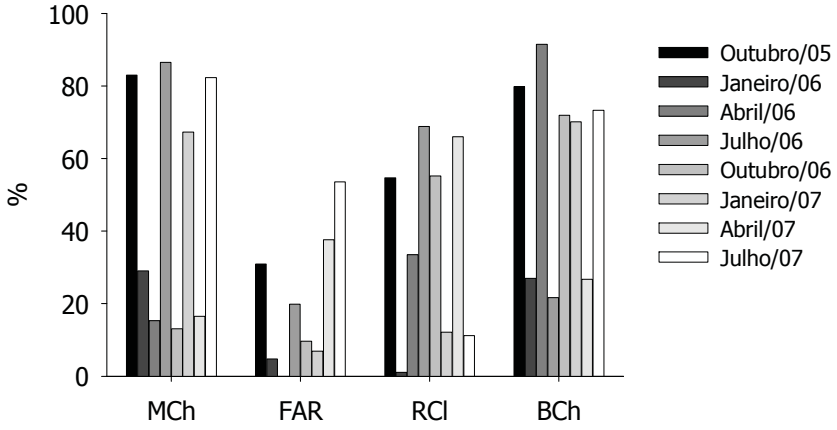


Figura 45: Porcentagem de areia nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

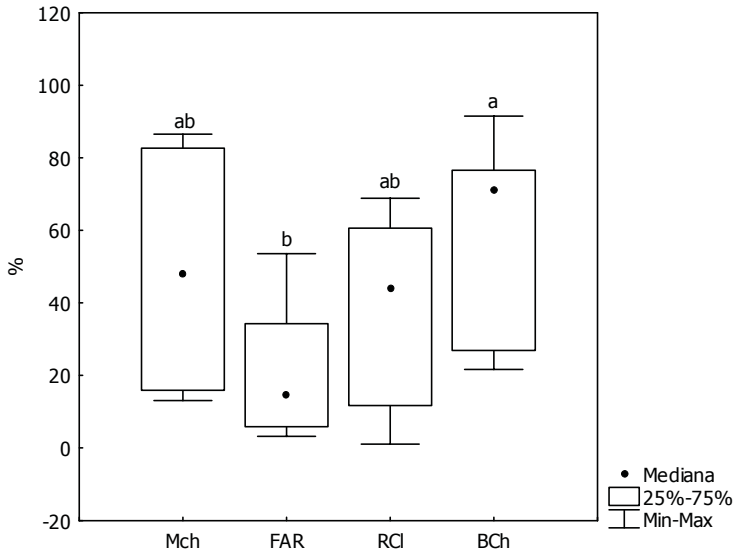


Figura 46: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo das porcentagens de areia nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

No reservatório de Salto Grande verificou-se que as estações MSG e FRP apresentaram as maiores porcentagens de areia no sedimento, alcançando valores próximos a 100% (Figura 47). A estação PB, por sua vez, apresentou os menores valores, sendo que apenas em novembro/2005 o valor obtido foi superior a 50%. Para as estações BSG e BRN foi observada uma ampla variação ao longo do período de estudo, apesar dos valores na primeira estação terem sido menores.

Na estação MSG, a menor porcentagem de areia foi observada em novembro/2006, com 54,2%. Nos meses de maio foram observados os maiores valores, alcançando 95,1% em 2006 e 94,8% em 2007.

Como mencionado anteriormente, em novembro/2005 foi registrada a maior porcentagem de areia no sedimento da estação PB (59,7%). Em geral, nos demais meses os valores foram inferiores a 20%, e em fevereiro/2006, foi obtido o menor valor desta estação, com apenas 1,3% de areia. A análise de correlação de Spearman evidenciou a existência de correlação negativa com o tamanho médio de grão (-0,976, $p<0,05$).

Na estação BSG foi verificada a menor porcentagem de areia do reservatório de Salto Grande. Em agosto/2007, a areia representou apenas 0,35% do sedimento amostrado. A maior porcentagem de areia desta estação foi obtida em maio/2007, totalizando 44,9% do sedimento. Nesta estação, também foi verificada a correlação negativa com o tamanho médio de grão (Spearman, $r=-0,755$, $p<0,05$).

Na estação FRP, foram observadas as maiores porcentagens de areia no sedimento, chegando a 99% em fevereiro/2007. Em praticamente todos os meses amostrados a areia representou mais de 70% do sedimento, sendo mais baixa apenas em maio/2006, com somente 35,1%.

A estação BRN apresentou a maior variação entre os meses amostrados, com os valores oscilando amplamente. Em novembro/2005, foi observada a menor porcentagem de areia no sedimento, com 5,7%, enquanto que em fevereiro/2007 a areia representou 93,4% do sedimento. A análise de correlação de Pearson

demonstrou a existência de correlação negativa entre a porcentagem de areia e o tamanho médio de grão nesta estação (r=-0,917, p=0,01).

A análise de Kruskal-Wallis demonstrou a existência de diferença significativa entre as porcentagens de areia obtidas nos sedimentos dos diferentes compartimentos do reservatório de Salto Grande (H=21,805, gl=4, p<0,001). Os valores observados nas estações PB e BSG foram significativamente inferiores aos obtidos nas estações MSG e FRP. Contudo, esta diferença não foi observada entre estas estações e a estação BRN (Figura 48).

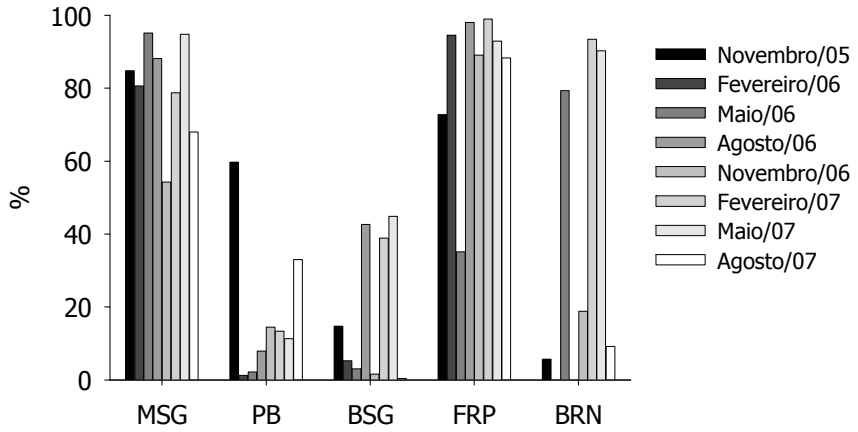


Figura 47: Porcentagem de areia nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

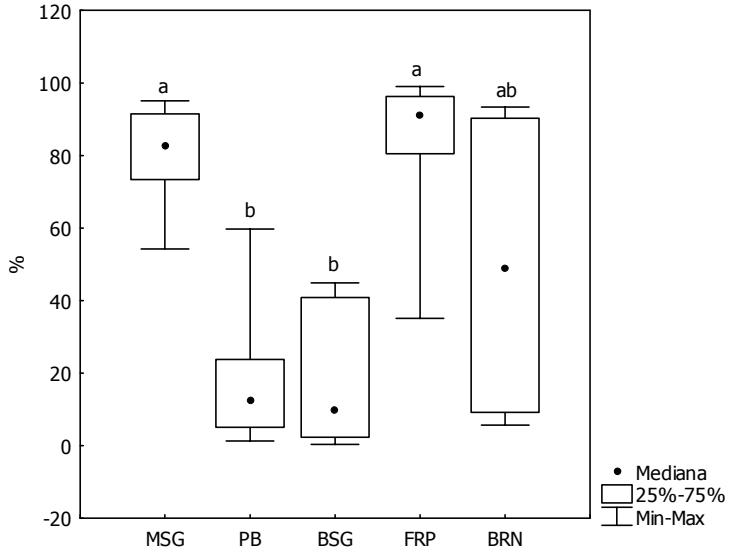


Figura 48: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo das porcentagens de areia nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

- Porcentagem de matéria orgânica

No presente estudo, verificou-se que os sedimentos de Salto Grande apresentaram maior conteúdo orgânico que os do reservatório de Chavantes. Embora ambos os reservatórios tenham apresentado variações ao longo do período de amostragem, verificou-se que em Salto Grande, esta oscilação foi menor.

Particularmente no reservatório de Chavantes, apesar da porcentagem de matéria orgânica ter oscilado amplamente ao longo do período de estudo, verificou-se que houve predominância de sedimento mineral em todas as estações de amostragem (Figura 49).

Na estação MCh, as porcentagens de matéria orgânica oscilaram entre 1,8% em julho/2006 e 16,2% em abril/2006, sendo os sedimentos classificados como mineral e orgânico, respectivamente. Esta variável apresentou correlação de Spearman negativa com a porcentagem de areia ($r=-0,976$, $p<0,05$) e correlação de Pearson positiva com o tamanho médio de grão ($r=0,942$, $p<0,001$)

Os sedimentos da estação FAR apresentaram menor variação no conteúdo orgânico ao longo do período amostrado. Neste local, apenas nos meses de janeiro os sedimentos foram classificados como orgânicos, sendo que em 2007 foi obtida a maior porcentagem (14,1%). O menor valor foi observado em julho/2007, com apenas 4,9% de matéria orgânica no sedimento.

A estação RCl também apresentou sedimentos classificados como minerais na maioria dos meses amostrados. A maior porcentagem de matéria orgânica no sedimento foi observada em janeiro/2007, com 24,7%, sendo este o maior valor para este reservatório. O menor valor, 3,8%, foi obtido em julho/2006. Esta variável apresentou correlação de Pearson positiva com o tamanho médio de grão ($r=0,768$, $p=0,026$).

Na estação BCh foram registradas as menores porcentagens de matéria orgânica deste reservatório. Os valores variaram entre 2,3 e 15,6%, em abril e janeiro de 2006, com os sedimentos classificados como mineral e orgânico, respectivamente. Assim como para a estação MCh, a porcentagem de matéria orgânica apresentou correlação de Spearman negativa com a porcentagem de areia ($r=-0,833$, $p<0,05$) e correlação de Pearson positiva com o tamanho médio de grão ($r=0,915$, $p=0,001$).

A ANOVA (1 fator) não detectou diferença significativa para as porcentagens de matéria orgânica nos sedimentos entre as estações de amostragem ($F=0,924$, $gl=3$, $p=0,442$), uma vez que as médias observadas foram semelhantes entre si (Figura 50).

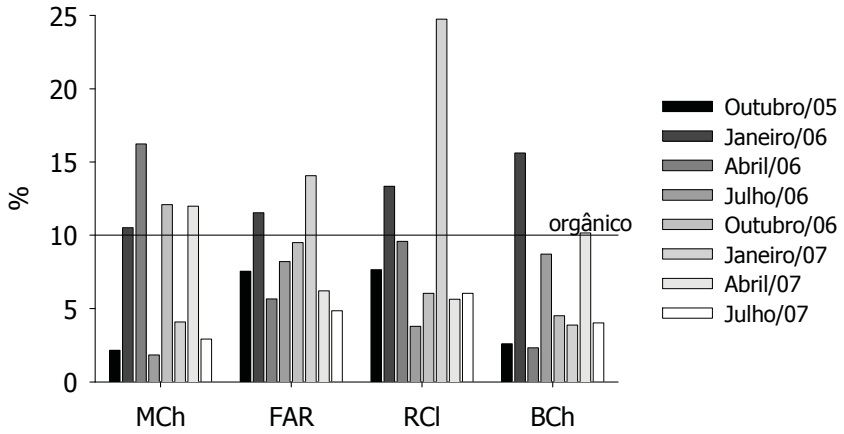


Figura 49: Porcentagens de matéria orgânica nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, ao longo do período de estudo.

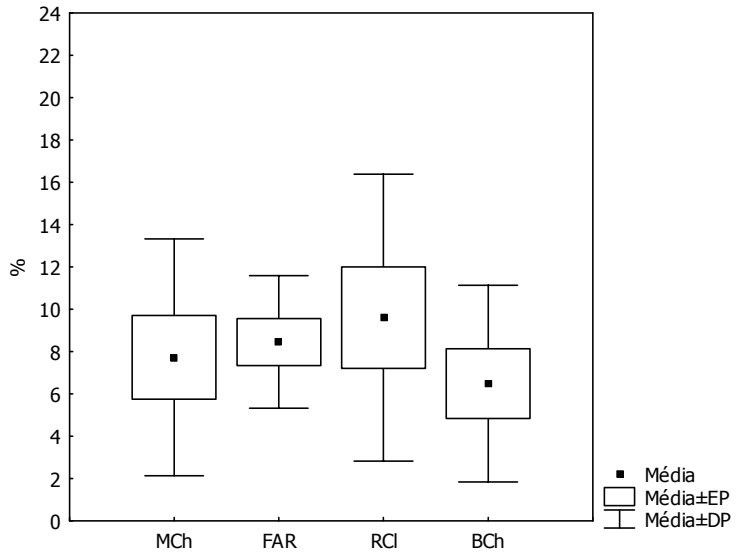


Figura 50: Média, erro padrão e desvio padrão das porcentagens de matéria orgânica nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

No reservatório de Salto Grande, verificou-se que a estação BSG apresentou elevadas porcentagens de matéria orgânica nos sedimentos, sendo estes classificados como orgânicos na maioria dos meses amostrados. As estações MSG e FRP, de maneira geral, apresentaram as menores porcentagens, sendo seus sedimentos classificados como minerais durante praticamente todo o período de estudo. Apesar da ampla variação observada na estação BRN, foi neste local onde foram registrados os valores mais elevados de matéria orgânica para este reservatório (Figura 51).

Especificamente na estação MSG, os sedimentos foram classificados como minerais em todo o período de amostragem. A menor porcentagem foi obtida em maio/2007, com apenas 0,7%, enquanto que o maior valor (5,9%) foi verificado em novembro/2006. A porcentagem de matéria orgânica desta estação apresentou correlação de Pearson negativa com a porcentagem de areia e positiva com o tamanho médio de grão ($r=-0,943$, $p<0,001$ e $r=0,781$, $p=0,022$, respectivamente).

De modo geral, a estação PB apresentou a menor variação do conteúdo orgânico do sedimento no reservatório de Salto Grande. O menor valor foi observado em novembro/2005 (4,6%) e o maior, em fevereiro/2006 (14,0%). A análise de correlação de Pearson mostrou a existência de correlação negativa com a porcentagem de areia ($r=-0,863$, $p=0,006$) e a análise de correlação de Spearman evidenciou a correlação positiva com o tamanho médio de grão ($r=0,952$, $p<0,05$).

Na estação BSG, na maior parte dos meses estudados, os sedimentos foram classificados como orgânicos. Apenas em agosto/2006 e maio/2007 a porcentagem de matéria orgânica foi baixa (8,5 e 7,3%, respectivamente). Em agosto/2007 foi registrado o maior valor para esta estação, com 20,2% de matéria orgânica no sedimento. Para esta estação, verificou-se correlação de Spearman negativa entre as porcentagens de matéria orgânica e areia ($r=-0,976$, $p<0,05$).

Assim como para a estação MSG, na estação FRP, os valores de matéria orgânica observados também foram baixos. A porcentagem foi elevada somente

em maio/2006, com 13,5%, quando o sedimento foi então, classificado como orgânico. O menor valor registrado para este reservatório ocorreu nesta estação, com apenas 0,4% (fevereiro/2007). Na estação FRP, assim como na BSG, este parâmetro também apresentou correlação de Spearman negativa com a porcentagem de areia ($r=-0,976$, $p<0,05$).

Na estação BRN foi verificada uma elevada variação no teor orgânico dos sedimentos ao longo do período de estudo. A menor porcentagem foi registrada em fevereiro/2007, com 1,5%, enquanto que em agosto do mesmo ano, foi verificado um valor elevado, alcançando 21,6%, o maior registrado em Salto Grande. A porcentagem de matéria orgânica nesta estação apresentou correlação de Pearson positiva com o tamanho médio de grão e negativa com a porcentagem de areia ($r=0,966$, $p=0,002$ e $r=-0,961$, $p=0,002$, respectivamente).

A análise de Kruskal-Wallis mostrou que houve diferença significativa nas porcentagens de matéria orgânica dos sedimentos amostrados nos diferentes compartimentos do reservatório de Salto Grande ($H=19,724$, $gl=4$, $p<0,001$). Os valores registrados nas estações MSG e FRP foram estatisticamente inferiores àqueles observados na estação BSG, porém o mesmo não foi observado entre estas e as demais estações amostradas (Figura 52).

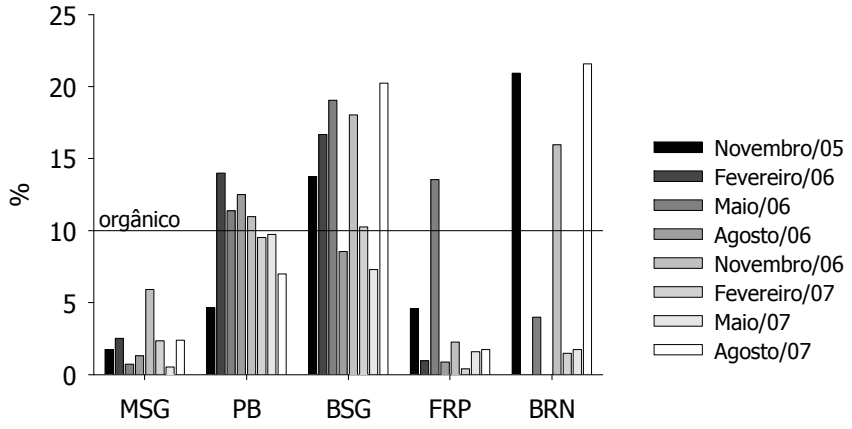


Figura 51: Porcentagens de matéria orgânica nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

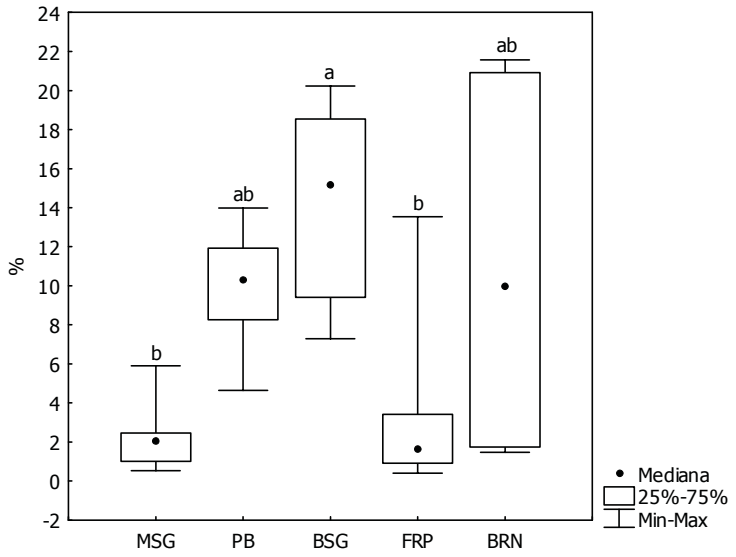


Figura 52: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo das porcentagens de matéria orgânica nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

– Concentrações de nutrientes nos sedimentos

Para a concentração de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos, maiores valores foram registrados em Salto Grande (entre 0,09 e 4,14 mg g^{-1}) que em Chavantes (entre 0,27 e 2,5 mg g^{-1}). Porém, verificou-se que em ambos os reservatórios este nutriente variou amplamente, entre as estações e períodos amostrados.

No reservatório de Chavantes, as estações amostradas apresentaram oscilações semelhantes nos valores de nitrogênio Kjeldahl, com grande variação entre os períodos de amostragem (Figura 53).

Na estação MCh, a menor concentração de nitrogênio nos sedimentos foi determinada em outubro/2005, com 0,27 mg g^{-1}. Nos meses de abril dos dois anos de estudo, as concentrações foram as maiores observadas nesta estação, alcançando 2,37 mg g^{-1} em 2006 e 2,21 mg g^{-1} em 2007. Neste local, a concentração de nitrogênio apresentou correlação de Spearman negativa com a porcentagem de areia ($r=-0,786$, $p<0,05$) e correlação de Pearson positiva com o tamanho médio de grão e com a porcentagem de matéria orgânica ($r=0,934$, $p=0,001$ e $r=0,976$, $p<0,001$, respectivamente).

Na estação FAR, por sua vez, verificou-se que nos meses de outubro e janeiro foram obtidos os maiores valores de nitrogênio para cada ano de amostragem. Em outubro/2005 foi observada a maior concentração desta estação, com 2,43 mg g^{-1}, enquanto que em julho/2007, obteve-se a menor concentração, com apenas 0,36 mg g^{-1}.

Na maioria dos meses amostrados, observou-se na estação RCl as maiores concentrações de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos. Para este local, verificaram-se os maiores valores em janeiro e abril, nos dois anos de estudo. A maior concentração ocorreu em janeiro/2007 (2,5 mg g^{-1}) e a menor, em julho/2006 (0,72 mg g^{-1}).

A concentração de nitrogênio Kjeldahl na estação BCh apresentou, de forma geral, valores próximos ao longo dos meses amostrados. Contudo, foram observados incrementos na concentração deste nutriente durante os meses de janeiro e julho de 2006 e em abril/2007, sendo que em janeiro, foi observada a maior concentração nesta estação (3,00 mg g^{-1}). Por outro lado, a menor concentração foi medida em abril/2006, com 0,37 mg g^{-1}. A análise de Spearman demonstrou a existência de correlação negativa entre a concentração deste nutriente e a porcentagem de matéria orgânica ($r=-0,833$, $p<0,05$) e a correlação de Pearson mostrou relação positiva com o tamanho médio de grão (0,977, $p<0,001$).

A ANOVA (1 fator) realizada para as concentrações de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos do reservatório de Chavantes não detectou diferença significativa entre os dados obtidos ($F=0,940$, $gl=3$, $p=0,435$). A Figura 54 mostra que as médias de cada estação foram bastante próximas e a amplitude de variação dos dados também foram semelhantes.

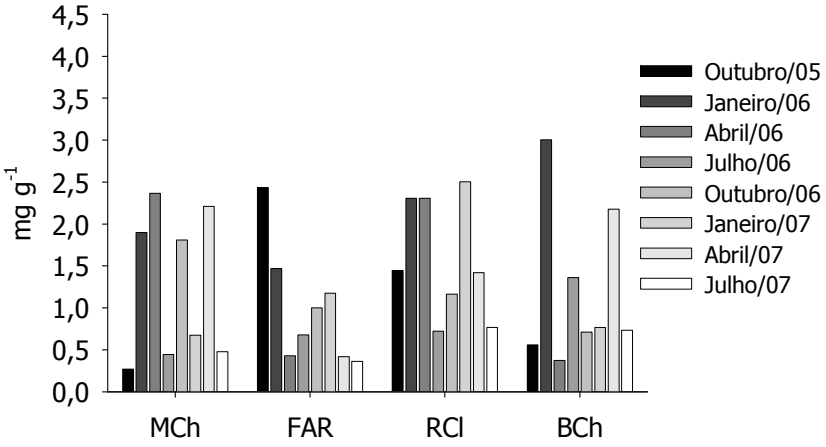


Figura 53: Concentração de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

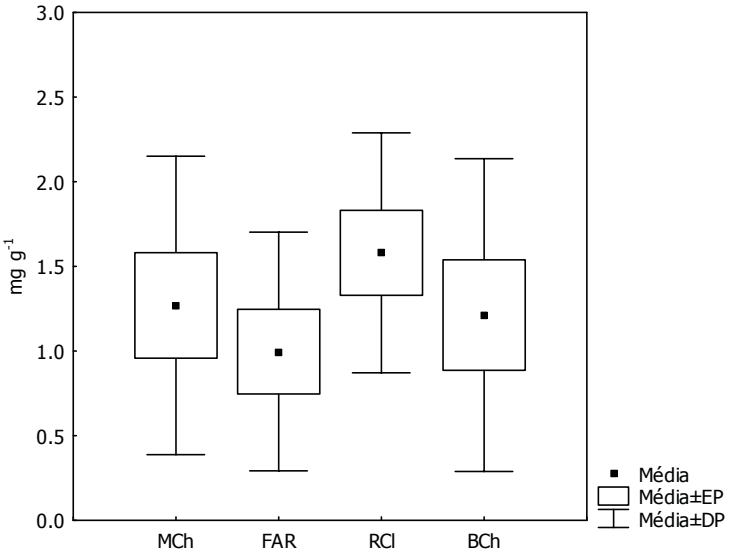


Figura 54: Média, erro padrão e desvio padrão das concentrações de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

No reservatório de Salto Grande, verificou-se que nos trecho médio do corpo central e próximo à barragem (estações PB e BSG, respectivamente) as concentrações de nitrogênio Kjeldahl foram bastante elevadas, comparadas com as observadas na estação MSG, localizada na montante. Nos rios tributários, os

valores foram semelhantes aos da estação MSG, porém, foram verificados incrementos na concentração em alguns meses de amostragem (Figura 55).

A estação MSG apresentou, geralmente, as menores concentrações de nitrogênio nos sedimentos. Em maio/2006, foi verificado o menor valor (0,12 mg g^{-1}) e em novembro/2006 o maior (1,20 mg g^{-1}).

Na estação PB, foram observados valores elevados, sendo a menor concentração (0,86 mg g^{-1}) registrada em novembro/2005 e a maior, em fevereiro/2006 (3,02 mg g^{-1}). Para esta estação, verificou-se que houve correlação negativa de Pearson entre o nitrogênio nos sedimentos e a porcentagem de areia ($r=-0,724$, $p=0,042$).

De maneira geral, a estação BSG, apresentou as maiores concentrações do reservatório de Salto Grande. O maior valor foi observado em novembro/2006, chegando a 3,29 mg g^{-1}, enquanto que em maio/2007 obteve-se a menor concentração desta estação, com 0,85 mg g^{-1}. A análise de correlação de Spearman mostrou relação negativa com a porcentagem de areia ($r=-0,952$, $p<0,05$) e a correlação de Pearson evidenciou a relação positiva deste nutriente com a porcentagem de matéria orgânica nos sedimentos ($r=0,976$, $p<0,001$).

A estação FRP apresentou, na maioria dos meses amostrados, concentrações bastante baixas de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos. Porém, em maio/2006 foi observado um pico deste nutriente, alcançando 2,18 mg g^{-1}. Também foi possível perceber que durante o verão e o inverno, foram obtidas as menores concentrações para esta estação. Em fevereiro/2007 determinou-se a menor concentração desta estação, e também de todo o reservatório, com apenas 0,05 mg g^{-1}. Nesta estação, a concentração de nitrogênio também apresentou correlação negativa de Spearman com a porcentagem de areia ($r=-0,905$, $p<0,05$).

Na estação BRN, as maiores concentrações foram registradas durante a primavera. O maior valor deste estudo foi obtido nesta estação, em novembro/2005, com 4,14 mg g^{-1}, enquanto que o menor valor ocorreu em maio/2007 (0,23 mg g^{-1}). A análise de correlação de Pearson demonstrou a existência de relação negativa com a porcentagem de areia ($r=-0,969$, $p=0,01$) e

positiva com o tamanho médio de grão e com a porcentagem de matéria orgânica (r=0,951, p=0,004 e r=0,973, p=0,001).

A análise de Kruskal-Wallis evidenciou a existência de diferença significativa nas concentrações de nitrogênio Kjeldahl entre as estações de amostragem do reservatório de Salto Grande (H=17,941, gl=4, p=0,001). A Figura 56 mostra que os valores obtidos na estação BSG foram estatisticamente superiores àqueles observados nas estações MSG e FRP, diferenças estas não observadas com as demais estações de amostragem deste reservatório.

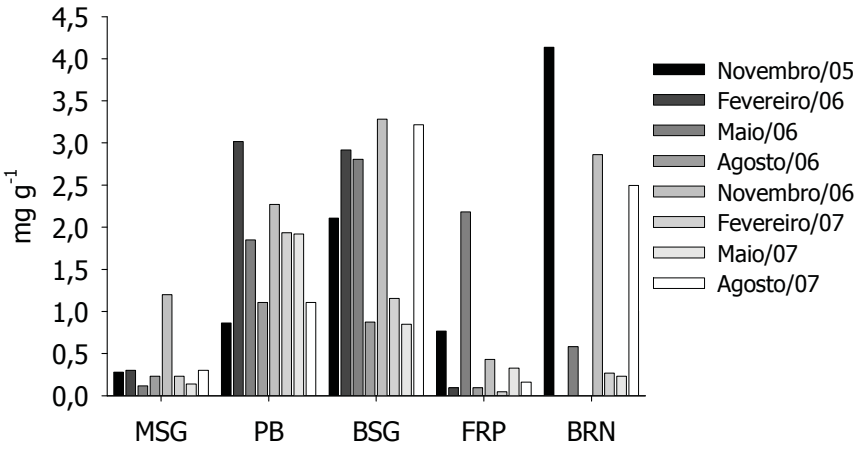


Figura 55: Concentrações de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

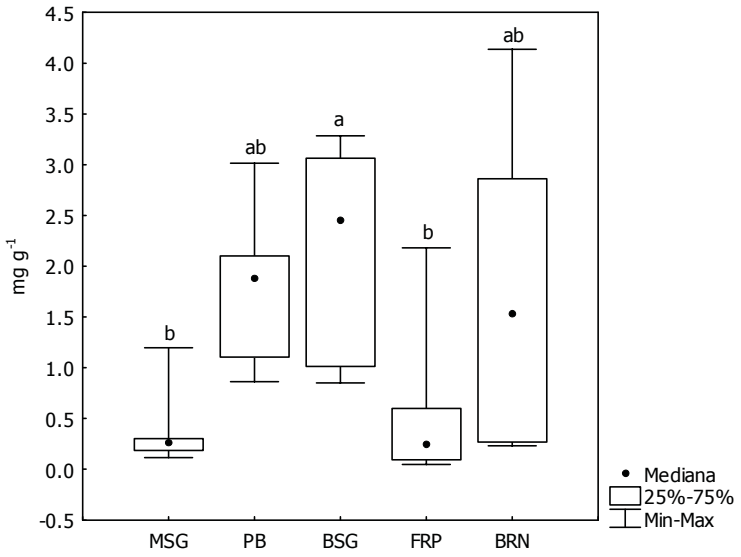


Figura 56: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo das concentrações de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

A concentração de fósforo total apresentou oscilações semelhantes àquelas observadas para a concentração de nitrogênio Kjeldahl, e da mesma forma, também apresentou grande variação entre as estações e período de amostragem No reservatório de Chavantes os valores mantiveram-se entre 0,08 e 1,01 mg g^{-1}, enquanto que em Salto Grande, a concentração foi geralmente mais elevada, variando entre 0,02 e 1,26 mg g^{-1}.

Em Chavantes, observou-se que a estação MCh foi a que apresentou as maiores concentrações, embora tenha ocorrido uma grande variação ao longo dos meses amostrados (Figura 57). Por sua vez, a estação FAR apresentou os menores valores e as estações RCl e BCh apresentaram valores semelhantes entre si, e com menor variação ao longo do período de estudo.

Especificamente na estação MCh, foram observadas concentrações mais altas de fósforo total nos sedimentos, com o valor máximo alcançado em abril/2006, 1,01 mg g^{-1}. A menor concentração nesta estação foi observada em julho/2006, com 0,13 mg g^{-1}. Nesta estação, a análise de Spearman mostrou que a concentração de fósforo total correlacionou-se negativamente com a

porcentagem de areia (r=-0,929, p<0,05). A análise de Pearson, evidenciou a correlação positiva com o tamanho médio de grão (r=0,945, p<0,001), com a porcentagem de matéria orgânica (r=0,990, p<0,001) e com a concentração de nitrogênio Kjeldahl (r=0,981, p<0,001).

Em geral, a estação FAR apresentou as concentrações mais baixas do reservatório de Chavantes, como já mencionado. A menor concentração (0,08 mg g^{-1}) foi obtida em abril/2006 e a maior em janeiro/2006 (0,40 mg g^{-1}). A concentração de fósforo total apresentou correlação de Pearson positiva com a porcentagem de matéria orgânica e com a concentração de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos (r=0,830, p=0,011 e r=0,885, p=0,003, respectivamente).

Na estação RCl, a menor concentração foi verificada em julho/2006 (0,19 mg g^{-1}), enquanto que nos meses de janeiro foram observados valores muito próximos, e também os maiores para esta estação (0,65 mg g-1 em 2006 e 0,67 mg g^{-1} em 2007). Assim como para a estação FAR, a concentração de fósforo nos sedimentos da estação RCl também apresentou correlação de Pearson positiva com a porcentagem de matéria orgânica (r=0,809, p=0,015) e com a concentração de nitrogênio Kjeldahl (r=0,862, p=0,006).

A estação BCh apresentou a menor variação de fósforo total nos sedimentos entre os meses de amostragem. A menor concentração foi observada em abril/2006, 0,22 mg g^{-1}, e a maior em janeiro/2006, 0,66 mg g^{-1}. A análise de correlação de Spearman demonstrou a relação negativa das concentrações deste nutriente nesta estação com a porcentagem de areia (-0,881, p<0,05). Por outro lado, a análise de correlação de Pearson, apontou a relação positiva entre a concentração de fósforo com o tamanho médio de grão (r=0,892, p=0,03), com a porcentagem de matéria orgânica (r=0,962, p<0,001) e com a concentração de nitrogênio nos sedimentos (r=0,927, p=0,001).

Através da análise de Kruskal-Wallis (H=6,443, gl=3, p=0,092), verificou-se que as variações observadas nas concentrações deste nutriente nos sedimentos das diferentes estações de amostragem do reservatório de Chavantes (Figura 58) não foram significativamente diferentes.

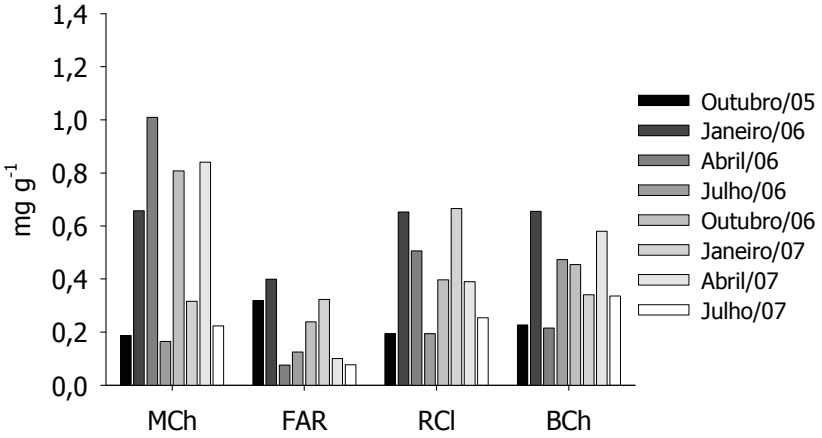


Figura 57: Concentrações de fósforo total nos sedimentos do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

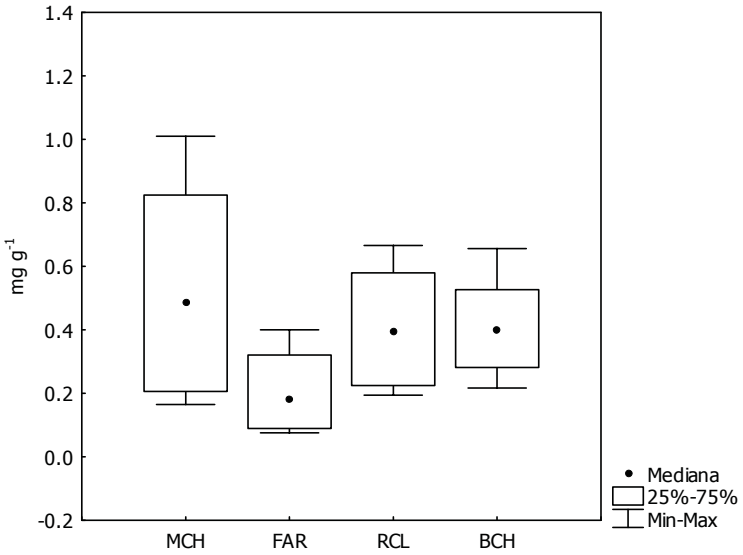


Figura 58: Medianas, percentis, valores mínimo e máximo das concentrações de fósforo total nos sedimentos do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

Para o reservatório de Salto Grande, a estação MSG apresentou as menores concentrações de fósforo total nos sedimentos. As estações FRP e BRN também apresentaram valores baixos, apesar de em alguns meses terem sido observados valores bastante elevados. Contudo, as maiores concentrações foram obtidas nas estações PB e BSG (Figura 59).

Na estação MSG, a menor concentração de fósforo total foi determinada em maio/2007, com apenas 0,06 mg g^{-1}, enquanto que o maior valor foi obtido em novembro/2006, com 0,29 mg g^{-1}. A análise de correlação de Pearson indicou a existência de relação negativa deste nutriente com a porcentagem de areia (-0,861, p=0,006) e positiva com a porcentagem de matéria orgânica (r=0,953, p<0,001),

A estação PB apresentou concentrações elevadas, sendo que o menor valor foi verificado em novembro/2005 e o maior, em fevereiro/2006 (0,30 e 1,08 mg g^{-1}, respectivamente). Nesta estação, a correlação de Spearman mostrou a presença de correlação positiva deste nutriente com o tamanho médio de grão (r=0,881, p<0,05). Através da correlação de Pearson verificou-se a relação negativa com a porcentagem de areia (r=-0,846, p=0,008) e positiva com a porcentagem de matéria orgânica (r=0,910, p=0,002) e com a concentração de nitrogênio total (r=0,708, p=0,049).

Na estação BSG foram observadas as maiores concentrações de fósforo total do reservatório de Salto Grande. O maior valor foi registrado em agosto/2007, com 1,26 mg g^{-1}, e o menor valor foi obtido em maio/2007, com 0,42 mg g^{-1}. Nesta estação, a análise de correlação de Spearman também evidenciou a relação negativa da concentração de fósforo total com a porcentagem de areia (r=-0,905, p<0,05), enquanto que a análise de correlação de Pearson mostrou a relação positiva com a porcentagem de matéria orgânica e com a concentração de nitrogênio total (r=0,987, p<0,001 e r=0,972, p<0,001, respectivamente).

A estação FRP apresentou valores relativamente baixos de fósforo nos sedimentos, apesar de terem sido observados valores relativamente elevados na concentração deste nutriente em novembro/2005 e em maio/2006. Neste último mês, a concentração atingiu 0,72 mg g^{-1}, a maior desta estação. Em fevereiro/2006 foi verificada a menor concentração desta estação, e também de todo o reservatório (0,02 mg g^{-1}). Assim como para as demais estações de amostragem, também foi verificada a correlação negativa de Spearman entre a concentração de fósforo e a porcentagem de areia nos sedimentos (r=-0,905,

p<0,05). A análise de Pearson apontou a correlação positiva deste nutriente com a porcentagem de matéria orgânica (r=0,977, p<0,001).

A estação BRN apresentou concentrações mais elevadas durante a primavera nos dois anos de estudo, sendo que em novembro/2005 foi observado o maior valor (0,91 mg g^{-1}). Em fevereiro e maio de 2007 as concentrações obtidas foram semelhantes e as mais baixas deste local, com 0,13 e 0,14 mg g^{-1}, respectivamente. Neste local, a análise de correlação de Pearson mostrou que a concentração de fósforo total e a porcentagem de areia mostraram-se negativamente relacionadas (r=-0,947, p=0,004). Por sua vez estiveram positivamente relacionadas com o tamanho médio de grão (r=0,942, p=0,005), com a porcentagem de matéria orgânica (r=0,967, p=0,002) e com a concentração de nitrogênio Kjeldahl (r=0,992, p<0,001).

A Tabela VIII apresenta os resultados da ANOVA (1 fator), onde foi possível verificar a existência de diferença significativa entre as concentrações de fósforo total nos sedimentos coletados em diferentes compartimentos do reservatório de Salto Grande. A Figura 60 mostra que nas estações PB e BSG, as concentrações deste nutriente foram significativamente maiores que aquelas obtidas nas estações MSG e FRP. A estação BRN, por sua vez, não apresentou diferença significativa com as demais estações.

