

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**QUALIDADE AMBIENTAL EM RIACHOS NA RESERVA NATURAL
VALE (LINHARES/ES): VARIÁVEIS FÍSICAS, HIDROQUÍMICAS E
HIDROBIOLÓGICAS**

HUGO SILVA CAVACA

VILA VELHA
SETEMBRO / 2016

UNIVERSIDADE VILA VELHA - ES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE ECOSISTEMAS

**QUALIDADE AMBIENTAL EM RIACHOS NA RESERVA NATURAL
VALE (LINHARES/ES): VARIÁVEIS FÍSICAS, HIDROQUÍMICAS E
HIDROBIOLÓGICAS**

Dissertação apresentada à Universidade Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia.

HUGO SILVA CAVACA

VILA VELHA
SETEMBRO / 2016

Catálogo na publicação elaborada pela Biblioteca Central / UVV-ES

C377q Cavaca, Hugo Silva.
Qualidade ambiental em riachos na Reserva Natural Vale (Linhares/ES): variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas. / Hugo Silva Cavaca – 2016.
104 f.: il.

Orientador: Ana Carolina Srbek-Araujo.
Dissertação (mestrado em Ecologia de Ecossistemas) - Universidade Vila Velha, 2016.
Inclui bibliografias.

1. Ecologia. 2. Qualidade ambiental. 3. Reserva natural Vale do Rio Doce (ES) I. Srbek-Araujo, Ana Carolina. II. Universidade Vila Velha. III. Título.

CDD 577

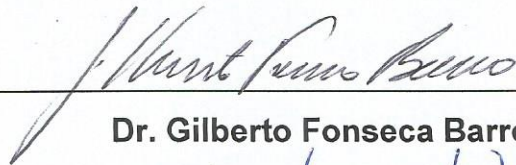
HUGO SILVA CAVACA

**QUALIDADE AMBIENTAL EM RIACHOS NA RESERVA NATURAL
VALE (LINHARES/ES): VARIÁVEIS FÍSICAS, HIDROQUÍMICAS E
HIDROBIOLÓGICAS**


Dissertação apresentada à Universidade
Vila Velha, como pré-requisito do
Programa de Pós-graduação em Ecologia
de Ecossistemas, para a obtenção do
título de Mestre em Ecologia.

Aprovada em 29 de Setembro de 2016,

Banca Examinadora:



Dr. Gilberto Fonseca Barroso (UFES)



Dr. Wallace Pandolpho Kiffer Junior (UVV)



Dra. Ana Carolina Srbek de Araujo (UVV)

Orientadora

Dedico aos meus pais, irmãos, filhas, netos
e esposa.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me dar forças nos momentos mais difíceis.

Aos meus pais Lybio Cavaca (*In memoriam*) e Maria Helena Silva Cavaca pelo amor, dedicação, incentivo e compreensão.

Aos meus irmãos Lívio, Lúcio, Rosana e Hélio pela confiança e amizade de sempre.

As minhas cunhadas e cunhados, sobrinhos e sobrinhas pelo carinho.

As minhas filhas Clarice e Lorena e aos meus netos Henrique, Caio e Júlia, que iluminam a minha vida.

A minha esposa Tábata pelo amor, carinho, dedicação, compreensão e companherismo. Sempre me incentivando para jamais desistir.

A minha sogra Helena pelo auxílio de sempre.

A Ismael (Tininho) e Hélio (Maninho) pela ajuda nas coletas de campo.

Aos amigos Maria Araci G. Carvalho e Sérgio Martins Filho (Lobão) pelo apoio prestado.

A todos os colegas do mestrado e doutorado do PPG em Ecologia de Ecossistemas.

Aos mateiros Erick e Adeilton e aos fiscais da RNV por me facilitarem o acesso aos pontos de amostragem.

A Reserva Natural Vale pelo apoio institucional, me permitindo amplo acesso às áreas de coleta. Obrigado Felipe, Luiza, Orlando e Zezão.

Ao INCAPER pela cessão dos dados pluviométricos e de temperaturas.

A FAPES pela cessão de bolsa de estudo, auxiliando a realização desta etapa da minha vida.

A equipe do Laboratório de Microbiologia (LabMicro), Dr. João Damasceno Lopes Martins, Paulão, Lorraine e, em especial, à Clarisse Arpini pela ajuda nas análises bacteriológicas.

A equipe do Laboratório de Ictiologia (LabPeixe), Bárbara, Emanuelle e, em especial, à Taciana por me auxiliar nas análises de água.

A equipe do Laboratório de Ecologia de Insetos Aquáticos (LEIA), Dr. Marcelo da Silva Moretti, Liandra e Larissa pelo apoio, empréstimo de equipamentos e auxílio na identificação dos macroinvertebrados.

A equipe do Laboratório de Ecologia da Conservação e Biodiversidade (LECBio), em especial, a Giovana Checanecchia pelo apoio na árdua tarefa de triagem e identificação dos macroinvertebrados bentônicos.

Aos professores Dr. Gilberto Fonseca Barroso, Dr. Wallace Pandolpho Kiffer Jr., Dr. Ary Gomes da Silva e Dr. Levy de Carvalho Gomes, por terem aceito o convite para participar da banca de defesa. Certamente muito poderão contribuir e me honram pela presença.

A minha orientadora Dr^a Ana Carolina Srbek-Araujo pelo carinho, apoio e suporte técnico-científico a todo o instante que precisei.

*“Embora ninguém possa volta atrás e fazer um novo começo,
Qualquer um pode começar agora e fazer um novo fim”.*
Chico Xavier / Emmanuel

*“Não somos melhores do que outras formas de vida,
Somos mais uma espécie habitante do planeta”.*
Hugo Cavaca

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUÇÃO	3
2. MATERIAL E MÉTODOS	8
2.1 Área de estudo	8
2.1.1 <i>Seleção dos cursos d'água</i>	12
2.2 Coleta de dados	14
2.2.1 <i>Variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas</i>	15
2.3 Procedimentos laboratoriais	18
2.3.1 <i>Variáveis físicas</i>	18
2.3.2 <i>Variáveis hidroquímicas</i>	18
2.3.3 <i>Variáveis hidrobiológicas</i>	19
2.4 Análise de dados	20
2.4.1 <i>Análises estatísticas</i>	20
2.4.2 <i>Protocolo de Avaliação Rápida e Índices de Qualidade Ambiental</i>	22
3. RESULTADOS	25
3.1 Variáveis físicas e hidroquímicas	25
3.1.1 <i>Velocidade da correnteza e vazão</i>	25
3.1.2 <i>Temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade</i>	25
3.1.3 <i>Turbidez, sólidos totais em suspensão e nutrientes</i>	28
3.2 Variáveis hidrobiológicas	30
3.2.1 <i>Clorofila-a e colimetria</i>	30
3.2.2 <i>Macroinvertebrados bentônicos</i>	32
3.3 Análises estatísticas	37
3.3.1 <i>Variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas</i>	37
3.3.2 <i>Macroinvertebrados bentônicos x variáveis abióticas</i>	39
3.3.3 <i>Macroinvertebrados bentônicos x estações de amostragem</i>	40
3.4 Protocolo de Avaliação Rápida e Índices de Qualidade Ambiental	41
3.4.1 <i>Protocolo de Avaliação Rápida e Índices bióticos</i>	41
3.4.2 <i>Índice de Estado Trófico</i>	43
4. DISCUSSÃO	44
4.1 Variáveis físicas	44
4.1.1 <i>Velocidade da correnteza e vazão</i>	44
4.1.2 <i>Temperatura da água, sólidos totais em suspensão e turbidez</i>	45
4.2 Variáveis hidroquímicas	47
4.2.1 <i>Oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica</i>	47
4.2.2 <i>Fósforo total, amônia e nitrito</i>	52