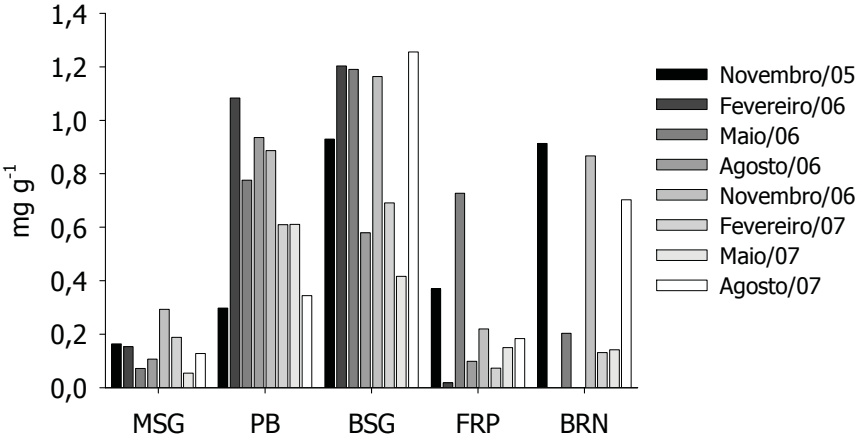


Figura 59: Concentrações de fósforo total nos sedimentos do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

Tabela VIII: Resultado da ANOVA (1 fator) para a concentração de fósforo total nos sedimentos do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo (N=38; p=0,05).

	gl	SQ	QM	F	p
Entre amostras	4	4,425	1,106	10,819	<0,001
Resíduos	33	3,375	0,102		
Total	37	7,800			

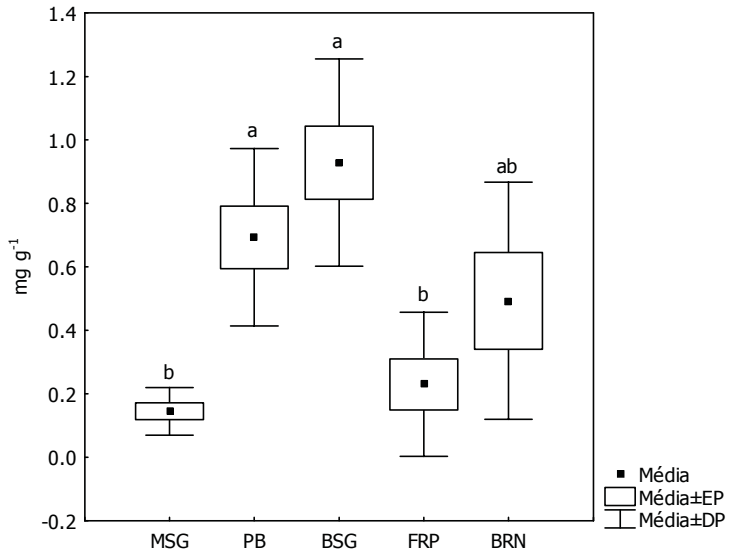


Figura 60: Média, erro padrão e desvio padrão das concentrações de fósforo total nos sedimentos das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

6.6 Macroinvertebrados bentônicos

– Composição e riqueza de táxons

Neste trabalho, foram identificados 127 táxons de macroinvertebrados bentônicos pertencentes aos Filos Platyhelminthes, Nematoda, Annelida (Oligochaeta e Hirudinea), Arthropoda (Chelicerata, Crustacea e Insecta) e Mollusca (Bivalvia e Gastropoda) (Tabela IX). O Filo Arthropoda foi o melhor representado com 88 táxons, seguido por Annelida, com 28. Considerando o Filo Arthropoda, a Classe Insecta totalizou 84 táxons, sendo que deste total, 59 táxons pertenceram à Ordem Diptera, sendo, portanto, o grupo melhor representado neste estudo. Entre os Mollusca, foram encontrados 10 táxons, dois pertencentes à classe Bivalvia e oito pertencentes à classe Gastropoda.

Tabela IX: Total de táxons encontrados nos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, durante o período de estudo.

Táxon			Total
Platyhelminthes	Turbellaria		1
Nematoda			1
Annelida	Oligochaeta		27
	Hirudinea	Glossiphoniidae	1
Arthropoda	Crustacea		3
	Hydracarina		1
	Insecta	Collembola	1
		Coleoptera	2
		Diptera	59
		Ephemeroptera	7
		Odonata	5
		Trichoptera	9
Mollusca	Bivalvia		2
	Gastropoda		8

Do total de táxons encontrados, 19 foram exclusivos do reservatório de Chavantes, 47 foram registrados apenas no reservatório de Salto Grande e 61 táxons foram comuns aos dois reservatórios (Tabela X).

Os grupos Platyhelminthes, Nematoda, Hydracarina e Collembola foram representados por apenas um táxon. O primeiro foi observado apenas em Salto

Grande, Collembola apenas em Chavantes e os demais foram obtidos nos dois reservatórios estudados.

O Filo Annelida foi representado pelas Classes Oligochaeta e Hirudinea. Esta última foi representada apenas por indivíduos da família Glossiphoniidae. Os oligoquetos encontrados pertencem à família Tubificidae, sendo que a subfamília Naidinae foi a mais representativa em termos de riqueza, com 24 táxons, enquanto que para a subfamília Tubificinae foram encontradas apenas três espécies. Os oligoquetos tiveram maior representatividade no reservatório de Salto Grande, com 23 espécies; enquanto que em Chavantes foram encontrados 16 táxons de Oligochaeta.

Entre os crustáceos, foram encontrados três táxons, sendo que Ostracoda esteve presente nos dois reservatórios. A ordem Harpacticoida foi observada apenas no reservatório de Chavantes, enquanto que *Hyallela* (Amphipoda) foi encontrada apenas em Salto Grande.

A Classe Insecta foi a mais importante em termos de riqueza, uma vez que mais da metade dos táxons encontrados pertencem a este grupo.

A ordem Collembola foi observada nos dois reservatórios, com apenas um táxon, comum aos dois ambientes.

A ordem Coleoptera foi representada por dois táxons. O gênero *Hexacylloepus* (família Elmidae) ocorreu em ambos os reservatórios, enquanto que o único representante da família Hydroscaphidae foi encontrado no reservatório de Salto Grande.

A ordem Diptera foi representada por 59 táxons. As famílias Ceratopogonidae e Chaoboridae, presentes nos dois reservatórios estudados, apresentaram apenas um gênero cada, *Bezzia* e *Chaoborus*, respectivamente. Por outro lado, a subordem Orthorrhapha foi observada apenas no reservatório de Chavantes, enquanto que as famílias Empididae e Stratiomyidae foram encontradas apenas em Salto Grande. A família Chironomidae representou o grupo com maior riqueza, sendo observados 54 táxons. Dentro desta família, a subfamília Chironominae foi composta por 39 táxons, sendo que 23 deles foram observados nos dois reservatórios, seis táxons encontrados apenas em Chavantes

e 10 apenas em Salto Grande. Por sua vez, a subfamília Orthocladiinae contribuiu com apenas três táxons, onde um foi exclusivo do reservatório de Chavantes e os outros dois ocorreram apenas em Salto Grande. Já a subfamília Tanypodinae foi representada por 12 táxons, sendo dois deles observados apenas em Chavantes, outros dois exclusivos de Salto Grande e os demais comuns a ambos os reservatórios.

A ordem Ephemeroptera foi encontrada em ambos os reservatórios estudados, porém não compartilharam táxons em comum. A família Caenidae foi representada pelo gênero *Caenis*, presente somente no reservatório de Chavantes. Todos os demais táxons identificados foram exclusivos do reservatório de Salto Grande. A família Baetidae foi representada pelo gênero *Americabaetis* e por outro táxon não identificado. A família Leptohyphidae foi representada por três gêneros: *Leptohyphes*, *Tricorythodes* e *Traverhyphes*. Além destes táxons, foi encontrado outro representante dos Ephemeroptera cuja identificação não foi possível de ser realizada.

Foram observados cinco táxons pertencentes à ordem Odonata. Em Chavantes, um táxon da família Corduliidae e outro da subordem Zygoptera foram encontrados em estadio inicial de desenvolvimento, o que impossibilitou a identificação. A família Gomphidae foi encontrada nos dois reservatórios, sendo que *Aphylla* e *Cyanogomphus* foram gêneros exclusivos do reservatório de Salto Grande e *Phyllocycla* foi comum aos dois ambientes estudados.

Quanto à ordem Trichoptera, foram encontrados nove gêneros pertencentes a quatro famílias. Os gêneros *Smicridea* (família Hydropsychidae), *Cernotina* e *Cyrnellus* (família Polycentropodidae) ocorreram em ambos os reservatórios. A família Leptoceridae, que foi a melhor representada, apresentou cinco gêneros: *Atanatolica, Oecetis* e *Notalina*, que ocorreram em ambos os reservatórios, e *Hudsonema* e *Nectopsyche*, que foram encontrados somente no reservatório de Salto Grande. Exclusivamente neste reservatório também foi observada a presença do gênero *Helicopsyche*, da família Helicopsychidae. O reservatório de Chavantes, por sua vez, não apresentou nenhum táxon exclusivo de Trichoptera.

Entre os Mollusca, a classe Bivalvia apresentou apenas dois táxons: *Anodontites* (família Mycetopodidae), presente apenas em Chavantes, e o bivalve invasor *Corbicula fluminea* (família Corbiculidae), que ocorreu nos dois reservatórios estudados. A classe Gastropoda, que apresentou maior riqueza, foi representada por oito táxons. A espécie invasora *Melanoides tuberculatus* (família Thiaridae) e um táxon não identificado (devido à ausência da concha) estiveram presentes nos dois ambientes. Seis famílias de Gastropoda foram exclusivas do reservatório de Salto Grande, cada uma com um táxon: Ampullaridae (*Pomacea*), Ancylidae, Hidrobiidae (*Heleobia*), Lymnaeidae (*Lymnaea*), Physidae (*Stenophysa marmorata*) e Planorbidae (*Biomphalaria*).

Tabela X: Relação dos táxons encontrados nos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, durante o período de estudo (*: indica que o táxon foi exclusivo de um rio tributário em Salto Grande).

	Chavantes	**Chavantes ∩ Salto Grande**	**Salto Grande**
Platyhelminthes			Turbellaria
Nematoda		Nematoda	
Oligochaeta	*Allonais*	*Allonais paraguayensis*	
Tubificidae	*Dero (Dero) obtusa*	*Dero (Aulophorus) borelli*	*Bratislavia unidentata*
Naidinae	*Dero (Dero) sawayii*	*Dero (Dero) digitata*	*Dero (Dero) botrytis* *
	Pristina sp	*Nais variabilis*	*Pristina bisserrata*
		Pristina americana	*Pristina longisoma*
		Pristina breviseta	*Pristina macrochaeta*
		Pristina leidyi	*Pristina menoni*
		Slavina evelinae	*Pristina minuta*
		Slavina isochaeta	*Pristina proboscidea*
		Aulodrilus pigueti	*Pristina synclites*
Tubificinae		*Branchiura sowerbyi*	*Stephensoniana tandyi* *
		Limnodrilus hoffmeisteri	*Stephensoniana trivandrana*
Hirudinea		Glossiphoniidae	
Crustacea	Harpacticoida	Ostracoda	*Hyalella*
Hydracarina		Hydracarina	
Collembola	Collembola		
Coleoptera		*Hexacylloepus*	Hydroscaphidae *
Diptera Ceratopogonidae		*Bezzia*	
Diptera Chaoboridae		*Chaborus*	
Diptera Chironomidae	*Apedilum*	*Axarus*	*Beardius* sp1
	Chironomus grupo *decorus*	*Aedokritus*	*Chironomus* sp
	Cryptochironomus sp1	*Cladopelma*	*Chironomus* grupo *riparius* *
	Nilothauma (*cf*)	*Chironomus* grupo *salinarius*	*Dicrotendipes* sp2
	Parachironomus sp2	*Cryptochironomus* sp2	*Endotribelos*

Tabela X: Continuação.

	Caladomyia freire	*Dicrotendipes* sp3	*Endotribelos* sp2 *
	Thienemaniella sp2	*Fissimentum*	*Parachironomus*
	Labrundinia sp1	*Harnischia*	*Paratendipes*
	Labrundinia sp2	*Harnischia* sp1	*Polypedilum* sp1 *
	Tanypus stellatus	*Harnischia* sp2	Tanytarsini ni
		Harnischia sp3	*Procladius* (?) sp2
		Paralauterborniella	*Tanypus cf*
		Polypedilum (*Asheum*)	*Corynoneura* sp1
		Polypedilum (*Tripodura*)	*Corynoneura* sp2
		Polypedilum sp2	
		Stenochironomus	
		Pseudochironomus	
		Zavreliella sp2	
		Caladomyia ortoni	
		Rheotanytarsus sp	
		Rheotanytarsus sp1	
		Stempellina	
		Tanytarsus	
		Coelotanypus	
		Fittkauimyia	
		Ablabesmyia (*Karelia*)	
		Larsia	
		Djalmabatista pulcher	
		Djalmabatista sp2	
		Procladius	
Diptera Outros	Orthorrhapha		Empididae
			Stratiomyidae *
Ephemeroptera			*Americabaetis*
	Caenis		Baetidae ni
			Leptohyphes
			Tricorythodes
			Traverhyphes *
			Ephemeroptera ni
Odonata	Corduliidae	*Phyllocycla*	*Aphylla*
	Zygoptera		*Cyanogomphus*
Trichoptera		*Smicridea*	*Helicopsyche*
		Atanatolica	*Hudsonema*
		Notalina	*Nectopsyche*
		Oecetis	
		Cernotina	
		Cyrnellus	
Bivalvia	*Anodontites*	*Corbicula fluminea*	
Gastropoda		Gastropoda ni	Ancylidae
		Melanoides tuberculatus	*Lymnaea*
			Pomacea
			Biomphalaria
			Heleobia
			Stenophysa marmorata

Durante o período de estudo, as maiores riquezas foram observadas nas estações localizadas no reservatório de Salto Grande. Neste reservatório, os valores oscilaram entre dois e 41 táxons (estações BSG e PB, respectivamente). No reservatório de Chavantes os valores de riqueza oscilaram entre quatro e 31 táxons (estações FAR e MCh, respectivamente).

Considerando o reservatório de Chavantes, foi possível observar que os maiores valores de riqueza foram registrados principalmente na estação BCh, enquanto que os menores valores foram registrados na estação Fartura (Figura 61).

Na estação MCh a maior riqueza encontrada foi de 31 táxons, em outubro/2005, sendo o maior valor registrado para todo o reservatório, como já mencionado anteriormente. Nos meses de janeiro de 2006 e 2007, foram registrados os menores valores, seis e sete táxons, respectivamente. Nesta estação verificou-se uma elevada variação entre os meses de amostragem, sendo o coeficiente de variação de 56%.

Na estação FAR foi observada a maior variação de riqueza do reservatório de Chavantes durante o período de estudo (CV = 66%). A maior riqueza foi observada no mês de janeiro/2007, com 19 táxons e o menor valor, quatro táxons, foi obtido nos meses de janeiro, julho e outubro de 2006.

A estação RCl apresentou menor variação nos valores de riqueza ao longo do período de estudo (CV=24%), sendo o menor valor registrado em outubro/2006, 10 táxons, e o maior valor, 20 táxons, em julho/2007.

No ponto localizado na barragem (BCh), o menor valor encontrado foi de 14 táxons (janeiro e julho de 2006) enquanto que o maior valor foi registrado em outubro/2005 (27 táxons). Nesta estação também foi observado um baixo coeficiente de variação dos valores de riqueza (24%).

Ao longo dos dois ciclos sazonais estudados, não foi possível identificar uma tendência clara nas variações da riqueza de táxons zoobentônicos, uma vez que os valores oscilaram amplamente ao longo do período estudado.

A ANOVA (1 fator) evidenciou a existência de diferença significativa nos valores de riqueza das estações do reservatório de Chavantes (Tabela XI), sendo possível verificar que a estação FAR apresentou valores de riqueza significativamente inferiores aos demais pontos do reservatório (Figura 62).

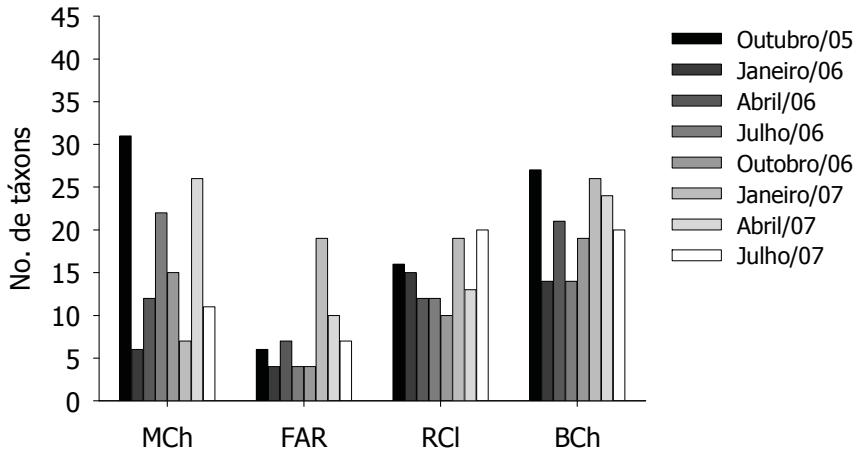


Figura 61: Riqueza de táxons nas estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

Tabela XI: Resultado da ANOVA (1 fator) para os valores de riqueza do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo (N=32; p=0,05).

	gl	**SQ**	**QM**	**F**	**p**
Entre amostras	3	0,815	0,272	8,912	<0,001
Resíduos	28	0,853	0,0305		
Total	31	1,668			

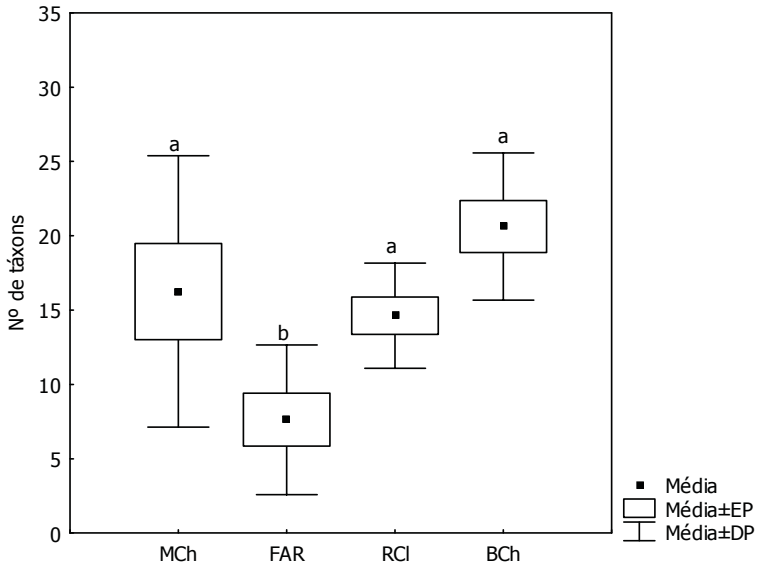


Figura 62: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de riqueza das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

No reservatório de Salto Grande, verificou-se uma tendência de diminuição nos valores de riqueza na região da barragem, durante todo o período estudado. De modo geral, os rios tributários analisados também apresentaram maiores valores que a barragem, embora menores que aqueles obtidos nos demais pontos do reservatório (Figura 63).

Na estação MSG a maior riqueza foi encontrada em Agosto/2007, com 38 táxons, enquanto que a menor riqueza (13 táxons) foi observada em fevereiro/2006. Nesta estação verificou-se a menor variação na riqueza (coeficiente de variação de 30%), quando comparada aos demais pontos estudados no reservatório de Salto Grande.

A maior riqueza deste reservatório foi obtida na estação PB, 42 táxons em novembro/2006, como já mencionado. Por outro lado, em maio do mesmo ano observou-se a menor riqueza para este ponto, com 13 táxons. A variação da riqueza nesta estação foi um pouco mais elevada que na montante, apresentando um coeficiente de variação de 38%.

Como mencionado anteriormente, a estação BSG apresentou os menores valores de riqueza. Nesta estação, a maior riqueza observada foi de 15 táxons (maio/2007) e a menor de apenas dois táxons (maio/2006). O coeficiente de variação dos valores de riqueza para esta estação foi de 39%.

A estação FRP apresentou a maior riqueza em novembro/2005 (24 táxons) e a menor em fevereiro/2006 (oito táxons). O coeficiente de variação nesta estação de amostragem, de 35%, foi o segundo menor para o reservatório.

Na estação BRN observou-se a maior variação de riqueza entre os períodos amostrados (CV = 46%), onde o maior valor observado foi de 26 táxons (outubro/2005) e o menor de apenas seis táxons (agosto/2007).

Ao longo do período estudado, verificou-se nas estações PB e BRN uma diminuição dos valores de riqueza ao longo de cada ciclo estudado, com valores máximos na primavera, decrescendo no verão e outono e alcançando os menores valores no inverno. Por outro lado, nas estações MSG e FRP, as menores riquezas foram observadas durante o verão, nos dois anos de estudo.

Através da Tabela XII, verifica-se que houve diferença significativa (ANOVA – 1 fator) da riqueza no reservatório de Salto Grande e seus dois principais tributários. Foi possível verificar que a estação BSG apresentou valores estatisticamente inferiores aos observados nas estações MSG e PB. Contudo, esta diferença não se manteve quando também foram comparados os valores obtidos nos rios tributários (Figura 64).

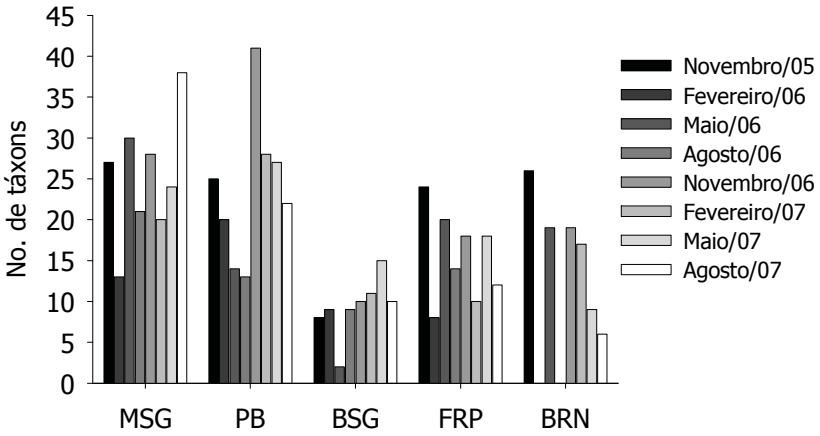


Figura 63: Riqueza de táxons das estações de amostragem das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

Tabela XII: Resultado da ANOVA (1 fator) para os valores de riqueza das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo (N=38; p=0,05).

	gl	**SQ**	**QM**	**F**	**p**
Entre grupos	4	0,938	0,235	7,632	<0,001
Resíduos	33	1,014	0,0307		
Total	37	1,953			

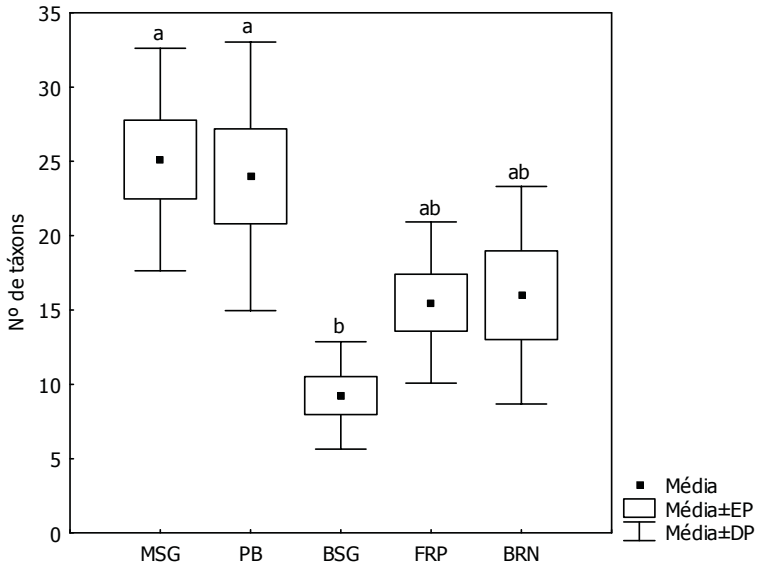


Figura 64: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de riqueza das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

– <u>Densidade total dos macroinvertebrados bentônicos</u>

A densidade dos macroinvertebrados bentônicos no reservatório de Salto Grande foi, de modo geral, maior que no reservatório de Chavantes..

Em geral, no reservatório de Chavantes, as maiores densidades foram observadas na estação BCh, embora alguns incrementos de densidade tenham sido verificados na estação MCh (Figura 65). Por sua vez, a estação FAR geralmente apresentou as menores densidades obtidas durante todo o período de estudo.

Na estação MCh a maior densidade foi registrada em outubro/2005, com 8752 ind. m^{-2}. Por outro lado, para este local, a menor densidade foi observada em julho/2007, com 359 ind. m^{-2}.

Na estação FAR, a densidade foi bastante baixa, representando os menores valores de cada mês de estudo, com exceção de janeiro/2007, quando a estação

MCh apresentou a menor densidade. Os valores na estação FAR oscilaram entre 51 e 1254 ind. m^{-2} (janeiro/2006 e janeiro/2007, respectivamente).

Em Ribeirão Claro (RCl), a variação entre os valores de densidade foi a menor observada. Neste local, a maior densidade foi obtida em julho/2007, com 1400 ind. m^{-2}, e a menor, em outubro/2006 com 286 ind. m^{-2}.

Na estação BCh, a maior densidade foi registrada em outubro/2006, com 4218 ind. m^{-2}, enquanto que o menor valor ocorreu em janeiro/2006, 493 ind. m^{-2}.

Assim como para a riqueza, não foi possível detectar uma tendência clara de variação temporal para os dados de densidade. Apenas no ponto BCh foram observados picos de densidade durante o mês de outubro (primavera) com uma tendência à diminuição da densidade nos meses subseqüentes, chegando aos menores valores durante os meses de julho (inverno).

Através da análise de Kruskal-Wallis realizada com os dados de densidade do reservatório de Chavantes foi possível verificar que houve diferença significativa nos valores obtidos (H=14,034, gl=3, p=0,003). A estação FAR apresentou valores significativamente menores que MCh e BCh, porém esta relação não foi estabelecida com a estação RCl (Figura 66).

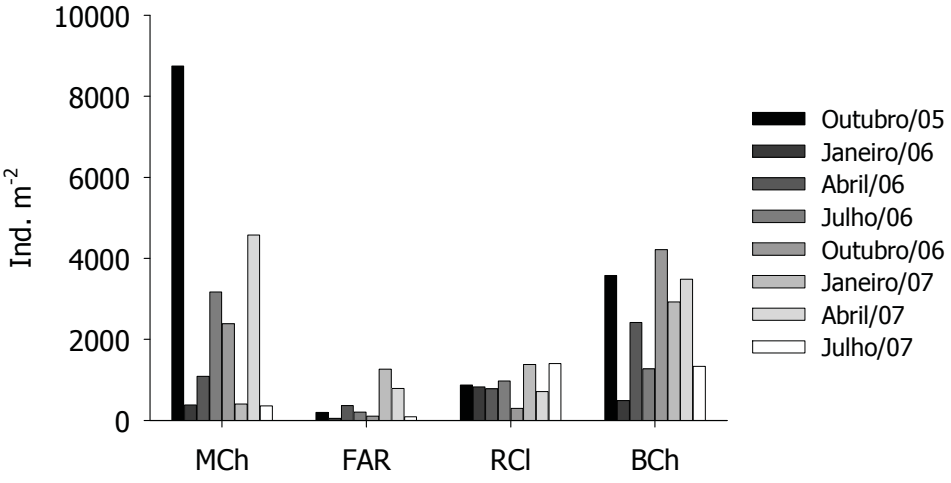


Figura 65: Densidade total dos macroinverterbrados bentônicos das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

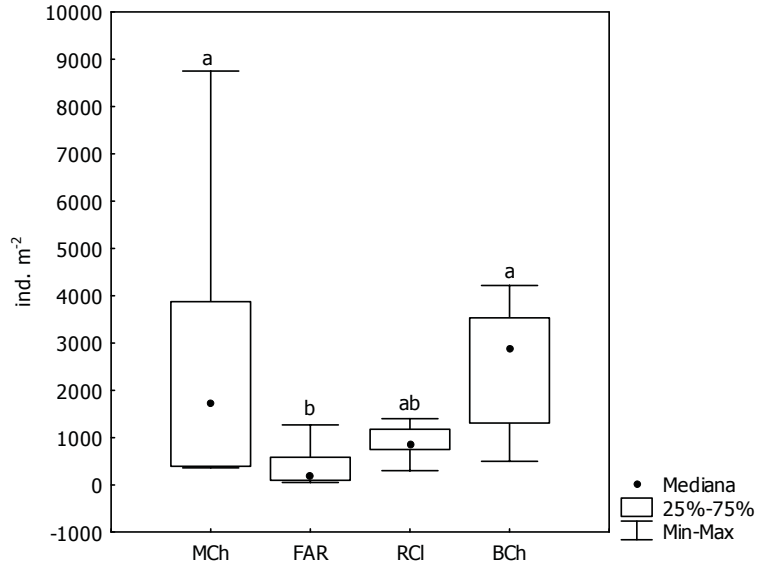


Figura 66: Mediana, percentis e valores mínimo e máximo dos dados de riqueza das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

Considerando o eixo longitudinal do reservatório de Salto Grande, as maiores densidades foram registradas na estação PB e as menores na estação BSG, com exceção de maio/2007, quando esta estação apresentou a maior densidade. Os rios tributários apresentaram densidades semelhantes àquelas obtidas na estação PB, com exceção de alguns picos observados em novembro/2005 na estação FRP e em novembro/2006 na estação BRN (Figura 67).

Na estação MSG, os valores de densidade oscilaram entre 926 e 8485 ind. m^{-2}, nos meses de maio e agosto de 2007, respectivamente.

Na estação PB, o menor valor também foi registrado em maio/2007, com 1254 ind. m^{-2}, enquanto que em novembro/2006 foi verificada a maior densidade (10418 ind. m^{-2}).

A densidade da estação BSG variou bastante ao longo dos meses de amostragem. A menor densidade foi registrada em maio/2006, com apenas 237 ind. m^{-2}, e em maio do ano seguinte, ocorreu encontrou-se a maior densidade, com 5565 ind. m^{-2}.

Considerando os rios tributários, a estação FRP apresentou valores elevados, sendo o maior de 15135 ind. m^{-2}, observado em novembro/2005, e o menor valor de 3269 ind. m^{-2}, em fevereiro/2007.

A estação BRN apresentou a maior variação entre os meses de amostragem. Nesta estação, os valores oscilaram entre 493 e 21327 ind. m^{-2} (agosto/2007 e novembro/2006, respectivamente).

Ao contrário do observado para o parâmetro riqueza, não foi observado um padrão de variação dos dados quanto à variação temporal, sendo que os valores oscilaram amplamente entre os períodos de amostragem.

A Tabela XIII apresenta o resultado da ANOVA (1 fator) para os dados de densidade total do reservatório de Salto Grande e seus tributários. Foi observada diferença significativa entre os valores de densidade determinados para os pontos de amostragem BSG e FRP, sendo que esta diferença não foi verificada entre os demais pontos de amostragem (Figura 68). Porém, foi possível observar que a densidade média obtida na estação BSG também foi consideravelmente menor que nos demais compartimentos, especialmente em relação à estação PB.

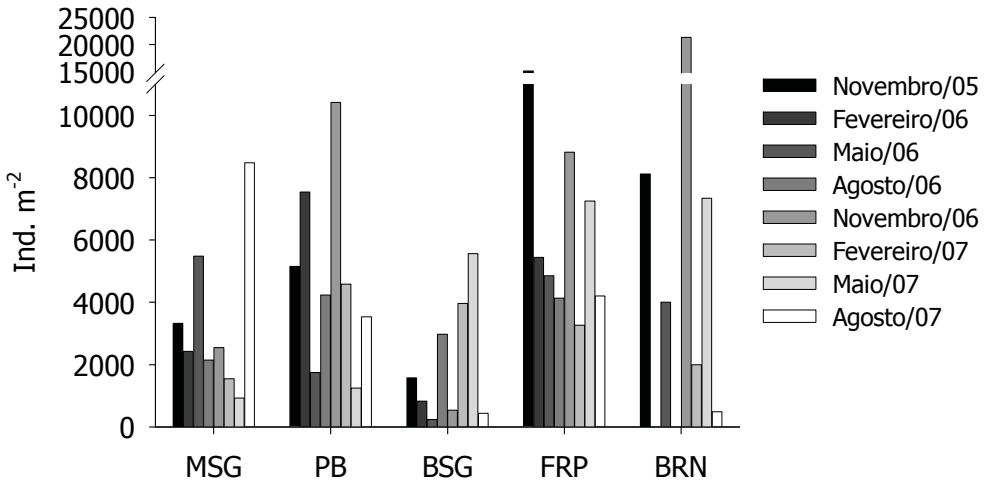


Figura 67: Densidade total dos macroinverterbrados bentônicos do reservatório de Salto Grande e seus tributários, durante o período de estudo.

Tabela XIII: Resultado da ANOVA (1 fator) para os valores de densidade total do reservatório de Salto Grande e seus tributários, durante o período de estudo (N=38; p=0,05).

	gl	SQ	QM	F	p
Entre grupos	4	2,120	0,530	3,590	0,015
Resíduos	33	4,872	0,148		
Total	37	6,992			

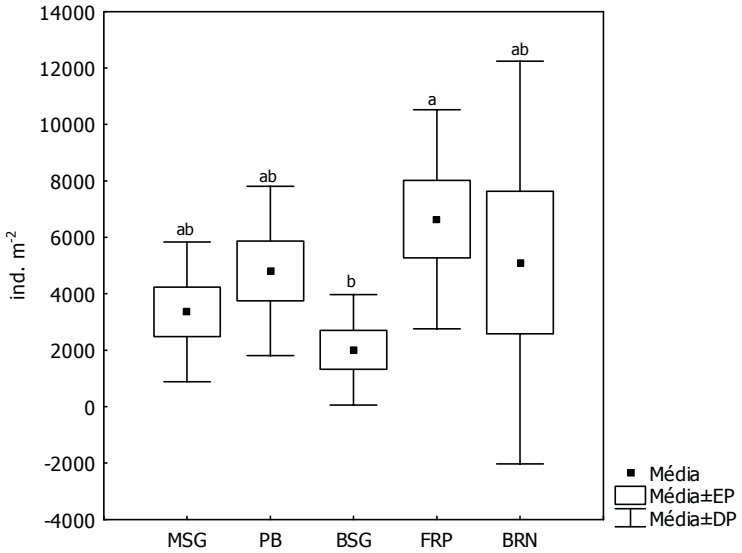


Figura 68: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de densidade total das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

– Densidade relativa dos principais grupos de macroinvertebrados bentônicos

No presente estudo, foi possível verificar que os Insecta (Diptera) foram bastante representativos na maioria das estações amostradas do reservatório de Chavantes, alternando a dominância com Crustacea (Figura 69). Por outro lado, no reservatório de Salto Grande, os grupos mais importantes em termos de densidade foram principalmente Oligochaeta e Bivalvia e, em alguns locais e períodos, Crustacea mostrou-se relativamente abundante (Figura 70).

Considerando o reservatório de Chavantes, verificou-se que na estação MCh, Insecta (Diptera) foi predominante durante os meses de janeiro/2006, abril/2006 e janeiro/2007, representando 59,5, 65,1 e 58,9% do total dos

indivíduos amostrados, respectivamente (Figura 69). Em julho/2006, outubro/2006 e abril/2007, Crustacea apresentou a maior densidade relativa, com valores de 53,0, 63,8 e 43,2%, respectivamente. Por sua vez, Oligochaeta foi mais abundante somente nos meses de outubro/2005 (47,8%) e julho/2007 (34,3%). Embora a densidade relativa de Bivalvia – representado principalmente pela espécie invasora *Corbicula fluminea* – tenha sido baixa durante os meses amostrados, verificou-se um aumento na sua abundância ao longo do presente estudo.

Na estação FAR, verificou-se alta densidade relativa de Insecta (Diptera) na maioria dos meses amostrados, com exceção de janeiro/2006, onde a maior densidade foi obtida para Outros (41,2%), representados nesta ocasião por Nematoda, e em julho/2007, quando houve predominância de Gastropoda (34,1%). Cabe mencionar que neste último mês a densidade relativa de Insecta (Diptera) também foi elevada, alcançando o valor de 33%.

Na estação RCl, as maiores densidades relativas foram devidas à Insecta (Diptera), sendo o maior valor observado em outubro/2005, com 74,1%. Ao longo dos dois ciclos sazonais estudados verificou-se que durante a primavera houve uma predominância de Insecta (Diptera), com uma diminuição da densidade nos meses de inverno. Em contrapartida, Crustacea, representados por Ostracoda, apresentou as menores densidades durante a primavera atingindo os maiores valores no inverno.

Na estação BCh, Insecta (Diptera) foi predominante em apenas três meses amostrados, sendo que em janeiro/2006 foi observada a maior abundância relativa (60,5%). Em geral os Crustacea foram predominantes na maioria dos meses amostrados, com o máximo valor obtido em outubro/2006 (56,6%). Nesta estação, também foi observada maiores densidades de Bivalvia, quando comparadas com os demais compartimentos do reservatório.

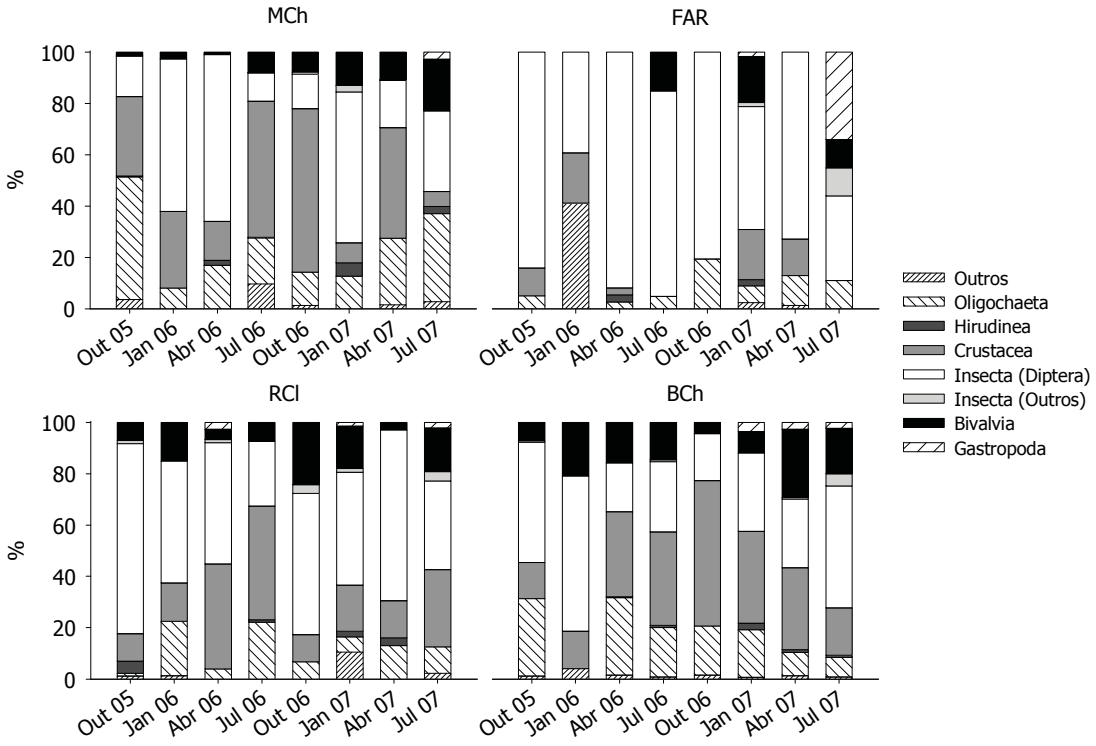


Figura 69: Densidade relativa dos principais grupos de macroinvertebrados bentônicos no reservatório de Chavantes, ao longo do período de estudo.

Para o reservatório de Salto Grande, verificou-se que na estação MSG ocorreu uma alternância da dominância entre Oligochaeta e Crustacea no primeiro ciclo sazonal amostrado (Figura 70). Durante este período, a maior densidade de Oligochaeta foi observada na primavera (novembro/2005), representando 66,3% dos indivíduos encontrados. No inverno (agosto/2006) a maior densidade foi conferida a Crustacea, quando sua densidade relativa foi de 44,6%. No segundo ciclo sazonal estudado verificou-se um aumento na densidade de Gastropoda nos meses de novembro/2006 e fevereiro/2007 (valores próximos a 25%), embora as maiores densidades ainda tenham sido conferidas a Oligochaeta e Crustacea. Em maio/2007, Insecta (Diptera) apresentou um aumento na sua densidade, alcançando valor de 56,6%, a maior densidade relativa observada para este grupo em todo o reservatório. Durante o segundo ano estudado também foi possível observar um aumento na densidade do grupo Outros (representado principalmente por Nematoda, neste caso), com a maior densidade observada em

agosto/2007, embora neste mês, a maior densidade relativa desta estação ainda tenha sido de Oligochaeta.

De modo geral verificou-se na estação PB o predomínio dos Oligochaeta na maioria dos meses estudados, com densidade relativa máxima observada em novembro/2006, correspondendo a 66,8% do total de indivíduos analisados. Porém, verificou-se um predomínio de Bivalvia em maio e agosto de 2006, representando 55,9 e 51,0% do total de indivíduos, respectivamente. Nos últimos meses de estudo, verificou-se um aumento na densidade de Crustacea, sendo que em agosto/2007 observou-se a maior densidade deste grupo nesta estação (36,3%), valor este bastante próximo do obtido para Oligochaeta (36,7%).

Bivalvia foi o grupo mais representativo na estação BSG, apresentando as maiores densidades na maioria dos meses estudados, sendo que o maior valor foi obtido em maio/2006 (73,8%). Apesar de Oligochaeta ter estado presente em todos os meses amostrados, ele predominou apenas em novembro/2006, representando 48,2% dos indivíduos encontrados. Em agosto/2007, Insecta (Diptera) e Crustacea apresentaram maiores densidades, sendo este último grupo o mais representativo para este mês (56,1%).

Na estação FRP, verificou-se tendências opostas nas densidades de Oligochaeta e Bivalvia. No início do estudo, a densidade relativa de Oligochaeta foi mais elevada (valor máximo de 62,8%, observado em fevereiro/2006), apresentando um declínio ao longo dos meses amostrados, com menor valor observado em fevereiro/2007, apenas 6,9%. Em contrapartida, no primeiro ano analisado Bivalvia apresentou as menores densidades (valor mínimo de 10,2%, em maio/2006) alcançando as maiores densidades no segundo ano de estudo, com a maior densidade relativa registrada em fevereiro/2007 (84,3%).

Comparada às demais estações amostradas no reservatório de Salto Grande, a estação BRN apresentou maior variação na densidade relativa dos táxons, embora Bivalvia tenha predominado. Da mesma forma que na estação FRP, verificou-se uma tendência inversa nas densidades de Oligochaeta e Bivalvia. A maior densidade do primeiro grupo mencionado foi obtida em novembro/2005 (69,8%) e a menor, em maio/2007 (3,8%). Por outro lado, Bivalvia apresentou

um aumento na sua densidade ao longo dos meses, sendo que sua densidade relativa variou entre 5,6 e 75,1% (novembro/2005 e agosto/2007, respectivamente). Em maio/2007, embora os grupos citados tenham sido observados, verificou-se o predomínio de Crustacea, que representou 68,1% do total de indivíduos encontrados.

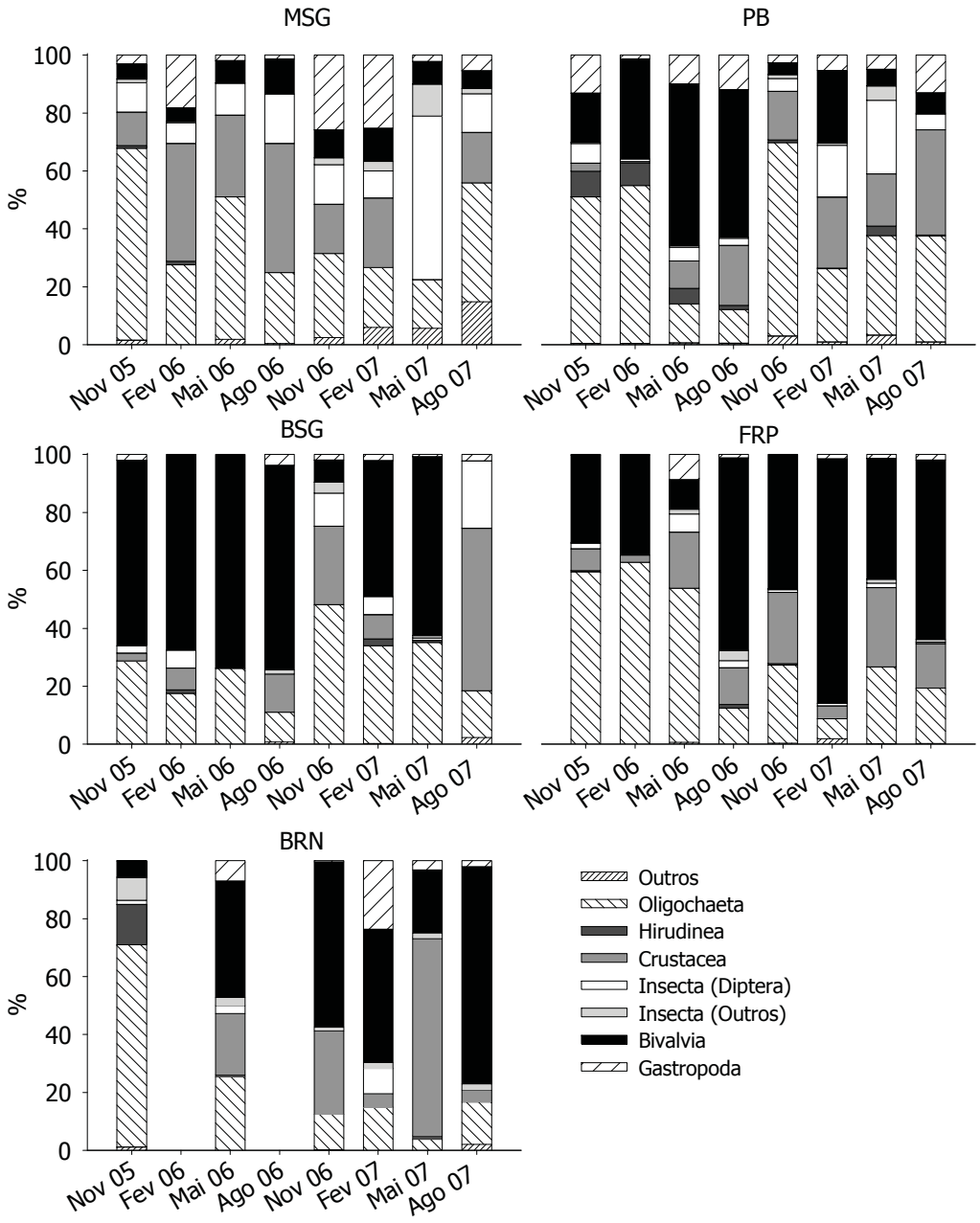


Figura 70: Densidade relativa dos principais grupos de macroinvertebrados bentônicos no reservatório de Salto Grande, ao longo do período de estudo.

– Densidade absoluta e frequência de ocorrência dos táxons dos macroinvertebrados bentônicos

Considerando o reservatório de Chavantes, dos 80 táxons registrados durante todo o período de estudo, 50 foram observados na estação MCh (Tabela XIV), 25 táxons na estação FAR (Tabela XV), 35 táxons na estação RCl (Tabela XVI) e 58 táxons na estação BCh (Tabela XVII).

No reservatório de Salto Grande, dos 108 táxons encontrados, 68 foram verificados na estação MSG (Tabela XVIII), 61 táxons na estação PB (Tabela XIX), 27, na estação BSG (Tabela XX), 41 na estação FRP (Tabela XXI) e 43 táxons na estação BRN (Tabela XXII). Do total de táxons registrados para o reservatório de Salto Grande, 15 foram exclusivos dos rios tributários.

No reservatório de Chavantes os táxons classificados como constantes, segundo o Índice de Dajoz (1973), foram predominantemente da ordem Diptera. Apenas três táxons constantes foram comuns a todos os pontos de amostragem deste reservatório: *Branchiura sowerbyi*, Ostracoda e *Coelotanypus*. Por outro lado, no reservatório de Salto Grande os táxons mais freqüentes pertenceram à Classe Oligochaeta. Os táxons Ostracoda, *Coelotanypus* e *Corbicula fluminea* foram considerados constantes em todos os pontos de amostragem. Porém, a espécie *B. sowerbyi* também foi constante e comum aos pontos localizados no eixo principal do reservatório de Salto Grande.

A Tabela XIV mostra os dados de densidade total dos táxons encontrados na estação MCh. Foram observados 13 táxons constantes, 12 acessórios e 29 acidentais.

Os táxons *A. pigueti*, Ostracoda, *Coelotanypus* e *C. fluminea* foram os mais frequentes e, de modo geral, os mais abundantes em cada período amostrado. Por outro lado, alguns táxons classificados como constantes apresentaram baixa densidade (*e.g.* Glossiphoniidae e *Bezzia*) enquanto táxons acessórios foram encontrados em altas densidades, como *Pristina americana*, *P. breviseta* e *Polypedilum* (*Tripodura*) em outubro/2005.

Para a análise de correlação de Pearson entre táxons constantes e os parâmetros ambientais, verificou-se que o quironomídeo *Coelotanypus* apresentou correlação positiva com o conteúdo orgânico do sedimento (r=0,761, p=0,028) e com as concentrações de nutrientes (r=0,789, p=0,02 para NT e r= 0,749, p=0,032 para PT).

Através da Tabela XV é possível verificar que apenas os táxons *Branchiura sowerbyi*, Ostracoda, *Chaoborus*, *Coelotanypus* e *Djalmabatista pulcher* foram considerados constantes na estação FAR, sendo estes também os mais abundantes. Nove táxons obtidos foram considerados acessórios e a maioria observada, 11 no total, foi acidental sendo encontrada apenas uma única vez durante todo o período de amostragem.

A análise de correlação de Pearson demonstrou a existência de correlação positiva de Ostracoda, *Chaoborus* e *Coelotanypus* com a temperatura próxima ao fundo (r= 0,744, p=0,034; r=0,754, p=0,031 e r=0,776, p=0,024, respectivamente). Através desta mesma análise, verificou-se a existência de correlação positiva de *B. sowerbyi* com a condutividade elétrica da água próxima ao fundo (r=0,746, p=0,034).

A Tabela XVI apresenta os resultados obtidos para a densidade dos táxons na estação RCl. Constatou-se a presença de 13 táxons constantes, 8 acessórios e 15 acidentais. Os táxons Ostracoda, *Coelotanypus*, *D. pulcher* e *C. fluminea* que foram constantes, também apresentaram as maiores densidades para cada período.

A análise de correlação de Pearson mostrou a existência de correlação positiva de Hydracarina com o tamanho médio de grão (r=824, p=0,01) e com o teor orgânico do sedimento (r=0,744, p=0,03). Assim como observado para a estação FAR, *Chaoborus* também apresentou correlação positiva com a temperatura da água no fundo (r=0,802, p=0,02). Entre os táxons da família Chironomidae, verificou-se a existência de correlação de *Aedokritus* com o tamanho médio de grão (r=0,875, p=0,004) e com a porcentagem de matéria orgânica (r=0,816, p=0,01). Por sua vez, o gênero *Procladius* mostrou-se correlacionado positivamente tanto com a concentração de nitrogênio total

(r=0,849, p=0,008) como com a concentração de fósforo total (r=0,722, p=0,04). Entre os moluscos observados, a espécie *C. fluminea* esteve correlacionada positivamente com o tamanho médio de grão (r=0,735, p=0,038).

A Tabela XVII mostra as densidades dos táxons observados na estação BCh. Foi constatada a presença de 20 táxons constantes, nove acessórios e 28 táxons acidentais. Os táxons Ostracoda, *Coelotanypus* e *C. fluminea* encontrados em todas as amostragens, foram os mais abundantes junto com *A. pigueti* e *B. sowerbyi*, que embora não tenham apresentado 100% de frequência de ocorrência, apresentaram densidades consideravelmente elevadas. Em contrapartida, tanto os táxons acessórios como os acidentais apresentaram baixas densidades nos períodos amostrados.

Através da análise de correlação Pearson, verificou-se a existência de correlação positiva significativa entre Ostracoda e a condutividade elétrica próxima ao fundo (r=0,744, p=0,03). Entre os quironomídeos, observou-se que *Coelotanypus* mostrou-se relacionado positivamente com a concentração de oxigênio dissolvido na água próximo ao fundo (r=0,798, p=0,018) e *Zavreliella* sp2 e *Tanytarsus* apresentaram correlação negativa com a transparência da água (r=-0,738, p=0,037 e r=-0,829, p=0,011, respectivamente).

Para a análise de correlação de Spearman, foi observada correlação positiva entre *Procladius* e a temperatura da água no fundo (r=0,774). Gastropoda também apresentou correlação positiva com a temperatura e negativa com a profundidade (r=0,786 e r=-0,892, respectivamente).

Quanto ao reservatório de Salto Grande, na estação MSG foram observados 20 táxons constantes, 21 táxons acessórios e 29 táxons acidentais (Tabela XVIII). Entre os táxons constantes, *P. americana*, *A. pigueti*, *B. sowerbyi*, Tubificinae imaturo, Ostracoda, *Polypedilum* (*Tripodura*), *C. fluminea* e *Melanoides tuberculatus* apresentaram as maiores densidades observadas.

Para a análise de correlação de Pearson realizada para os táxons constantes, observou-se a presença de correlação negativa do oligoqueto *Dero* (*Aulophorus*) *borelli* com o pH próximo ao fundo (r=-0,751, p=0,032) e positiva entre *P. americana* e o tamanho médio de grão (r=0,773, p=0,024). A ninfa de

Odonata *Phyllocycla* apresentou correlação negativa com a temperatura da água próxima ao sedimento (r=-0,762, p=0,028). O gastrópode invasor *M. tuberculatus* apresentou correlação negativa com a porcentagem de areia dos sedimentos (r=-0,766, p=0,027) e positiva com o tamanho médio de grão, com a porcentagem de matéria orgânica e a concentração de fósforo total dos sedimentos (r=0,760, p=0,029; r=0,851, p=0,007 e r=0,774, p=0,024, respectivamente).

Para a estação Pedra Branca verificou-se a presença de 16 táxons constantes, 24 acessórios e 21 acidentais. (Tabela XIX) Os táxons com 100% de ocorrência, *A. pigueti*, *B. sowerbyi*, Ostracoda, *Coelotanypus*, *C. fluminea* e *M. tuberculatus* foram os que apresentaram as mais elevadas densidades nos períodos amostrados.

Através da análise de correlação de Pearson, observou-se a existência de correlação positiva de Nematoda e *Slavina evelinae* com a concentração de oxigênio dissolvido no fundo (r=0,717, p=0,04 e r=0,741, p=0,03, respectivamente). Por outro lado, *P. americana* apresentou correlação positiva com a temperatura da água próxima ao fundo (r=0,855, p=0,007) e *A. pigueti* mostrou-se relacionado positivamente com a porcentagem de matéria orgânica (r=0,747, p=0,03). Os crustáceos da Ordem Ostracoda apresentaram correlação negativa com a profundidade (r=-0,708, p=0,05). Por sua vez, *Coelotanypus* apresentou correlação positiva com a porcentagem de areia do sedimento (r=0,762, p=0,028). A espécie *C. fluminea* mostrou-se correlacionada negativamente com a concentração de oxigênio dissolvido na água próxima ao fundo (r=-0,742, p=0,035).

Na estação BSG, foram encontrados apenas 6 táxons constantes, 11 táxons acessórios e 10 táxons acidentais (Tabela XX). Entre os táxons constantes, apenas *B. sowerbyi* foi encontrado em todos os períodos de amostragem, apresentando também alta densidade. Os táxons Ostracoda e *C. fluminea* apresentaram as maiores densidades observadas nesta estação de amostragem.

A análise de correlação de Pearson indicou a existência de correlação positiva entre *A. pigueti* e a profundidade (r=0,831, p=0,111) e entre *B. sowerbyi* e a porcentagem de areia (r=0,77, p=0,025). Esta espécie de oligoqueto também

apresentou correlação negativa com a porcentagem de matéria orgânica e com a concentração de fósforo total nos sedimentos (r=-0,759, p=0,029 e r=-0,763, p=0,028, respectivamente). Para *Coelotanypus,* o único quironomídeo considerado constante nesta estação, foi constatada correlação positiva com a profundidade (r=0,709, p=0,049). O bivalve *C. fluminea* apresentou correlação positiva com a porcentagem de areia (r=0,906, p=0,002) e negativa com a porcentagem de matéria orgânica (r=-0,814, p=0,014) e com a concentração de nutrientes (r=-0,734, p=0,038 para PT e r=-0,773, p=0,025 para NT).

A Tabela XXI apresenta os valores de densidade para os táxons observados na estação FRP. Ostracoda e *C. fluminea* que ocorreram em todos os períodos de amostragem e apresentaram as maiores densidades observadas nesta estação. Além deles, Tubificinae imaturo e *Limnodrilus hoffmeisteri* também apresentaram elevadas densidades, embora não tenham sido encontrados em todas as amostragens. A espécie *P. americana* apresentou um pico de densidade em novembro/2005 (6358 ind. m^{-2}), sendo esta a maior densidade observada para um táxon durante todo o período de estudo.

Para a análise de correlação de Pearson, foi observada a existência de correlação significativa negativa entre *L. hoffmeisteri* e a concentração de oxigênio (r=-0,712, p=0,048) e positiva com a temperatura da água próxima ao fundo (r=0,849, p=0,008). A ninfa de Odonata *Phyllocycla*, por sua vez, apresentou correlação significativa com a transparência da água (r=0,800, p=0,017).

Através da análise de correlação de Spearman, verificou-se correlação positiva de *Allonais paraguayensis* com a profundidade local (r=0,918). O coleóptero *Hexacylloepus* e o quironomídeo *Coelotanypus* estiveram correlacionados positivamente com a concentração de nitrogênio total nos sedimentos (r=0,737 e 0,766, respectivamente). A espécie *C. fluminea*, por sua vez, apresentou correlação negativa com a profundidade (r=-0,779).

Na estação Baía do rio Novo foram observados 14 táxons constantes, cinco táxons acessórios e 25 táxons acidentais (Tabela XXII). Os táxons Tubificinae imaturo, Ostracoda, *C. fluminea* estiveram entre os mais freqüentes e também foram os mais abundantes nesta estação. *A. pigueti* e *Hexacylloepus*

apresentaram elevada frequência (83%), porém com exceção de alguns picos, não se observou altos valores de densidade.

Para a análise de correlação de Pearson, verificou-se a existência de correlação negativa entre Tubificinae imaturo e a transparência da água (r=-0,812, p=0,049). Por sua vez, o gastrópode invasor *M. tuberculatus* apresentou correlação positiva com a porcentagem de areia (r=0,93, p=0,007) e negativa com a porcentagem de matéria orgânica e com a concentração de nitrogênio no sedimento (r=-0,819, p=0,046 e r=-0,859, p=0,028, respectivamente).

Tabela XIV: Densidade (ind. m-2) e frequência de ocorrência (%) dos macroinvertebrados bentônicos na estação Montante Chavantes (MCh) durante o período de estudo.

	Out 2005	Jan 2006	Abr 2006	Jul 2006	Out 2006	Jan 2007	Abr 2007	Jul 2007	FO
Nematoda	267			185	10		62	10	63
Aulodrilus pigueti	2078	31	185	412	216		844	31	88
Branchiura sowerbyi	329			51	72	51	237	82	75
Limnodrilus hoffmeisteri	10								13
Tubificinae imaturo	453			31			31		38
Allonais paraguayensis	82						31		25
Dero (Dero) obtusa	93								13
Nais sp	31								13
N. variabilis	10								13
Pristina sp					21				13
P. americana	535			72			21	10	50
P. breviseta	442						21		25
Slavina evelinae	113								13
S. isochaeta	10								13
Glossiphonidae	21		21	10		21		10	63
Hydracarina	51			123	21		10		50
Ostracoda	2593	113	165	1656	1523	31	1975	21	100
Harpacticoida	123			21					25
Hexacylloepus	10					10			25
Bezzia		10	10	10			10		50
Aedokritus	31		62	31	10		82		63
Chironomus grupo *decorus*							10		13
Cladopelma	41								13
Cryptochironomus sp2	298	21		62	31				50
Fissimentum	10								13
Harnischia sp					93		31	10	38
Harnischia sp 1							10		13
Harnischia sp2						10	10		25

	Out 2005	Jan 2006	Abr 2006	Jul 2006	Out 2006	Jan 2007	Abr 2007	Jul 2007	FO
Harnischia sp3			10						13
Paralauterborniella	103			31			103		38
Polypedilum (*Asheum*)							10		13
Polypedilum sp2			10						13
Polypedilum (*Tripodura*)	669		10	51			51		50
Zavreliella sp2	10								13
Caladomyia freire							10		13
C. ortoni			21		10		10		38
Rheotanytarsus sp				10					13
Rheotanytarsus sp 1							10		13
Tanytarsus	103		10						25
Thienemaniella sp2								10	13
Labrundinia sp1					10				13
Labrundinia sp2							10		13
Coelotanypus	10	195	576	93	165	226	484	93	100
Djalmabatista sp2	103			31					25
D. pulcher				10					13
Procladius				10					13
Tanypus stellatus				10					13
Phyllocycla					21				13
Smicridea	10								13
Atanatolica	10								13
Trichoptera ni							10		13
Gastropoda								10	13
Anodontites					10		21		25
Corbicula fluminea	103	10	10	247	175	52	473	72	100

Tabela XV: Densidade (ind. m^{-2}) e frequência de ocorrência (%) dos macroinvertebrados bentônicos na estação Fartura (FAR) durante o período de estudo.

	Out 2005	**Jan 2006**	**Abr 2006**	**Jul 2006**	**Out 2006**	**Jan 2007**	**Abr 2007**	**Jul 2007**	**FO**
Nematoda		21							13
Aulodrilus pigueti	10				10		10		38
Branchiura sowerbyi			10	10	10	72	82	10	75
Tubificinae imaturo						10			13
Glossiphoniidae			10			31			25
Hydracarina						31	10		25
Ostracoda	21	10	10			247	113		63
Bezzia								10	13
Chaoborus	10	10	185			113	216		63
Aedokrituscoffeatus						175	62		25
Axarus	31								13
Chironomus grupo *salinarius*						10	10		25
Fissimentum						10			13
Harnischia			10			41			25
Paralauterborniella						10			13
Polypedilum (*Tripodura*)						10			13
Caladomyia ortoni				113					13
Coelotanypus		10	10			154	51	10	63
Djalmabatista sp2	10								13
D. pulcher	113		134	51	62	62	206	10	88
Procladius					21	21	31		38
Phyllocycla						10			13
Oecetis						10			13
Cernotina								10	13
Corbicula fluminea				31		226		10	38
Gastropoda						21		31	25

Tabela XVI: Densidade (ind. m^{-2}) e frequência de ocorrência (%) dos macroinvertebrados bentônicos na estação Ribeirão Claro (RCl) durante o período de estudo.

	Out 2005	Jan 2006	Abr 2006	Jul 2006	Out 2006	Jan 2007	Abr 2007	Jul 2007	FO
Aulodrilus pigueti		41		216	10			21	50
Branchiura sowerbyi		134	31		10	72	93	113	75
Tubificinae imaturo	10					10		10	38
Glossiphoniidae	41			10		31	21		50
Hydracarina	10	10				144		31	50
Ostracoda	93	123	319	432	31	247	103	422	100
Collembola	10								13
Chaborus	21	31	10	10	10	113	134		88
Aedokritus	21	10	10			175		31	63
Axarus	10								13
Chironomus grupo *salinarius*	10					10		10	38
Cladopelma				21			10	10	38
Dicrotendipes sp3		10						10	25
Fissimentum						10			13
Harnischia						41			13
Harnischia sp2							21		13
Harnischia sp3		21							13
Nilothauma (cf)				10					13
Parachironomus sp2		41							13
Paralauterborniella						10			13
Polypedilum sp2								10	13
Polypedilum (Tripodura)						10		10	25
Pseudochironomus	10			10				278	38
Caladomyia ortoni		31	103	31			72		50
Tanytarsus	10		82				10	21	50
Coelotanypus	21	93	113	134	51	154	31	31	100
Ablabesmyia (Karelia)	10	21		10			10	10	63
Larsia					10				13
Djalmabatista pulcher	535	82	41	21	82	62	134	62	100
Procladius		51	10		10	21	51		63
Caenis								21	13
Anisoptera			10						13
Phyllocycla						10		31	25
Oecetis						10			13
Corbicula fluminea	62	124	31	72	72	226	21	237	100
Gastrpoda						21		31	25
Melanoides tuberculata			21						13

Tabela XVII: Densidade (ind. m^{-2}) e frequência de ocorrência (%) dos macroinvertebrados bentônicos na estação Barragem Chavantes (BCh) durante o período de estudo.

	Out 2005	Jan 2006	Abr 2006	Jul 2006	Out 2006	Jan 2007	Abr 2007	Jul 2007	FO
Nematoda	31	10	21		21	10	21		75
Allonais						10			13
Dero (Aulophorus) borelli				10	10	10	51		50
D.(Dero) digitata					10				13
D. (Dero) sawayii					154				13
Nais variabilis			10						13
Pristina americana				10					13
P. breviseta						10			13
P. leidyi			10						13
Slavina evelinae				10		10			25
S. isochaeta								10	13
Aulodrilus pigueti	988		463	175	638	10	113	31	88
Branchiura sowerbyi	72		381	41		494	144	62	75
Tubificinae imaturo	21						10		25
Glossiphoniidae			10	10		72	41	10	63
Hydracarina	10	10	21	10	41	10	21	10	100
Harpacticoida	41								13
Ostracoda	463	72	947	463	2387	1049	1111	247	100
Hexacylloepus					10				13
Bezzia	10		113	41	31	10	51		75
Chaoborus	21		72	10	10	10	329	10	88
Aedokritus	72		51		41	41	103	10	75
Apedilum						10			13
Cladopelma	62	21	10	10	72			10	75
Chironomus grupo *salinarius*		10					10		25
Cryptochironomus sp1		10							13
Cryptochironomus sp2	31				21				25
Harnischia	123				82	41	31		50
Harnischia sp1	10								13
Harnischia sp2			31						13
Harnischia sp2			31						13
Harnischia sp3			21						13
Paralauterborniella	72								13
Polypedilum sp2	10	10					10		38
Polypedilum (*Tripodura*)			10				10		25
Stenochironomus						10			13
Zavreliella sp2	10		10		72	103	51	10	75
Pseudochironomus	21	10					72	370	50
Caladomyia ortoni						21			13
Rheotanytarsus sp1	51								13
Stempellina	62	10			113	31			50
Tanytarsus	134	82	10		21	185	21		75
Coelotanypus	947	93	195	288	309	340	237	195	100
Fittkauimyia	21								13
Ablabesmyia (*Karelia*)						41		10	25
Labrundinia sp2			10						13
Djalmabatista sp2								21	13
D. pulcher		21				10			25
Procladius	21	31				41	10		50
Orthorrhapha			10						13
Caenis								10	13
Phyllocycla	21			10					25
Corduliidae								10	13
Zygoptera							10		13
Notalina cf							10		13
Oecetis									
Cernotina								21	13
Cyrnellus								21	13
Corbicula fluminea	247	103	452	185	175	247	926	237	100
Gastropoda ni	10					103	93	31	50

Tabela XVIII: Densidade (ind. m^{-2}) e frequência de ocorrência (%) dos macroinvertebrados bentônicos na estação Montante Salto Grande (MSG) durante o período de estudo.

	Nov 2005	Fev 2006	Mai 2006	Ago 2006	Nov 2006	Fev 2007	Mai 2007	Ago 2007	FO
Nematoda	21		21	10	21	41	21	1255	88
Allonais paraguayensis			31					422	25
Bratislavia unidentata								10	13
Dero (*Aulophorus*) *borelli*		41	10	62	41			247	63
Pristina americana	741	144	113	103	134	31		319	88
P. menoni	340								13
P. minuta			51						13
P. synclites	31								13
Slavina evelinae								72	13
S. isochaeta			113		31			93	38
Aulodrilus pigueti	185		2006	226	21	134		1749	75
Branchiura sowerbyii	329	432	41	51	31	51	21	247	100
Limnodrilus hoffmeisteri	10				309				25
Limnodrilus (imaturo)	566		309		31				38
Tubificinae imaturo		51	21	82	144	103	134	329	88
Glossiphoniidae	31	31							25
Ostracoda	381	988	1543	957	432	370		1471	88
Hydracarina	31		82		41	51	31		63
Collembola	10								13
Hexacylloepus								31	13
Bezzia	10		10	21	21			10	63
Axarus			41			10	41		38
Beardius sp1					31		62	21	38
Chironomus grupo *salinarius*	10				10			10	38
Cladopelma			31					62	25
Cryptochironomus sp2	41	72	41	51	51	10		31	88
Endotribelos				10			10		25
Fissimentum	41		10		31				38
Harnischia			21				31		25
Harnischia sp1	10								13
Harnischia sp3			10						13
Paralauterborniella			21	10	10			10	50
Paratendipes				10					13
Polypedilum sp2			31		10		175		38
Polypedilum (*Tripodura*)	165	41	51	113	134		41	257	88
Stenochironomus							10		13
Chironomini n/i				10					13
Pseudochironomus						31		185	25
Caladomyia ortoni			10	10				41	38
Rheotanytarsus			31	10					25
Stempellina								10	13
Tanytarsus			93	31	10	21	103	329	75
Tanytarsini ni							10		13
Corynoneura sp2								10	13
Coelotanypus	10	51	185			41	21	113	75
Ablabesmyia (*Karelia*)							10	10	25
Djalmabatista sp2	21	10		82	31	31		31	75
D. pulcher	10								13
Procladius	10		21		10				38
Procladius (?) sp2	10			10					25
Tanypus sp								10	13
Empididae							10		13
Americabaetis							21		13
Leptohyphes	21						41	10	38
Tricorythodes							10		13
Ephemeroptera ni							10		13
Aphylla								21	13
Phyllocycla		10	10		31	10		51	63
Helicopsyche					10		10		25
Smicridea	10								13
Atanatolica					10				13
Hudsonema						10			13
Nectopsyche						10			13
Cernotina								10	13
Cyrnellus					10	21	10	31	50
Corbicula fluminea	175	114	422	258	247	175	72	514	100
Pomacea								21	13
Heleobia						62		51	25
Lymnaea								82	13
Melanoides tuberculata	103	442	103	31	658	329	21	309	100

Tabela XIX: Densidade (ind. m^{-2}) e frequência de ocorrência (%) dos macroinvertebrados bentônicos na estação Pedra Branca (PB) durante o período de estudo.

	Nov 2005	Fev 2006	Mai 2006	Ago 2006	Nov 2006	Fev 2007	Mai 2007	Ago 2007	FO
Turbellaria	10				93			10	38
Nematoda	10	31	10		62	10	31	21	88
Allonais paraguayensis					175	21	10	62	50
Dero (Aulophorus) borelli	41	165	93	31	453	10	41	72	100
D. (*Dero*) *digitata*						31		21	25
Nais variabilis	93						10	41	38
Pristina americana	185	31			154	21	10		63
P. bisserrata (?)		31							13
P. breviseta	10				10	21			38
P. leydi		10			10		21		38
P. longisoma	10								13
P. macrochaeta					10				13
P. proboscidea					82				13
P. synclites	10				62	21			38
Slavina evelinae	10	51	62		432	103	72	216	88
S. isochaeta		21			185		10		38
Stephensoniana trivandrana	31				761				25
Aulodrilus pigueti	813	41	10	31	4383	844	185	844	100
Branchiura sowerbyi	751	1934	72	360	195	93	72	41	100
Limnodrilus hoffmeisteri	31	432							25
Limnodrilus imaturo	628	1399		72	51				50
Glossiphoniidae	453	576	93	62	93	10	41	10	100
Hydracarina				21	154	31	10		50
Hyalella					10				13
Ostracoda	144	41	165	874	1739	1121	226	1286	100
Bezzia					10				13
Chaoborus						21			13
Aedokritus	10								13
Beardius sp1					10				13
Chironomus grupo *salinarius*							10		13
Chironomus sp					10				13
Dicrotendipes sp2		10							13
Dicrotendipes sp3							31	10	25
Harnischia sp2	10					10			25
Parachironomus							10		13
Polypedilum (*Asheum*)							31		13
Polypedilum sp2					10	31	31		38
Polypedilum (*Tripodura*)		10	10		62	226		10	63
Stenochironomus					31		21		25
Zavreliella sp2					10				13
Pseudochironomus	51				51	21			38
Tanytarsus	21					21	31	10	50
Corynoneura sp1					21		10		25
Coelotanypus	247	31	62	103	216	473	144	144	100
Fittkauimyia						10			13
Ablabesmyia (*Karelia*)	10				21				25
Larsia								21	13
Djalmabatista sp2		21	10						25
Procladius						10			13
Baetidae ni					113		41		25
Aphylla			10	10	10				38
Phyllocycla	21			10	10				38
Cernotina					10		21	10	38
Trichoptera ni						31			13
Corbicula fluminea	874	2603	977	2160	432	1152	72	247	100
Gastropoda ni						10	21		25
Ancylidae					10	51		247	38
Heleobia		51	123	41	195			10	13
Stenophysa marmorata					10				13
Biomphalaria					21	31		134	38
Melanoides tuberculata	679	51	51	463	41	154	41	72	100

Tabela XX: Densidade (ind. m^{-2}) e frequência de ocorrência (%) dos macroinvertebrados bentônicos na estação Barragem de Salto Grande (BSG) durante o período de estudo.

	Nov 2005	**Fev 2006**	**Mai 2006**	**Ago 2006**	**Nov 2006**	**Fev 2007**	**Mai 2007**	**Ago 2007**	**FO**
Nematoda				21	0	10		10	25
Nais variabilis				82	0		72		25
Pristina americana						10	31	10	38
P. proboscidea							10		13
P. synclites							10		13
Slavina evelinae		10							13
S.isochaeta				10		93			25
Aulodrilus pigueti	10				123	494	72	10	63
Branchiura sowerbyi	442	113	62	103	93	741	1481	51	100
Limnodrilus hoffmeisteri					41				13
Tubificinae imaturo		21		113			278		38
Glossiphoniidae		10				93	41		38
Ostracoda	41	62		391	144	329		247	75
Hexacylloepus					10				13
Cladopelma								10	13
Cryptochironomus sp2	10	10							25
Pseudochironomus					10			10	25
Tanytarsus							10		13
Coelotanypus	21	31			51	247	31	72	75
Ablabesmyia (*Karelia*)								10	13
Djalmabatista sp2	10	10							25
Cyanogomphus							10		13
Phyllocycla				41	10		41		38
Corbicula fluminea	1008	556	175	2099	41	1862	3436		75
Gastropoda	31								13
Heleobia				113		21	21	10	50
Melanoides tuberculata					10	62	21		38

Tabela XXI: Densidade (ind. m^{-2}) e frequência de ocorrência (%) dos macroinvertebrados bentônicos na estação Foz do rio Pardo (FRP) durante o período de estudo.

Táxon	Nov 2005	Fev 2006	Mai 2006	Ago 2006	Nov 2006	Fev 2007	Mai 2007	Ago 2007	FO
Turbellaria					21		10		25
Nematoda	10		31			51		10	50
Allonais paraguayensis		10	21				10	10	50
Dero (*Aulophorus*) *borelli*							10		13
Nais variabilis	31		10		41				38
Pristina americana	6358	41	93		41	82	689		75
P. breviseta									
P. minuta	21								13
P. synclites	103								13
Slavina evelinae					51		41	175	38
S. isochaeta	72				41				25
Naidinae ni				21					13
Aulodrilus pigueti	41	113			93		93		50
Branchiura sowerbyi			10				31	10	38
Limnodrilus hoffmeisteri	206	3241			2099	144		10	63
Limnodrilus imaturo	2160	10	2449	494	10		1049	597	88
Glossiphoniidae	62			51	41				38
Hydracarina					10	10			25
Ostracoda ni	1132	134	936	525	2171	144	1986	648	100
Hexacylloepus	21		41	21	10		31		63
Bezzia			10		10				25
Chironomus grupo *riparius*	10								13

Táxon	Nov 2005	Fev 2006	Mai 2006	Ago 2006	Nov 2006	Fev 2007	Mai 2007	Ago 2007	FO
Cladopelma	21		10						25
Cryptochironomus sp2	72						21		25
Harnischia sp3	41								13
Polypedilum (Tripodura)	41		195			10	31		50
Stenochironomus			10			10	21		38
Chirononomini ni						10			13
Rheotanytarsus sp1				21					13
Tanytarsus	10								13
Coelotanypus	93		41	21	41				50
Ablabesmyia (*Karelia*)	10			51			21	10	50
Labrundinia			21						13
Djalmabatista sp2			10		31		21		38
Stratiomyidae				10				10	25
Traverhyphes				21					13
Phyllocycla	21		31	93	10		62	41	88
Smicridea				10					13
Notalina			10						13
Oecetis	10								13
Leptoceridae ni					10				13
Corbicula fluminea	4568	1883	494	2747	4094	2757	3025	2603	100
Stenophysa marmorata				51					13
Melanoides tuberculata	21	10	422			51	103	82	75

Tabela XXII: Densidade (ind. m^{-2}) e frequência de ocorrência (%) dos macroinvertebrados bentônicos na estação Baía do rio Novo (BRN) durante o período de estudo.

	Nov 2005	Fev 2006	Mai 2006	Ago 2006	Nov 2006	Fev 2007	Mai 2007	Ago 2007	FO
Turbellaria	21								17
Nematoda	21				21				33
Allonais paraguayensis	10				144				33
Dero (Aulophorus) borelli	10								17
D. (Dero) botrytis	51								17
D. (Dero) digitata	62								17
Nais variabilis	72								17
Pristina americana	514		21			21			50
P. synclites	195								17
Slavina evelinae			10		1656				33
S. isochaeta			10						17
Stephensoniana tandyi	21								17
Aulodrilus pigueti	82		10		638	10	41		83
Branchiura sowerbyi			10						17
Limnodrilus hoffmeisteri	1728		21		103				50
Limnodrilus imaturo	2922		936		62	267	144	72	100
Glossiphoniidae	1132		31				62		50
Hydracarina	51				31			10	50
Ostracoda			844		6142	93	3333	21	83
Hexacylloepus	278				41	10	62	10	83
Hydroscaphidae					10				17
Bezzia			10			41			33
Chaoborus					21				17
Beardius sp1						10			17
Cryptochironomus sp2	10					31			33
Endotribelos sp2						31			17
Paratendipes						21			17
Polypedilum sp1	10								17
Polypedilum sp2						10			17
Polypedilum (*Tripodura*)	10		10		10	10	21		83
Stenochironomus			10						17
Zavreliella sp2	10								17
Tanytarsus					41				17
Coelotanypus	51		72		62	10			67
Ablabesmyia (*Karelia*)	21								17
Djalmabatista sp2			10						17
Procladius sp2						10			17
Traverhyphes			10						17
Phyllocycla	51		93		41	31	10		83
Notalina	319		10		62				50
Corbicula fluminea	453		1615		12160	916	1070	370	100
Gastropoda ni	10								17
Heleobia					10				17
Melanoides tuberculata			278		72	473	154	10	83

– Diversidade dos macroinvertebrados bentônicos

De modo geral, o reservatório de Chavantes apresentou menores valores de diversidade que o reservatório de Salto Grande. Contudo, foi possível observar que em Chavantes, as estações RCl e BCh, localizadas mais próximas da barragem, apresentaram as maiores diversidades, enquanto que na região da barragem do reservatório de Salto Grande (estação BSG), os valores observados foram baixos.