4.3 Variáveis hidrobiológicas	56
4.3.1 <i>Clorofila-a e colimetria</i>	56
4.3.2 <i>Macroinvertebrados bentônicos</i>	58
4.4 Protocolo de Avaliação Rápida e Índices de Qualidade Ambiental	76
4.4.1 <i>Protocolo de Avaliação Rápida e Índices bióticos</i>	76
4.4.2 <i>Índice de Estado Trófico</i>	77
4.5 Serviços ecossistêmicos	78
5. CONCLUSÃO	81
6. PERSPECTIVAS FUTURAS	82
7. REFERÊNCIAS	83
8. ANEXOS	100

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Localização da Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo), sudeste do Brasil, com destaque para os cursos d'água presentes na região e estações de amostragem. 9
- Figura 2.** Temperaturas máximas e mínimas mensais na região de Linhares (Espírito Santo), nos anos de 2014 e 2015, a partir dos dados na estação meteorológica A614 do INCAPER. 10
- Figura 3.** Precipitação média mensal acumulada nos anos de 2014 e 2015, a partir dos dados coletados na estação meteorológica A614 do INCAPER. 11
- Figura 4.** Detalhe dos cursos d'água selecionados e respectivas estações de amostragem na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo). 12
- Figura 5.** Variação da temperatura da água, oxigênio dissolvido (mg/l), pH e condutividade elétrica nas estações amostrais dos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP) durante as quatro campanhas realizadas na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo). 27
- Figura 6.** Dispersão dos escores canônicos dos dois primeiros eixos considerando os cursos d'água amostrados na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo) para as variáveis temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido (mg/l), fósforo total, nitrito, coliformes totais e clorofila-a. 37
- Figura 7.** Dispersão dos escores canônicos dos dois primeiros eixos considerando as campanhas realizadas na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo) para as variáveis temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido (mg/l), fósforo total, nitrito, coliformes totais e clorofila-a. 38
- Figura 8.** Dispersão dos escores canônicos dos dois primeiros eixos considerando as estações amostradas na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo) para as variáveis temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrito, coliformes totais e clorofila-a. 39
- Figura 9.** Análise de Cluster considerando a composição da assembleia de macroinvertebrados bentônicos registrada em cada estação amostral dos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP), entre fevereiro e abril de 2015, na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo). 41

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Coordenadas geográficas das estações amostrais nos riachos estudados na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo). 15
- Tabela 2.** Velocidade da correnteza (m/s) e vazão (m³/s) nas estações de amostragem A3 (riacho Alegre de Cima) e Pc1 (riacho Paciência) durante as 1^a (28/02/15), 2^a (03/04/15) e 3^a (01/08/15) campanhas realizadas na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo). 25
- Tabela 3.** Variação da temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica dos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP), nas respectivas estações de amostragem e campanhas realizadas (C1 a C4). 26
- Tabela 4.** Valores de turbidez e concentrações de sólidos totais em suspensão, fósforo total, amônia e nitrito, nos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP), nas respectivas estações de amostragem e campanhas realizadas (C1 a C4). 29
- Tabela 5.** Valores de concentração de clorofila-a (µg/l) e coliformes termotolerantes e totais (NMP/100 ml) registrados nos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP) de acordo com as respectivas estações de amostragem e campanhas realizadas (C1 a C4) na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo). 31
- Tabela 6.** Riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos coletados na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo), nas duas campanhas realizadas (fevereiro/março e abril de 2015), de acordo com as estações de amostragem nos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP). 34
- Tabela 7.** Análise de Regressão significativa entre grupos de macroinvertebrados e variáveis ambientais: pH, Turbidez (UNT), Condutividade Elétrica (CE), Sólidos Totais em Suspensão (STS), Coliformes Termotolerantes (CF), Fósforo Total (PT) e Amônia (NH⁺³), nos riachos estudados. 40
- Tabela 8.** Resultado do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats e dos Índices Bióticos para os riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP) nas duas campanhas realizadas na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo) (fevereiro/março e abril de 2015), de acordo com as estações de amostragem. 42
- Tabela 9.** Médias do Índice de Estado Trófico (IET) calculado para os riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro durante o período estudado na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo). 43

RESUMO

CAVACA, Hugo Silva, M.Sc., Universidade Vila Velha – ES, setembro de 2016. **Qualidade ambiental em riachos na Reserva Natural Vale (Linhares/ES): variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas.** Orientadora: Ana Carolina Srbek-Araujo.

Os serviços ecossistêmicos fornecidos pelas florestas nem sempre podem ser adequadamente mensurados. Entretanto, apesar desta dificuldade, vários serviços podem ser avaliados a partir da utilização de indicadores, tais como variáveis abióticas e bióticas. O objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade ambiental dos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro, em trechos localizados na borda e interior de um remanescente de floresta, através do uso de variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas. O trabalho foi desenvolvido na Reserva Natural Vale (RNV; Linhares / ES), em riachos que passam por áreas alteradas localizadas no entorno da reserva e que atravessam o interior florestado da RNV. Para tanto, entre fevereiro e setembro de 2015, foram realizadas quatro campanhas para coleta de dados referentes à qualidade de água e duas campanhas para amostragem das assembleias de macroinvertebrados. Estações de amostragem foram estabelecidas considerando diferentes distâncias em relação à borda da floresta, distribuídos ao longo dos cursos d'água amostrados. A partir do emprego de uma sonda multiparâmetros portátil, foram mensuradas em campo: temperatura da água, pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE) e turbidez. A partir da coleta de amostras de água, foram mensurados em laboratório: fósforo total (PT), amônia, nitrito, sólidos totais em suspensão (STS), clorofila-a, coliformes termotolerantes e totais. Para coleta de macroinvertebrados bentônicos foi utilizado coletor Surber e a triagem do material foi realizada em laboratório com o auxílio de estereomicroscópio. Os dados foram analisados considerando os riachos, as estações amostrais e as campanhas realizadas, bem como as possíveis relações entre as variáveis bióticas e abióticas analisadas. As Análises Discriminante e Canônica demonstraram que as variáveis OD e PT separaram os riachos e as estações de amostragem, enquanto as variáveis temperatura, turbidez e coliformes totais foram diferentes entre campanhas. A Análise de Regressão Linear apontou que as variáveis abióticas que mais influenciaram os táxons de macroinvertebrados considerados sensíveis ou tolerantes/resistentes à poluição da água foram CE, STS, pH, PT e amônia. A Análise de Cluster indicou a existência de três agrupamentos principais no que se refere à composição da assembleia de macroinvertebrados bentônicos, os quais estão relacionados à condição do curso d'água no momento de entrada na RNV e/ou à distância da borda. Os resultados obtidos demonstraram que a vegetação ripícola contribuiu para a melhoria da qualidade de água dos riachos amostrados, tanto em relação às características físico-químicas da água como em relação às assembleias de macroinvertebrados bentônicos, demonstrando que a RNV desempenha papel fundamental na conservação dos cursos d'água amostrados e representa uma área essencial para a manutenção da biota aquática local.