Particularmente no reservatório de Chavantes (Figura 71), a maior diversidade foi observada na estação RCl em janeiro/2007, com 3,48 bits ind.$^{-1}$. Por outro lado, a estação FAR apresentou os menores valores, sendo que em outubro/2006, a diversidade verificada foi de 1,56 bits ind.$^{-1}$, o menor valor obtido para este reservatório.

Na estação MCh os valores oscilaram amplamente, sendo o menor valor observado em janeiro/2006 e o maior, em outubro/2005 (1,82 e 3,34 bits ind^{-1}, respectivamente).

A estação FAR apresentou os menores valores observados, muito embora no segundo ano amostrado, os valores tenham aumentado consideravelmente. Neste local, os valores oscilaram entre 1,56 e 3,44 bits ind.$^{-1}$ (outubro/2006 e janeiro/2007, respectivamente).

Em RCl os valores foram mais elevados quando comparados aos demais pontos de amostragem no reservatório de Chavantes. O menor valor foi verificado em outubro/2005 (2,3 bits ind.$^{-1}$) e o maior, em janeiro/2007 (3,48 bits ind.$^{-1}$).

Na estação BCh, houve uma menor variação ao longo dos meses amostrados, apesar da maior diversidade ter sido observada em outubro/2005 (3,24 bits ind.$^{-1}$) e a menor, em outubro/2006 (2,35 bits ind.$^{-1}$).

No primeiro ano de amostragem verificou-se que nas estações FAR e BCh as maiores diversidades foram obtidas nos meses com temperaturas mais elevadas (outubro/2005 e janeiro/2006) e as menores nos meses mais frios (abril e julho/2006). Embora a mesma tendência não tenha sido observada na estação

RCl, verificou-se neste local que as maiores diversidades foram alcançadas durante o verão (janeiro de 2006 e 2007).

Através da ANOVA (1 fator) realizada com os resultados de diversidade de macroinvertebrados bentônicos do reservatório de Chavantes, constatou-se diferença significativa entre os valores obtidos (Tabela XXIII). A Figura 72 permite verificar que a diversidade da estação FAR foi significativamente menor que aquelas obtidas nas estações RCl e BCh.

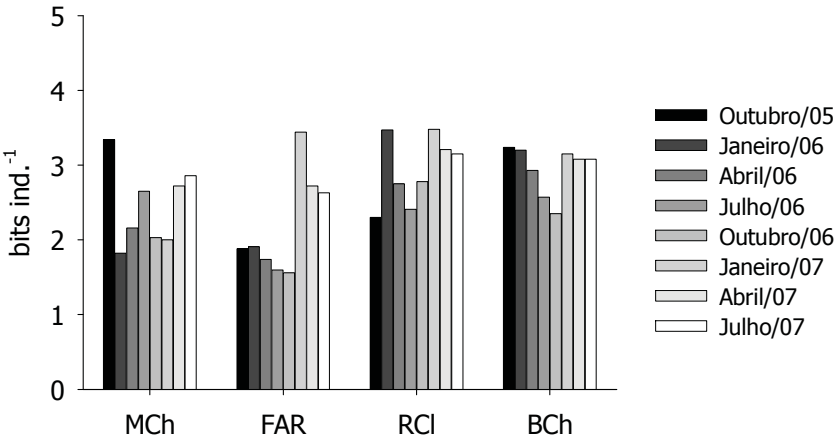


Figura 71: Diversidade dos macroinvertebrados bentônicos do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.

Tabela XXIII: Resultado da ANOVA (1 fator) para os valores de diversidade do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo (N=32; p=0,05).

	gl	**SQ**	**QM**	**F**	**p**
Entre grupos	3	0,0571	0,0190	4,842	0,008
Resíduos	28	0,110	0,00393		
Total	31	0,167			

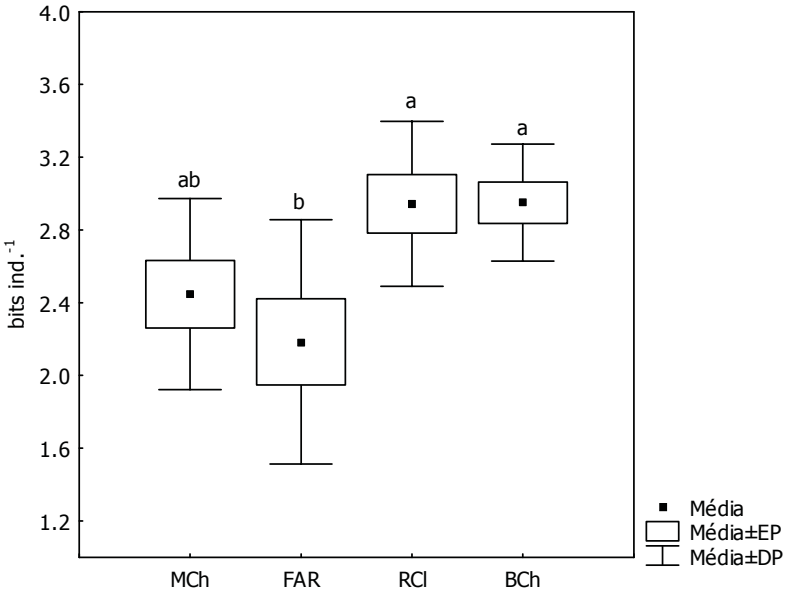


Figura 72: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de diversidade do reservatório de Chavantes, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

Em Salto Grande, as maiores diversidades foram observadas nas estações MSG e PB, sendo que nesta última estação foi verificado o maior valor durante o período amostrado (4,07 bits ind.$^{-1}$, em maio/2007). Já na estação BSG foi encontrada a menor diversidade, 0,83 bits ind.$^{-1}$ (maio/2006), mas embora este local tenha apresentado uma baixa diversidade, foi na estação FRP onde em média se obtiveram os menores valores (Figura 73).

Em média, a estação MSG apresentou as maiores diversidades do reservatório de Salto Grande. Neste local, o menor valor, 2,60 bits ind.$^{-1}$, foi observado em fevereiro/2006, e o maior, 3,94 bits ind.$^{-1}$, em maio/2007.

Na estação PB que também apresentou valores mais elevados, a maior diversidade também foi obtida em maio/2007 com 4,07 bits ind.$^{-1}$. Em agosto/2006, por outro lado, observou-se a menor diversidade (2,18 bits ind.$^{-1}$).

A estação BSG apresentou baixa diversidade, havendo sido registrado nesta estação, o menor valor de todo o reservatório, apenas 0,83 bits ind.$^{-1}$ (maio/2006). Em novembro do mesmo ano foi registrada a maior diversidade para esta estação, com 2,76 bits ind.$^{-1}$.

Como mencionado anteriormente, em média, a diversidade da estação FRP foi a mais baixa entre os demais pontos amostrados no reservatório de Salto Grande. Neste ponto de amostragem, os valores oscilaram entre 1,03 e 2,32 bits ind.$^{-1}$ (fevereiro/2007 e maio/2006, respectivamente).

A diversidade da estação BRN também foi baixa, semelhante àquela observada para as estações BSG e FRP. Em agosto/2007 foi registrado o menor valor (1,25 bits ind.$^{-1}$) e em novembro/2005, o maior (2,9 bits ind.$^{-1}$).

Ao longo dos dois anos de estudo do reservatório de Salto Grande, não foi verificado um padrão temporal em relação à diversidade, sendo que os valores variaram amplamente entre os meses de estudo.

Na Tabela XXIV, verifica-se que houve diferença significativa entre os valores de diversidade dos pontos amostrados em Salto Grande (ANOVA – 1 fator). Através da Figura 74, verifica-se que as diferenças mencionadas anteriormente foram significativas, sendo que as diversidades das estações MSG e PB foram significativamente maiores que aquelas obtidas nas estações BSG, FRP e BRN.

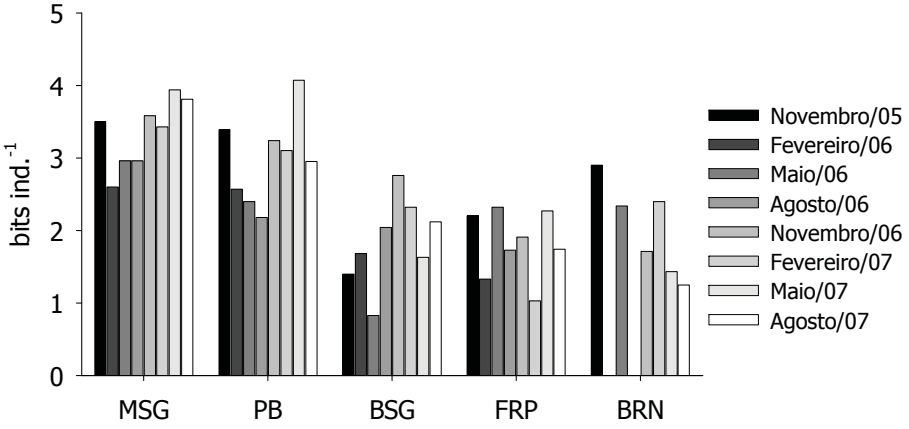


Figura 73: Diversidade dos macroinvertebrados bentônicos do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.

Tabela XXIV: Resultado da ANOVA (1 fator) para os valores de diversidade do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo (N=38; p=0,05).

	gl	SQ	QM	F	p
Entre grupos	4	0,261	0,0652	11,104	<0,001
Resíduos	33	0,194	0,00587		
Total	37	0,454			

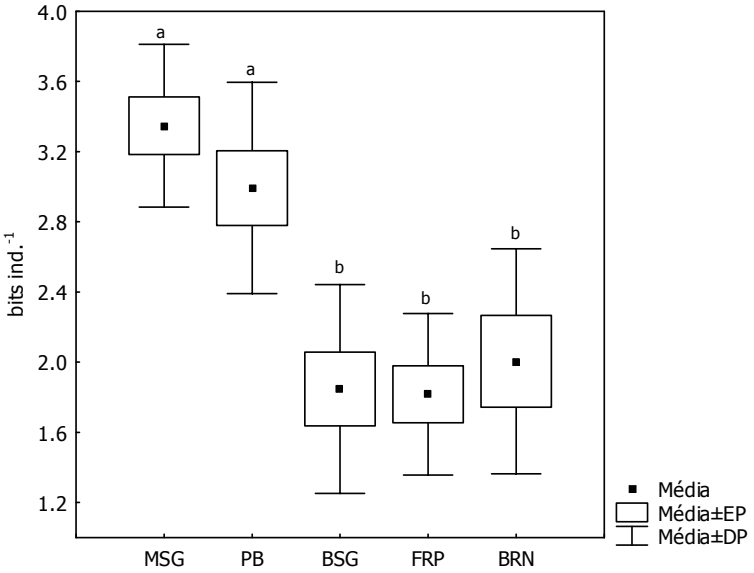


Figura 74: Média, erro padrão e desvio padrão dos valores de diversidade das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, durante o período de estudo.
(Nota: letras diferentes indicam diferença significativa – Teste de Tukey)

6.7 Análises exploratórias dos dados

– Análise de Componentes Principais

A análise de componentes principais (ACP) realizada com base nas variáveis físicas e químicas da água e do sedimento permitiu explicar 78% da variabilidade dos dados para o reservatório de Chavantes e 88%, para o reservatório de Salto Grande, considerando os três primeiros componentes (Tabela XXV e Figuras 75 e 76).

No reservatório de Chavantes, a porcentagem de areia apresentou o maior escore positivo (0,3775) para o primeiro componente (eixo 1), enquanto que para a porcentagem de matéria orgânica e a concentração de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos foram atribuídos os maiores escores negativos (-0,4650 e -0,4312, respectivamente). Para o segundo componente (eixo 2), os maiores escores negativos foram conferidos à condutividade elétrica e à concentração de oxigênio dissolvido junto ao fundo (-0,7234 e -0,6063, respectivamente). No terceiro componente (eixo 3), a porcentagem de areia e a concentração de fósforo total nos sedimentos apresentaram os maiores escores positivos (0,5507 e 0,4879, respectivamente) e o tamanho médio de grão, o maior escore negativo (-0,3868).

O primeiro componente da análise efetuada com os dados do reservatório de Salto Grande apresentou um padrão similar ao reservatório de Chavantes. A porcentagem de areia apresentou o maior escore positivo (0,4453) e a porcentagem de matéria orgânica e a concentração de nitrogênio Kjeldahl nos sedimentos apresentaram os maiores escores negativos (-0,4622 e -0,4624, respectivamente). Para o segundo componente, o maior escore positivo foi atribuído à temperatura da água próxima ao fundo (0,6175) e o maior escore negativo, à concentração de oxigênio dissolvido (-0,5810). A condutividade elétrica representou o maior escore negativo do terceiro componente (-0,7120), enquanto que o tamanho médio de grão apresentou o maior escore positivo (0,4228).

Tabela XXV: Escores das variáveis físicas e químicas para os três primeiros componentes da Análise de Componentes Principais dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande.

		Chavantes			Salto Grande		
	Variável (Legenda)	**CP 1** (50,1%)	**CP 2** (14,1%)	**CP 3** (13,8%)	**CP 1** (54,7%)	**CP 2** (24,7%)	**CP 3** (8,6%)
Sedimento	Porcentagem de areia (areia)	0,3775	0,0940	0,5507	0,4453	0,0284	0,1952
	Tamanho do grão (Md)	-0,4121	-0,2121	-0,3868	-0,3784	-0,0063	0,4228
	Matéria orgânica (MO)	-0,4650	-0,2029	-0,0630	-0,4622	-0,0533	-0,0714
	Fósforo total (PT)	-0,3775	-0,0826	0,4879	-0,4610	0,0238	-0,1992
	Nitrogênio Kjeldahl total (NT)	-0,4312	0,0089	0,2695	-0,4624	-0,0154	-0,1271
Água (fundo)	Oxigênio dissolvido (ODfd)	0,2172	-0,6063	0,0701	0,0734	-0,5810	-0,4130
	Temperatura (Tempfd)	-0,2842	0,0848	0,4545	-0,0678	0,6175	0,2115
	Condutividade elétrica (Kfd)	0,1228	-0,7234	0,1448	0,0926	0,5259	-0,7120

Na Análise de Componentes Principais realizada para o reservatório de Chavantes, verificou-se que o primeiro componente agrupou a estação BCh no lado positivo do eixo 1, devido à alta porcentagem de areia nos sedimentos neste local, na maioria dos meses de amostragem (Figura 75a). As quatro estações de coleta no mês de janeiro/2006 foram agrupadas no lado negativo do primeiro componente e positivo do segundo componente. Neste período, foram encontradas as maiores porcentagens de matéria orgânica nos sedimentos das estações de amostragem bem como menores concentrações de oxigênio dissolvido e menores valores de condutividade elétrica próximos ao fundo. Através da Figura 75b, verifica-se a distinção da estação FAR das demais estações de amostragem, em função do terceiro componente, devido às menores concentrações de fósforo observadas ao longo dos meses de amostragem nesta estação, assim como maiores valores de phi e menores porcentagens de areia nos sedimentos.

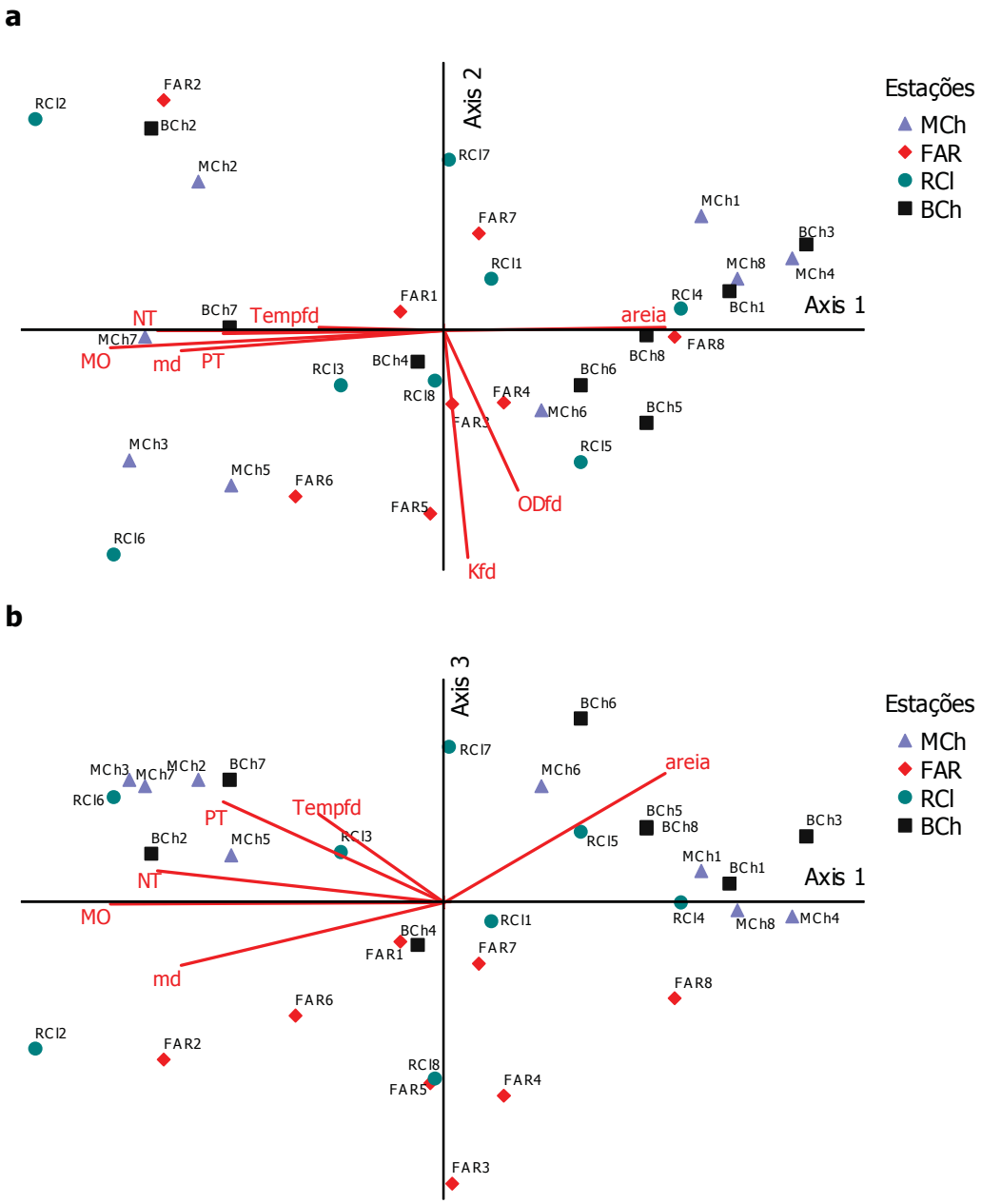


Figura 75: Ordenação das estações de amostragem do reservatório de Chavantes, pelos componentes principais 1 e 2 (a) e 1 e 3 (b). Para legenda das variáveis utilizadas, ver Tabela XXV. Os números junto às estações de amostragem indicam a sequência (ordem crescente) dos meses de coleta.

Na análise realizada para o reservatório de Salto Grande foi observado que o primeiro componente separou as estações de amostragem em dois grupos principais: o primeiro, localizado no lado positivo do eixo, foi formado pelas

estações MSG e FRP, que apresentaram as maiores porcentagens de areia nos sedimentos; o segundo, formado pelas estações PB e BSG, no lado negativo do eixo, apresentaram sedimentos com maior conteúdo orgânico e maiores concentrações de nutrientes (Figura 76a). O segundo componente agrupou as estações de amostragem segundo os períodos de coleta, de forma que associado aos maiores valores de temperatura (lado positivo), estiveram agrupadas as amostragens realizadas durante os meses de primavera e verão, enquanto que os meses de outono e inverno estiveram associados com as maiores concentrações de oxigênio dissolvido próximo ao fundo (lado negativo do eixo). A Figura 76b permite verificar que o terceiro componente desta análise evidenciou a distinção das estações BSG e FRP das demais estações de amostragem (lado negativo do eixo), principalmente em função dos maiores valores de condutividade elétrica observados nestes locais.

a

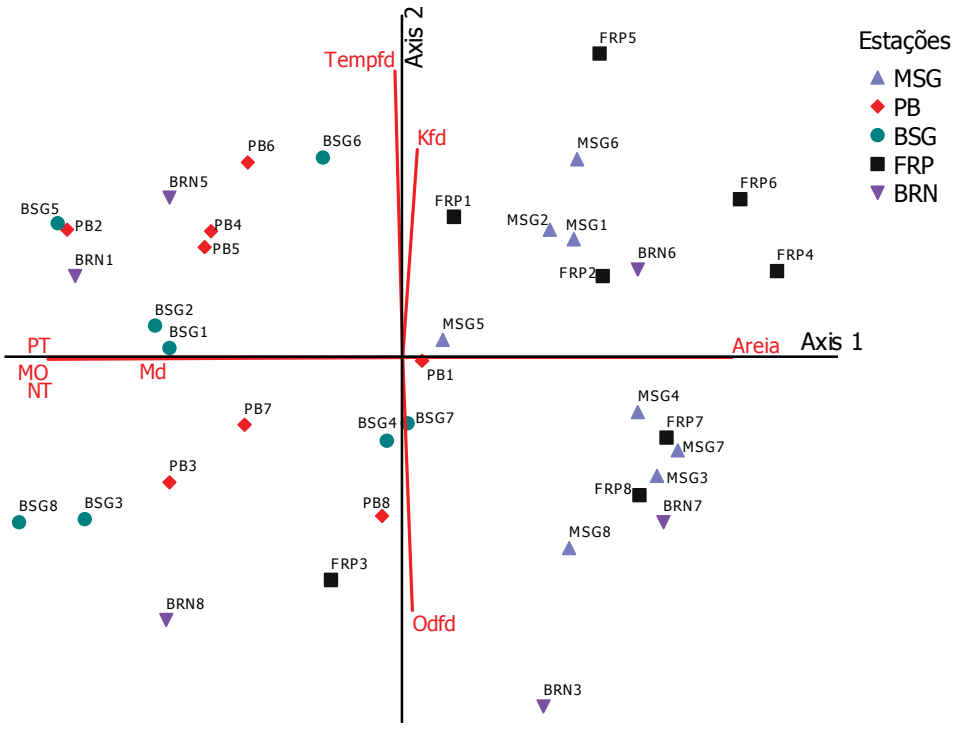


Figura 76: Ordenação das estações de amostragem do reservatório de Salto Grande, pelos componentes principais 1 e 2 (a) e 1 e 3 (b). Para legenda das variáveis utilizadas, consultar Tabela XXV. Os números nas estações de amostragem indicam a sequência (ordem crescente) dos meses de coleta.

b

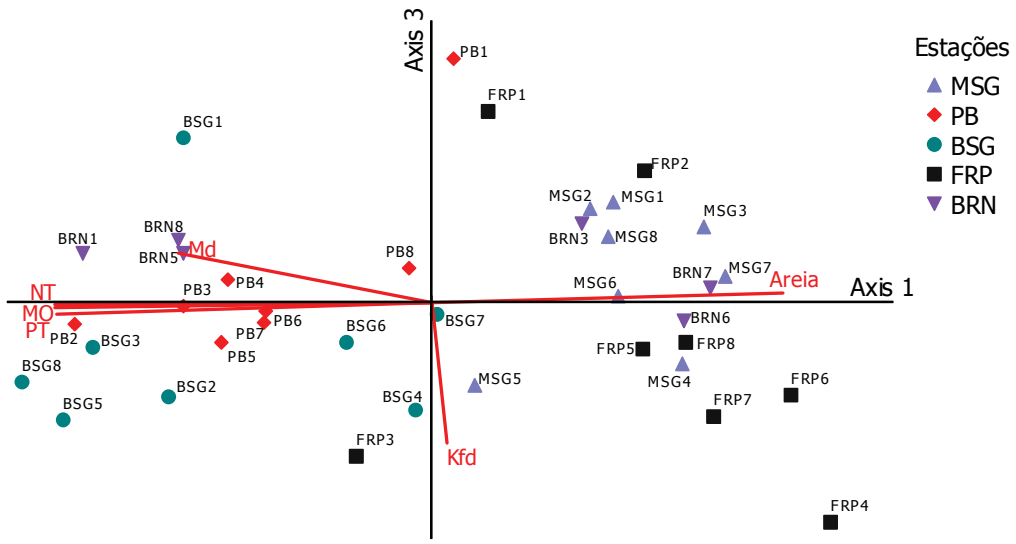


Figura 76: Continuação.

– Análise de Agrupamento

A análise de agrupamento por similaridade para a composição e densidade dos macroinvertebrados bentônicos do reservatório de Chavantes mostrou que a estação FAR apresentou menor variação durante este estudo, uma vez que na maioria das vezes, ocorreu o agrupamento desta estação entre os dois anos de amostragem. Também foi possível perceber que esta estação apresentou maior associação com a estação RCl, enquanto que de maneira geral, a estação MCh apresentou-se mais diferenciada (Figura 77).

Durante a primavera, verificou-se maior similaridade entre as estações FAR e RCl, devido à baixa densidade observada nestes locais, com predominância da espécie de quironomídeo *Djalmabatista pulcher*. Por outro lado, as estações MCh e BCh foram agrupadas durante o ano de 2006, possivelmente devido às elevadas densidades de Ostracoda, enquanto que a estação MCh apresentou-se bastante diferenciada em 2005, quando foram observadas a maior riqueza e a maior densidade dos organismos bentônicos.

Durante os meses de verão, a estação MCh apresentou as menores riquezas e densidades observadas para o período, e portanto, maior similaridade entre si. As estações FAR e RCl apresentaram baixa densidade de organismos com a composição de táxons bastante semelhante entre si. Somente a estação BCh em 2007 apresentou densidades mais elevadas e, assim, mostrou a menor similaridade com as demais estações de amostragem durante o período.

Nos meses de abril (outono), as estações FAR e RCl também apresentaram maior similaridade entre si, compartilhando táxons mais abundantes em comum (*e.g. Chaoborus* e *D. pulcher*). Durante o ano de 2006, embora a estação MCh também tenha apresentado táxons semelhantes àquelas estações, as densidades foram mais elevadas. Para este período sazonal, verificou-se que a estação BCh mostrou elevada semelhança na composição e densidade dos táxons, entre os dois anos de estudo. A proximidade da estação MCh em abril/2007 com o agrupamento formado pela estação BCh ocorreu principalmente devido aos elevados valores de densidade observados para os táxons Ostracoda, *Coelotanypus* e *Corbicula fluminea*.

Em julho (inverno), observou-se que a estação MCh em 2006, apresentou maior distinção das demais estações de amostragem, devido especialmente a alta densidade de organismos. A estação FAR manteve a semelhança entre os anos de estudo, porém, para as demais estações estudadas verificou-se a associação das estações durante o ano de estudo e não entre o mesmo local de amostragem nos anos consecutivos. Assim, houve maior similaridade entre as estações RCl e BCh em 2006, devido às maiores densidades do oligoqueto *Aulodrilus pigueti* e do quironomídeo *Coelotanypus*, e em 2007, devido às densidades de *Branchiura sowerbyi, Pseudochironomus* e *C. fluminea.*

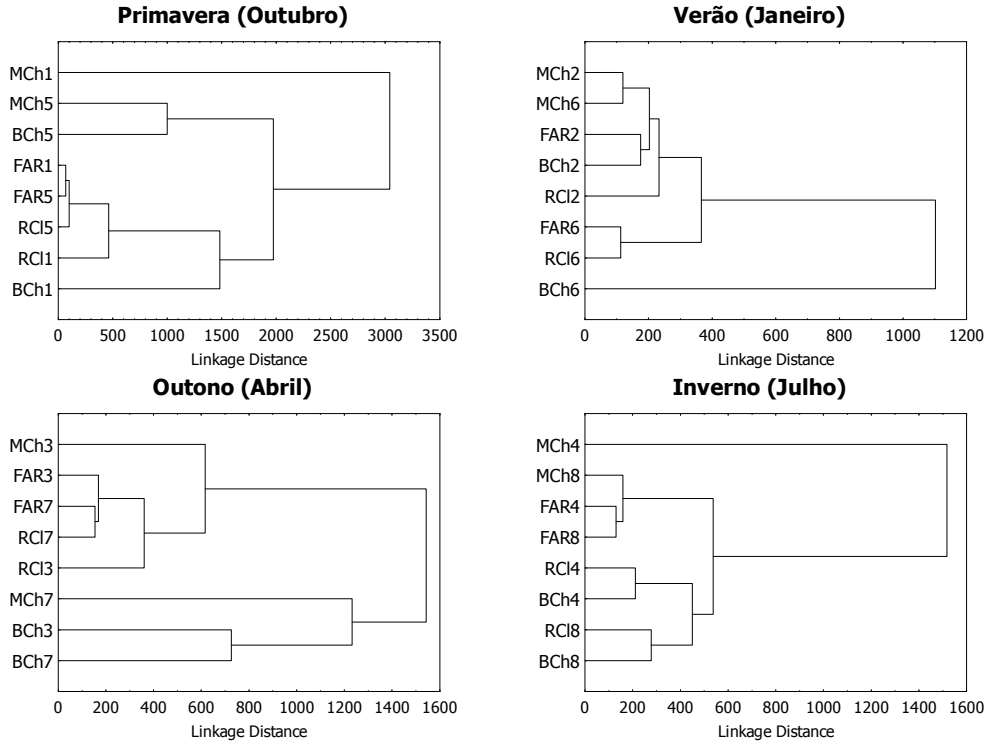


Figura 77: Dendrogramas resultantes da análise de agrupamento ('cluster') através do método de ligação UPGMA, com distância Euclidiana, para as densidades dos macroinvertebrados bentônicos entre as estações do reservatório de Chavantes e períodos de amostragem. Os números nas estações de amostragem referem-se à sequência (ordem crescente) dos meses de amostragem.

No reservatório de Salto Grande, verificou-se uma menor similaridade na composição e densidade dos macroinvertebrados bentônicos amostrados nos diferentes compartimentos, quando comparado com o reservatório de Chavantes, visto que as distâncias de ligação foram consideravelmente mais elevadas (Figura 78).

Durante a primavera, foram observadas as maiores distâncias entre as estações de amostragem. As estações MSG e BSG foram mais similares entre si, devido às maiores densidades dos táxons em comum. A estação BRN em novembro/2006 foi a mais diferenciada, devido principalmente às altas densidades do oligoqueto *Slavina evelinae*, dos Ostracoda e de *C. fluminea*.

Em fevereiro (verão), a maior similaridade entre a composição e densidade dos táxons se deu entre as estações MSG, em 2007 e BSG, em 2006. As maiores densidades de *C. fluminea* e de Ostracoda agruparam as estações BSG e FRP, no ano de 2007. A estação PB em 2006 diferenciou-se pelas densidades elevadas dos oligoquetos *Branchiura sowerbyi* e Tubificinae imaturo. Por sua vez, a estação FRP, em 2006 apresentou maior distinção devido à menor riqueza, baixos valores de densidade, exceto para o oligoqueto *Limnodrilus hoffmeisteri.*

Durante o outono (maio), a estação MSG em 2006 apresentou a maior riqueza de táxons, com alta densidade de *A. pigueti*, enquanto que a estação BSG, em 2007, apresentou baixa riqueza e alta densidade, especialmente de *B. sowerbyi* e de *C. fluminea*. Em 2006, a estação BSG apresentou baixa riqueza, porém os táxons foram comuns aos da estação MSG, e 2007. As estações FRP e BRN apresentaram maior semelhança, devido principalmente às altas densidades de Tubificinae imaturo e de Ostracoda.

Nos meses de inverno (agosto), a estação MSG em 2007 apresentou as maiores riquezas e densidades, fato que a afastou das demais estações de amostragem para este período. A estação FRP apresentou a menor variação entre os dois anos de estudo, com táxons e densidades bastante semelhantes. Em 2006, as estações PB e BSG apresentaram maior similaridade entre si, com *B. sowerbyi*, Ostracoda e *C. fluminea* como os táxons mais abundantes.

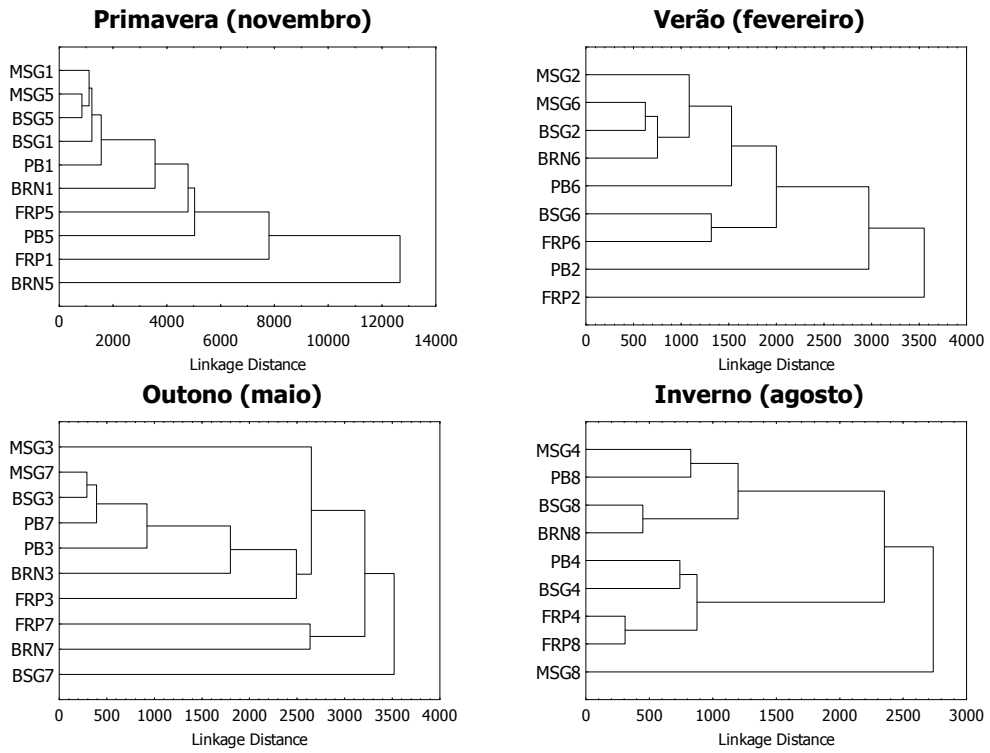


Figura 78: Dendrogramas resultantes da análise de agrupamento ('cluster') através do método de ligação UPGMA, com distância Euclidiana, para as densidades dos macroinvertebrados bentônicos entre as estações do reservatório de Salto Grande e períodos de amostragem. Os números nas estações de amostragem referem-se à sequência (ordem crescente) dos meses de amostragem.

7. DISCUSSÃO

Por milênios, os seres humanos têm utilizado a água doce para irrigação e abastecimento, descarga de esgotos, transporte, produção de energia, pesca, recreação, etc. O desenvolvimento econômico, aumento populacional e a diversificação da sociedade intensificaram o uso dos recursos hídricos, de modo que os impactos negativos sobre os mesmos foram sendo ampliados e diversificados (Tundisi, 2003, Strayer & Dudgeon, 2010). Estes ecossistemas fornecem recursos vitais para o homem e são habitats exclusivos de uma biota extraordinariamente rica, endêmica e sensível (Strayer & Dudgeon, *op cit.*).

A construção de reservatórios consiste em um importante impacto sobre os ambientes de água doce, apresentando vários efeitos tanto positivos quanto negativos. De acordo com Tundisi *et al.* (1993), a presença destes corpos d'água nas bacias não só altera radicalmente sua limnologia e ecologia como também resulta em mudanças econômicas e sociais.

Os reservatórios em cascata devem ser considerados como sistemas limnologicamente distintos, dado os efeitos que um reservatório exerce sobre o seguinte, sendo que todos sofrem modificações em algum grau (Straškraba *et al.*, 1993). Assim, não se pode compreender a limnologia de um reservatório em particular, que pertença a uma série em cascata, sem o conhecimento dos processos que ocorrem em toda a cadeia antes dele.

Segundo Straškraba *et al.*, (1993), em reservatórios utilizados para geração de energia, os pulsos naturais podem ser interrompidos de maneira aleatória e estocástica, assim os ciclos sazonais podem sofrer interferências pelas flutuações no nível da água e vazão impostos pela operação do reservatório que pode ser irregular (controle de vazão) ou regular (em escala anual (irrigação) ou diária (geração de energia – Naliato *et al.*, 2009). Esta regulação no nível altimétrico e na vazão defluente são fatores reguladores da profundidade dos reservatórios, especialmente nos de grande porte, como é o caso de Chavantes.

A construção de reservatórios para atender a demanda de usinas hidrelétricas teve grande desenvolvimento no século XX, sendo que na segunda metade deste século, o volume das águas represadas para este fim aumentou consideravelmente. No Brasil, cerca de 85% da energia elétrica é gerada através da operação de reservatórios (Tundisi, 2003).

A entrada de tributários pode ter grande influência sobre a qualidade da água do reservatório e no transporte de nutrientes e de sedimentos em suspensão (Moretto & Nogueira, 2003; Feitosa *et al.*, 2006). Por modificar as características físicas e químicas da água e do sedimento, os tributários também podem alterar consideravelmente a fauna do corpo d'água receptor (Katano *et al.*, 2009).

Para os parâmetros analisados na água e no sedimento, verificou-se no presente estudo que os tributários exerceram importante influência na compartimentalização dos reservatórios estudados, uma vez que os pontos localizados próximos às zonas de desembocaduras de rios afluentes geralmente apresentaram características diferenciadas.

No reservatório de Chavantes, as maiores transparências da água foram observadas na zona lêntica do reservatório, onde pode ocorrer maior sedimentação das partículas suspensas, devido à menor velocidade da correnteza e menor turbulência da água (Thornton, 1990, Henry & Maricatto, 1996, Nogueira *et al.*, 1999, 2002b; Kudo, 2007). Por outro lado, os menores valores observados nas regiões da montante, no rio Paranapanema, e em Fartura, devem-se provavelmente à maior turbulência da água e consequente ressuspensão das partículas na primeira estação e à entrada de sólidos em suspensão dos rios tributários (Itararé e Verde) na estação FAR (Perbiche-Neves & Nogueira, 2010).

Em Salto Grande foi notável e significativa a influência dos rios tributários. As estações MSG e PB apresentaram em média, maiores valores de transparência, enquanto que na região da barragem, embora haja uma considerável sedimentação do material fino, a transparência da água foi menor que nos pontos localizados antes da desembocadura dos tributários, que

contribuem consideravelmente com elevada carga de sólidos em suspensão (Perbiche-Neves, 2008, Duke Energy, 2007ab).

Segundo Straškraba *et al*. (1993), a matéria particulada em suspensão nos lagos e reservatórios pode ser originada tanto de fontes autóctones quanto alóctones. A entrada através dos rios tributários é a principal fonte alóctone, enquanto que a produtividade primária é quem contribui de maneira significativa com o enriquecimento de material autóctone no sistema.

De acordo com Straškraba *et al*. (1993), quando o tempo de retenção teórico do reservatório é menor que 10 dias, como no caso de Salto Grande, há uma prevalência da zona lótica, enquanto que com TRT maior que 200 dias, como em Chavantes, a maior parte do reservatório tem característica lacustre. Com tempo de retenção baixo, pouca sedimentação pode ocorrer e a maioria das partículas será transportada, mas a sedimentação de partículas é importante no funcionamento do reservatório quando o tempo de retenção é alto.