PALAVRAS-CHAVE: ambiente lótico, variáveis limnológicas, macroinvertebrados bentônicos, vegetação ripária, serviços ecossistêmicos.

ABSTRACT

CAVACA, Hugo Silva, M.Sc., Vila Velha University – ES, September 2016. **Environmental quality in streams in the Reserva Natural Vale (Linhares / ES): physical, hydrochemical and hydrobiological variables.** Advisor: Ana Carolina Srbek-Araujo.

The ecosystem services provided by forests can't always be properly measured. However, despite this difficulty, various ecosystem services can be assessed using indicators, such as abiotic and biotic variables. The aim of this study was to evaluate the environmental quality of the Alegre de Cima, Paciência and João Pedro streams in areas located at the edge and interior of a forest remnant using physical, hydrochemical and hydrobiological variables. The study was carried out in the Reserva Natural Vale (RNV; Linhares / ES), in streams crossing altered areas surrounding the reserve and crossing the forested interior of RNV. We conducted four field campaigns, between February and September 2015, to collect water quality data and two campaigns for benthic macroinvertebrates sampling. Sampling stations were set on different distances from the edge of the forest, and were distributed over the sampled watercourses. We used a handheld multiparameter to measure water features in the field: temperature, pH, dissolved oxygen (OD), electrical conductivity (CE) and turbidity. Water samples were collected to laboratory analyzes: total phosphorus (PT), ammonia, nitrite, total suspended solids (STS), chlorophyll-a, and total and thermotolerant coliforms. We used a Surber collector for the collection of benthic macroinvertebrates, and the collected material was analyzed in the laboratory using a stereomicroscope. Data were analyzed considering the streams, the sampling stations and the campaigns, as well as the possible statistic relation between biotic and abiotic variables. Variables OD and PT separated streams and sampling stations, while the variables temperature, turbidity and total coliforms were different between campaigns, according to Discriminant and Canonical Analyses. Variables CE, STS, pH, PT and ammonia were the abiotic variables with high influence on the benthic taxa considered sensitive or tolerant / resistant to water pollution, according to Linear Regression. The Cluster Analysis indicated the existence of three main groups regarding the composition of benthic macroinvertebrate assembly, which are related to the watercourses condition at the entry of the streams in the RNV and/or the distance from the forest edge. The riparian vegetation has contributed to the improvement the water quality of the sampled streams, both in relation to the physicochemical characteristics of the water and to the benthic macroinvertebrates assembly. These data demonstrated RNV plays a key role in the conservation of the sampled watercourses and is an essential area for the maintenance of the local aquatic biota.

KEYWORDS: lotic ecosystems, limnological variables, benthic macroinvertebrates, riparian vegetation, ecosystem services.

1. INTRODUÇÃO

A vida no planeta Terra está intimamente ligada à contínua capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos, todavia, a demanda humana pelos mesmos vem crescendo rapidamente, ultrapassando, em muitos casos, a capacidade dos ecossistemas fornecê-los (MEA, 2005). Dentre os vários tipos de serviços fornecidos pelos ecossistemas, cita-se o papel desempenhado pelas florestas na melhoria da qualidade de água e na conservação e manutenção de sistemas hídricos e da biota associada.

Os ecossistemas de água doce estão entre os mais degradados do planeta, tendo sofrido perdas proporcionalmente maiores de espécies e de habitats que quaisquer outros ecossistemas terrestres ou marinhos (Revenga et al., 2000). Apesar da importância dos ambientes dulciaquícolas, que inclui seu uso direto pelo homem, estes estão sob crescente ameaça e sofrem gradativa deterioração de sua qualidade ambiental devido às perturbações antropogênicas (Agostinho et al., 2005). De fato, em ambientes nos quais a ação antrópica é marcante, a qualidade da água deixa de ser afetada somente por fatores naturais, como ocorre em locais pouco degradados, e passa a sofrer alterações decorrentes das atividades humanas (Silva et al., 2007). Reconhece-se que a interferência antrópica em bacias hidrográficas, seja através de fontes pontuais ou difusas de poluição, contribui significativamente para mudanças das características físicas, químicas e biológicas das águas naturais, exercendo uma influência negativa, na maioria das vezes, com implicações sociais, econômicas e ambientais de grande magnitude (Dodds, 2006; Calijuri et al., 2008; Cunha et al., 2010). Entretanto, uma vez que a ação do homem é contínua e está amplamente distribuída, é difícil determinar com exatidão os efeitos destes impactos, os quais possuem várias consequências diretas e indiretas sobre os ecossistemas aquáticos (Tundisi, 2003; Allan, 2004).

Atividades agrícolas, pastagens, remoção da vegetação ripária, erosão das margens de rios, urbanização, lançamentos de águas residuais sem o devido tratamento, construção de barragens, canalização, entre outros (Dodds e Oakes, 2008; Cunha et al., 2010; Muniz et al., 2011; Cunha et al., 2011; Kuhlmann et al., 2014; Oliveira et al., 2014), são exemplos de atividades humanas que contribuem para o processo de deterioração da qualidade da água. Dentre as diversas alterações antropogênicas causadas nas bacias hidrográficas, destaca-se a remoção da

vegetação ripária, cuja perda facilita o carreamento de partículas do solo causando o assoreamento e contaminação química de rios (Suriano e Fonseca-Gessner, 2013).

Os ecossistemas dulciaquícolas são fortemente influenciados pela paisagem em que estão inseridos (Allan, 2004), desta forma, o princípio básico para o controle das alterações antrópicas sobre rios e lagos é a gestão adequada do uso do solo na bacia hidrográfica (Cunha et al., 2010). Para isso, é necessário o manejo adequado do solo na bacia de drenagem e a adoção de práticas sustentáveis voltadas para o uso da água, além de planejamento e ação fiscalizadora dos órgãos de controle.

Parâmetros físicos e químicos da água são importantes indicadores para se determinar as condições ambientais dos ecossistemas aquáticos, uma vez que estes são fatores chave que determinam o funcionamento desses sistemas (Oliveira et al., 2014). Embora o monitoramento das propriedades físicas e químicas da água tenha capacidade de detectar de forma precisa a variável que sofreu modificação, apenas estas análises não são suficientes para informar precisamente acerca das reais condições dos ambientes aquáticos (Giuliatti e Carvalho, 2009). Isso se deve ao fato das variáveis físicas e químicas representarem indicadores pontuais das condições ambientais de um corpo hídrico, associados apenas ao momento das coletas, não sendo capazes de retratá-las de forma cumulativa ao longo do tempo (Metcalf, 1989), além de serem pouco eficientes em detectar alterações no habitat e insuficientes em determinar as consequências dessas alterações sobre a biota aquática (Moretti e Callisto, 2005).

Apesar dessa deficiência, o uso de variáveis físico-químicas da água em programas de monitoramento dos recursos hídricos são indicadores importantes também pelo fato de que as instituições públicas brasileiras as utilizam para estabelecer os padrões de qualidade de água e classificação dos cursos d'água (Brasil, 2005; Oliveira et al., 2014). Isto tem uma implicação socioambiental importante, porque o estabelecimento desses padrões auxiliam as autoridades gestoras e a sociedade em geral a compreender a necessidade de se preservar e recuperar os recursos hídricos, fornecendo informações sobre balneabilidade e potabilidade da água para consumo humano (Muniz et al., 2011; Moretti e Callisto, 2005). Entretanto, a incorporação do uso de bioindicadores em programas de monitoramento dos recursos hídricos proporcionaria um conhecimento mais preciso da qualidade ambiental do ecossistema, uma vez que permitiria estabelecer o efeito real da contaminação da água sobre as comunidades bióticas (Arias et al., 2007).

As agências ambientais têm apresentado algumas sugestões para o uso de biomonitoramento, mas a falta de estudos que estabeleçam padrões de coleta, identificação, avaliação e classificação reduz a aplicabilidade dessas metodologias (Buss et al., 2003). Apesar da proposta de criação de um Programa Nacional de Monitoramento das Águas (Barbosa, 1994), a legislação brasileira ainda não incorporou a exigência do uso de bioindicadores no monitoramento dos corpos d'água, mesmo sendo previsto o uso dessa ferramenta no parágrafo 3º do artigo 8º da Resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005). A exigência só figurará na legislação assim que os protocolos de biomonitoramento estiverem amplamente estabelecidos no Brasil e isso só ocorrerá quando houver esforços de pesquisa, definição e aplicação desses protocolos nas diversas regiões geográficas do Brasil (Buss, 2001).

As avaliações mais eficientes de qualidade da água são aquelas que integram as variáveis físico-químicas e bacteriológicas da água aos aspectos biológicos dos ecossistemas aquáticos (Rosenberg e Resh, 1993; Buss et al., 2003; Moretti e Callisto, 2005), sendo o monitoramento biológico mais apropriado para avaliar as alterações dos ecossistemas aquáticos do que a tradicional abordagem físico-química (Thiébaud et al., 2006). De fato, como os corpos hídricos estão sujeitos a inúmeras perturbações, a biota aquática reage a esses estímulos, sejam eles naturais ou antrópicos (Buss et al., 2003), fornecendo uma ampla medida de combinação de impactos, visto que, quando submetidos à condições adversas, os organismos mais sensíveis geralmente morrem (Moretti e Callisto, 2005).

Vários organismos são utilizados como indicadores de qualidade de água. Dentre esses organismos, os macroinvertebrados bentônicos se destacam como excelentes bioindicadores para avaliar a saúde dos ecossistemas devido à sua sensibilidade à poluição e alterações do habitat (Callisto et al., 2001). Esses invertebrados, além de desempenharem importantes funções na dinâmica dos processos ecológicos em sistemas aquáticos (Suriano e Fonseca-Gessner, 2013), possuem características que os tornam bons indicadores, tais como: diferentes níveis de tolerância à poluição, larga distribuição nos ecossistemas aquáticos, ciclo de vida razoavelmente longo, mobilidade reduzida e amostragem por meio de métodos relativamente simples (Rosenberg e Resh, 1993; Alba-Tercedor, 1996; Callisto et al., 2001; Baptista, 2008). Várias métricas de bioavaliação vêm sendo utilizadas para avaliar a qualidade de água a partir do uso de comunidades de macroinvertebrados bentônicos, como, por exemplo, protocolos de avaliação rápida da qualidade de habitats e os índices bióticos (Mandaville, 2002). Essas ferramentas são importantes

para se avaliar os processos relacionados às condições ambientais dos ecossistemas aquáticos e de sua biota.

Odum (1988) classifica os habitats de águas continentais em ecossistemas lênticos (águas paradas) e ecossistemas lóticos (águas correntes). Os sistemas lóticos ou fluviais são ecossistemas dinâmicos, caracterizados por uma ampla variedade e complexidade de variáveis abióticas e bióticas associadas (Vannote et al., 1980; Silveira et al, 2005). De acordo com o Conceito de Rio Contínuo, os rios são sistemas abertos com dinâmica de importação e exportação de matéria e energia, sendo que da nascente à foz, as variáveis físicas formam um gradiente de condições ambientais que selecionam as características funcionais e estruturais das comunidades biológicas (Vannote et al., 1980). Desta forma, as características físicas, químicas e bióticas de um rio são influenciadas pelos processos naturais e antrópicos que ocorrem em sua bacia de drenagem.

Em ecossistemas lóticos, a vegetação ripária desempenha um papel fundamental no fornecimento de matéria orgânica alóctone, que constitui-se na principal fonte de energia das comunidades aquáticas de rios de pequena ordem, caracterizados como ambientes heterotróficos. À medida que o rio se distancia de suas nascentes observa-se uma diminuição da importância da contribuição do material alóctone devido ao aumento do processo autotrófico ocasionado pela separação do dossel e uma maior incidência luminosa, próximo à foz, sua importância volta a crescer em consequência do aumento da coluna d'água (Vannote et al, 1980). Assim, a quantidade e qualidade do *input* de material alóctone proporcionado pela vegetação ciliar nas nascentes irá influenciar toda a estrutura trófica ao longo do rio (Vannote et al, 1980; Wallace et al., 1997). Além disso, as florestas ribeirinhas desempenham outras importantes funções, tais como, proteção e controle de erosão das margens e escoamento superficial; controle e recarga dos aquíferos; manutenção do volume de água; controle na variação da temperatura da água; filtragem e purificação da água; dentre vários outros serviços ecossistêmicos, sendo a conservação destas florestas essencial para a manutenção e melhoria da qualidade dos corpos d'água (Guereschi e Fonseca-Gessner, 2000; Callisto et al., 2012; Vörösmarty et al., 2005; Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2010).

O presente estudo teve como objetivos avaliar a qualidade ambiental dos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro, em trechos localizados na borda e no interior da Reserva Natural Vale, no município de Linhares (Espírito Santo), a partir da análise de variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas da água, visando o

fornecimento de subsídios técnicos e científicos para melhor gestão dos ambientes lóticos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O presente estudo foi realizado na Reserva Natural Vale (RNV), localizada no município de Linhares, norte do estado do Espírito Santo, entre as coordenadas geográficas 19°06' e 19°18' S e 39°45' e 40°19' W. A reserva possui uma área de 22.711 ha e, juntamente com a Reserva Biológica de Sooretama – REBIO de Sooretama (24.250 ha) e com as Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPNs Recanto das Antas (2.212 ha) e Mutum Preto (379 ha), forma o maior fragmento de Mata Atlântica do estado e constitui-se num dos remanescentes de mata de tabuleiro mais importantes do Brasil, denominado Bloco Linhares-Sooretama (Figura 1). A RNV juntamente com a REBIO de Sooretama representam cerca de 24,6% da cobertura atual de florestas nativas sobre o Domínio das Florestas de Tabuleiro do Espírito Santo. Para mais detalhes sobre a Floresta de Tabuleiro no estado ver Simonelli (2007).