Uma vez que a maioria dos corpos d'água atua como receptor final dos processos que ocorrem nas bacias de drenagem, os rios tributários podem influenciar consideravelmente a qualidade dos locais onde desembocam. Taşeli (2006) observou que os tributários são os principais responsáveis pelo empobrecimento da qualidade da água no lago Mogan (Turquia), devido ao aumento de descargas de esgoto irregulares na bacia de drenagem, degradação das áreas alagáveis, processo de urbanização irregular, aumento dos sólidos suspensos devido à erosão, controle de alagamento inadequado e uso excessivo de fertilizantes que resultam em altas cargas de fosfato.

Para ambos os reservatórios considerados em nosso estudo, os menores valores de transparência ocorreram quando houve maior pluviosidade devido ao grande aporte de material alóctone, e também maior turbulência da água, elevando a concentração dos sólidos totais em suspensão na coluna d'água. Tal padrão já havia sido reportado anteriormente por Perbiche-Neves (2008).

Os resultados de oxigênio dissolvido obtidos indicam a existência de estratificação na coluna d'água das estações de amostragem mais profundas do

reservatório de Chavantes. Esta variável apresentou correlação significativa negativa com a temperatura da água e isto se deve à maior solubilidade do gás oxigênio em menores temperaturas. Por outro lado, como em Salto Grande prevalecem condições lóticas, devido ao tempo de residência teórico bastante baixo, a formação de estratificação é mais difícil de ocorrer. Esta influência do tipo de construção sobre os processos de mistura nos reservatórios do rio Paranapanema já havia sido demonstrada por Nogueira *et al.* (2006).

A condutividade elétrica constitui uma importante variável em estudos limnológicos por fornecer informações sobre o metabolismo do ambiente e sobre fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem (Esteves, 1988). No presente estudo, este parâmetro apresentou-se dentro da faixa esperada para a bacia do rio Paranapanema que oscila entre 50 e 145 µS cm^{-1} (Nogueira *et al.*, 2002b). Os valores obtidos foram bastante próximos nos dois reservatórios, em torno de 75 µS cm^{-1}. Contudo, nos meses de verão de 2007, foi observado um incremento nos valores de condutividade em todas as estações de amostragem. Estes resultados podem estar relacionados à elevada pluviosidade ocorrida no período, que acarretou no aporte de material alóctone particulado e dissolvido (íons) para os reservatórios.

Quando ocorrem modificações no fluxo da água e, consequentemente, no transporte de sedimentos e nutrientes, a biota local também pode sofrer alterações (Ligon *et al.*, 1995*;* Nelson & Lieberman, 2002). Segundo Tundisi *et al.* (1993), a composição das comunidades em reservatórios é influenciada por diversos fatores, tais como os processos que ocorrem nas regiões superiores, o regime de fluxo, a natureza do substrato, a severidade das flutuações no nível da água, a química da água, entre outros.

No reservatório de Chavantes, a região da barragem apresentou sedimentos mais grossos, predominantemente do tipo areia fina, comparada às demais estações de amostragem, sendo que a diferença no tamanho médio de grão foi significativa em relação à estação FAR, onde há uma maior deposição de sedimentos siltosos/argilosos.

Comparando os resultados obtidos para as características no sedimento deste estudo aos de Jorcin & Nogueira (2008), desenvolvido em 2000 e 2001 nos mesmos reservatórios, verificou-se um aumento nos valores de porcentagem de areia do sedimento, especialmente nas estações de montante e barragem do reservatório de Chavantes, indicando um possível aumento nas condições de assoreamento na região.

Em Salto Grande, o tamanho médio de grão dos sedimentos das estações PB e BSG foi significativamente diferente do observado no rio Pardo. A estação PB, que apresentou sedimentos preponderantemente finos, localiza-se junto a duas lagoas marginais, as quais contribuem com o aporte de uma importante quantidade de material, geralmente do tipo orgânico, cuja introdução dependerá fundamentalmente das oscilações dos níveis hidrométricos os quais, em regiões tropicais, apresentam uma notável variação temporal (Thomaz *et al.*, 1997). Na estação localizada na foz do rio Pardo houve predominância de sedimentos arenosos, indicando que nesta região não ocorre a deposição de sedimentos finos, mas ao contrário, estas partículas são introduzidas no reservatório de Salto Grande, indo depositar-se próximo à barragem (Feitosa *et al.*, 2006, Perbiche-Neves, 2008, Duke-Energy, 2007a).

Como já observado por outros autores (Sommaruga & Conde, 1990; Depetris, 1995; Jorcin & Nogueira 2005ab; Kudo *et al.*, 2006; Kudo, 2007), a porcentagem de areia esteve correlacionada negativamente com o conteúdo orgânico e com a concentração de nutrientes, que por sua vez apresentaram-se positivamente relacionados entre si.

De um modo geral, o reservatório de Salto Grande apresentou sedimentos com maior conteúdo orgânico e, consequentemente, com maiores concentrações de nutrientes, especialmente de fósforo total. Em estudo anterior, Jorcin & Nogueira (2005b) observaram maiores valores destes parâmetros nos sedimentos do reservatório de Chavantes em relação ao reservatório de Salto Grande. Isto pode ser explicado pelas mudanças na textura granulométrica dos sedimentos de Chavantes para sedimentos mais grossos levando a menor retenção de matéria orgânica bem como menor

adsorção dos nutrientes nos sedimentos. Além disso, pôde ser observado que na zona da barragem de Salto Grande, principalmente, está havendo um aumento no conteúdo orgânico e da concentração de fósforo nos sedimentos. Mais uma vez, os rios tributários parecem ser responsáveis pelo aumento do grau de eutrofização deste reservatório, uma vez que os rios Pardo e Novo apresentam elevadas concentrações deste nutriente (Perbiche-Neves & Nogueira, 2010) que estão sedimentando próximo à barragem (Duke-Energy, 2007a).

A dinâmica de fósforo nos sedimentos é muito importante nos processos de eutrofização, uma vez que o fósforo adsorvido no sedimento pode ser mobilizado de volta para a coluna d'água (Pulatsü *et al.*, 2008). Ao contrário do observado por estes autores, que verificaram as maiores concentrações de fósforo total nos sedimentos durante os períodos de outono e inverno, os maiores valores de nutrientes em nosso estudo foram obtidos no verão.

A análise de componentes principais realizada para o reservatório de Chavantes evidenciou as diferenças nos seus compartimentos, principalmente com relação à região da barragem, que apresentou sedimento mais arenoso, e da estação FAR, em função também das características do sedimento, uma vez que neste ponto foram observadas baixas concentrações de fósforo total, embora os sedimentos encontrados tenham sido de textura fina.

O conteúdo arenoso também foi um importante parâmetro na distinção dos compartimentos do reservatório de Salto Grande. Porém, também foi verificada a existência de forte influência da sazonalidade, com a separação das estações de amostragem em função da temperatura da água e, consequentemente, da concentração de oxigênio dissolvido.

Estudando os reservatórios do Funil e de Lajes (RJ), Soares *et al.* (2008) observaram que devido ao baixo tempo de retenção, entre 10 e 50 dias, o primeiro sistema é muito mais dinâmico, enquanto que em Lajes, com tempo de retenção de 297 dias, a heterogeneidade espacial é mais evidente. Assim, o tempo de retenção e a distinção na rede de drenagem seriam responsáveis pelas diferenças observadas entre os reservatórios.

A composição, abundância e distribuição dos organismos bentônicos podem ser determinadas por uma série de fatores bióticos e abióticos, como competição, predação, disponibilidade de alimentos, tipo de substrato, concentração de oxigênio, entre outros (Prat *et al.*, 1992).

A fauna de macroinvertebrados bentônicos dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande foi caracterizada por uma alta riqueza taxonômica, com 127 táxons, composta predominantemente por oligoquetos e insetos, sendo que entre estes, a família Chironomidae foi a mais importante em termos de riqueza. Estes dois grupos são reconhecidamente os mais comuns na fauna de invertebrados bentônicos, em diversos ambientes aquáticos continentais (Santos & Henry, 2001; Moretto *et al.*, 2003, Pamplin & Rocha, 2007, Ferrington, 2008, Jorcin & Nogueira, 2008; Jorcin *et al.*, 2009).

É importante mencionar que a riqueza taxonômica está subestimada, devido às tradicionais limitações na identificação dos organismos bentônicos até níveis taxonômicos inferiores.

Neste estudo, verificou-se que o reservatório de Salto Grande apresentou maior riqueza e diversidade que o reservatório de Chavantes. Durante o mesmo período de estudo, Perbiche-Neves & Nogueira (2010), também observaram maior riqueza taxonômica para a assembléia de Cladocera no reservatório de Salto Grande. Nogueira *et al*. (2006) observaram este padrão na cascata de reservatórios do Paranapanema, com os reservatórios de menor profundidade e menor tempo de retenção apresentando os maiores valores de riqueza e diversidade da fauna de macroinvertebrados bentônicos. Contudo, observou-se um aumento da riqueza taxonômica e da densidade observadas no reservatório de Chavantes, quando comparado ao estudo realizado em 2000/2001 por Jorcin & Nogueira (2008).

Segundo Rocha *et al.* (2006), o índice trófico de um ambiente aquático pode influenciar de maneiras distintas as comunidades bióticas. Assim, ao contrário do que geralmente é esperado, a eutrofização pode promover maior riqueza de espécies para alguns grupos taxonômicos, como no caso de Oligochaeta no reservatório de Salto Grande.

Em Chavantes, a fauna foi caracterizada principalmente por Ostracoda e Chironomidae, enquanto que em Salto Grande as maiores densidades foram influenciadas por Oligochaeta e *Corbicula fluminea*.

A ampla distribuição das larvas de Chironomidae nos mais diversos ambientes deve-se ao fato delas não serem restritas a apenas um modo de alimentação, apresentando desta forma, grande plasticidade trófica, com uma variedade de fatores influenciando o comportamento das larvas, como tamanho, qualidade do alimento e composição do sedimento (Berg, 1995). Segundo este mesmo autor, as larvas de *Cryptochironomus*, por exemplo, presentes principalmente nas regiões de montante dos reservatórios estudados, já foram classificadas como predadoras obrigatórias e também como coletoras nos sedimentos.

O gênero *Coelotanypus* foi o táxon mais frequente entre os Chironomidae, sendo constante em todas as estações de amostragem nos dois reservatórios estudados. Este gênero, pertencente à subfamília Tanypodinae, já havia sido registrado como frequente na cascata do Paranapanema (Jorcin & Nogueira, 2008) e em outros reservatórios no estado de São Paulo (Roque *et al.*, 2004). Embora tenham sido observadas maiores densidades deste táxon em sedimentos arenosos (Strixino & Trivinho-Strixino, 1998; Kudo, 2007), no presente estudo este tipo de 'preferência' não foi observada, uma vez que os sedimentos dos reservatórios variaram bastante ao longo do estudo. Além disso, as diferentes correlações estabelecidas nas estações de amostragem demonstraram que este táxon pode ocorrer em ambientes com características distintas. Embora não tenha sido observada uma relação estatística, um fator que pode ter influenciado a densidade e ocorrência de *Coelotanypus* foi a presença dos oligoquetos que são presas importantes para estas larvas. Soster & McCall (1989) verificaram a preferência de *Coelotanypus* em alimentar-se de tubificídeos, reduzindo significativamente as suas populações através da predação.

As larvas de *Coelotanypus* estão associadas a características mesotróficas (Takahashi *et al*. 2008), e a elevada frequência e densidade deste táxon no

reservatório de Chavantes poderia indicar que este corpo d'água, classificado como oligotrófico durante o período de estudo (Perbiche-Neves & Nogueira, 2010), pode estar sofrendo uma discreta piora no seu estado trófico.

O gênero *Djalmabatista* também foi registrado em altas densidades em algumas estações de amostragem durante o presente estudo. Apesar de habitar predominantemente rios na região neotropical, as larvas deste gênero também podem ser encontradas em lagos, lagoas e rios com baixa correnteza (Hagenlund *et al.*, 2010).

De acordo com Berg (1995), os membros da subfamília Tanypodinae, que apresentaram as maiores densidades no presente estudo, são reconhecidos como grandes predadores. Porém, este grupo, de fato, consiste de animais que ingerem outros animais, algas, detritos e fontes variadas de matéria orgânica (Tokeshi, 1995). O amplo espectro alimentar poderia justificar a alta densidade deste grupo em todas as estações amostradas, que apresentaram consideráveis variações nos sedimentos.

Por sua vez, a subfamília Chironominae apresentou maior riqueza entre os Chironomidae, embora a maioria dos táxons não tenha sido frequente nem abundante. Esta subfamília é geralmente encontrada habitando sedimentos finos e as espécies estão bem adaptadas a viver em altas temperaturas e algumas vezes, em baixas concentrações de oxigênio (Pinder, 1995).

O gênero *Polypedilum* (*Tripodura*) apresentou a maior frequência entre os Chironominae, especialmente em Salto Grande. O gênero *Polypedilum* é usualmente encontrado, tendo sido apontado como o quironomídeo dominante em muitos estudos (Pamplin & Rocha, 2007; Rosin *et al.*, 2009, 2010). O gênero é comum em ambientes impactados pelos organismos apresentarem relativa resistência a condições adversas (Panis *et al.*, 1996). Além disso, o hábito detritívoro (Berg, 1995; Callisto *et al.*, 2002) e aparente preferência por ambientes mais rasos (Santos & Henry, 2001) poderia explicar a predominância das larvas deste gênero no reservatório de Salto Grande, que apresentou sedimentos mais enriquecidos organicamente e profundidades menores, especialmente na estação PB.

A fauna de Oligochaeta foi representada exclusivamente pela família Tubificidae, havendo predomínio deste grupo no reservatório de Salto Grande. Antes classificada como família Naididae (Erséus & Gustavsson, 2002), a subfamília Naidinae apresentou maior riqueza taxonômica, porém em termos de densidade, a subfamília Tubificinae foi mais importante. De acordo com Martin *et al.* (2008), alguns oligoquetos aquáticos, em particular àqueles pertencentes à família Tubificidae, são muito tolerantes à níveis baixos de oxigênio associados com água enriquecida organicamente, como no caso de Salto Grande.

Dentro da subfamília Tubificinae, a espécie *Aulodrilus pigueti* foi a mais frequente, presente em todas as estações de amostragem, embora tenha variado quanto à sua densidade e frequência de ocorrência. Esta espécie é considerada cosmopolita (Marchese, 1987), sendo adaptada a diferentes condições hidrológicas (Behrend *et al.*, 2009). Outra espécie frequente em ambos os reservatórios foi *Branchiura sowerbyi*, cuja representatividade já havia sido reportada para esta região do Paranapanema (Jorcin & Nogueira, 2008).

Especificamente no reservatório de Salto Grande, *B. sowerbyi* e *Limnodrilus hoffmeisteri* apresentaram elevadas densidades. Ambas as espécies têm sido reportadas como indicadoras de poluição orgânica, sendo dominantes em ambientes sob estresse ambiental (Pamplin *et al.*, 2006; Pamplin & Rocha, 2007; Suriani *et al.*, 2007). Na estação localizada na foz do rio Pardo, onde a densidade de *L. hoffmeisteri* foi mais elevada, verificou-se a existência de correlação significativa negativa desta espécie com a concentração de oxigênio dissolvido. Outros autores também associaram esta espécie à ambientes com baixas concentrações de oxigênio dissolvido, assim como com elevado conteúdo orgânico no sedimento (Alves *et al.*, 2006; Dornfeld *et al.*, 2006). Marchese & Ezcurra de Drago (2006) associaram *L. hoffmeisteri* a ambientes eutrofizados do Sistema do rio Paraná médio, com maior enriquecimento orgânico na água e no sedimento e altos valores de condutividade elétrica.

Aulodrilus sp, *L. hoffmeisteri* e *B. sowerbyi* foram os principais táxons observados na cascata de reservatórios do rio Xiangxi (China), onde a qualidade da água piora ao longo da cascata, refletindo a influência de fatores naturais e antropogênicos na qualidade da água, em uma escala de bacia hidrográfica (Meiling *et al.*, 2007).

A subfamília Naidinae apresentou a maior riqueza de táxons, apesar de geralmente, ter sido observada em baixa frequência de ocorrência. Esta subfamília é uma das melhores estudadas, sendo um dos principais componentes dos oligoquetos em termos de riqueza de táxons (Marchese, 1995; Pamplin *et al.*, 2005). Nos reservatórios analisados, a maior representatividade desta subfamília ocorreu nas estações de amostragem mais rasas, onde era possível verificar a presença de bancos de macrófitas aquáticas. As macrófitas permitem o estabelecimento de uma fauna diversificada e abundante, sendo um importante habitat para os indivíduos desta subfamília (Alves & Gorni, 2007), bem como de outros invertebrados aquáticos (Thomaz *et al.*, 2008). Nos ambientes estudados, verificou-se maior riqueza de táxons de Naidinae, bem como maiores densidades nas estações localizadas próximas de vegetação. As espécies *Slavina evelinae* e *Pristina americana* foram as mais frequentes, encontradas em altas densidades, especialmente no reservatório de Salto Grande, onde os sedimentos apresentam maior conteúdo orgânico. Ramseyer & Marchese (2009) demonstraram a importância destas espécies em processos de decomposição da vegetação.

De fato, os macroinvertebrados bentônicos têm grande importância no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes, por ter um papel relevante na decomposição da matéria orgânica e na liberação de compostos do sedimento para a coluna d'água através de suas atividades metabólicas e mecânicas (Margalef, 1983; Esteves, 1988).

Fukuhara & Sakamoto (1987) demonstraram que quironomídeos e tubificídeos aceleram a liberação de amônio dos sedimentos, por aumentar o fluxo de difusão através da bioturbação. Svensson & Leonardson (1996) demonstraram que as larvas de Chironomidae atuam ativamente sobre a

denitrificação, sendo que o grau de estimulação neste processo é o dobro que aquele desempenhado por oligoquetos (Svensson *et al.*, 2001).

Além disso, a excreção de fósforo pelos macroinvertebrados é importante na liberação de fosfato do sedimento sob condições aeróbicas (Fukuhara & Sakamoto, *op cit*; Pinder, 1995). Henry & Santos (2008) apontaram que o ciclo de vida, a densidade e a biomassa de *Chironomus* irão afetar as taxas de excreção dos nutrientes, de modo que a carga interna liberada por excreção pode corresponder a 33% da carga externa de fósforo e 5% da carga externa de nitrogênio. Assim, as cargas internas têm importante contribuição no balanço de massas de elementos químicos em um corpo d'água, e não apenas fontes externas pontuais e não pontuais da bacia de drenagem.

Ostracoda foi outro grupo bastante frequente no presente estudo, sendo encontrado com elevada abundância nos dois reservatórios estudados, com exceção da estação FAR, em Chavantes. Trata-se de um grupo bastante comum em águas continentais, sendo abundantes em comunidades bênticas e perifíticas (Martens *et al.*, 2008). Higuti *et al.* (2009) verificaram maiores valores de riqueza em ambientes com maior heterogeneidade espacial na planície de inundação do alto rio Paraná. Apesar de alguns estudos sugerirem a intolerância deste grupo a ambientes degradados (Mezquita *et al.*, 1999), foi demonstrado que cada espécie possui necessidades e níveis de tolerância específicos para cada fator ambiental (Dügel *et al.*, 2008). Na planície aluvial do alto Paraná, Higuti *et al.* (2010) verificaram que os ostrácodes foram ausentes em ambientes lênticos profundos e anóxicos, assim como nos sedimentos instáveis dos ambientes lóticos, estando os indivíduos associados às raízes das macrófitas aquáticas presentes. Contudo, no presente estudo, elevadas densidades deste grupo foram observadas em ambientes profundos, assim como nos trechos de montante com maior velocidade de correnteza e, consequentemente, sedimentos mais instáveis. Isto indica que possivelmente, as espécies presentes nos reservatórios encontraram condições adequadas dentro dos níveis de tolerância específicos. Além disso, mesmo nos locais de amostragem mais profundos, a água próxima aos sedimentos não estava anóxica.

Outra espécie bastante importante no presente estudo foi o bivalve invasor *Corbicula fluminea,* de origem asiática. O primeiro registro desta espécie na América do Sul foi feito no rio da Prata por Ituarte (1981) que estimou que a introdução ocorreu no final da década de 60 e início de 70.

Embora esta espécie seja considerada associada a sedimentos compostos por areia fina, apresentando maior biomassa (Bagatini *et al.*, 2007) e maior densidade neste tipo de substrato (Kudo *et al.*, 2006), no presente estudo *C. fluminea* também esteve associada a sedimentos mais finos, compostos predominantemente por silte e argila, como no caso do reservatório de Salto Grande, indicando que esta espécie tem capacidade de colonizar diferentes tipos de sedimento.

De acordo com Darrigran (2002), o rápido crescimento de *C. fluminea,* sua maturação sexual precoce, alta taxa de fecundidade e adaptabilidade para viver em diferentes condições ambientais permitem que elas colonizem distintos habitats.

Esta espécie pode dominar a comunidade de bivalves bênticos, sendo importante consumidora de oxigênio e a sua presença aumenta significativamente a taxa de perda de matéria orgânica (Hakenkamp & Palmer, 1999).

Embora altas densidades de *C. fluminea* possam causar danos às populações nativas de bivalves, diminuindo a riqueza e densidade dos mesmos (Takeda *et al.*, 2004), Vaughn & Spooner (2006) demonstraram que a possibilidade de sucesso na invasão de *C. fluminea* diminui com o aumento da biomassa dos moluscos nativos adultos já presentes no ambiente.

No caso dos reservatórios estudados, devido à ausência de informações anteriores à colonização por *C. fluminea,* é difícil saber se a alta densidade observada foi determinada pelo uso de recursos que não estavam sendo utilizados ou se o sucesso desta espécie ocorreu em detrimento de outras espécies de bivalves.

Outro molusco introduzido que apresentou grande importância no presente estudo foi o gastrópode *Melanoides tuberculatus,* principalmente no reservatório de Salto Grande. Com o primeiro registro realizado em Santos, em 1967 (Vaz *et al.*, 1986), atualmente é encontrado nos mais diversos ambientes: lênticos, lóticos, poluídos, preservados e em quase todas as regiões do Brasil (Fernandez *et al.*, 2003). Apesar desta adaptabilidade a ambientes diversificados, muitos estudos têm demonstrado o maior sucesso desta espécie em ambientes impactados e eutrofizados (Callisto *et al.*, 2005; Pamplin *et al.*, 2006; Rocha-Miranda & Martins-Silva, 2006; França *et al.*, 2007; Santos & Eskinazi-Sant'Anna, 2010), como é o caso do reservatório de Salto Grande comparado à Chavantes. Devido ao elevado potencial competitivo com planorbídeos, *M. tuberculatus* vem sendo ainda amplamente disperso para o controle biológico de *Biomphalaria glabrata*, a fim conter a esquistossomose (Guimarães *et al.*, 2001). Contudo, as interações entre as espécies ainda não estão claras (Giovanelli *et al.*, 2002) e tem sido verificada a associação desta espécie com diversos trematódeos que podem infectar peixes, aves e mamíferos nativos (Bogéa *et al.*, 2005; Pinto & Melo, 2010ab). Assim, esforços devem ser feitos para monitorar a dispersão desta espécie invasora cujos impactos sobre o ambiente e as comunidades nativas ainda não estão bem determinados.

No presente estudo não foi verificado um padrão evidente de variação temporal das assembléias zoobentônicas. Ao longo do período de estudo os macroinvertebrados apresentaram ampla variação na riqueza e densidade dos táxons observados. Através da composição faunística, foi possível verificar algumas distinções entre os compartimentos, possivelmente em função das diferenças nas variáveis físicas e químicas em cada estação de amostragem.

No reservatório de Chavantes, a estação FAR foi caracterizada por uma fauna pobre, com baixos valores de riqueza bem como baixas densidades. Por sua vez, a região da montante (MCh), região com características lóticas, pareceu sofrer maior influência da sazonalidade, com maior variação na densidade e riqueza ao longo dos meses de estudo. A fauna da estação RCl,

localizada no meio do reservatório, ora foi mais similar à estação FAR ora à estação BCh, dependendo do período do ano.

Em Salto Grande, verificou-se maior distinção da fauna dos rios tributários, como também foi possível notar a influência destes rios sobre a fauna da estação localizada na barragem, em função da sazonalidade. Por exemplo, durante a primavera verificou-se que o corpo principal do reservatório apresentou riqueza e densidade dos táxons de invertebrados mais semelhantes entre si, enquanto que no verão, quando a pluviosidade e a vazão defluente foram maiores, houve ampla variação na similaridade da fauna das estações de amostragem, com os animais da estação da barragem mais similares àqueles dos rios tributários.

Assim, este estudo reforça a necessidade de se avaliar os reservatórios, especialmente os de grande porte, como sistemas complexos, compartimentados. Além disso, os resultados também corroboram a importância de se incluir as dimensões laterais nos estudos limnológicos, uma vez que os tributários podem ter efeitos consideráveis sobre as características físicas, químicas e biológicas dos reservatórios.

Segundo Naiman (2008), estamos em uma época crítica para os organismos de águas continentais. Quase literalmente, o regime hidrológico da Terra está sendo drasticamente alterado para atender as necessidades das sociedades que estão expandindo rapidamente. De acordo com este autor, entre 1970 e 2002, a biodiversidade dos ambientes aquáticos continentais decaiu em 55%, enquanto que nos sistemas terrestres e marinhos decaíram em torno de 32%. Assim, mais esforços têm que ser direcionados para o conhecimento dos organismos de água doce e seus padrões de distribuição que estão apenas começando a tornar-se claros.

Comparativamente, verificou-se que embora muito próximos entre si, os reservatórios de Chavantes e de Salto Grande apresentam estrutura e composição de macroinvertebrados bentônicos bastante diferentes. Obviamente, um dos fatores para esta distinção entre os ambientes é o tipo de construção e operação do reservatório. Contudo, o reservatório de Salto Grande

já se encontra em estado avançado de eutrofização, como indicado pelas análises das características físicas e químicas da água e do sedimento, bem como da estrutura da comunidade. Além disso, este corpo d'água parece oferecer condições adequadas para o estabelecimento de espécies exóticas, como *C. fluminea* e *M. tuberculatus*. É importante ressaltar que embora não tenha sido registrado neste estudo, outro bivalve invasor, a espécie *Limnoperma fortunei* (mexilhão dourado) está em processo de expansão na bacia do rio Paraná (Avelar *et al.*, 2004; Pareschi *et al.*, 2008; Garcia *et al.*, 2009; Pestana *et al.,* 2010).

Assim, os ambientes estudados já sofrem com algumas das maiores ameaças aos invertebrados aquáticos apontados por Strayer (2006): destruição e degradação de habitat, poluição e introdução de espécies exóticas. Desta forma, é urgente a necessidade de implementação de programas de manejo e proteção destes corpos d'água. Para tanto, os resultados obtidos no presente trabalho contribuem para o conhecimento das assembléias de macroinvertebrados bentônicos destes reservatórios, e são subsídios importantes para o manejo adequado destes ambientes.

8. CONCLUSÕES

- ✓ Nos reservatórios estudados não foi possível detectar um padrão de variação sazonal recorrente, uma vez que ao longo dos dois anos de estudo os parâmetros avaliados variaram amplamente;
- ✓ Apesar do baixo tempo de retenção, Salto Grande apresenta sedimentos finos, o que propicia maior adsorção aos grãos de matéria orgânica, nutrientes e outros compostos, favorecendo o enriquecimento de seus sedimentos;
- ✓ Os reservatórios estudados, por estarem bastante próximos e no mesmo rio, compartilham um grande número de táxons em comum. Contudo, em termos de densidade, a fauna de cada reservatório foi bastante distinta, sendo composta basicamente por Ostracoda e Insecta em Chavantes e por Oligochaeta e *Corbicula fluminea* em Salto Grande;
- ✓ O reservatório de Salto Grande apresentou uma fauna composta majoritariamente por organismos tolerantes à poluição orgânica (*e.g. Polypedilum*, *Branchiura sowerbyi* e *Limnodrilus hoffmeisteri*), devido provavelmente ao maior grau de trofia;
- ✓ O reservatório de Chavantes apresentou uma fauna composta predominantemente por Ostracoda e Tanypodinae, provavelmente associados a condições de oligo-mesotrofia;
- ✓ Os reservatórios estudados apresentam distintos compartimentos e que parecem ser fortemente influenciados pela entrada de rios tributários. Estes alteram as características da água, dos sedimentos e, consequentemente, as associações de macroinvertebrados bentônicos;
- ✓ O reservatório de Salto Grande parece fornecer um ambiente propício para o estabelecimento de espécies de moluscos invasores. Este fato requer especial atenção para o manejo adequado deste local, uma vez que outro molusco invasor, *Limnoperma fortunei,* além de ser uma espécie exótica com

elevado potencial de dispersão, vem sendo registrada com elevada frequência nos reservatórios do baixo e médio rio Paranapanema.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves, R.G., Marchese, M.R. & Escarpinati, S.C. 2006. Oligochaeta (Annelida, Clitellata) in lotic environments in the State of São Paulo, Brazil. **Iheringia** Ser. Zool., Porto Alegre, 96(4):431-435.

Alves, R.G. & Gorni, G.R. 2007. Naididae species (Oligochaeta) associated with submersed aquatic macrophytes in two reservoirs (São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** 19 (4): 407-413.

Andersen, J. M. 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Res.** 10: 329-331.

Armengol, J.; Garcia, J.G.; Comerma, M.; Romero, M.; Dolz, J.; Roura, M.; Han, B.H.; Vidal, A. & Simek, K. 1999. Longitudinal processes in canyon type reservoir: the case of Sau (ne. Spain), p. 313-345. In Tundisi, J.G. & Straškraba, M. (eds). **Theoretical reservoir ecology and its applications.** São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences & Backhuys Publishers, p. 313-345.

Avelar, W.E.P., Martim, S.L. & Vianna, M.P. 2004. A new occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1856) (Bivalvia, Mytilidae) in the State of São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.** 64(4): 739-742.

Bagatini, Y. M., Higuti, J. & Benedito, E. 2007. Temporal and longitudinal variation of *Corbicula fluminea* (Mollusca, Bivalvia) biomass in the Rosana Reservoir, Brazil. **Acta Limnol. Bras.** 19(3): 357-366.

Barbosa, F. A. R.; Padisák, J.; Espíndola, E. L. G.; Borics, G.; & Rocha, O. 1999. The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the river Tietê-Basin, São Paulo state, Brazil. In Tundisi, J. G. & Straškraba, M. (eds). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. São Carlos: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences & Backhuys Publishers. p. 425-437.

Barros, T. de S. & Trivinho-Strixino, S. 2002. Exúvias de pupas de Chironomidae (Diptera) na caracterização de corpo d'água do câmpus e arredores da Universidade Federal de São Carlos. **Resumos III Simpósio do programa BIOTA/FAPESP**. 26-28 de Novembro. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. p213.

Behrend, R.D.L.; Fernandes, S.E.P.; Fujita, D.S; & Takeda, A.M. 2009. Eight years of monitoring aquatic Oligochaeta from the Baía and Ivinhema Rivers. **Braz. J. Biol.** 69(2, *Suppl.*): 559-571.

Berg, M. B. 1995. Larval food and feeding behaviour. In Armitage, P.; Cranston, P.S. & Pinder, L.C.V. (eds). **The Chironomidae – Biology and ecology of non-biting midges**. London: Chapman & Hall. p. 136-168.

Bogéa, T.; Cordeiro, F.M. & Gouveia, J.S. 2005. *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) as intermediate host of Heterophyidae (Trematoda: Digenea) in Rio de Janeiro Metropolitan Area. **Brazil. Rev. Inst. Med. Trop. S. Paulo** 47(2): 87-90.

Brandimarte, A.L.; Anaya, M. & Shimizu, G.Y. 1999. Comunidades de Invertebrados Bentônicos nas Fases Pré-e-Pós Enchimento em Reservatórios: Um Estudo de Caso no Reservatório de Aproveitamento Múltiplo do Rio Mogi-Guaçu (SP). In Henry, R. (ed). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: Fapesp/Fundibio. p.375-407.

Brandimarte, A.L.; Anaya, M. & Shimizu, G.Y. 2005. Downstream impact of Mogi-Guaçu River damming on the benthic invertebrates (São Paulo State, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** 17(1): 27-36.

Brinkhurst, R. O. & M. R. Marchese, 1989. **Guide of the freshwater aquatic Oligochaeta of South and Central America**. Col. Climax 6, Santo Tomé: 179 pp.

Brusca, R. C. & Brusca, G. J., 2002. **Invertebrates**. 2nd ed. Sunderland: Sinauer. 936pp.

Callisto, M.; Moreno, P.; Gonçalves, J.F.Jr.; Leal, J.J.F. & Esteves, F.A. 2002. Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in na impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. **Braz. J. Biol.** 62(1): 77-84.

Callisto, M. & Gonçalves, J.F.Jr. 2005. Bioindicadores bentônicos. In Roland, F., Cesar, D.& Marinho, M. (eds). **Lições de limnologia.** São Carlos: Rima. p.371-379.

Callisto, M., Goulart, M., Barbosa, F.A.R. & Rocha, O. 2005. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates along a reservoir cascade in the lower São Francisco River (northeastern Brazil). **Braz. J. Biol.**, 65(2): 229-240.

Calor, A.R. 2007. Trichoptera (versão 1β2.0). In Froehlich, C.G. (org). Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline>. Acesso em fevereiro/2010

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), 2010. **Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo – 2009.** Série Relatórios. São Paulo: CETESB. 312pp.

Costa, J.M.; Souza, L.O.I. & Oldrini, B.B. 2004. Chave para identificação das famílias e gêneros das larvas conhecidas de Odonata do Brasil: Comentários e registros bibliográficos (Insecta, Odonata). **Publ. Avul. Mus. Nac.** 99: 1-44.

Costa, C.; Ide, S. & Simonka, C. E. 2006. **Insetos Imaturos – Metamorfose e identificação.** Ribeirão Preto, Holos. 249pp.

Cranston, P.S. & Pinder, L.C.V. (eds). **The Chironomidae – Biology and ecology of non-biting midges**. London: Chapman & Hall. p.297-335.

Dajoz, R. 1973. **Ecologia Geral.** 2ed. São Paulo: Vozes. 472pp.

Darrigran, G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. **Biological Invasions** 4:145-156.

Depetris, P.J., 1995. Los sedimentos fluviales y lacustres: granulometria e contenido de materia organica. In Lopretto, E. C. & Tell, G. (eds). **Ecosistemas de aguas continentales. Metodologias para su estudio**. Tomo I. La Plata: Ediciones Sur. p.67-78.

Dias, L.G.; Salles, F.F.; Francischetti, C.N. & Ferreira, P.S.F. 2006. Key to the genera of Ephemerelloidea (Insecta: Ephemeroptera) from Brazil. **Biota Neotrop.** 6(1) 6pp. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/pt/fullpaper?bn00806012006+en >. Acesso em janeiro/2010.

Dornfeld, C.B.; Alves, R.G.; Leite, M.A. & Espíndola, E.L.G. 2006. Oligochaeta in eutrophic reservoir: the case of Salto Grande reservoir and their main affluent (Americana, São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** 18(2): 189-197.

Dügel, M.; Külköylüoğlu, O. & Kihç, M. 2008. Species assemblages and habitat preferences of Ostracoda (Crustacea) in Lake Abant (Bolu, Turkey). **Belg. J. Zool.** 138 (1): 50-59.

Duke Energy – Geração Paranapanema, 2007a. **Características limnológicas, transporte de nutrientes e sólidos em suspensão e taxas de sedimentação no reservatório de Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR).** Relatório técnico para Licenciamento Ambiental. 74pp.

Duke Energy – Geração Paranapanema, 2007b. **Características limnológicas, transporte de nutrientes e sólidos em suspensão e taxas de sedimentação no reservatório de Chavantes (rio Paranapanema, SP/PR).** Relatório técnico para Licenciamento Ambiental. 75pp.

Erséus, C. & Gustavsson, L., 2002. A proposal to regard the former family Naididae as a subfamily within Tubificidae (Annelida, Clitellata). **Hydrobiologia** 485: 253-256

Esteves, F. A., 1988. **Fundamentos de Limnologia**. 1 ed. Rio de Janeiro: Interciência. 575 pp.

França, R.S.; Suriani, A.L. & Rocha, O. 2007. First record ofthe invasive snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the Paranã River basin, GO, Brazil. **Rev. Bras. Zool.** 24(1): 41-51.

Ferrington, L.C., 2008. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. **Hydrobiologia** 595: 447-455.

Fernandez, M.A.; Thiengo, S.C. & Simone, L.R.L. 2003. Distribution of the introduced freshwater snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) in Brazil. **Nautilus** 117(3): 78-82.

Feitosa, M. F.; Nogueira, M. G. & N. C. Vianna, 2006. Transporte de nutrientes e sedimentos no rio Paranapanema (SP/PR) e seus principais tributários nas estações seca e chuvosa. In Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin (orgs). **Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2ª ed. São Carlos: Rima. 435-459.

Fukuhara, H. & Sakamoto, M., 1987. Enhancement of inorganic nitrogen and phosphate release from lake sediment by tubificid worms and chironomid larvae. **Oikos** 48: 312-320.

Garcia, D. A. Z.; Orsi, M. L.; Casimiro, A. C. R. Kurchevski, G. 2009. Registros de ocorrência de *Limnoperna fortunei* no médio e baixo Paranapanema: uma ameaça as suas águas. São Lourenço: **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**. p1-2.

Giovanelli, A., Silva, C.L.P.A.C., Leal, G.B.E. & Baptista, D.F., 2002. Habitat preference of freshwater snails in relation to environmental factors and the presence of the competitor snail *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774). **Mem. Inst. Oswaldo Cruz** 100(2): 169-176.

Grubbs, S.A. & Taylor, J.M. 2004. The influence of flow impoundment and river regulation on the distribution of riverine macroinvertebrates at Mammoth Cave National Park, Kentucky, USA. **Hydrobiologia**. 520: 19-28.

Guimarães, C.T.; Souza, C.P. & Soares, D.M., 2001. Possible competitive displacement of planorbids by *Melanoides tuberculata* in Minas Gerais, Brazil. **Mem. Inst. Oswaldo Cruz.** 96 (*Suppl.*): 173-176

Gumiero, B. & Salmoiraghi, G. 1998. Influence of an impoundment on benthic macroinvertebrate habitat utilization. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 26: 2063-2069.

Hagenlund, L.K., Andersen, T. & Mendes, H.F., 2010. A new species of *Djalmabatista* Fittkau (Chironomidae, Tanypodinae) from Mato Grosso, Brazil. **Biota Neotrop**., 10(3): 257-261

Håkanson, L. & Jansson, M. 1983. **Principles of lakes sedimentology.** Berlin: Springer-Verlag. 316pp.

Hakenkamp, C.C. & Palmer, M.A. 1999. Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. **Oecologia**, 119: 445-451.

Henry, R.; Nunes, M. A.; Mitsuka, P. M.; Lima, N. de & Casanova, S. M. C. 1998. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). **Rev. Bras. Biol.** 58 (4): 571-590.

Henry, R. & Maricatto, F.E. 1996. Sedimentation rates of tripton in Jurumirim reservoir (São Paulo, Brasil). **Limnologica**, 25: 15-25.

Henry, R. & Santos, C.M. 2008. The importance of excretion by *Chironomus* larvae on the internal loads of nitrogen and phosphorus in a small eutrophic urban reservoir. **Braz. J. Biol.** 68(2): 349-357.

Higuti, J.; Lansac-Tôha, F.A.; Velho, L.F.M. & Martens, K. 2009. Biodiversity of non-marine ostracods (Crustacea, Ostracoda) in the alluvial valley of the upper Paraná river, Brazil. **Braz. J. Biol.** 69 (2, *Suppl.*): 661-668.