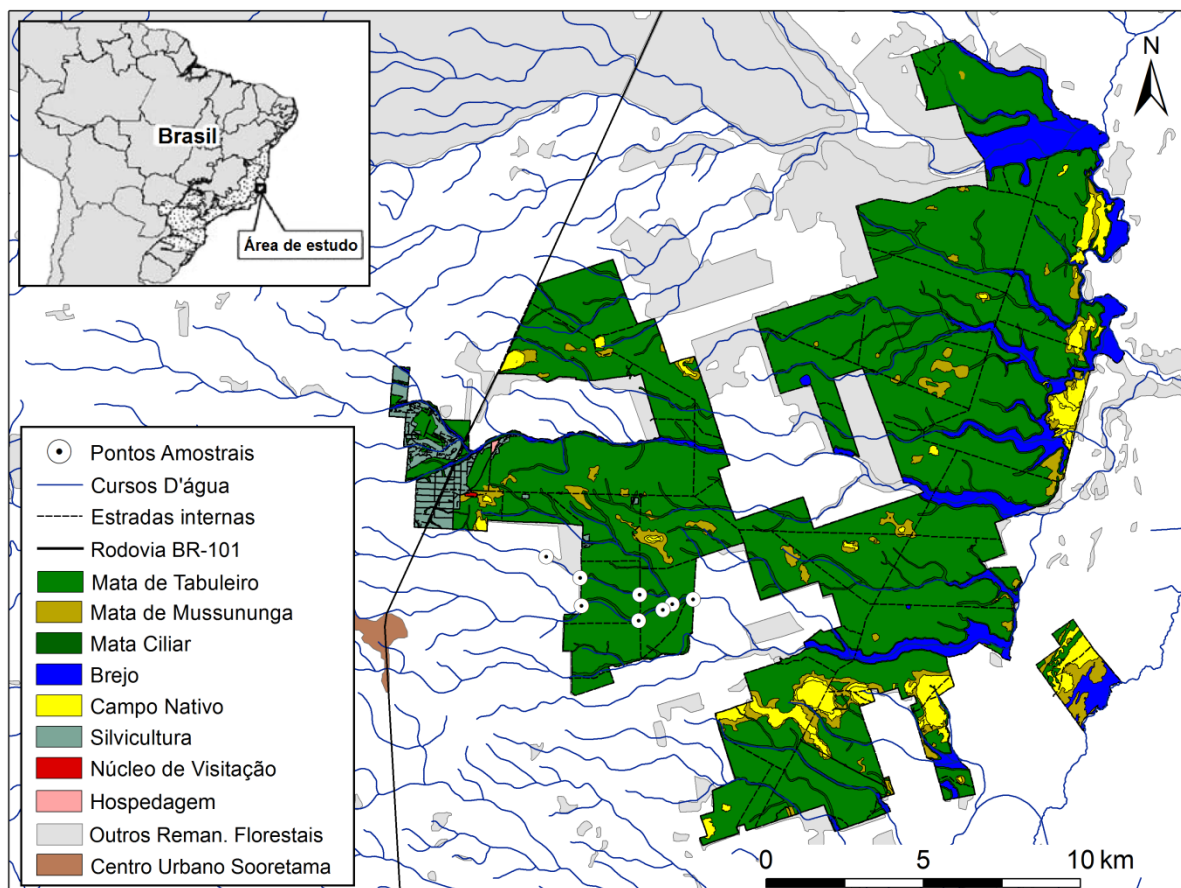


Figura 1. Localização da Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo), sudeste do Brasil, com destaque para os cursos d'água presentes na região e estações de amostragem.

O clima da região, segundo o sistema de classificação de Köppen, é do tipo tropical com inverno seco Aw (Alvares et al., 2013). A temperatura média anual é em torno de $24,3 \pm 2,1^{\circ}\text{C}$ (Kierulff et al., 2014). As menores temperaturas médias registradas no ano de 2014 ocorreram nos meses de junho a agosto, sendo o mês de agosto o mais frio ($17,7^{\circ}\text{C}$), ao passo que, as maiores temperaturas médias ocorreram nos meses de janeiro a março e dezembro, sendo o mês de fevereiro o mais quente ($32,8^{\circ}\text{C}$) (Figura 2). No ano de 2015, considerando apenas os sete primeiros meses (os dados de agosto a dezembro de 2015 não estão disponíveis), a maior temperatura média foi registrada no mês de janeiro ($33,6^{\circ}\text{C}$) e a menor temperatura média em julho ($18,3^{\circ}\text{C}$) (Figura 2). De acordo com dados de precipitação obtidos na estação meteorológica da RNV no período de 1975 a 2013, a precipitação média anual na região é de $1.214 \pm 260,5$ mm (Kierulff et al., 2014). No período seco (abril a setembro) a precipitação média mensal varia de 37,5 a 97,5 mm, ao passo que, na estação

chuvosa (outubro a março), a precipitação média mensal varia de 84,4 a 217,1 mm (Kierulff et al. 2014). Considerando o total de chuvas mensais acumuladas no ano de 2014, observou-se que no período de seca a precipitação média mensal variou de 10,4 a 79,8 mm, enquanto a precipitação média mensal no período chuvoso variou de 50,6 a 153,6 mm, evidenciando valores inferiores às médias históricas. Para o ano de 2015, ano em que as amostragens do presente estudo foram realizadas, os dados de precipitação disponíveis se restringiram aos meses de janeiro a abril e agosto (os dados de maio a julho e setembro a dezembro não estão disponíveis). Neste período, a maior precipitação ocorreu no mês de março (150,6 mm) e a menor em abril (19 mm). Ressalta-se que na primeira campanha as amostragens foram realizadas após fortes chuvas ocorridas na noite anterior e na madrugada que antecederam as coletas do dia 28 de fevereiro de 2015. Os dados de temperatura (Figura 2) e precipitação (Figura 3) referentes aos anos de 2014 e 2015 foram disponibilizados pelo Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (INCAPER – Estação A614 - Linhares/ES).

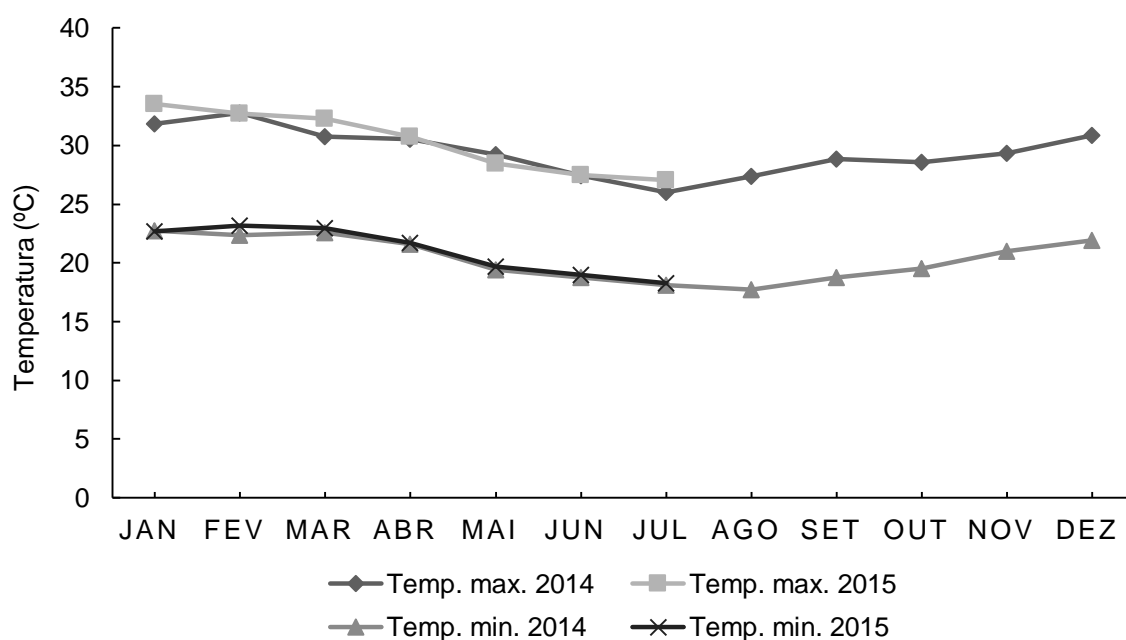


Figura 2. Temperaturas máximas e mínimas mensais na região de Linhares (Espírito Santo), nos anos de 2014 e 2015, a partir dos dados na estação meteorológica A614 do INCAPER. Os dados de agosto a dezembro de 2015 não estão disponíveis.