Higuti, J.; Declerck, S.A.J.; Lansac-Tôha, F.A.; Velho, L.F.M. & Martens, K., 2010. Variation in ostracod (Crustacea, Ostracoda) communities in the alluvial

valley of the upper Parana´ River (Brazil) in relation to substrate. **Hydrobiologia** 644: 261–278.

Ituarte, C. F. 1981. Primera noticia acerca de la introducción de le pelecípodos asiáticos en el área rioplatense. **Neotropica** 27(77): 79-82.

Jorcin, A. & Nogueira, M.G. 2005a. Phosphate distribution in the sediments along a cascade of reservoirs (Paranapanema river, SE, Brazil). In Serrano, L. & H. L. Golterman, (eds**), Phosphates in sediments. Proceedings of the 4th International Syposium**. The Netherlands: Backhuys Publishers. p.77-86.

Jorcin, A. & Nogueira, M.G. 2005b. Temporal and spatial patterns based on sediment and sediment-water interface characteristics along a cascade of reservoirs (Paranapanema river, south-east Brazil). **Lakes Reserv. Res. Manage.** 10:1-12.

Jorcin, A. & Nogueira, M.G. 2008. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). **Braz. J. Biol.** 68(4): 1013:1024

Jorcin, A., M.G. Nogueira & R. Belmont, 2009. Spatial and temporal distribution of the zoobenthos community during the filling up period of Porto Primavera Reservoir (Paraná River, Brazil). **Braz. J. Biol.** 69(1): 19-29

Katano, I.; Negishi, J.N.; Minagawa, T.; Doi, H.; Kawaguchi, Y. & Kayaba, Y. 2009. Longitudinal macroinvertebrate organization over contrasting discontinuities: effects of a dam and a tributary. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 28(2): 331-351

Kelman, J.; Pereira, M.V.; Araripe-Neto, T.A. & Sales, P.R. de H. 1999. Hidreletricidade. In Rebouças, A.C.; Braga, B. & Tundisi, J.G. (eds). **Águas doces no Brasil. Capital ecológico, uso e conservação.** São Paulo: Escrituras Editora. p.371-418.

Kudo, F.A. 2007. Distribuição espacial longitudinal das associações zoobentônicas no reservatório de Rosana (rio Paranapanema, SP/PR) e nas lagoas

marginais associadas, e análise toxicológica da água e do sedimento. Dissertação (Mestrado). Botucatu, IBB-UNESP. 153pp.

Kudo, F. A., A. Jorcin & M. G. Nogueira, 2006. Composição e distribuição da comunidade zoobentônica em áreas de várzea do rio Paranapanema (SP/PR). In Nogueira, M. G., R. Henry & A. Jorcin (orgs), **Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2ª ed. São Carlos: Rima. p.379-416.

Kuhlmann, M.L. & Watanabe, H. M. 2001, Avaliação da Comunidade Bentônica nos Sedimentos dos Reservatórios do Rio Tietê. In Mozeto, A.; Jardim, W. de F. & Umbuzeiro, G. de A. (eds). **Bases Técnico-Científicas para o Desenvolvimento de Critérios de Qualidade de Sedimentos: Experimentos de Campo e Laboratório.** São Carlos: UFSCar. p.41-46.

Kuhlmann, M.L., Truzzi, A.C. & Johnscher-Fornasaro, G. 1998. The benthos community of the Billings Reservoir (São Paulo, Brazil) and its use in environmental quality assessment. **Verh. Internat. Verein. Limnol.** 26: 2083-2087.

Ligon, F. K., Dietrich W. E. & Trush W. J. 1995. Downstream ecological effects of dams. **Bioscience** 43: 183–92.

Lopretto, E. C & G. Tell, 1995. **Ecosistemas de aguas continentales. Metodologias para su estudio**. Tomo II. Ediciones Sur. La Plata: 1401pp.

Marchese, M.R. 1987. The ecology of some benthic oligochaeta from the Paraná River, Argentina. **Hydrobiologia** 155(1): 209-214.

Marchese, M. 1995. Annelida Oligochaeta. In Lopretto, E. C & G. Tell (eds). **Ecosistemas de aguas continentales. Metodologias para su estudio**. Tomo II. La Plata: Ediciones Sur. p.709-731

Marchese, M. & Ezcurra de Drago, I. 2006. Bentos como indicador de condiciones tróficas del sistema del rio Paraná medio. In Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T. & Galli, C.S. (eds). **Eutrofização na América do**

Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle. Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental; Academia Brasileira de Ciências; Conselho Nacional de desenvolvimento Científico e Tecnológico; InterAcademy Panel on International Issues & InterAmerican Network of Academies of Sciences. p297-316.

Margalef, R., 1983. **Limnología**. Barcelona: Omega. 1010pp.

Mariano, R. & Froehlich, C.G. 2007. Ephemeroptera (versão 1β1.0). In Froehlich, C.G. (org). **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Disponível em http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline

Martens, K.; Schön, I.; Meisch, C. & Horne, D.J. 2008. Global diversity of ostracods (Ostracoda, Crustacea) in freshwater. **Hydrobiologia** 595: 185-193.

Martin, P.; Martinez-Ansemil, E.; Pinder, A.; Timm, T. & Wetzel, M.J. 2008. Global diversity of oligochaetous clitellates ("Oligochaeta"; Clitellata) in freshwater. **Hydrobiologia** 595:117-127.

McCune, B. and Mefford, M.J. 2006. **PC-ORD.Multivariate Analysis of Ecological Data**. Version 5.31. Gleneden Beach: MjM Software.

Meiling, S., Xinqin, H., Zhicai, X., Xinghuan, J., Ruiqiu, L. & Quinghua, C. 2007. Comparative study on macroinvertebrate communities along a reservoir cascade in Xiangxi River Basin. **Acta Ecol. Sin.**, 27(12): 4963-4971

Merritt, R.W. & Cummins, K.W. 1996. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 3ª ed. Dubuque: Kendall/Hunt. 862 pp.

Mezquita, F.; Hernández, R. & Rueda, J. 1999. Ecology and distribution of ostracods in a polluted Mediterranean river. **Palaeogeogr., Palaeoclimatol., Palaeoecol.** 148: 87-103.

Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1996. **Os ecossistemas brasileiros e os principais macrovectores de desenvolvimento.** Brasília: Secretaria de Coordenação dos Assuntos do

Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. 188pp.

Moretto, E.M. & Nogueira, M.G. 2003. Physical and chemical characteristics of Lavapés and Capivara rivers, tributaries of Barra Bonita Reservoir (São Paulo – Brasil). **Acta Limnol. Brasil.** 15(1): 27- 39.

Moretto, Y.; Higuti, J. & Takeda, A.M. 2003. Spatial variation of the benthic community in the Corumbá reservoir, Goiás, Brazil. **Acta Sci. Biol. Sci.** 25(1): 23-30.

Moulton, T. P., 1998. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. In Neissimian, J. L. & A. L. Carvalho (eds). **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Séries Oecologia Brasiliensis. v. V. Rio de Janeiro: PPGE-UFJR. p.281-298.

Naiman, R.J. 2008. Foreword. **Hydrobiologia** 595: 1-2.

Naliato, D.A.O.; M.G. Nogueira & G. Perbiche-Neves, 2009. Discharge pulses of hydroelectric dams and their effects in the downstream limnological conditions: a case study in a large tropical reservoir (SE Brazil). **Lakes Reserv. Res. Manage.** 14: 301-314.

Nazarova, L.B.; Semenov, V.F.; Sabirov, R.M. & Efimov, I.Y. 2004. The state of benthic communities and water quality evaluation in the Cheboksary Reservoir. **Water Resources** 31(3): 316-322.

Nelson, S.M. & Lieberman, D.M. 2002. The influence of flow and other environmental factors on benthic invertebrates in the Sacramento river, U.S.A. **Hydrobiologia** 489: 117-129.

Nimer, E. 1979. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE. 422pp.

Nogueira, M.G. 2000. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartimentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia** 431: 115-128.

Nogueira, M.G., 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia** 455: 1-18.

Nogueira, M.G.; Henry, R. & Maricatto, F.E. 1999. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. **Lakes Reserv. Res. Manage.** 4: 107-120.

Nogueira, M.G.; Jorcin, A.; Vianna, N.C. & Britto, Y.C.T. 2002a. Uma avaliação dos processos de eutrofização nos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP-PR), Brasil. In Cirelli, A. & Marquisa, G. (eds). **El Água en Iberoamerica, de la limnologia a la gestión en Sudamerica**. Buenos Aires: CYTED. p.91-106.

Nogueira, M.G., Jorcin, A.; Vianna, N.C. & Britto, Y.C.T. 2002b. A two- year study on the limnology of a cascade reservoir system in a large tropical river in Southeast Brazil. 4th International conference on reservoir limnology and water quality. August 12- 16. **Èeské Budjovice. Extended abstracts**. 254-257.

Nogueira, M. G., A. Jorcin, N. C. Vianna, & Y. C. T. Britto, 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, M.G., Henry, R. & Jorcin, A. (orgs). **Ecologia de Reservatórios: Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata**. 2ª ed. São Carlos: Rima. p.83-126.

Nogueira, M.G.; Oliveira, P.C.R. & Britto, Y.T. 2008. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). **Limnetica** 27(1): 151-170.

Nogueira, M.G.; Ferrareze, M.; Moreira, M.L. & Gouvêa, R.M. 2010. Phytoplankton assemblages in a reservoir cascade of a large tropical – subtropical river (SE, Brazil). **Braz. J. Biol.** 70(3 *Suppl.*): 781-793.

Ogbeibu, A.E. & Oribhabor, B.J. 2002. Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. **Water Res.** 36: 2427-2436.

Pamplin, P.A.Z., Rocha, O. & Marchese, M. 2005. Riqueza de espécies de Oligochaeta (Annelida, Clitellata) em duas represas do rio Tietê (São Paulo). **Biota Neotrop.** 5(1): 63-70.

Pamplin, P.A.Z.; Almeida, T.C.M. & Rocha, O. 2006. Composition and distribution of benthic macroinvertebrates in Americana Reservoir (SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** 18(2): 121-132.

Pamplin, P.A.Z. & Rocha, O. 2007. Temporal and bathymetric distribution of benthic macroinvertebrates in the Ponte Nova reservoir, Tietê river (São Paulo, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** 19(40):439-452

Panarelli, E., Casanova, S.M.C., Nogueira, M.G., Mitsuka, P.M. & Henry, R. 2003. A comunidade zooplanctônica ao longo de gradientes longitudinais no Rio Paranapanema/Represa de Jurumirim (São Paulo, Brasil). In Henry, R. (ed). **Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos.** São Carlos: Rima. p.129-160.

Panis, LI., Goddeeris, B. & Verheyen, R., 1996. On the relationship between vertical microdistribution and adaptations to oxygen strees in litoral Chironomidae (Diptera). **Hydrobiologia** 318(1-3): 61-67.

Pareschi, D.C., Matsumura-Tundisi, T., Medeiros, G.R., Luzia, A.P. &Tundisi, J.G., 2008. First occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in the Rio Tietê watershed (São Paulo State, Brazil). **Braz. J. Biol.** 68(4, *Suppl.*): 1107-1114.

Pennak, R.W., 1989. **Freshwater invertebrates of the United States. Protozoa to Mollusca**. 3ª ed. Nova York: John Wiley & Sons. 628pp.

Perbiche-Neves, G. 2008. Efeitos do tempo de residência, morfometria e estado trófico sobre as assembléias de microcrustáceos (Cladocera e Copepoda)

dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR). Dissertação (Mestrado). Botucatu: IBB-UNESP. 257pp.

Perbiche-Neves, G. & M.G. Nogueira, 2010. Multi-dimensional effects of Cladoceran (Crustacea, Anomopoda) assemblages in two cascade reservoirs in Southeast Brazil. **Lakes Reserv. Res. Manag.** 15: 139-152.

Pestana, D.; Ostrensky, A.; Tschá, M.A. & Boeger, W.A. 2010. Prospecção do molusco invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) nos principais corpos hídricos do estado do Paraná, Brasil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 50(34): 553-559.

Pinder, L.C.V., 1995. The habitats of chironomid larvae. In Armitage, P., Cranston, P.S. & Pinder, L.C.V. (eds). **The Chironomidae – Biology and ecology of non-biting midges**. London: Chapman & Hall. p.107-135.

Pinho, L.C. 2008. Diptera. (versão 1β3.0). In Froehlich, C.G. (org). **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo**. Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online>. Acesso em fevereiro/2010.

Pinto, H.A. & Melo, A.L., 2010a. *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) as an intermediate host of *Centrocestus formosanus* (Trematoda: Heterophyidae) in Brazil. ***Rev. Inst. Med. Trop. São Paulo*** *52(4): 207-210.*

Pinto, H.A. & Melo, A.L., 2010b. *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) as an intermediate host of *Philophthalmus gralli* in Brazil. ***Rev. Inst. Med. Trop. São Paulo*** *52(6): 323-327.*

Prat, N.; Real, M. & Rieradevall, M. 1992. Benthos of Spanish Lakes and Reservoirs. **Limnetica**, 8: 221-229.

Pulatsü, S., Kirkağaç, A.T. & Köksal, G. 2008. Sediment phosphorus characteristics in the clearwater state of Lake Mogan, Turkey. **Lakes Reserv. Res. Manage.** 13:197-205.

Ramseyer, U. & Marchese, M. 2009. Leaf litter of *Erythrina crista-galli* L. (ceibo): trophic and substratum resources for benthic invertebrates in a secondary channel of the Middle Paraná River. **Limnetica** 28(1):1-10.

Rice, S.P.; Greenwood, M.T. & Joyce, C.B. 2001. Tributaries, sediment sources and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along river systems. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 58: 824-840.

Rocha-Miranda, F. & Martins-Silva, M.J., 2006. First record ofthe invasive snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the Paranã River basin, GO, Brazil. **Braz. J. Biol.** 66(4): 1109-1115.

Rocha, O.; Tavares, K.S.; Branco, M.B.C.; Pamplin, P.A.Z.; Espíndola, E.L.G. & Marchese, M. 2006. Padrões de biodiversidade em reservatórios e relações com o processo de eutrofização. In Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T. & Galli, C.S. (eds). **Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle.** Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental; Academia Brasileira de Ciências; Conselho Nacional de desenvolvimento Científico e Tecnológico; InterAcademy Panel on International Issues & InterAmerican Network of Academies of Sciences. p353-372.

Roque, R.O.; Correia, L.C.S.; Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. 2004. A review of Chironomidae studies in lentic systems in the state of São Paulo, Brazil. **Biota Neotrop.** 4(2): 1-19.

Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (eds). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** New York: Chapman & Hall. p.1-9.

Rosin, G.C.; Oliveira-Mangarotti, D.P.; Takeda, A.M. & Butakka, C.M.M. 2009. Consequences of dam construction upstream of the Upper Paraná River floodplain (Brazil): a temporal analysis of the Chironomidae community over an eight-year period. **Braz. J. Biol.** 69(2, *Suppl.*): 591-608.

Rosin, G.C.; Oliveira-Mangarotti, D.P. & Takeda, A.M. 2010. Chironomidae (Diptera) community structure in two subsystems with different states of conservations of floodplain of southern Brazil. **Acta Limnol. Bras.** 22(3):276-286.

Santos, C.M. & Henry, R. 2001. Composição, distribuição e abundância de Chironomidae (Diptera, Insecta) na Represa de Jurumirim (rio Paranapanema – SP). **Acta Limnol. Bras.** 13(2): 99-115.

Santos, C.M. & Eskinazi-Sant'Anna, E.M. 2010. The introduced snail *Melanoides tuberculatus* (Muller, 1774) (Mollusca: Thiaridae) in aquatic ecosystems of the Brazilian Semiarid Northeast (Piranhas-Assu River basin, State of Rio Grande do Norte). **Braz. J. Biol.** 70(1):1-7.

Sartori, L.P. 2008. Compartimentalização longitudinal do reservatório de Rosana (Rio Paranapanema, SP/PR) – variáveis limnológicas e assembléias zooplanctônicas. Tese (Doutorado). Botucatu: IBB/UNESP. 257pp.

Sartori, L.P.; Nogueira, M.G.; Henry, R. & Moretto, E.M. 2009. Zooplankton fluctuations in Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil): a three-year study. **Braz. J. Biol.** 69(1): 1-18.

Shimizu, G.Y. 1978. Represa de Americana: Aspectos do bentos litoral. Dissertação (Mestrado). São Paulo: IB/USP. 148pp.

Shimizu, G.Y. 1982. Represa de Americana: Um estudo da distribuição batimétrica da fauna bentônica, Tese (Doutorado). São Paulo: IB/USP. 115pp.

Soares, M.C.S.; Marinho, M.M.; Huszar, V.L.M.; Branco, C.W.C. & Azevedo, S.M.F.O. 2008. The effects of water retention time and watershed features on the limnology of two tropical reservoirs in Brazil. **Lakes Reserv. Res. Manage.** 13: 257-269.

Sommaruga, R. & Conde, D. 1990. Distribución de materia orgánica en los sedimentos recientes de la laguna de Rocha (Rocha, Uruguay). **Atlantica** 12(1): 35-44.

Soster, F.M. & McCall, P.L. 1989. Predation by *Coelotanypus* (Diptera: Chironomidae) on laboratory populations of Tubificid Oligochaetes. **J. Great Lakes res.** 15 (3): 408-417.

Souza, L.O.I.; Costa, J.A. & Oldrini, B.B. 2007. Odonata (versão 1β2.0). In Froehlich, C.G. (org). **Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online>. Acesso em: Janeiro/2010.

StatSoft, Inc. (2004). **STATISTICA (data analysis software system), version 7**. www.statsoft.com.

Straškraba, M.; Tundisi J.G. & Duncan, A. 1993. State-of-the-art of reservoir limnology and water quality management. In Straskraba, M., J. G. Tundisi & A. Duncan (eds), **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. p.213-288.

Straškraba, M. & Tundisi, J. G. 2000a. **Gerenciamento da qualidade da água de represas**. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos.** v. 9. São Carlos: International Lake Environment Committe & International Institute of Ecology. 258pp.

Strayer, D.L. 2006. Challenges for freshwater invertebrate conservation. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 25(2): 271-287.

Strayer, D.L. & D. Dudgeon, 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **J. N. Am. Benthol. Soc.** 29(1): 344-358.

Strixino, G. & Trivinho-Strixino, S. 1998. Povoamentos de Chironomidae (Diptera) em lagos artificiais. In Nessimian, J. L. & A. L. Carvalho (eds), **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Séries Oecologia Brasiliensis. v. V. Rio de Janeiro: PPGE-UFRJ. p.141-154.

Suriani, A.L., França, R.S., Pamplin, P.A.Z., Marchese, M., Lucca, J.V. & Rocha, O. 2007. Species richness and distribution of oligochaetes in six reservoirs

on Middle and Low Tietê River (SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** 19(4): 415-426.

Suriani, A.L.; França, R.S.; Pamplin, P.A.Z.; Marchese, M.; Lucca, J.V. & Rocha, O. 2007. Species richness and distribution of oligochaetes in six reservoirs on Middle and Low Tietê River (SP, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** 19(4):415-426

Svensson, J.M. & Leonardson, L. 1996. Effects of bioturbation by tube-dwelling chironomid larvae on oxygen uptake and denitrification in eutrophic lake sediments. **Freshwater biology** 35(2): 289-300,

Svensson, J.M.; Enrich-Prast, A. & Leonardson, L. 2001. Nitrification and denitrification in a eutrophic lake sediment bioturbated by oligochaetes. **Aquat. Microb. Ecol.** 23: 177–186.

SyStat Software, Inc. (2006). **SigmaStat for windows, version 3.5**.

Takahashi, M.A.; Higuti, J.; Bagatini, Y.M.; Zviejkovski, I.P. & Velho, L.F.M. 2008. Composition and biomass of larval chironomid (Insecta, Diptera) as potential indicator of trophic conditions in southern Brazil reservoirs. **Acta Limnol. Bras.** 30(1): 5-13.

Takeda, A.M.; Fujita, D.S. & Fontes, H.M. 2004. Perspectives on Exotic bivalves Proliferation in the Upper Paraná River Floodplain. In Agostinho, A.A.; Rodrigues, L.; Gomes, L.C.; Thomaz, S.M. & Miranda, L.E. (eds). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain.** Maringá: EDUEM, p.97-100.

Taşeli, B.K. 2006. Influence of influent tributaries on water quality changes in Lake Mogan, Turkey. **Lakes Reserv. Res. Manage.** (11):149-168.

Thornton, W. K., 1990. Perspectives on reservoir limnology. In Thornton, K. W.; Kimmel, B.L. & Payne, E.F. (eds). **Reservoir Limnology: ecological perspectives**. New York: John Wiley & Sons. p.1-13.

Thomaz, S.M.; Bini, L.M. & Alberti, S.M. 1997. Limnologia do reservatório de Segredo: padrões de variação espacial e temporal. In Agostinho, A.A. &

Gomes, L.C. (eds). **Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo.** Maringá: Eduem. p.19-37.

Thomaz, S.M.; Dibble, E.D.; Evangelista, L.R.; Higuti, J. & L.M. Bini, 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. **Freshwater Biology** (53): 358-367.

Trivinho-Strixino, S. & G. Strixino, 1995. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo. Guia de Identificação e diagnose dos gêneros**. São Carlos: PPG-ERN/ UFSCAR. 229pp.

Tundisi, J.G. 1994. Tropical South America: present and perspectives. In Margalef, R. (ed). **Limnology now: a paradigm of planetary problems.** Amsterdan: Elsevier Science B. p.353-424.

Tundisi, J.G., 2003. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima; Instituto Internacional de Ecologia. 248pp.

Tundisi, J.G., 2006. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios – Estudos de caso e perspectivas. In Nogueira, M.G., Henry, R. & Jorcin, A. (orgs). **Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata.** 2ª ed. São Carlos: Rima. p.1-21.

Tundisi, J.G.; Matsumura-Tundisi, T. & Calijuri, M.C. 1993. Limnology and management of reservoirs in Brazil. In Straškraba, M.; Tundisi, J.G. & Duncan, A. (eds). **Comparative reservoir limnology and water quality management**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. p.25-55.

Valencio, N.F.L.S.; Gonçalves, J.C.; Vidal, K.C.; Martins, R.C.; Rigolin, M.V.; Lourenço, L.C.; Mendonça, S.A.T. & Leme, A.A. 1999. O papel das hidroelétricas no processo de interiorização paulista: O caso das Usinas Hidroelétricas de Barra Bonita e Jurumirim. In Henry, R. (ed). **Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu: Fapesp/Fundibio. p.185-218.

Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. **Can. J. fish. Aquat. Sci.** 37: 130-137.

Voshell, J.R. & Simmons, G.M. 1984. Colonization and succession of benthic macroinvertebrates in a new reservoir. **Hydrobiologia** 112: 27-39.

Vaughn, C.C. & Spooner, D.E. 2006. Scale-dependent associations between native freshwater mussels and invasive *Corbicula*. **Hydrobiologia** 568: 331-339.

Vaz J.F.; Teles H.M.; Correa, M.A., Leite, S.P. 1986. Ocorrência no Brasil de *Thiara* (*Melanoides*) *tuberculata* (O.F. Muller, 1774) (Gastropoda, Prosobranchia), the 1st intermediate host of *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) (Trematoda, Plathyhelmintes). **Rev. Saúde Públ.** 20: 318-322.

Ward, J.V. & Stanford, J.A. 1983. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In Fontaine III, T.D. & Bartell, S.M. (eds). **Dynamics of lotic ecosystems.** Ann Arbor: Ann Arbor Science. p.29-42.

Wiederholm, T., 1983. **Chironomidae of the Holartic region. Keys and diagnosis.** Part 1: Larvae. Supplement nº 19. Motala: Entomologica Scandinava. 457pp.

Wright, J.F.; Furse, M.T. & Armitage, P.D. 1994. Use of macroinvertebrate communities to detect environmental stress in running waters. In Sutcliffe, D. W. (ed), **Water quality and stress indicators in marine and freshwater systems: linking levels of organization (Individuals, Populations and Communities).** Cumbria: Freshwater Biological Association. p.15-34.

Capítulo II

Avaliação toxicológica da água e do sedimento dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande (rio Paranapanema, SP/PR)

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo avaliar a toxicidade da água e do sedimento dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, rio Paranapanema (SP/PR). A amostragem foi realizada em março de 2009, ao final do período chuvoso. Considerando os distintos compartimentos em cada reservatório, foram selecionadas quatro estações de amostragem em Chavantes e cinco em Salto Grande. *In situ,* foi medida a profundidade e transparência da água na superfície e próximo ao fundo. Amostras de água da superfície e da camada próxima ao fundo foram coletadas para determinação de turbidez, temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e concentrações de nitrogênio e de fósforo total. Amostras de sedimento foram coletadas com pegador Van Veen (324 cm^2) para análise da textura granulométrica, porcentagem de matéria orgânica e concentrações de nitrogênio Kjeldahl, fósforo total, metais e pesticidas. Adicionalmente, também foram coletadas amostras de água e de sedimento para realização de testes de ecotoxicidade. Amostras de água intersticial e de elutriato também foram utilizadas para execução dos bioensaios. Os organismos-teste utilizados foram *Daphnia similis* e *Chironomus xanthus* para os testes agudos e *Ceriodaphnia silvestrii* para os crônicos. De modo geral, o reservatório de Salto Grande apresentou maior turbidez e maiores concentrações de nutrientes na água e no sedimento. As maiores concentrações dos metais analisados foram registradas na região da barragem de Chavantes. Entre os pesticidas analisados, somente o organofosforado diazinon e o piretróide ciflutrina foram detectados. Nas amostras de água não foi verificada toxicidade aguda para *D. similis*. Porém, para *C. silvestrii* verificou-se a existência de toxicidade aguda e crônica para alguns pontos, em ambos os reservatórios. Com relação às amostras de sedimento, a estação FAR em Chavantes, localizada sob influência de dois importantes rios tributários, foi o único local onde se observou toxicidade aguda para *D. similis*, tanto para o sedimento bruto, como para o elutriato. Esta toxicidade foi significativamente correlacionada com a presença de diazinon nos sedimentos. Nas amostras de água intersticial, apenas a região da montante de Salto Grande apresentou toxicidade. Os resultados mostram que apesar dos parâmetros abióticos estarem em conformidade com a legislação vigente, efeitos tóxicos puderam ser observados em vários pontos de amostragem, demonstrando a importância destes estudos para um monitoramento ambiental efetivo.

Palavras-chave: ecotoxicidade, sedimentos, reservatórios, rio Paranapanema, pesticidas

ABSTRACT

The study aimed to evaluate the water and sediment toxicity from Chavantes and Salto Grande reservoirs, Paranapanema River (SP/PR). Samplings were performed in March 2009, in the end of the rainy season. Four sampling stations in Chavantes and 5 in Salto Grande were selected, considering the reservoirs compartmentalization. *In situ* measurements of depth and water transparency were taken in the surface and near bottom layers. At the same depths it was collected water samples for determination of turbidity, temperature, dissolved oxygen, pH, electric conductivity and concentrations of nitrogen and phosphorus. Sediment samples were collected with a Van Veen (324 cm^2) dredge for analyses of granulometric texture, organic matter percentage and concentrations of Kjeldahl nitrogen, total phosphorus, metals and pesticides. Additionally, it was collected sediment and water samples for ecotoxicity tests. Sediment interstitial water and elutriato samples were also used for toxicity bioassays. The test organisms were *Daphnia similis* and *Chironomus xanthus* for acute tests and *Ceriodaphnia silvestrii* for chronic tests. Salto Grande reservoir generally exhibited higher turbidity and higher concentrations of nutrients in the water and sediments. Higher concentrations of metals were registered in the dam zone of Chavantes. Among the analyzed pesticides, only the organophosphorus diazinon and the piyrethroid ciflutrina were detected. It was not detected acute toxicity for *D. similis* in the water samples. However, for *C. silvestrii* it was verified acute and chronic toxicity for some sampling points in both reservoirs. In relation to the sediment samples, the station FAR in Chavantes, under influence of two important tributary Rivers, was the only site with acute toxicity for *D. similis*, for both sediment and elutriate samples. This toxicity was significantly correlated with the presence of diazinon in the sediments. Only the sampling station located in the Salto Grande upstream zone exhibited toxicity for the interstitial water samples. Despite the fact that the abiotic parameters are in conformity with the present legislation, toxic effects could be observed in some sampling sites, what demonstrates the importance of these studies for an effective environmental monitoring.

Key-words: eco toxicity, sediments, reservoirs, Paranapanema River, pesticides.

1. INTRODUÇÃO

A água doce é fundamental para a manutenção das diferentes formas de vida e a disponibilidade deste recurso tem definido o desenvolvimento das sociedades humanas desde a antiguidade. Ao mesmo tempo em que representa um dos recursos naturais mais valiosos, é também o mais vulnerável.

O cenário de 'crise da água' com que nos deparamos atualmente foi apresentado por Tundisi (2003) e tem como principais causas o crescimento populacional e rápida urbanização, a diversificação dos usos múltiplos, a degradação do solo, os problemas no gerenciamento dos recursos hídricos, entre outros. Segundo o autor citado a tendência internacional é bastante preocupante, com um terço da população mundial vivendo em regiões com déficit quantitativo de água e aproximadamente um quinto, sem acesso à água potável.

Segundo Mozeto & Zagatto (2006), praticamente toda atividade humana constitui uma fonte potencial de contaminantes para os ecossistemas. Estas fontes podem ser classificadas como pontuais, quando identificáveis no tempo e no espaço, ou não pontuais ou difusas, quando não é possível identificar o ponto de lançamento dos contaminantes. O lançamento de esgotos domésticos e industriais constitui um exemplo claro de fontes pontuais de poluição, enquanto que o escoamento superficial de pesticidas e fertilizantes consiste na maior fonte difusa de contaminação dos ambientes aquáticos.

Compostos inorgânicos, como metais pesados, podem entrar nos sistemas aquáticos por processos físicos e químicos naturais, como intemperismo e lixiviação de solos e rochas, ou como resultado das atividades humanas. Associados geralmente à partículas em suspensão na coluna d'água, ao entrarem em lagos e reservatórios, os metais pesados tendem a sedimentar. Uma vez no sedimento, podem sofrer transformações químicas, serem incorporados pelos organismos bentônicos e/ou retornar para a coluna d'água. A transferência e armazenamento nos sedimentos serão influenciados pela sedimentação das partículas biológicas com as quais os metais estão associados e a ação biológica no compartimento de fundo (Jackson, 1991).

Em uma escala global, o uso na agricultura continua a ser a principal fonte de pesticidas orgânicos nos ecossistemas aquáticos (Allan, 1991). Segundo este autor, os organoclorados são os pesticidas mais tóxicos, persistentes e sofrem bioacumulação, enquanto que os organofosforados são rapidamente degradados no ambiente.

Além disso, a agricultura também é a principal causa de aumento da intensidade dos processos erosivos, uma vez que muitos dos solos agrícolas permanecem nus ou com pouca vegetação por longos intervalos de tempo. A erosão acarreta em aumento da turbidez da água dos reservatórios, o que diminui a produtividade destes ambientes, reduz a biodiversidade, além de tornar dispendioso o tratamento para o consumo humano (Straškraba & Tundisi, 2000).

A eutrofização artificial dos corpos d'água devido às atividades humanas é uma das principais conseqüências das alterações nos sistemas aquáticos. Este fenômeno é o resultado do enriquecimento com nutrientes, sobretudo nitrogênio e fósforo, provenientes principalmente dos despejos de esgotos domésticos e industriais e da descarga de fertilizantes aplicados na agricultura (Tundisi, 1994; Tundisi, 2003). Azevedo & Vasconcelos (2006) apontam a redução do oxigênio dissolvido, aumento do custo de tratamento, morte de peixes e aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias como as principais mudanças na qualidade da água decorrentes da eutrofização artificial.

O controle de substâncias tóxicas em lagos e reservatórios tem como objetivo proteger a saúde humana e a vida aquática de impactos causados pela liberação de substâncias tóxicas nas águas superficiais. Estas substâncias ficam retidas por mais tempo nestes ambientes lênticos que em lóticos, o que aumenta o risco de exposição a estas substâncias, em termos de concentração e permanência, tanto para os organismos aquáticos, como para os seres humanos (Matsui, 1991a).

No Brasil, a Resolução CONAMA 357/2005 estabelece os principais critérios para avaliar a qualidade de ambientes aquáticos, baseando-se nas análises físicas e químicas da água. Seguindo os critérios desta resolução, o rio Paranapanema,

onde estão inseridos os reservatórios do presente estudo, é enquadrado como Classe 2.

Apesar da importância dos sedimentos límnicos, no Brasil não há legislação específica que oriente a avaliação de sua qualidade. O único documento legal que trata da contaminação de sedimentos de água doce é a Resolução Conama n°344/2004, que estabelece diretrizes gerais e procedimentos para avaliar a qualidade do material a ser dragado do fundo de rios. Contudo, segundo Bertoletti & Zagatto (2006), os padrões de qualidade estabelecidos são apropriados na ausência de um instrumento legal específico que estabeleça a qualidade aceitável dos sedimentos, sendo este o documento seguido pela Cetesb (2008) para orientação quanto aos valores de referência.

A retenção de compostos orgânicos e inorgânicos nos sedimentos também é um fenômeno muito importante nos ambientes aquáticos (Burton & MacPherson, 1995). O sedimento pode agir como sumidouro de materiais, removendo-os da coluna d'água. Entretanto, estas substâncias retidas também podem retornar aos sedimentos dependendo das condições do ambiente, de forma que podem tornar-se uma fonte de poluição (Soares & Mozeto, 2001), fazendo com que a toxicidade aquática seja duradoura e imprevisível.

Para a avaliação da qualidade dos ambientes aquáticos, é de grande importância analisar a concentração de substâncias potencialmente tóxicas. Porém, apenas quantificar as substâncias químicas potencialmente tóxicas não fornece informações de como as comunidades biológicas respondem à presença destes poluentes.

Além disso, uma vez no ambiente, os compostos tóxicos, especialmente os orgânicos, estão sujeitos aos processos naturais que resultam na sua partição e dispersão entre vários componentes no sistema, como também à transformação devido à alterações químicas (Matsui, 1999b). Desta maneira, a forma como as comunidades biológicas irão responder a estes compostos pode variar. Neste contexto, os estudos ecotoxicológicos são importantes para avaliar o potencial de risco ambiental dos contaminantes (Hoffman et al., 1995, Costa et al., 2008).

Nos testes ecotoxicológicos, as respostas observadas podem caracterizar efeitos agudos ou crônicos sobre os organismos. Nos testes agudos, verifica-se os efeitos durante um curto período do ciclo de vida do organismo-teste, sendo geralmente avaliados os efeitos sobre a sobrevivência. Nos testes crônicos, os organismos são expostos à amostra durante uma parte significativa do seu ciclo de vida, avaliando efeitos na reprodução, crescimento, comportamento, fisiologia, entre outros (Adams, 1995).

Em testes realizados com amostras de água, cladóceros da família Daphnidae tem sido amplamente utilizados como organismo-teste, devido a sua ampla distribuição geográfica, posição na cadeia alimentar, facilidade no cultivo em laboratório, além da reprodução por partenogênese que garante a obtenção de organismos-teste com sensibilidade constante (Costa et al., 2008).

Como já mencionado, os sedimentos desempenham um papel importante nos ecossistemas aquáticos, e por isso, também devem ser incluídos em estudos ecotoxicológicos. Devido ao hábito de vida nos sedimentos, os organismos bentônicos são os mais indicados para a realização destes testes. Porém, dificuldades no cultivo e ausência de protocolos padronizados fazem com que os microcrustáceos ainda sejam preferidos nos testes com sedimentos (Costa et al., op cit). Contudo, recomenda-se o uso de organismos de diferentes níveis tróficos nos testes com sedimento, devido às diferenças nos hábitos alimentares (Dornfeld, 2002).

Nos testes com sedimento, pode-se utilizar o sedimento total ou a fração líquida do mesmo (água intersticial e elutriato). Assume-se que a água intersticial deva conter os mesmos contaminantes encontrados no sedimento bruto, que irão afetar a fauna bentônica. Por outro lado, o elutriato, também denominado solubilizado, pode conter os contaminantes que afetariam não só a fauna bentônica, mas os organismos que vivem na coluna d'água, que seriam liberados de volta à coluna d'água por ressuspensão dos sedimentos (Costa et al, op cit).

Embora seja uma ciência relativamente recente no Brasil, a ecotoxicologia tem demonstrado a sua importância como instrumento para o gerenciamento ambiental. A legislação vigente (Resolução CONAMA 357/2005) possui alguns

padrões descritivos referentes aos ensaios de ecotoxicidade, sendo esta ferramenta utilizada no monitoramento de águas superficiais no estado de São Paulo pela CETESB (2010).

Assim, o presente trabalho pretende contribuir para a avaliação da qualidade ambiental dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, através da realização de bioensaios de ecotoxicidade com amostras de água e sedimento, gerando informações que auxiliem em estratégias de utilização destas massas d'água em função das diferenças espaciais intrínsecas, processos de eutrofização/contaminação e seus múltiplos usuários.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar a toxicidade da água e do sedimento dos diferentes compartimentos dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, rio Paranapanema (SP/PR).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

3) Comparar as áreas de estudo, coluna d'água e sedimento, quanto à presença e concentração de metais pesados e pesticidas;

4) Avaliar a toxicidade em amostras de água e sedimentos dos pontos estudados através de bioensaios com testes crônicos e agudos (organismos-teste: cladóceros e quironomídeos).

3. HIPÓTESE

- ✓ A água e o sedimento dos tributários devem apresentar qualidade inferior quando comparados com o corpo central dos reservatórios. Caso exista efeito tóxico, este deve ser mais pronunciado nas zonas de influência dos tributários, dado o fato dos mesmos serem vias de entradas principais, nos reservatórios, de produtos oriundos das atividades antrópicas nas bacias de drenagem.

4. ÁREA DE ESTUDO

A descrição detalhada da área de estudo encontra-se no capítulo 1.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Localização das estações de amostragem

As estações de amostragem escolhidas para a análise toxicológica da água e do sedimento dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande foram as mesmas determinadas para o estudo das associações de macroinvertebrados bentônicos (consultar Figuras 3, 4 e 5 do Capítulo I).

A coleta foi realizada em março de 2009, logo após o período chuvoso, tendo em consideração o grande aporte de material alóctone para os corpos d'água.

5.2 Variáveis físicas e químicas da água

Com exceção da temperatura que foi medida *in situ,* para as demais variáveis, as amostras de água foram coletadas na superfície e no fundo de cada ponto de amostragem com o auxílio de uma garrafa Van Dorn. As amostras foram mantidas refrigeradas até o momento de análise, em laboratório.

A seguir são apresentadas as metodologias utilizadas para cada variável analisada.

- Profundidade

As profundidades das estações de amostragem foram determinadas utilizando uma sonda Speedtech, modelo SM-5.

- Transparência da água

A transparência da água foi determinada através do desaparecimento visual do disco de Secchi.

- Turbidez

A turbidez da água foi determinada com o turbidímetro MS Tecnopon.

- Temperatura

Através de um aparelho multisensor da marca Horiba modelo U-10, a temperatura foi medida na superfície e no fundo da coluna d'água, no momento da coleta das amostras.

- Condutividade elétrica

A condutividade elétrica foi determinada com o auxílio de um condutivímetro de bancada Horiba modelo ES51.

- pH

Para a determinação desta variável, foi utilizado um pHmetro de bancada da marca Horiba modelo F-21.

- Concentração de oxigênio dissolvido

Esta variável foi determinada pelo método de Winkler descrito por Golterman *et al.* (1978).

- Concentrações de nitrogênio e de fósforo total

As amostras de água próxima ao sedimento foram coletadas com garrafa de Van Dorn e armazenadas em frascos plásticos e congeladas até o momento da análise. Em laboratório, as determinações foram realizadas após digestão para análise simultânea de nitrogênio e fósforo (Valderrama, 1981), sendo a concentração de nitrogênio total determinada através do método de Mackereth *et al.* (1978) e a de fósforo, pelo método de Strickland & Parsons (1960).