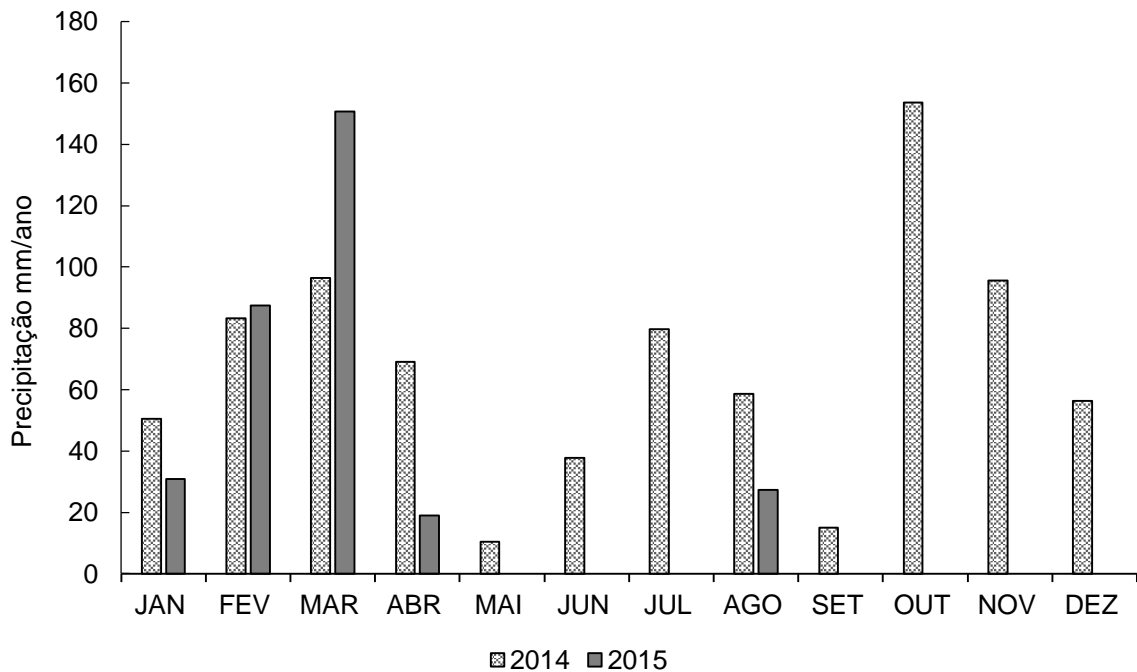


Figura 3. Precipitação média mensal acumulada nos anos de 2014 e 2015, a partir dos dados coletados na estação meteorológica A614 do INCAPER. Dados pluviométricos de maio a julho e setembro a dezembro não disponíveis.

Na RNV podem ser distinguidas duas províncias geomorfológicas: a planície de tabuleiros, sobre a formação Barreiras, de maior extensão, e a planície costeira, de menor extensão (Sugio et al., 1982). O relevo de tabuleiros na área da RNV se caracteriza como plano a suavemente ondulado, com altitudes variando entre 28 e 65 m (Jesus e Rolim, 2005), sendo o solo podzólico amarelo o predominante (Feitoza et al, 1999).

A floresta localizada sobre os tabuleiros que compõem a RNV é classificada como Floresta Estacional Perenifolia (Jesus e Rolim, 2005), uma classificação intermediária entre Floresta Ombrófila Densa e Floresta Estacional Semi-Decidual do IBGE (Velooso et al., 1991). A reserva é composta por diferentes fitofisionomias: Floresta de Tabuleiro, ocupa aproximadamente 70% da reserva, apresentando vegetação alta e densa; Floresta de Muçununga, com uma vegetação menos densa e em solos arenosos; Florestas ciliares, de várzea e brejos; e campos nativos (Jesus e Rolim, 2005; Kierulff et al., 2014; Srbeek-Araujo e Chiarello, 2016).

Segundo Jesus e Rolim (2005), a rede de drenagem local revela um padrão dendrítico e dicotômico que compõe a sub-bacia hidrográfica do rio Barra Seca. A rede hidrográfica da área de estudo abrange córregos que nascem no interior da Reserva, alguns desses intermitentes e que permanecem secos no período de estiagem, e por

cursos d'água que se originam fora da reserva e atravessam o seu espaço territorial. Esses corpos hídricos são essenciais para manutenção das comunidades biológicas e dos diferentes habitats e microhabitats locais, embora alguns destes riachos sofram impactos antrópicos oriundos de despejo de efluentes sanitários provenientes de aglomerados urbanos e de atividades agropastoris, o que pode interferir nas propriedades físicas e químicas da água e atuar sobre a estrutura e composição da biota aquática.

2.1.1 Seleção dos cursos d'água

Os trechos dos cursos d'água amostrados situam-se na porção sudoeste da RNV. Nesta área foram selecionados para o desenvolvimento deste trabalho três riachos de pequena ordem fluvial de 2ª, 3ª e 4ª ordem (Strahler, 1964): Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP) (Figura 4).

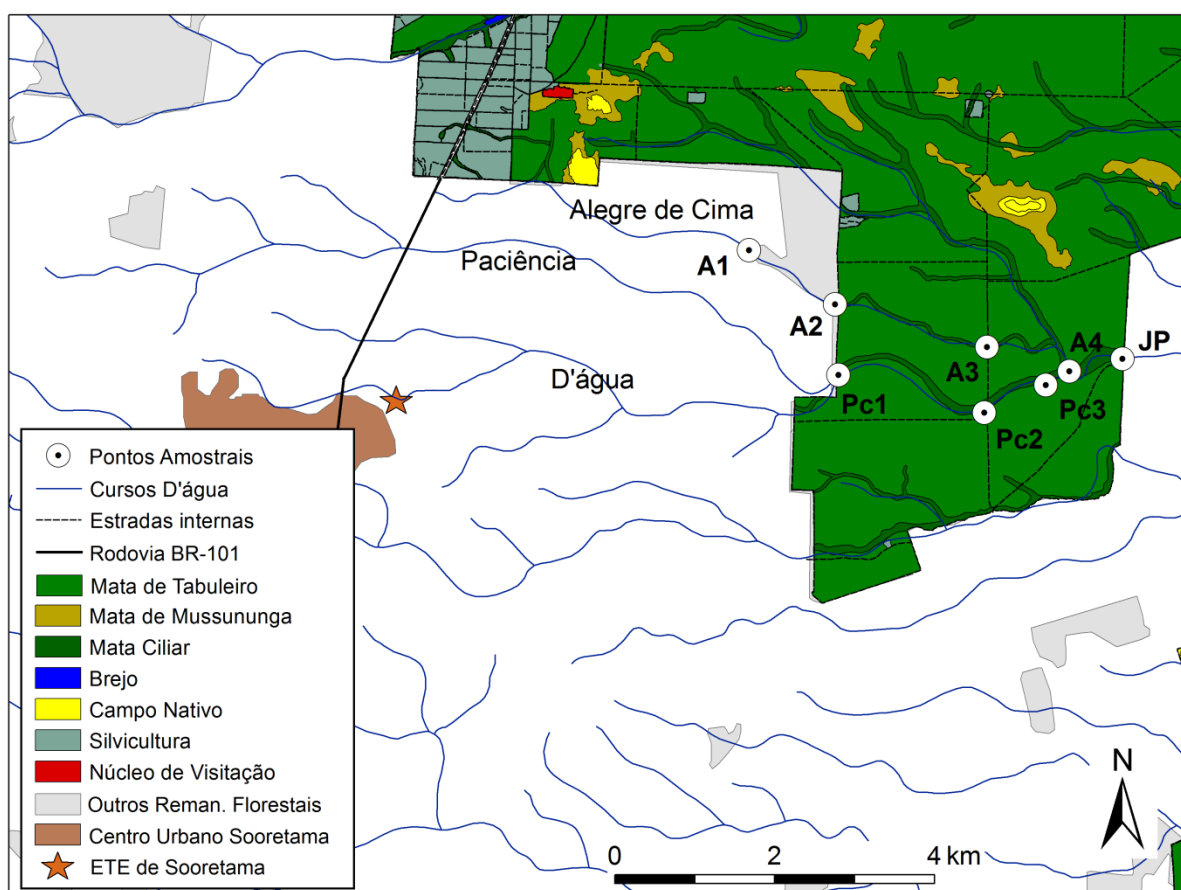


Figura 4. Detalhe dos riachos selecionados e respectivas estações de amostragem na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo).

As nascentes dos riachos Alegre de Cima e Paciência localizam-se fora da área da Reserva e estão sob influência de áreas de pastagem e cultivos agrícolas, em especial culturas de café, mamão e eucalipto. Além disso, possuem algumas barragens e são interceptados pela Rodovia BR 101 e estradas vicinais. Algumas dessas nascentes apresentam uma pequena faixa marginal de vegetação ripícola, com cerca de 30 m de largura em média. De modo geral, esses cursos d'água são perenes, apesar do riacho Alegre de Cima não ter apresentado fluxo contínuo de água no seu trecho final nas últimas campanhas realizadas (agosto e setembro de 2015). O riacho Paciência recebe a contribuição do tributário riacho D'Água antes de adentrar na área da Reserva. Neste afluente são lançados despejos sanitários provenientes da Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de Sooretama, cuja população urbana estimada é de 16.873 habitantes, segundo Censo 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (Brasil, 2010).

Os riachos Alegre de Cima e Paciência desaguam no riacho João Pedro, cujas nascentes se originam no interior da Reserva, porém, apresentam fluxo intermitente. O trecho localizado entre as nascentes do riacho João Pedro até o ponto de confluência do riacho Alegre de Cima permaneceu seco durante todo o período de amostragem. Após receber o aporte de água dos riachos Alegre de Cima e Paciência, o riacho João Pedro percorre um trecho de aproximadamente 600 m antes de passar sob uma pequena ponte localizada em estrada vicinal que faz limite com a Reserva. Neste local, o riacho João Pedro sofre estreitamento do canal e escoar por duas manilhas de aproximadamente 60 cm de diâmetro. Este pequeno trecho antes da ponte se caracteriza pelo alargamento de suas margens e forma uma grande área de alagado repleta de macrófitas flutuantes. Esta condição lântica ainda é favorecida pela existência de uma pequena barragem localizada à jusante da Reserva, cerca de 1.900 m de percurso de rio, e pela baixa declividade do local.

A escolha dos riachos Alegre de Cima e Paciência deve-se ao fato de ambos apresentarem características ambientais similares, tanto em relação às suas nascentes quanto em relação à fisiografia na qual se inserem (relevo, tipo de solo, uso da terra, entre outros), percorrendo áreas agropastoris antes de adentrarem a RNV. O riacho João Pedro foi inserido nas amostragens para avaliação do efeito da floresta após travessia de parte da Reserva pelos cursos d'água que nele deságuam.

2.2 Coleta de dados

Para as análises físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas, foram definidas oito estações de amostragem, sendo: quatro estações no riacho Alegre de Cima (A1, A2, A3 e A4), três estações no riacho Paciência (Pc1, Pc2 e Pc3) e uma estação no riacho João Pedro (JP), todas localizadas entre altitudes de 22 a 39 m. A definição de apenas uma estação de amostragem no riacho João Pedro deve-se ao fato do mesmo apresentar apenas um pequeno trecho, de aproximadamente 600 m de percurso, dentro dos limites territoriais da porção amostrada da RNV após sua formação pela confluência dos riachos Alegre de Cima e Paciência (Figura 4). A escolha das estações amostrais nos riachos Alegre de Cima e Paciência seguiu os seguintes critérios: estações localizadas no início da floresta (borda), após os cursos d'água terem percorrido áreas agrícolas e de pastagem (A1, A2 e Pc1); e estações localizadas ao longo do trecho percorrido no interior da floresta, dispostos a diferentes distâncias em relação à borda (A3 e A4; Pc2 e Pc3) (Figura 4). O riacho Alegre de Cima apresentou duas estações amostrais associadas à borda porque antes de entrar na RNV passa por um trecho de macega, apresentando vegetação florestal em apenas uma das margens (estação A1).

O córrego Alegre de Cima, riacho de segunda ordem, possui aproximadamente 9,5 km de percurso, medido desde a sua nascente até o ponto de confluência com o córrego João Pedro, e percorre cerca de 4,5 km sob influência da floresta na área da RNV. Apresenta as seguintes distâncias aproximadas entre as estações de amostragem: A1:A2 = 1.200 m; A2:A3 = 2.000 m e A3:A4 = 1.000 m (Figura 4). O córrego Paciência, riacho de 3ª ordem, possui aproximadamente 11,7 km de percurso, medido desde a primeira nascente até o ponto de confluência com o córrego João Pedro, e percorre cerca de 3,5 km sob influência de floresta. Apresenta as seguintes distâncias aproximadas entre as estações amostrais: Pc1:Pc2 = 2.000 m e Pc2:Pc3 = 850 m (Figura 4). A marcação das estações amostrais foi feita através de GPS de navegação Garmin Etrex 10, Sistema de Coordenad UTM 24 K e datum WGS de 1984 (Tabela 1).

Tabela 1. Coordenadas geográficas das estações amostrais nos riachos estudados na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo).

Estação de amostragem	Coordenadas UTM 24 K – WGS 84	
A1	389898 mE	7880024 mS
A2	390974 mE	7879347 mS
A3	392875 mE	7878814 mS
A4	393906 mE	7878509 mS
Pc1	391015 mE	7878463 mS
Pc2	392842 mE	7877993 mS
Pc3	393610 mE	7878336 mS
JP	394568 mE	7878665 mS

A: Alegre de Cima; Pc: Paciência; JP: João Pedro.