5.3 Variáveis físicas e químicas do sedimento e porcentagem de matéria orgânica

Para a análise destes parâmetros foi coletada uma amostra de sedimento com pegador Van Veen de 324 cm^2 de área, em cada ponto de amostragem. O material obtido foi armazenado em frasco plástico e mantido sob congelamento até o momento de cada análise.

– Textura granulométrica

A textura granulométrica foi determinada pelo peneiramento úmido do sedimento. O sedimento seco foi pesado e lavado em peneiras com diferentes aberturas de malha: 2,0 mm, 1,0 mm, 500 µm, 250 µm, 125 µm e 63 µm. O material retido em cada peneira foi colocado em béqueres e levados à estufa a 65ºC para, após a secagem, serem novamente pesados. As porcentagens das diferentes frações de areia e da fração silte + argila foram determinadas seguindo os métodos descritos em Håkanson & Jansson (1983), expressando os valores em escala phi.

– Porcentagem de matéria orgânica

Esta análise foi efetuada seguindo a metodologia descrita por Håkanson & Jansson (1983), por perda de peso por ignição do sedimento. O sedimento seco foi pesado em balança analítica da marca Metler Mod. H20T (0,00001 g de precisão) e levado ao forno Mufla (Fanem, modelo 413) a 550°C, durante uma hora. Após resfriamento em dessecador, o sedimento foi pesado novamente. O cálculo para a determinação da matéria orgânica segue abaixo:

$$\text{Porcentagem de matéria orgânica} = \left[(Ps - Pi) \times 100\right] \div Ps$$

Onde: Ps = Peso do sedimento seco
Pi = Peso do sedimento incinerado

– Concentração de nitrogênio Kjeldahl

A concentração de nitrogênio Kjeldahl (NK) foi determinada pelo método Kjedhal, utilizando-se um destilador de nitrogênio da marca TECNAL modelo TE0363.

– Concentração de fósforo total

A concentração de fósforo total foi determinada pelo método descrito por Andersen (1976), de extração por ebulição com HCl 1N e leitura espectrofotométrica pelo método de azul de molibdênio.

– Metais

Para a determinação dos metais, primeiramente as amostras foram mineralizadas por microondas, com o auxílio de um aparelho de microondas da marca Provecto, modelo DGT100 Plus.

A técnica utilizada para a determinação quali-quantitativa para os metais Chumbo, Cobre, Cádmio, Cromo, Níquel, Ferro, Cálcio, Alumínio e Zinco foi de espectrofotometria por absorção atômica (atomização por chama), e para o mercúrio, a de gerador de hidretos.

– Inseticidas organoclorados e organofosforados

Para quantificação e identificação destes grupos de inseticidas foi utilizado um cromatógrafo a gás com coluna capilar, acoplado a um detector de captura de elétrons.

– Pesticidas piretróides

As amostras de sedimento foram analisadas por cromatografia líquida de alta pressão (HPLC), com detector ultravioleta.

As análises de metais, inseticidas organoclorados e organofosforados, assim como de pesticidas piretróides foram realizadas no Centro de Assistência Toxicológica (CEATOX) do Instituto de Biociências de Botucatu – UNESP.

5.4 Testes ecotoxicológicos

– Manutenção e cultivo dos organismos-teste

Para a execução dos bioensaios do presente estudo, foram selecionados como organismos-teste as espécies *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii* (Branchiopoda, Cladocera) e *Chironomus xanthus* (Diptera, Chironomidae).

Dafinídeos

Seguindo os critérios estabelecidos pelas normas estabelecidas pela ABNT (2006; 2005), os cultivos dos dafinídeos foram mantidos em câmaras climáticas (Figura 1), com temperatura entre 23 e 25°C, fotoperíodo controlado (12h de claro: 12h de escuro) e alimentados a cada 48 horas com uma suspensão da alga *Pseudokirchneriella subcapitata* (1×10^{-5} células.mL^{-1}) e um complemento nutritivo a base de fermento biológico e ração para peixes Tetramin.

Para todas as amostras analisadas, os neonatos de *D. similis* (Figura 2) foram utilizados nos testes agudos e os de *C. silvestrii* (Figura 3), nos testes crônicos.

Figura 1: Cultivos de cladóceros (*Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*).

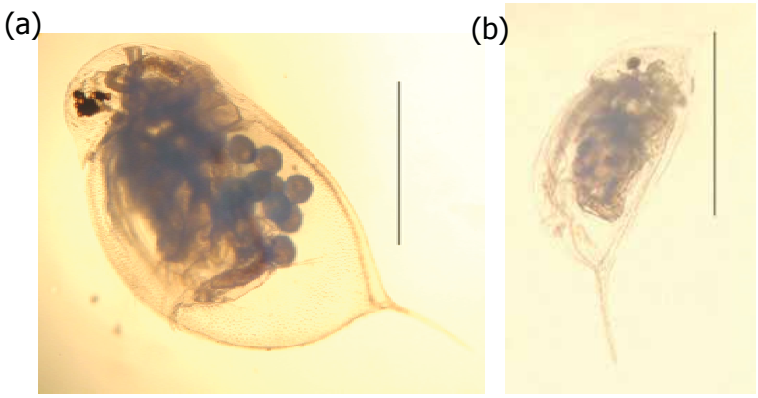


Figura 2: Fêmea adulta de *Daphnia similis* (a) e neonato (b) utilizado nos testes de toxicidade aguda. Escala: 1mm (a) e 0,5 mm (b).

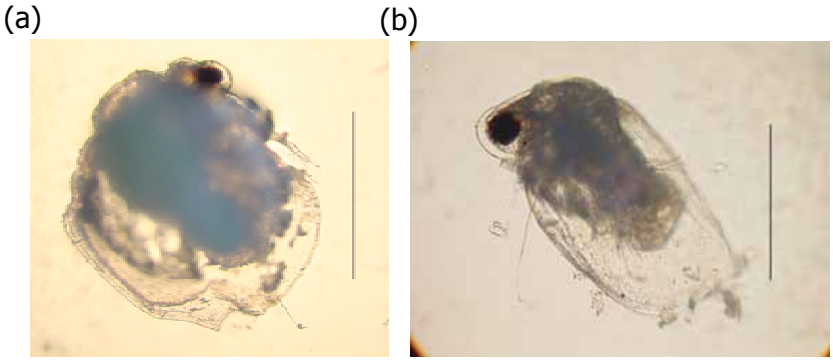


Figura 3: Fêmea adulta de *Ceriodaphnia silvestrii* (a) e neonato (b) utilizado nos testes de toxicidade crônica. (Escala: 0,5 mm).

Chironomus xanthus (Diptera, Chironomidae)

As larvas no segundo ínstar do ciclo de vida desta espécie foram utilizadas como organismos-teste para os bioensaios agudos com sedimento (Figura 4).

O cultivo desta espécie seguiu a metodologia descrita por Fonseca & Rocha (2004): aeração constante, em bandejas cobertas por uma rede de nylon (Figura 5) para a retenção dos adultos. O fundo das bandejas foi coberto com sedimento da represa do Lobo (Broa) (Itirapina-SP), previamente seco em estufa e incinerado a 550°C por 2 horas. A temperatura e o fotoperíodo da sala de cultivo eram controlados entre 23 e 25°C e 12 h de claro: 12 h de escuro, respectivamente. A alimentação foi constituída de uma solução a base de fermento biológico e ração para peixes (Tetramin).

Figura 4: Larva de Chironomus xanthus.

Figura 5: Bandeja de cultivo de *Chironomus xanthus*.

- Avaliação das culturas dos organismos-teste

Para avaliar a qualidade das culturas dos organismos testes utilizados, foram realizados os testes de sensibilidade com *Daphnia similis, Ceriodaphnia silvestrii* e *Chironomus xanthus*.

Para *D. similis,* a substância de referência adotada para o teste de sensibilidade foi o cloreto de potássio (KCl), nas concentrações de 150,00, 300,00, 450,00, 600,00 e 900,00 mg L^{-1}. Na realização destes testes, utilizou-se 10 mL da solução de KCl, adicionando-se cinco organismos em cada réplica (quatro réplicas).

Para o teste de sensibilidade com a *C. silvestrii*, a substância de referência adotada foi o Cloreto de Sódio, NaCl, nas concentrações de 1,0, 1,30, 1,60, 2,20 e 2,50 g L^{-1}. Para a execução destes testes, utilizou-se 10 mL da solução de NaCl, adicionando-se cinco organismos em cada réplica (quatro réplicas).

O cloreto de potássio também foi a substância de referência utilizada no teste de sensibilidade de *C. xanthus*, porém nas concentrações de 1,50, 2,25, 3,50, 5,0 e 7,5 g L^{-1}. Para a realização destes testes, utilizou-se a mesma proporção de 1:4, sedimento:água, 6 organismos por réplica (três réplicas) (Fonseca, 1997)

Os resultados foram analisados utilizando o software Trimmed Spearman-Karber para encontrar a faixa de sensibilidade dos organismos testados.

- Coleta e preparação das amostras para execução dos testes de toxicidade

Em cada ponto de amostragem, a coleta de amostras de água foi feita com garrafa de Van Dorn e cada amostra foi dividida em subamostras que foram acondicionadas em frascos plásticos de 250 mL, totalizando 1 L por estação de amostragem. As amostras de sedimento foram coletadas com pegador de fundo Van Veen (324 cm^2) e também foram acondicionadas em frascos plásticos. Todas as amostras foram mantidas congeladas até a execução dos testes, respeitando a validade das amostras determinada pela respectivas normas técnicas (ABNT, 2005; 2006).

Em todos os testes realizados com sedimento seguiu-se a proporção de 1 parte de sedimento para 4 partes de água de diluição (Burton Jr & McPherson, 1995; Fonseca, 1997). No presente trabalho, foram utilizados 30g de sedimento e 120 mL de água de diluição. Os recipientes-teste foram preparados 24 horas antes da introdução dos organismos para que houvesse a decantação do sedimento em suspensão.

As amostras de água intersticial dos sedimentos foram coletadas após o descongelamento das amostras de sedimento.

O elutriato foi preparado pela agitação over-night das amostras de sedimento com a água de cultivo reconstituída. 50g de amostra de sedimento foram colocadas em béqueres juntamente com 200 mL de água de cultivo e colocadas em uma mesa agitadora.

Como controle para todos os testes realizados com água, água intersticial e elutriato, utilizou-se a água de cultivo reconstituída. Por sua vez, nos testes efetuados com amostras de sedimento, o controle foi realizado com o sedimento previamente tratado da represa do Lobo (Broa), assim como para o cultivo.

- Bioensaios de toxicidade aguda

Para os testes agudos com amostras de água, sedimento, água intersticial e elutriato foram utilizadas quatro réplicas por amostra. Em cada réplica foram introduzidos cinco neonatos (24h de vida) de *D. similis* em um recipiente contendo 15 mL de amostra (ABNT, 2005). Após 48 horas, os organismos mortos ou imóveis foram contabilizados e a análise dos resultados para a determinação da toxicidade foi feita através da Prova Exata de Fisher.

Para o sedimento, além do teste agudo com cladócero também foi realizado o teste agudo com a larva de *C. xanthus* no 2º instar do ciclo de vida. Para cada amostra, seis indivíduos foram colocados em cada uma das três réplicas montadas. O teste foi encerrado ao final de 96 h, quando o número de indivíduos mortos foi analisado pela Prova Exata de Fisher para determinar a presença de toxicidade.

- Bioensaios de toxicidade crônica

No teste crônico com as amostras de água, utilizou-se um total de 10 réplicas por amostra. Inicialmente, um neonato de *C. silvestrii* foi colocado em um recipiente com 10 mL de amostra e após a produção da terceira geração pelo controle, o teste foi finalizado (ABNT, 2006). O número total de neonatos foi contabilizado e os resultados obtidos foram comparados através de uma análise de variância (ANOVA, 1 fator) e quando constatada a existência de diferença significativa foi empregado o teste de Dunnet, para detectar as diferenças entre os pontos amostrados.

Todos os testes foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de organismos aquáticos do Núcleo de Estudos dos Ecossistemas Aquáticos (NEEA) do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) da Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP).

As análises estatísticas para os resultados dos bioensaios foram feitas através do programa ToxStat versão 3.4 (1994).

A fim de verificar a existência de relação entre os resultados obtidos nos testes e os parâmetros físicos e químicos analisados, foram realizadas análises de correlação de Pearson, para os dados paramétricos, e de Spearman para os não-paramétricos, através do Programa Statistica versão 7 (StatSoft, 2004).

6. RESULTADOS

6.1 Variáveis físicas e químicas da água

– Profundidade, Transparência da água e Turbidez

O reservatório de Chavantes apresentou os maiores valores de profundidade quando comparado com o reservatório de Salto Grande (Figura 6). No primeiro reservatório, foi verificado o maior valor para a estação RCl (24,5 m) enquanto que na estação BCh obteve-se o menor valor (9,9 m). Em Salto Grande, a menor profundidade foi verificada na estação FRP (0,69 m) enquanto que a maior, foi obtida na estação BSG (11,2 m).

De um modo geral, a transparência da água foi maior no reservatório de Chavantes, alcançando 6,38 m na região da Barragem (BCh). Com relação ao reservatório de Salto Grande, observou-se que a região mais central do reservatório, representada pela estação PB, apresentou maiores valores de transparência da água (4,17 m), enquanto que os tributários apresentaram os menores valores para esta variável (0,69 m na estação FRP e 0,96 m na estação BRN).

Como esperado, a turbidez da água apresentou tendências opostas à transparência da água, onde maiores valores de turbidez foram observados nos locais com menor transparência. Além disso, também verificou-se que a turbidez da água próxima ao fundo foi maior que a da superfície, em todos os pontos amostrados.

No reservatório de Chavantes observou-se a diminuição dos valores de turbidez em direção à barragem (estação BCh), tanto para a superfície quanto para o fundo (Figura 7). Por sua vez, a região da barragem do reservatório de Salto Grande (BSG), apresentou elevados valores de turbidez, comparados com os demais valores obtidos para o corpo central do reservatório. Porém, os maiores valores foram obtidos nos rios tributários, com destaque para o rio Pardo, onde foi verificado 41,2 NTU próximo ao fundo.

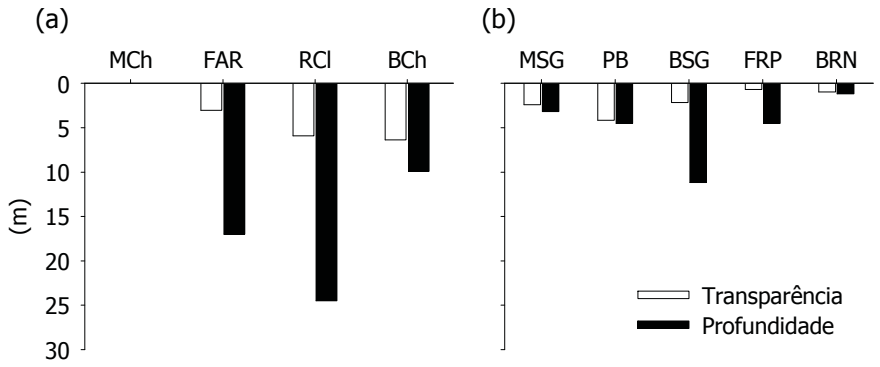


Figura 6: Profundidade e transparência da água nos reservatórios de Chavantes (a) e Salto Grande (b), em março de 2009.

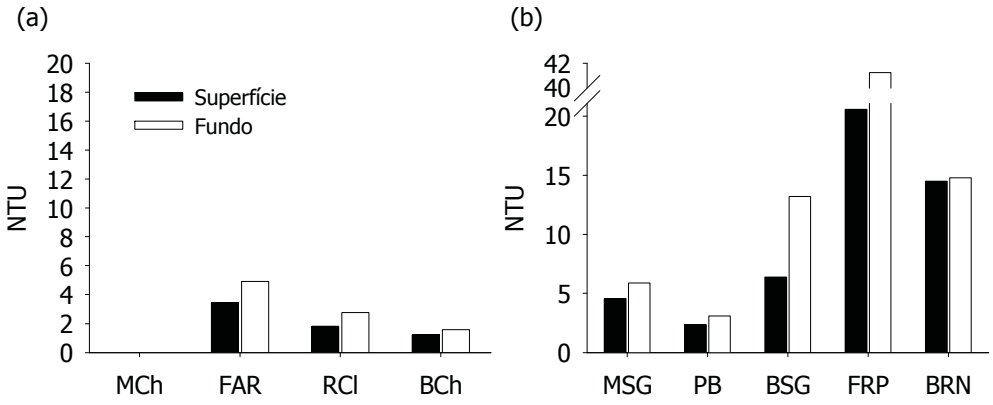


Figura 7: Turbidez da água, na superfície e fundo, nos reservatórios de Chavantes (a) e Salto Grande (b), em março de 2009.

– Temperatura, Oxigênio Dissolvido, pH e Condutividade Elétrica

A temperatura da água apresentou valores próximos para os dois reservatórios estudados, porém observou-se que no reservatório de Chavantes a variação entre os pontos amostrados foi maior (Figura 8).

No reservatório de Chavantes, a temperatura oscilou entre 22 e 28,6°C (RCl, fundo e BCh, superfície, respectivamente) e em Salto Grande a variação foi entre 24,6 e 27,6°C (estação FRP e estação MSG, respectivamente).

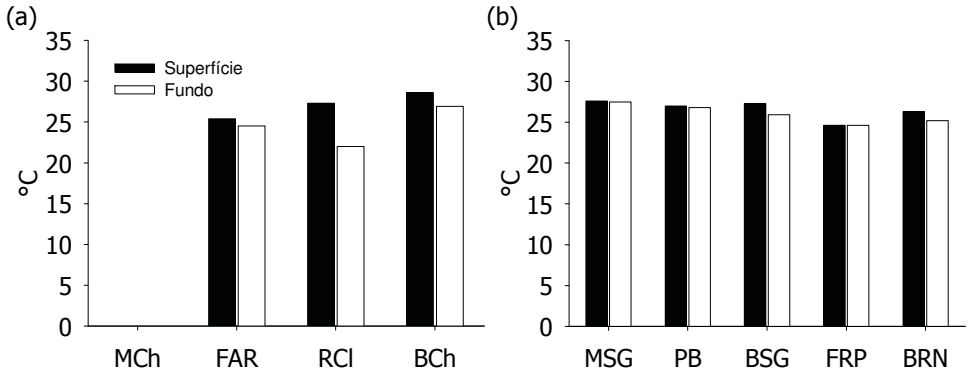


Figura 8: Temperatura da água, na superfície e fundo, nos reservatórios de Chavantes (a) e Salto Grande (b), em março de 2009.

A concentração de oxigênio dissolvido na água foi em geral mais elevada na superfície que no fundo (Figura 9). Para o reservatório de Chavantes, a maior variação observada ocorreu na estação RCl, com valores entre 3,01 e 7,40 mg L^{-1} (fundo e superfície, respectivamente). Por outro lado, esta variação na coluna d'água não foi observada nos pontos localizados no corpo central do reservatório de Salto Grande assim como em seus tributários. Os valores oscilaram entre 6,31 e 7,0 mg L^{-1} (superfície das estações PB e FRP, respectivamente). Porém, o ponto localizado na região da montante (MSG), mais afastado dos demais, apresentou uma elevada concentração quando comparado com os demais pontos, oscilando entre 11,77 e 12,55 mg L^{-1} (fundo e superfície, respectivamente).

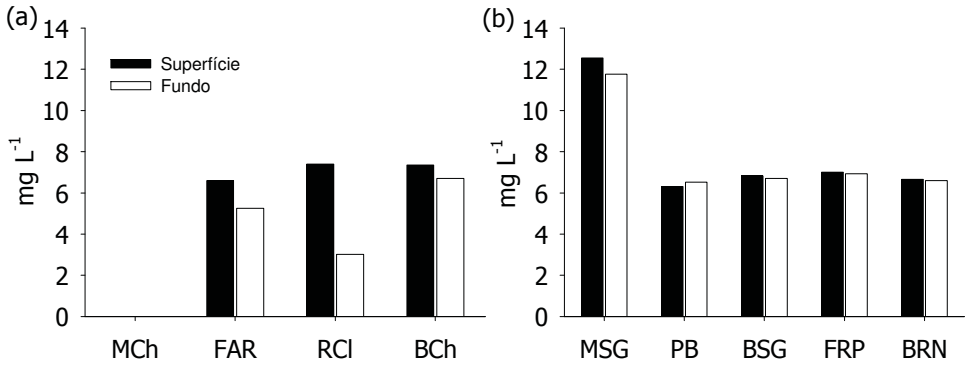


Figura 9: Concentração de oxigênio dissolvido na água, na superfície e fundo, nos reservatórios de Chavantes (a) e Salto Grande (b), em março de 2009.

O pH da água, levemente ácido, foi bastante semelhante em todos os pontos de amostragem (Figura 10). No reservatório de Chavantes, os valores oscilaram entre 6,24 e 6,44 (superfície da estação FAR e fundo da estação BCh, respectivamente). Para reservatório de Salto Grande o menor pH foi registrado na superfície da estação PB (6,16) e os maiores na superfície da estação MSG e no fundo da estação BRN (6,29).

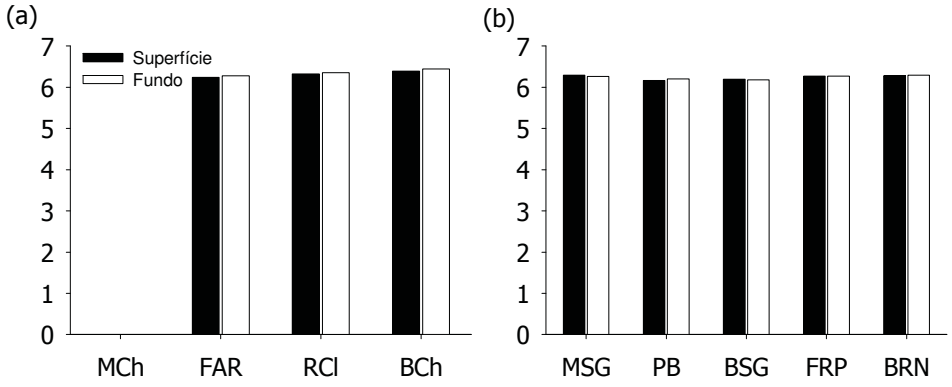


Figura 10: Variação do pH, na superfície e fundo, nos reservatórios de Chavantes (a) e Salto Grande (b), em março de 2009.

No corpo central de ambos os reservatórios, a condutividade elétrica apresentou valores próximos, entre 45,1 e 64,8 µS cm^{-1} (Barragens de Chavantes e de Salto Grande, respectivamente) (Figura 11). Porém, entre todos os pontos amostrados, os maiores valores foram verificados na Foz do rio Pardo (76,4 e 73,1 µS cm^{-1}).

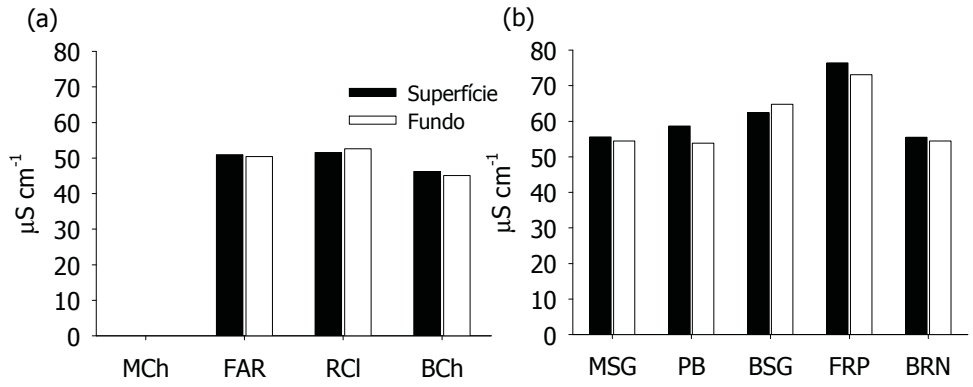


Figura 11: Variação da condutividade elétrica, na superfície e fundo, nos reservatórios de Chavantes (a) e Salto Grande (b), em março de 2009.

– Nitrogênio e Fósforo Totais

A Figura 12 apresenta as concentrações de nitrogênio e fósforo totais, correspondentes às camadas de fundo das estações de amostragem. No reservatório de Chavantes, os valores de nitrogênio total oscilaram entre 153,7 e 280,9 µg L^{-1} (BCh e FAR, respectivamente) e em Salto Grande, entre 189,6 e 275,0 µg L^{-1} (MSG e PB, respectivamente).

Por sua vez, a concentração de fósforo total apresentou maior variação entre os dois reservatórios em estudo. A concentração deste nutriente no reservatório de Salto Grande foi consideravelmente mais elevada que no reservatório de Chavantes. No primeiro reservatório mencionado, as concentrações oscilaram entre 38,3 e 90,4 µg L^{-1} (MSG e FRP, respectivamente), enquanto que em Chavantes, a menor concentração foi verificada na estação FAR (21,3 µg L^{-1}) e a maior, em Ribeirão Claro (25,9 µg L^{-1}).

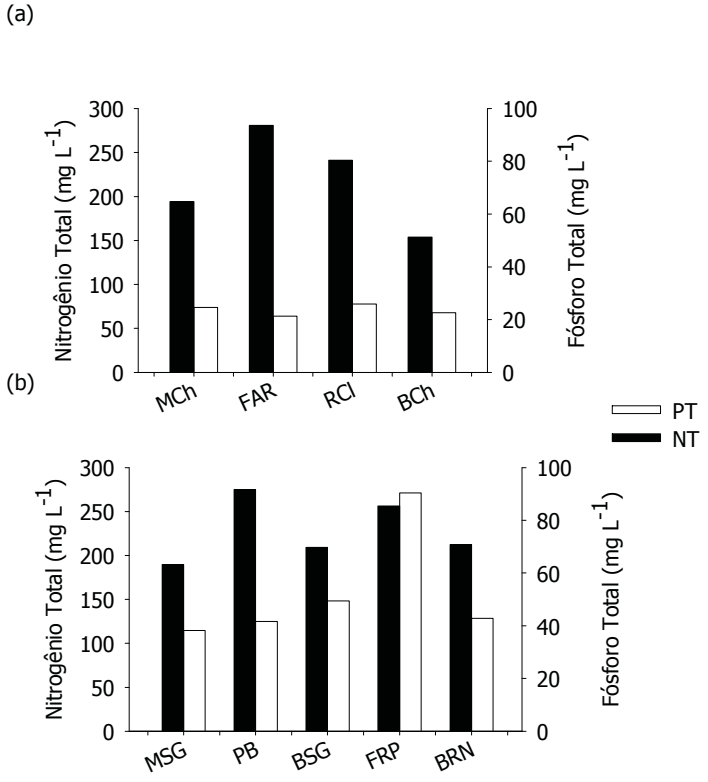


Figura 12: Concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo totais) próxima ao fundo nos reservatórios de Chavantes (a) e Salto Grande (b), em março de 2009.

6.2 Variáveis físicas, químicas e porcentagem de matéria orgânica do sedimento

– Textura granulométrica

Os sedimentos dos reservatórios estudados, durante o mês de março de 2009, foram predominantemente finos (Tabela I).

No reservatório de Chavantes, o tamanho médio de grão oscilou entre 3,81 ϕ na estação RCl e 4,26 ϕ nas estações MCh e FAR, respectivamente. Nestas duas últimas estações mencionadas, os sedimentos foram classificados como silte/argila e nas demais estações deste reservatório, como areia fina. A menor porcentagem de areia foi registrada na estação MCh, com 23,63%, enquanto que a maior porcentagem foi obtida na estação RCl, com 63,90%.

Em Salto Grande, as estações MSG e BRN apresentaram textura mais grossa, com tamanho médio de grão de 3,18 e 3,95 ϕ, respectivamente. Nestes locais, o sedimento encontrado foi classificado como areia fina. Nas demais estações, o tamanho do grão foi muito semelhante, com valores próximos de 4,47 ϕ, sendo os sedimentos classificados como silte/argila. Neste reservatório observou-se uma maior variação nas porcentagens de areia do sedimento, com valores entre 1,10 e 88,24% (estações BSG e MSG, respectivamente).

Tabela I: Tamanho médio de grão, porcentagem de areia e classificação textural dos sedimentos das estações de amostragem dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, em março de 2009.

Reservatório	Estação	Md (ϕ)	% AREIA	Classificação textural
Chavantes	MCh	4,26	23,63	Silte/Argila
	FAR	4,26	24,45	Silte/Argila
	RCl	3,81	63,90	Areia fina
	BCh	4,13	28,53	Areia fina
Salto Grande	MSG	3,18	88,24	Areia fina
	PB	4,47	4,08	Silte/Argila
	BSG	4,48	1,1	Silte/Argila
	FRP	4,48	4,55	Silte/Argila
	BRN	3,95	36,2	Areia fina

– Porcentagem de matéria orgânica, nitrogênio Kjeldahl e fósforo total

O reservatório de Salto Grande apresentou sedimentos mais ricos em matéria orgânica que o reservatório de Chavantes (Figura 13). Com exceção do ponto localizado na montante (MSG), os demais pontos do reservatório de Salto Grande apresentaram sedimento do tipo orgânico (>10% de matéria orgânica). Por outro lado, o reservatório de Chavantes apresentou este tipo de sedimento apenas nas estações localizadas na montante (MCh) e na barragem (BCh).

Através da Figura 13a, é possível observar que a menor porcentagem de matéria orgânica foi obtida na estação RCl (4,53%), e a maior na estação MCh, com 12,55%. Em Salto Grande (Figura 13b), a maior porcentagem foi obtida na região central do reservatório (PB, 22,47%), enquanto que o menor valor foi registrado na estação MSG (1,22%).

A concentração de nutrientes seguiu uma tendência semelhante à de porcentagem de matéria orgânica (Figura 13), onde os maiores valores também foram verificados no sedimento do reservatório de Salto Grande. Em Chavantes (Figura 13a), nas regiões da montante (MCh) e da barragem (BCh), foram registradas as maiores concentrações para nitrogênio Kjeldahl (1,90 e 1,91 mg g^{-1}, respectivamente), bem como para fósforo total (0,54 e 0,77 mg g^{-1}, respectivamente). Na estação FAR foram obtidos os menores valores para nitrogênio (0,5 mg g^{-1}) e para fósforo (0,09 mg g^{-1}). Na Figura 13b, verifica-se que a estação PB apresentou a maior concentração de nitrogênio (4,45 mg g^{-1}) e na estação FRP, por sua vez, foi obtido o maior valor para fósforo total (1,45 mg g^{-1}). A estação MSG apresentou os menores valores, tanto para nitrogênio como para fósforo (0,11 e 0,08 mg g^{-1}, respectivamente).

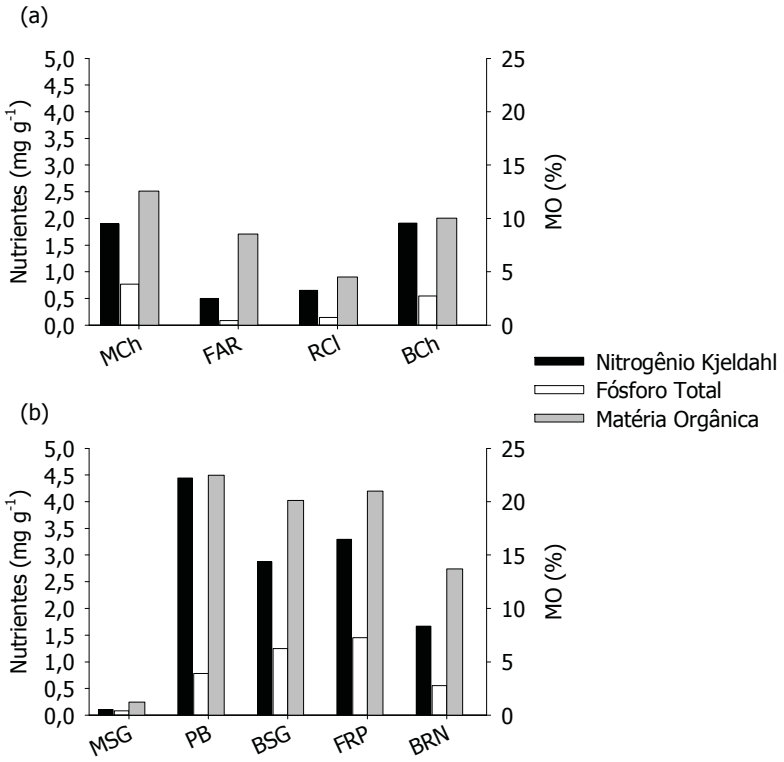


Figura 13: Concentrações de nitrogênio Kjeldahl, de fósforo total e porcentagem de matéria orgânica nos sedimentos dos reservatórios de Chavantes (a) e de Salto Grande (b), em março de 2009.

– Metais

De modo geral, as regiões das barragens dos reservatórios estudados apresentaram as maiores concentrações dos metais analisados nos sedimentos (Figura 14).

No reservatório de Chavantes, a concentração de cádmio variou entre 0,063 mg Kg^{-1} (estação RCl) e 0,097 mg Kg^{-1} (estação BCh). Da mesma forma, a região da barragem de Salto Grande (BSG) apresentou a maior concentração para este reservatório, com 0,096 mg Kg^{-1}, enquanto que as demais estações de amostragem no corpo principal do reservatório apresentaram valores bastante similares (0,056 mg Kg^{-1} na estação MSG e 0,058 mg Kg^{-1} na estação PB). Os pontos amostrados nos rios tributários apresentaram valores mais elevados, porém ainda inferiores que aquele encontrado na região da barragem.

Os metais cobre, cromo e níquel apresentaram tendências semelhantes nas suas concentrações, comparando todos os pontos de amostragem. Os sedimentos na estação localizada na barragem de Chavantes (BCh) apresentaram os maiores níveis de contaminação destes três metais, alcançando valores de 32,28, 13,33 e 4,68 mg Kg^{-1}, respectivamente. Por outro lado, para o reservatório de Chavantes, a estação FAR apresentou as menores concentrações (0,07, 3,95 e 1,65 mg Kg^{-1}, respectivamente). Em Salto Grande, a estação MSG apresentou a menor concentração de cobre (4,37 mg Kg^{-1}), enquanto que na estação PB foram verificados os menores valores para cromo e níquel (1,28 e 0,68 mg Kg^{-1}, respectivamente). Para este reservatório, a estação BRN apresentou as maiores concentrações de cobre, cromo e também de níquel (21,33, 10,77 e 3,89 mg Kg^{-1}, respectivamente).

Considerando os metais chumbo e zinco, verificou-se que a região da montante de Chavantes (MCh) apresentou as maiores concentrações observadas neste reservatório (5,06 e 20,14 mg Kg^{-1}, respectivamente). Por sua vez, os maiores valores para o reservatório de Salto Grande foram observados na barragem (BSG), 5,23 e 23,83 mg Kg^{-1}, respectivamente)

Para o alumínio, as maiores concentrações foram obtidas próximo às barragens, nas estações BCh e BSG, com 5,44 e 4,73 g Kg^{-1}, respectivamente.

De um modo geral, os sedimentos dos reservatórios em estudo apresentam concentrações baixas de cálcio (<0,2 g Kg^{-1}). Contudo, as estações FAR e FRP apresentaram valores consideravelmente elevados quando comparados com os demais pontos de amostragem (2,75 e 1,25 g Kg^{-1}, respectivamente).

O ponto de amostragem BCh apresentou a maior concentração de ferro (8,09 g Kg^{-1}), entre todos os pontos amostrados. No reservatório de Salto Grande, as concentrações foram semelhantes, porém o maior valor também foi observado na zona da barragem, estação BSG (6,89 g Kg^{-1}).

Os sedimentos das estações FAR e BRN apresentaram os maiores níveis de contaminação por mercúrio, com concentrações bastante elevadas quando comparadas com aquelas obtidas nos demais pontos de amostragem (14,19 e 18,72 µg Kg^{-1}).

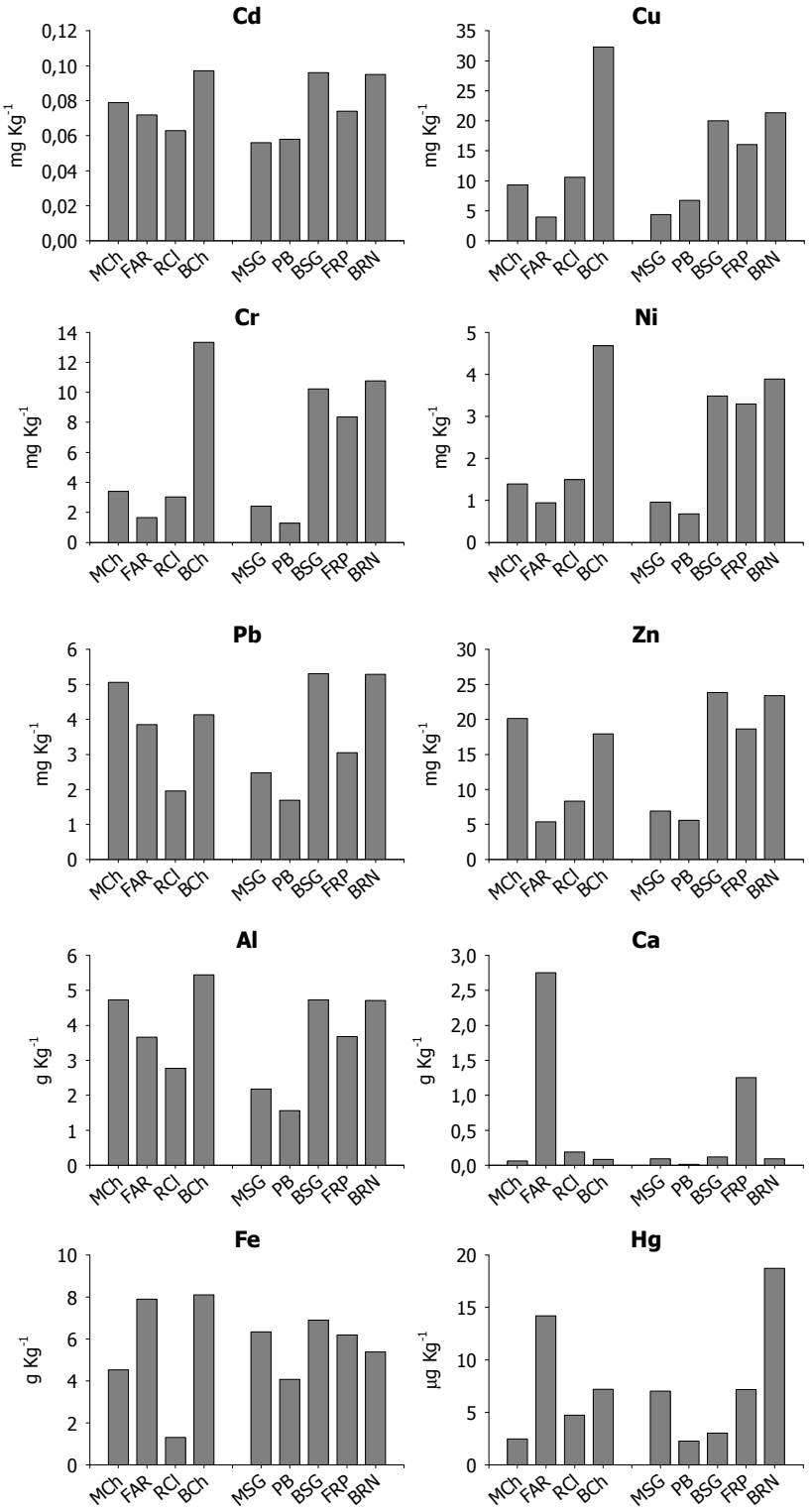


Figura 14: Concentração de metais nos sedimentos dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande, em março de 2009. (Observar diferenças nas escalas)

– Concentração de inseticidas organoclorados, organofosforados e pesticidas piretróides

Através dos resultados obtidos, verificou-se que os sedimentos das estações selecionadas nos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande mostraram-se pouco contaminados, uma vez que apenas dois inseticidas foram detectados.

Considerando a metodologia adotada para a análise dos inseticidas organoclorados (limite de detecção de 0,01 µg Kg^{-1}), não foi observada a contaminação do sedimento de nenhuma estação de amostragem.

Contudo, para os inseticidas organofosforados, foi verificada apenas a presença de Diazinon nas estações FAR (9,1 µg Kg^{-1}) no reservatório de Chavantes, e na estação FRP (8,1 µg Kg^{-1}), em Salto Grande.

Entre os pesticidas piretróides, foi constatada a contaminação por Ciflutrina nas estações MCh, RCl e MSG, em concentrações de 0,02, 0,03 e 0,01 mg Kg^{-1}, respectivamente.

6.3 Testes ecotoxicológicos

– Testes de Sensibilidade

A Tabela II apresenta o resultado do teste de sensibilidade para KCl realizado com *Daphnia similis*, durante o período de execução dos bioensaios com as amostras coletadas nos reservatórios estudados. A $CE_{(50)}$ média foi de 586,63 mg L^{-1} e a faixa de sensibilidade ficou estabelecida entre 539,85 e 637,46 mg L^{-1}, valores dentro da faixa de variação estabelecida na carta controle (Anexo 1) do Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de organismos aquáticos (CRHEA/EESC/USP).

Tabela II: Resultado estatístico para o teste de sensibilidade realizado com KCl para a espécie *Daphnia similis*, em maio de 2009.

	Concentração (mg L^{-1})				
	150	300	450	600	900
Nº organismos expostos	20	20	20	20	20
Mortalidade	0	0	1	12	20
Spearman-Karber Trimmed	0,00				
CE50	586,63				
IC mínimo 95%	539,85				
IC máximo 95%	637,46				

O teste de sensibilidade com NaCl executado para *C. silvestrii* registrou uma $CE_{(50)}$ média de 1,549 g L^{-1} de NaCl (Tabela III). A faixa de sensibilidade do cloreto de sódio para esta espécie foi estabelecida entre 1,44 e 1,66 g L^{-1}, que também se encontra dentro daquela determinada pela carta controle do Laboratório (Anexo 2).

Tabela III: Resultado estatístico para o teste de sensibilidade realizado com NaCl para *Ceriodaphnia silvestrii*, em abril de 2009.

	Concentração (g L^{-1})				
	1,0	1,3	1,6	2,2	2,5
Nº organismos expostos	20	20	20	20	20
Mortalidade	0	4	11	20	20
Spearman-Karber Trimmed	0,00				
CE50	1,55				
IC mínimo 95%	1,44				
IC máximo 95%	1,66				

Na Tabela IV, observa-se que a $CE_{(50)}$ média para *C. xanthus* foi 3,94 g L^{-1} de KCl. A faixa de sensibilidade obtida foi de 3,38 a 4,60 g L^{-1}, que está dentro dos limites estabelecidos pela carta controle do Laboratório (Anexo 3).

Tabela IV: Resultado estatístico para o teste de sensibilidade realizado com KCl com *Chironomus xanthus*, em maio de 2009.

	Concentração (g L^{-1})				
	1,5	2,25	3,5	5,0	7,5
Nº organismos expostos	18	18	18	18	18
Mortalidade	0	4	7	9	18
Spearman-Karber Trimmed	0,00				
CE50	3,94				
IC mínimo 95%	3,38				
IC máximo 95%	4,60				

- Bioensaios de toxicidade com amostras de água

Para o período amostrado, não foi verificada toxicidade aguda para *D. similis*, nas amostras de água dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande.

A Figura 15 apresenta os resultados obtidos para o bioensaio crônico com *C. silvestrii*. Para alguns pontos de amostragem, verificaram-se diferenças significativas na produção de neonatos, quando comparados com o controle (Tabela V). Através do teste de Dunnett constatou-se toxicidade crônica nas amostras de água coletadas nas estações FAR, BCh e BRN (Tabela VI). Os resultados obtidos para as estações RCl, PB e BSG não foram incluídos nos testes estatísticos porque além do reduzido número de neonatos produzidos, também houve a mortalidade de 70, 60 e 90% das fêmeas ao final dos testes, respectivamente, indicando a existência de toxicidade aguda destas amostras.

Apesar da existência de toxicidade para o organismo-teste utilizado, não foi verificada a existência de correlação significativa entre os resultados obtidos com os parâmetros abióticos analisados.

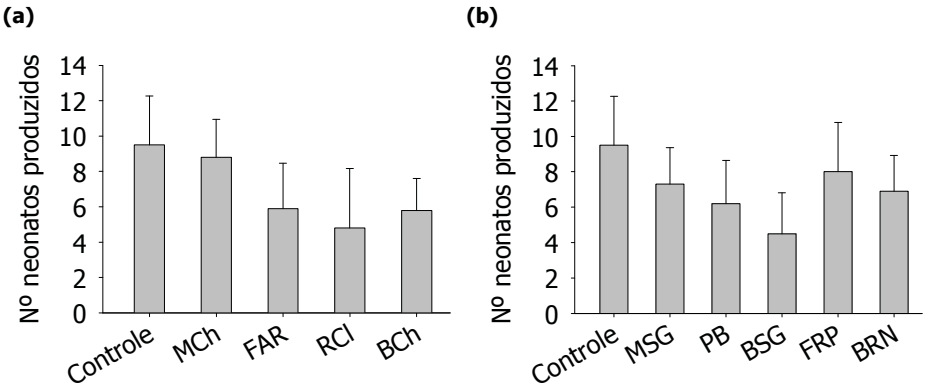


Figura 15: Média e desvio padrão do número de neonatos de *Ceriodaphnia silvestrii* produzidos após exposição às amostras de água dos reservatórios de Chavantes (a) e de Salto Grande (b), coletadas em março de 2009.

Tabela V: Resultado da ANOVA (um fator) para o teste de toxicidade crônica para amostras de água dos reservatórios de Chavantes e de Salto Grande (F crítico: 2,25, p=0,05)

	gl	SQ	QM	F calculado
Entre amostras	6	117,771	19,629	3,599
Resíduos	63	343,6	5,454	

Tabela VI: Resultado do teste Dunnett aplicado para o teste de toxicidade crônica realizado com amostras de água (valor tabelado = 2,35, p=0,05, gl=60,6). * indica diferença significativa

Amostra	Nº réplicas	Média	Diferença do controle	T calculado	
Controle	10	9,5	-		
MCh	10	8,8	0,70	0,670	
FAR	10	5,9	3,6	3,447	*
BCh	10	5,8	3,7	3,543	*
MSG	10	7,3	2,2	2,106	
FRP	10	8,0	1,5	1,436	
BRN	10	6,9	2,6	2,489	*

– Bioensaio de toxicidade com amostras de sedimento

Para o teste agudo realizado com o cladócero *D. similis*, observou-se toxicidade aguda apenas no sedimento da estação de amostragem Fartura, com 100% de mortalidade dos indivíduos expostos.

A análise de correlação de Spearman denotou a existência de correlação significativa positiva entre a toxicidade verificada e o inseticida organofosforado Diazinon ($r=0,75$, $p<0,05$).

Porém, para as larvas de *C. xanthus*, não foi verificada a existência de toxicidade nos sedimentos dos reservatórios estudados.

– Bioensaio de toxicidade com elutriato

Nos testes realizados com as amostras de elutriato, utilizando como organismo-teste D. similis, também foi constatada a existência de toxicidade aguda apenas em Fartura, com 20% de mortalidade dos indivíduos.

Assim como verificado para o sedimento, a análise de correlação de Spearman indicou uma relação positiva significativa entre a toxidade para o elutriato e o inseticida Diazinon ($r=0,75$, $p<0,05$).

– Bioensaio de toxicidade com água intersticial

No teste efetuado com amostras de água intersticial, verificou-se que apenas a estação MSG apresentou toxicidade aguda para D. similis, com 61% de mortalidade dos indivíduos. Contudo, não foi verificado nenhum tipo de correlação existente entre a toxicidade observada e os demais parâmetros analisados.

7. DISCUSSÃO

As atividades humanas vem causando um crescente impacto sobre os ecossistemas aquáticos nas últimas décadas. O intenso uso da água e a poluição gerada pelo homem contribuem para agravar a sua escassez e resulta na necessidade crescente do acompanhamento das alterações da sua qualidade.

Para Zagatto (2006), o alto nível de industrialização, a necessidade do aumento de produção aliados à alta densidade populacional e à intensa atividade agrícola tem aumentado significativamente os lançamentos de despejos e resíduos nos cursos d'água. Aliados a esses fatores, a quantidade, a diversidade, o transporte e o consumo de produtos químicos aumentam a probabilidade de riscos nesses ambientes. Segundo Tundisi (2003), uma das grandes ameaças à sobrevivência da humanidade nos próximos séculos é a contaminação química das águas.

Em termos de grandes rios, o Paranapanema é um dos menos poluídos do estado de São Paulo, sendo a água das regiões do alto e médio Paranapanema classificadas como boas ou ótimas segundo o Índice de Qualidade de Águas (CETESB, 2010).

Os resultados obtidos no presente trabalho evidenciaram diferenças importantes entre os reservatórios estudados. Por um lado, o reservatório de Chavantes, mais profundo, mostrou-se estratificado, com baixas concentrações de oxigênio dissolvido próximo ao fundo e, particularmente na estação FAR, foram verificadas maiores turbidez e concentração de nutrientes totais na água. Por outro lado, em Salto Grande, maiores valores de turbidez, de condutividade elétrica e de fósforo total na água indicam o comprometimento da qualidade da água deste reservatório, especialmente na região da barragem. Estas variações demonstram a influência que os rios tributários podem exercer na qualidade da água dos reservatórios, contribuindo com importante carga de sólidos em suspensão e nutrientes, que desembocam nas regiões mencionadas (Perbiche-Neves & Nogueira, 2010).

Considerando os sedimentos, os parâmetros analisados também mostraram distinções importantes entre os reservatórios estudados.

Apesar de Salto Grande ser um reservatório fio d'água, com baixo tempo de residência teórico e, portanto, maior fluxo de água, observou-se que os sedimentos de textura fina como silte e argila predominam neste ambiente, sendo que a areia corresponde a uma fração muito pequena. Pelo menos em parte, esta característica pode ser conseqüência da atividade de dragagem neste reservatório, frequentemente observada durante o período estudado.

As diferenças no conteúdo orgânico bem como na concentração de nutrientes também foram expressivas, indicando o maior enriquecimento dos sedimentos do reservatório de Salto Grande.

Segundo Araújo *et al*. (2006), o sedimento é um dos compartimentos mais importantes para serem analisados quando da avaliação do nível de contaminação dos ecossistemas aquáticos, dada a sua capacidade em acumular compostos orgânicos e inorgânicos, principalmente por processos de decantação.

Os fluxos de metais pesados na interface água-sedimento são particularmente importantes em corpos d'água que possuem alta produtividade. Este tipo de ecossistema tem uma grande quantidade de matéria orgânica nos seus sedimentos, como o reservatório de Salto Grande, que produzem zonas redutoras próximo à superfície. Em um ambiente enriquecido organicamente, tanto a deposição de espécies reduzidas de metais, como a mobilização de elementos-traços são possíveis (Kamau *et al*., 2008).

Entre os metais analisados no presente estudo, apenas Cd, Pb, Cu, Cr, Hg, Zn são considerados na Resolução Conama 344/2004. Os valores obtidos encontram-se em concentrações abaixo dos valores máximos permitidos, em todas as estações de amostragem. Porém, é importante mencionar que na região da barragem do reservatório de Chavantes (BCh), a concentração de cobre obtida (32,3 mg Kg^{-1}) encontra-se bastante próxima do máximo valor limite estabelecido pela Resolução mencionada (35,7 mg Kg^{-1}).

As maiores concentrações de metais foram observadas nas estações localizadas próximas às barragens dos reservatórios, sendo que a estação BCh, em Chavantes, apresentou os maiores valores para a maioria dos metais analisados. A menor velocidade da correnteza pode favorecer a sedimentação das partículas na zona lêntica do reservatório, e no caso de Chavantes o elevado tempo de retenção da água pode influenciar a maior deposição destes compostos.

Para os metais cálcio e mercúrio, as maiores concentrações foram registradas na estação FAR, próxima a desembocadura dos rios tributários Verde e Itararé no reservatório de Chavantes. Em Salto Grande os maiores valores destes metais foram determinados na foz do rio Pardo e baía do rio Novo.

Segundo Jackson (1991), os rios tem um papel importante no transporte de substâncias em solução ou em associação com sólidos suspensos, e coletam despejos e metais de suas bacias de drenagem antes de chegar aos corpos d'água receptores. Uma vez no reservatório, estes metais podem associar-se com as partículas em suspensão, especialmente a matéria orgânica presente e, então, sedimentar (Santos *et al.*, 2008). Rodgher *et al.* (2005) observaram que os rios tributários dos reservatórios do rio Tietê apresentaram maiores concentrações de metais biodisponíveis, demonstrando a influência antrópica e suas consequências na qualidade ambiental dos reservatórios.

De acordo com Pham *et al.* (2007), mesmo após a eliminação das fontes contaminadoras, a poluição residual, principalmente nos sedimentos, é uma questão preocupante, especialmente em ambientes eutrofizados, uma vez que é uma causa potencial de anoxia nos sedimentos, incrementando a possibilidade de aumento na remobilização e biodisponibilidade dos metais dos sedimentos.

Com relação aos pesticidas, apenas o piretróide ciflutrina e o organofosforado diazinon foram detectados durante o presente estudo.

Os piretróides constituem uma forma alternativa no manejo de pragas por serem considerados menos tóxicos (Baird, 2002). Particularmente, a ciflutrina atua no sistema nervoso dos organismos, sendo utilizada principalmente nos sistemas agrícolas, mas também é bastante empregada no controle de mosquitos transmissores de doenças como dengue, filariose e Chagas (Campos & Andrade,

2001, 2003; Wastavino *et al.*, 2004). Segundo informações contidas na "Ficha de Dados de Segurança" da Bayer Environmental Science (publicada em 2007), a ciflutrina é muito tóxica para os organismos aquáticos, podendo causar 'efeitos nefastos a longo prazo no ambiente aquático', sendo a CE50 para *Daphnia magna* de 0,00016 mg L^{-1}. Embora não tenha sido observada relação significativa entre a sua concentração com a toxicidade observada na estação MSG, e a concentração registrada tenha sido a menor entre os locais onde foi detectada, é possível que neste local, devido a interação com outros fatores não avaliados no presente estudo, a substância em questão esteja apresentando efeito tóxico aos organismos.

Os inseticidas organofosforados são degradados rapidamente e a sua rara presença no ambiente aquático pode ser detectada após a aplicação e imediato escoamento (Allan, 1991), o que poderia explicar a detecção de Diazinon no presente estudo, uma vez que a amostragem ocorreu ao final do período chuvoso. O diazinon é um inseticida e acaricida bastante utilizado no controle de cochonilha de citros e também no controle de ectoparasitas (EPA, 2005) de gado, ovinos e animais domésticos, sendo que sua ação está relacionada à inibição irreversível da acetilcolinesterase, bloqueando a transmissão dos impulsos nervosos.

Através dos resultados obtidos nos bioensaios realizados com amostras de sedimento foi possível verificar que *Chironomus xanthus* foi mais tolerante e não apresentou resposta à presença de contaminantes. Por outro lado, verificou-se a existência de correlação significativa entre a concentração de diazinon nos sedimentos com a mortalidade verificada para *Daphnia similis*. Em estudos realizados com *D. magna* como organismo-teste, outros autores verificaram a ocorrência de toxicidade aguda e crônica para este organofosforado (Fernández-Casalderrey *et al.*, 1995; Sánchez *et al.*, 2000). A LC_{50}(48h) do diazinon para esta espécie foi determinada em 0,8 µg L^{-1} por Ankley *et al.* (1991). Desde 2004, este inseticida foi proibido para uso doméstico nos Estados Unidos devido à alta toxicidade reportada para o homem e para o ambiente (EPA, 2005). A despeito disso, no Brasil, o uso de Diazinon ainda é amplo e bastante indiscriminado (Weber *et al.*, 2006).

Como verificado no presente estudo, a água intersticial é um importante componente dos sedimentos. Segundo Soares & Mozeto (2001), a água contida nos sedimentos seria a rota pela qual o transporte de nutrientes e contaminantes ocorre. Neste estudo, as toxicidades observadas nos testes com água intersticial e com elutriato foram distintas, demonstrando a complexidade deste compartimento. De acordo com Costa *et al.* (2008) respostas diferentes podem ser verificadas nos testes realizados com ambas as amostras, devido às diferenças intrínsecas que caracterizam a sua natureza.

Foi observado que durante o presente estudo, as amostras de água do reservatório de Salto Grande apresentaram maior toxicidade aguda, enquanto que aquelas provenientes do reservatório de Chavantes apresentaram maior toxicidade crônica. É possível que no reservatório de Salto Grande, a toxicidade observada esteja relacionada às intensas atividades de dragagem, que ressuspendem para a coluna d'água possíveis contaminantes presentes nos sedimentes, como por exemplo, os metais pesados (Jackson, 1991).

A contaminação do ambiente aquático pode ocorrer por diversas fontes, pontuais ou difusas, sendo a origem destas últimas muitas vezes de difícil detecção. Além disso, em sistemas naturais, os organismos podem estar expostos não a um único contaminante, mas sim a uma mistura de diferentes substâncias ao mesmo tempo, que por apresentarem efeitos aditivos, de potenciação, sinérgicos ou antagônicos, o que torna complexa a tarefa de avaliação da toxicidade sobre os organismos nos sistemas aquáticos naturais (Rand *et al.,* 1995).

De acordo com Herricks (1991), em lagos e reservatórios, os efeitos agudos, produzidos por altas concentrações de uma determinada substância tóxica, são facilmente observados e tem ligações diretas entre a concentração do composto e a resposta, que sustentam uma avaliação rápida de impacto. Por sua vez, os efeitos crônicos produzidos por baixas concentrações de substâncias tóxicas não são tão facilmente observáveis, pois as respostas são geralmente indiretas, tornando difíceis a confirmação de causa e efeito e a avaliação de impacto.

Além disso, os resultados verificados no presente estudo evidenciam a importância da utilização de diferentes organismos-teste para execução dos testes ecotoxicológicos, uma vez que as sensibilidades frente aos compostos presentes no ambiente podem ser diferentes. Esta distinção nas respostas observadas para uma mesma amostra ambiental também foi verificada por Dornfeld (2002) e por Portela *et al.* (2006).

Além disso, avaliar os distintos compartimentos dos sistemas aquáticos (água e sedimento) também demonstrou ser de extrema importância. Em um estudo ecotoxicológico realizado para os reservatórios do rio Tietê, Rodgher *et al.* (2005) demonstraram que a qualidade da água piora ao longo da cascata enquanto que inversamente, a toxicidade nos sedimentos diminui.

O presente trabalho, pioneiro na avaliação ecotoxicológica destes reservatórios, evidenciou a importância destes estudos. Muito embora os parâmetros abióticos analisados para os reservatórios de Chavantes e Salto Grande tenham sido encontrados em conformidade com os padrões estabelecidos pela Resolução Conama 357/05 e 344/04, foram registrados efeitos tóxicos em algumas estações de amostragem.

Também se verificou que os rios tributários merecem especial atenção, uma vez que influenciam de forma negativa na qualidade da água e dos sedimentos. Em um estudo anterior sobre a contaminação dos sedimentos da cascata de reservatórios do rio Paranapanema, Nogueira & Jorcin (2006) já haviam constatado que a rede de tributários diminui a qualidade da água dos reservatórios.

A presença de metais pesados e pesticidas nos sedimentos dos reservatórios estudados também evidencia as importantes conseqüências que o uso do solo da área de entorno pode trazer para os sistemas aquáticos. Apesar dos organofosforados e piretróides serem degradados rapidamente no ambiente (Allan, 1991), eles foram detectados no presente estudo. Cabe mencionar ainda que o organofosforado relacionou-se estatisticamente às respostas de toxicidade observadas.

A aplicação de princípios gerais de toxicologia no gerenciamento de lagos e reservatórios requer um programa de testes integrado, que possibilitará eficientemente e efetivamente avaliar as ameaças potenciais e fazer a gestão destas a fim de minimizar os impactos ambientais (Herricks, 1991).

Um monitoramento efetivo deve ser mais amplo do que simplesmente verificar se os padrões legais são obedecidos ou não, e deve atender à necessidade de se responder o que está sendo alterado e por que estas modificações estão ocorrendo (Braga *et al.*, 1999), e é claro, avaliar como as comunidades biológicas estão respondendo a estas modificações.

8. CONCLUSÕES

- ✓ O reservatório de Salto Grande apresenta maior comprometimento da qualidade de suas águas, comparado a Chavantes, devido aos maiores valores de turbidez, condutividade elétrica e fósforo total na água;
- ✓ Nas regiões das barragens de ambos os reservatórios ocorre a maior deposição de metais, possivelmente em decorrência da menor velocidade de correnteza nestes compartimentos;
- ✓ Os rios tributários exercem importante influência na entrada de nutrientes para os reservatórios estudados, contribuindo para o enriquecimento orgânico destes sistemas;
- ✓ Os resultados evidenciam a importância dos estudos toxicológicos, uma vez que foram encontrados efeitos tóxicos para os organismos-teste utilizados, apesar dos parâmetros utilizados na avaliação da qualidade da água estarem em conformidade com aqueles especificados pela legislação vigente.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adams, W.J. 1995. Aquatic Toxicology Testing Methods. In Hoffman, D.J.; Rattner, B.A.; Burton, G.A.Jr. & Cairns, J.Jr. (eds), **Handbook of ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis Publishers. p.25-46

Allan, R. J., 1991. Organic pesticides in aquatic environments with emphasis on sources and fate in the Great Lakes. In Matsui, S. (ed.), **Guidelines of lake management. Toxic substances management in lakes and reservoirs.** v.4. Otsu: International Lake Environment Committee Foundation & United Nations Environment Programme. p.87-112.

Andersen, J. M., 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Res.** 10: 329-331.

Ankley, G., Dierkes, JR., Jensen, D.A. & Speterson, G. 1991. Piperonyl Butoxide as a Tool in Aquatic Toxicological Research with Organophosphate Insecticides. **Ecotox. Environ. Safe.** 21: 266-274.

Araújo, R.P.A., Shimizu, G.Y., Bohrer, M.B.C. & Jardim, W. 2006. Avaliação da Qualidade de Sedimentos. In Zagatto, P.A. & E. Bertoletti (eds). **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. São Carlos: RiMa. p.293-326.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), 2005. NBR 13373. **Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com Ceriodaphnia spp. (Crustacea, Cladocera).** Rio de Janeiro: 12pp.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), 2006. NBR 12173. **Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com Daphnia spp. (Cladocera, Crustacea).** Rio de Janeiro: 17pp.

Azevedo, S.M.F.O & V.M. Vasconcelos, 2006. Toxinas de Cianobactérias: Causas e Consequências para a Saúde Pública. In Zagatto, P.A. & E. Bertoletti (eds). **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações.** São Carlos: RiMa. p.433-452.

Baird, C., 2002. **Química ambiental.** 2ª ed. Bookman, Porto Alegre: 622pp.

Bertoletti, E. & Zagatto, P.A., 2006. Aplicação dos Ensaios Ecotoxicológicos e Legislação Pertinente. In Zagatto, P.A. & E. Bertoletti (eds). **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações.** São Carlos: RiMa. p.347-382.

Braga, B., Porto, M. & Tucci, C.E.M. 1999. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In Rebouças, A. C., B. Braga & J. G. Tundisi (orgs). **Águas doces no Brasil: Capital Ecológico, uso e Conservação**. São Paulo: Escrituras. p.637-651.

BRASIL, 2004. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 344, de 25 de março de 2004. Estabelece diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras, e dá providências. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil. Brasília, DF. Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: Maio/2011.

BRASIL, 2005. Resolução CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente, no. 357 de maio de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil. Brasília (DF). Disponível em: <www.mma.gov.br>. Acesso em: Junho/2007.

Burton, G.A.Jr. & Mcpherson, C. 1995. Sediment toxicity testing issues and methods. In Hoffman, D. J., B. A. Rattner, G. A. Burton Jr. & J. Cairns Jr. (eds), **Handbook of ecotoxicology**. Boca Raton: Lewis Publishers. p.70-105.

Campos, J. & Andrade, C.F.S. 2001. Susceptibilidade larval de duas populações de *Aedes aegypti* a inseticidas químicos. **Rev. Saúde Pública** 35(3): 232-236.

Campos, J. & Andrade, C.F.S. 2003. Susceptibilidade larval de populações de *Aedes aegypti* e *Culex quinquefasciatus* a inseticidas químicos. **Rev. Saúde Pública** 37(4): 523-527.

Costa, R.C.; Olivi, P.; Botta, C.M.R. & Espíndola, E.L.G., 2008. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Quim. nova** 31(7): 1820-1830.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), 2008. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo – 2007.** São Paulo: CETESB, Série Relatórios, 537pp.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental), 2010. **Relatório de qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo – 2009.** São Paulo: CETESB, Série Relatórios, 312pp.

Dornfeld, C. B., 2002. Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP). Dissertação de Mestrado. São Carlos: EESC/USP. 206pp.

EPA – Environmental Protection Agency, 2005. Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria - Diazinon - Final. EPA-822-R-05-006. Disponível em: <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/aqlife.html>. Acesso em: 01/06/2011

Fernández-Casalderrey, M.D.; Ferrando, M.D. & Andreu-Moliner, E. 1995. Chronic toxicity of diazinon to daphnia magna: Effects on survival, reproduction and growth. **Toxicol. Environ. Chem.** 49(1-2): 25-32.

Fonseca, A. L., 1997. Avaliação da qualidade da água na bacia do rio Piracicaba/SP através de testes de toxicidade com invertebrados. Tese (Doutorado). São Carlos: EESC/USP. 216pp.

Golterman, K.L., Clymo, R.S. & Ohmstad, M.A.M., 1978**. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters.** 2nd ed. Oxford: Scientific Publications. 213pp.

Håkanson, L. & Jansson, M. 1983. **Principles of lakes sedimentology**. Berlin: Springer-Verlag. 316pp.

Herricks, E.E. 1991. General Principles of toxicology. In Matsui, S. (ed). **Guidelines of lake management: Toxic substances management in lakes and reservoirs.** Otsu: International Lake Environment Committee Foundation & United Nations Environment Programme. p.7-26.

Hoffman, D.J.; B. A. Rattner, Burton, G.A.Jr. & Cairns, J.Jr. 1995. Introduction. In Hoffman, D.J.; B. A. Rattner, Burton, G.A.Jr. & Cairns, J.Jr. (eds). **Handbook of ecotoxiclogy**. Boca Raton: Lewis Publishers. p.1-10.

Jackson, J. 1991. Heavy metals and other inorganic toxic substances. In Matsui, S. (ed). **Guidelines of lake management: Toxic substances management in lakes and reservoirs.** Otsu: International Lake Environment Committee Foundation & United Nations Environment Programme. p.65-80.

Kamau, J.N.; Gachanja, A.; Ngila, C.; Kazungu, J.M. & Zhai, M. 2008. Anthropogenic and seasonal influences on the dynamics of selected heavy metals in Lake Naivasha, Kenya. **Lakes Reserv. Res. Manage.** 13(2): 145-154.

Mackereth, F. I. H.; Heron, J. & Talling, J.F. 1978. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. London: Freshwater Biological Association, 121pp.

Matsui, S. 1991a. Introduction. In Matsui, S. (ed). **Guidelines of lake management: Toxic substances management in lakes and reservoirs.** v.4. Otsu: International Lake Environment Committee Foundation & United Nations Environment Programme. p.1-6.

Matsui, S. 1991b. Movement of toxic substances through bioaccumulation. In Matsui, S. (ed.), **Guidelines of lake management: Toxic substances management in lakes and reservoirs.** v.4. Otsu: International Lake Environment Committee Foundation & United Nations Environment Programme, p.27-41.

Mozeto, A.A. & P.A. Zagatto, 2006. Introdução de Agentes Quíimicos no Ambiente. In Zagatto, P.A. & E. Bertoletti (eds**). Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações.** São Carlos: RiMa. p.15-38.

Nogueira, M. G. & Jorcin, A. 2006. Contaminação dos sedimentos na bacia do rio Paranapanema (SE, Brasil) por pesticidas sintéticos e metais e sua relação com os processos de eutrofização. In Tundisi, J.G., Matsumura-Tundisi, T. & Galli, C.S. (eds). **Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle.** Instituto Internacional de Ecologia e Gerenciamento Ambiental; Academia Brasileira de Ciências; Conselho Nacional de desenvolvimento Científico e Tecnológico; InterAcademy Panel on International Issues & InterAmerican Network of Academies of Sciences. p.103-117.

Perbiche-Neves, G. & M.G. Nogueira, 2010. Multi-dimensional effects of Cladoceran (Crustacea, Anomopoda) assemblages in two cascade reservoirs in Southeast Brazil. **Lakes Reserv. Res. Manage.** 15: 139-152.

Pham, N.T.T.; Pulkownik, A. & Buckney, R.T. 2007. Assessment of heavy metals in sediments and aquatic organisms in West Lake (Ho Tay), Hanoi, Vietnam. **Lakes Reserv. Res. Manage.** 12: 285-294.

Portela, CMS.; Arenzon, A.; Raya-Rodriguez, MT. 2006. "Avaliação Ecotoxicológica do Sedimento do Arroio Sapucaia, RS, Brasil, Através de Ensaios de Toxicidade Utilizando Diferentes Amostradores e Organismos-teste". **J. Braz. Soc. Ecotoxicol.** 1(2): 119-122.

Rand, G.M.; Wells, P.G. & McCarty, L.S. 1995. Introduction to aquatic toxicology. In Rand, G.M. (ed). **Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment**. 2nd ed. Washington, DC: Taylor & Francis. p.3-67.

Rodgher, S.; Espíndola, E.L.G., Rocha, O.; Fracácio, R.; Pereira, R.H.G. & Rodrigues, M.H.S. 2005. Limnological and ecotoxicological studies in the cascade of reservoirs in the Tietê river (São Paulo, Brazil). **Braz. J. Biol.** 65(4): 697-710.

Sánchez, M.; Ferrando, M.D.; Sancho, E. & Andreu, E. 2000. Physiological perturbations in several generations of Daphnia magna Straus exposed to diazinon. **Ecotox. Environ. Safe.** 46(1):87-94

Santos, J.S.; Santos, M.L.P. & Oliveira, E. 2008. Estudo da mobilização de metais e elementos traços em ambientes aquáticos do semiárido Brasileiro aplicando análises de componentes principais. **Quim. nova.** 31(5): 1107-1111

Soares A. & Mozeto, A. 2001. Contribuição à Caracterização Biogeoquímica da Coluna d'água de Represas do rio Tietê: Determinação de Fluxos de Nutrientes na Interface Sedimento-Água. In Mozeto, A.; Jardim, W.F. & Umbuzeiro, G.A. (eds). **Bases Técnico-Científicas para o Desenvolvimento de Critérios de Qualidade de Sedimentos: Experimentos de Campo e Laboratório.** São Carlos: UFSCar. p.7-14.

Straškraba, M. & Tundisi, J.G. 2000a. **Gerenciamento da qualidade da água de represas**. **Diretrizes para o gerenciamento de lagos.** v. 9. São Carlos: International Lake Environment Committe & International Institute of Ecology. 258pp.

Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R.A. 1960. Manual of seawater analysis. **Bull. Fish. Res. Bd. Can.** 25: 1-185.

Tundisi, J. G., 1994. Tropical South America: present and perspectives. In Margalef, R. (ed). **Limnology now: a paradigm of planetary problems.** Amsterdan: Elsevier Science B. p.353- 424.

Tundisi, J. G., 2003. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez.** São Carlos: Rima, Instituto Internacional de Ecologia. 248pp.

Valderrama, J.G., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. **Mar. Chem.** 10: 109-122.

Wastavino, G.; Cabrera-Bravo, M.; La Torre, G.G.; Vences-Blanco, M.; Hernández, A.R.; Torres, M.B.; Gómez, Y.G.; Mesa, A.E. & Schettino, P.M.S. 2004. Insecticide and community interventions to control *Triatoma dimidiata* in

localities of the state of Veracruz, Mexico. **Mem. Inst. Oswaldo Cruz** 99(4): 433-437.

Weber, J.F.; Resener, M.C.; Albino, D.B.L.; Barotto, A.M., Grando, M. & Zannin, M. 2006. Uso indevido de diazinon como pediculicida em crianças. Florianópolis, **Anais da 58ª Reunião Anual da SBPC**.

Zagatto, P.A. 2006. Ecotoxicologia. In Zagatto, P.A. & E. Bertoletti (eds). **Ecotoxicologia Aquática – Princípios e Aplicações**. São Carlos: RiMa. p.1-13.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho mostrou que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos dos reservatórios de Chavantes e Salto Grande é caracterizada por uma elevada riqueza taxonômica, considerando ainda que os valores obtidos estão subestimados, uma vez que nem todos os táxons foram identificados até o nível de espécie.

Por estarem localizados bastante próximos e no mesmo rio, os reservatórios de Chavantes e de Salto Grande apresentaram composição da fauna de macroinvertebrados bentônicos com um elevado número de táxons em comum. Porém, outros parâmetros da estrutura da comunidade diferiram amplamente, como por exemplo, a riqueza, a densidade e a diversidade.

Em Chavantes, a riqueza foi menor, sendo a fauna presente composta predominantemente por Ostracoda e Tanypodinae, grupos associados a condições oligo-mesotróficas.

A maior riqueza observada em Salto Grande deve-se principalmente, ao grande número de táxons de Oligochaeta, grupo que foi identificado na maioria das vezes, até nível de gênero ou de espécie. Contudo, o predomínio deste grupo indica o enriquecimento orgânico deste reservatório, corroborando os resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos.

Além disso, a elevada densidade e frequência de espécies exóticas, como *Corbicula fluminea* e *Melanoides tuberculatus*, requer especial atenção, uma vez que as espécies invasoras são reconhecidas por trazerem problemas de variadas magnitudes para o ambiente, desde doenças de veiculação hídrica até a extinção de espécies nativas.

A presença de maiores concentrações de metais nas regiões das barragens dos reservatórios indica a ocorrência de deposição deste material nesta região com características mais lênticas. Além disso, o aporte lateral, via escoamento superficial, também deve ser considerado, visto que nesta região o uso do solo é predominantemente de uso agropecuário.

Na estação FAR também foi detectada a contaminação dos sedimentos pelo organofosforado Diazinon, que foi correlacionado significativamente com a toxicidade detectada através do teste com *Daphnia similis*.

Foi observado que nas estações próximas à zona de desembocadura de rios tributários, houve uma maior distinção quanto aos demais locais estudados, tanto para os parâmetros físicos e químicos analisados, quanto para as associações de macroinvertebrados bentônicos (estação FAR em Chavantes e BSG em Salto Grande). Assim, o presente trabalho corroborou a importância de se considerar os rios tributários como importante fator de heterogeneidade espacial, uma vez que no presente trabalho apresentaram forte influência na compartimentalização dos reservatórios estudados.

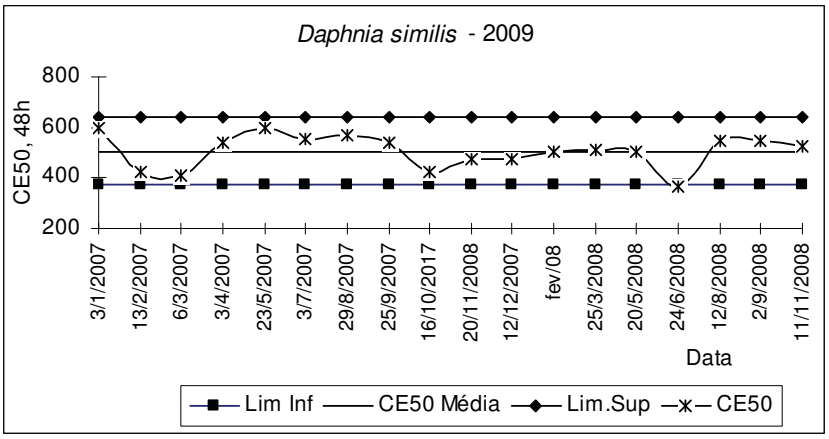
Além disso, os rios tributários contribuem com a entrada de uma elevada carga de nutrientes, o que pode acelerar os processos de eutrofização de um ambiente aquático com inúmeras conseqüências indesejáveis e restrição dos usos potenciais.

Apesar dos parâmetros usualmente analisados para a avaliação da qualidade do ambiente aquático estarem abaixo dos valores limites estabelecidos pela legislação vigente, a existência de efeito tóxico mostra a importância de se realizar estudos que integrem os parâmetros físicos, químicos, biológicos e bioensaios de toxicidade.

Anexos

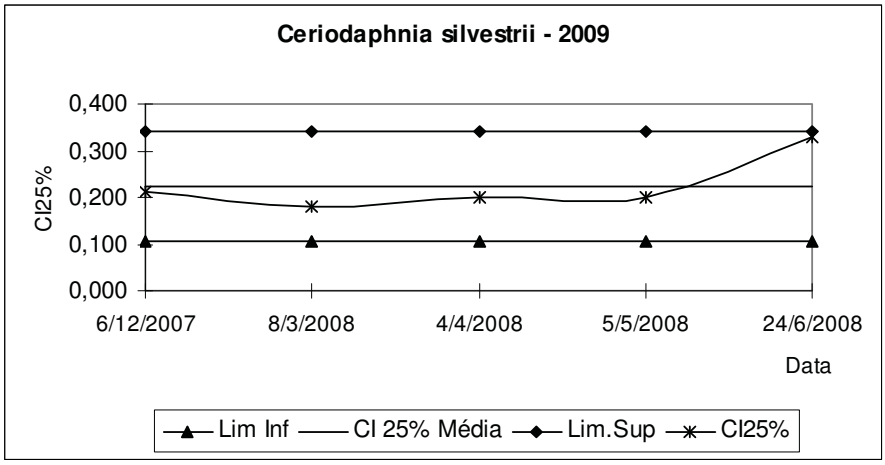
Carta Controle para o cultivo de *Daphnia similis*

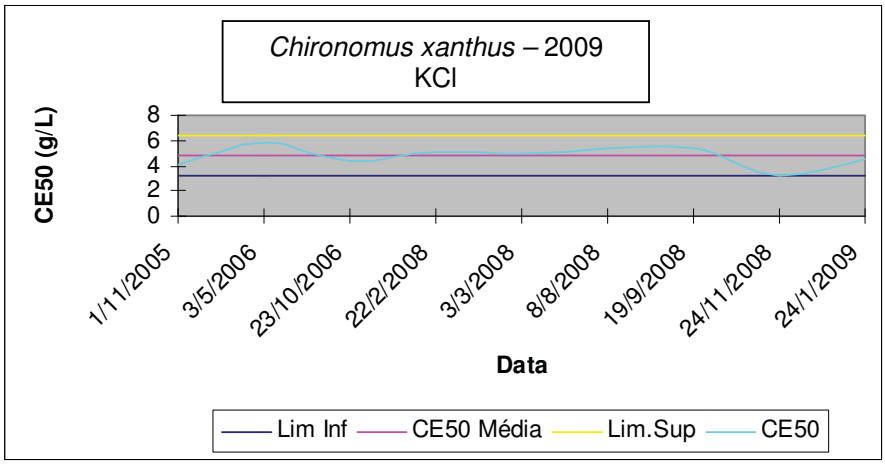
Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de organismos aquáticos
(CRHEA/EESC/USP)



Carta Controle para o cultivo de *Ceriodaphnia silvestrii*

Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de organismos aquáticos
(CRHEA/EESC/USP)



Carta Controle para o cultivo de *Chironomus xanthus*

Laboratório de Ecotoxicologia e Ecofisiologia de organismos aquáticos
(CRHEA/EESC/USP)