Para a coleta de água foram realizadas quatro campanhas em 2015, sendo duas na estação chuvosa (28 de fevereiro a 1 de março; 3 e 4 de abril) e duas na estação seca (1 e 2 de agosto; 6 e 7 de setembro). Entretanto, durante os períodos de amostragem, a primeira campanha foi precedida por fortes chuvas ocorridas na madrugada que antecedeu às coletas (7,8 mm), ao passo que, as chuvas ocorridas na segunda campanha se deram após as coletas realizadas. Ressalta-se que o ano de 2015 apresentou um padrão pluviométrico atípico em relação aos anos anteriores. Para macroinvertebrados bentônicos foram realizadas coletas apenas nas duas primeiras campanhas (estação chuvosa). Tanto as amostras de água como a de invertebrados foram obtidas no período de 7:00 às 17:00 h.

Na primeira campanha a estação de amostragem A4 não foi incluída devido à impossibilidade de acesso ao local, o que só foi possível a partir da segunda campanha. Na terceira campanha, o ponto amostral A4 possuía apenas poças d'água, não apresentando fluxo contínuo de água. Na última campanha, os pontos amostrais A3 e A4 encontravam-se totalmente secos.

2.2.1 Variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas

Durante as coletas de água, foram medidas a velocidade da correnteza e a vazão dos riachos Alegre de Cima, na estação A3, e Paciência, na estação Pc1. A

escolha dessas duas estações de amostragem foi devido à existência de trecho retilíneo (5m).

As métricas velocidade da correnteza e vazão foram realizadas utilizando-se o método indireto do flutuador. O princípio da medição é baseado no acompanhamento do deslocamento de flutuadores ao longo da corrente de fluido num determinado trecho e intervalo de tempo, conforme descrito no Manual de Medição de Vazão (Delméé, 1983). Como objeto flutuador foi utilizada uma bola plástica de 24 cm de circunferência, contendo dois furos de 7 mm de diâmetro localizados em extremidades opostas. Com o auxílio de uma trena, foi definido um trecho de 5 m e calculada sua área média através da soma do produto da largura do riacho e profundidade média nas seções superior e inferior deste trecho, dividindo-se o valor por dois. A estimativa da velocidade da correnteza foi determinada pela média de cinco medições de tempo gasto no percurso de 5 m entre as seções superior e inferior de cada riacho. A vazão foi calculada segundo as metodologias propostas por Carvalho (2008), sem o uso de fator de correção, e por Palhares et al. (2007), com o uso do fator de correção (0,8 para rios com fundo pedregoso e 0,9 para rios com fundo lamoso), de acordo com as equações apresentadas a seguir:

$$\text{Equação 1 (Carvalho, 2008): } Q = A \times V$$

Onde:

Q = vazão (m³/s)

A = área do trecho do rio (m²) = w x h

V = velocidade do fluxo de água (m/s) = distância medida (m) / tempo (s)

w = largura do canal (m)

h = profundidade média na seção transversal do canal (m)

$$\text{Equação 2 (Palhares et al., 2007): } V = (A \times L \times C) / T$$

Onde:

V = Vazão (m³/s)

A = média da área do rio (distância entre as margens nas seções superior e inferior do trecho multiplicada pelas profundidades médias das seções, dividida por dois (m²))

L = comprimento da área de medição – trecho de 5 m

C = coeficiente ou fator de correção

T = média de tempos gastos pelo objeto flutuador no trecho de 5m

Considerando que a estação A3 encontrava-se seca em setembro de 2015 (4ª campanha), a vazão e a velocidade da correnteza no riacho Alegre de Cima foram mensuradas somente nas três primeiras campanhas. Com relação à estação Pc1, apesar do riacho Paciência possuir fluxo de água ao longo de todo o período de estudo, as métricas de velocidade da correnteza e vazão só foram mensuradas na primeira campanha, visto que nas campanhas subsequentes a pequena lâmina d'água e a baixa profundidade impossibilitaram tais medições.

Foram obtidas, em cada estação de amostragem, três registros da subsuperfície da água e calculadas as respectivas médias das seguintes variáveis limnológicas: temperatura, pH, condutividade elétrica específica, turbidez, oxigênio dissolvido (mg/l e % de saturação), sólidos totais dissolvidos e salinidade (‰). Os dados de sólidos totais dissolvidos não foram utilizados por serem uma medida indireta da condutividade elétrica e a salinidade foi descartada por apresentar valores iguais a zero ou próximos de zero. Os dados em questão foram obtidos *in situ* por meio de uma sonda multiparâmetros marca Horiba, modelo U-52G.

Para a mensuração dos parâmetros fósforo total, amônia, nitrito, sólidos totais em suspensão e clorofila-a, foram coletadas amostras de água (uma amostra por estação em cada campanha) utilizando-se frascos âmbar de 300 ml, fixadas em ácido sulfúrico concentrado para a variável fósforo total, e frascos âmbar de 1.000 ml para as demais variáveis. Ao todo, foram obtidas 29 amostras para cada parâmetro. Todas as amostras de água foram mantidas refrigeradas até o momento das análises laboratoriais.

Para as variáveis coliformes termotolerantes e totais foram feitas coletas de amostras de água utilizando-se frascos de vidro de 500 ml devidamente autoclavados. As amostras (n = 29) foram mantidas refrigeradas até o momento das análises laboratoriais.

Para a coleta de macroinvertebrados bentônicos associados ao folhiço, utilizou-se um coletor Surber de 0,09 m² e 250 µm de malha. Foram obtidas triplicatas de cada estação de amostragem, totalizando 45 amostras nas duas campanhas realizadas, tendo em vista que não foi possível acessar o ponto A4 na primeira campanha. As amostras do substrato vegetal foram acondicionadas individualmente em sacos plásticos, devidamente etiquetados e mantidos sob refrigeração até o momento das análises laboratoriais.

2.3 Procedimentos laboratoriais

A metodologia de preparo de vidraria para coleta e armazenamento de água e suas respectivas análises laboratoriais seguiu os procedimentos descritos em *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* – APHA (1998).

2.3.1 Variáveis físicas

A análise de sólidos totais em suspensão foi feita por meio do sistema de filtração, utilizando-se bomba a vácuo e filtro de fibra de vidro de 24 mm e poro de 0,6 μm . Inicialmente, foi realizada a sucção de solução de água deionizada e a secagem do filtro em estufa a 105°C por 60 min. Após este processo, foram determinadas as medidas de peso de cada filtro em balança digital analítica de 0,01 mg, marca Shimadzu AUW220D. Posteriormente, os filtros foram levados ao dessecador por 30 min para equilibrar a temperatura e novamente pesados. Em seguida, foi realizada a filtração das amostras e repetidos os procedimentos de secagem e medida. A quantidade de resíduo seco presente em cada filtro representa a concentração de sólidos totais em suspensão (mg/l).

2.3.2 Variáveis hidroquímicas

A determinação da concentração de fósforo total foi obtida pelo método do ácido ascórbico. Inicialmente foi feito o preparo dos reagentes e da solução padrão e em seguida, o procedimento de digestão por H₂SO₄ das amostras e padrões, que foram autoclavados a 121°C por 30 min. Posteriormente, foi realizada a neutralização e diluição das amostras e dos padrões, mantidos em repouso por 30 min, seguida de leitura em cubeta de 5 cm em espectrofotômetro a 880 nm (marca Biospectro, modelo SP 220). O limite de detecção do método é de 10 $\mu\text{g/l}$ e os resultados foram expressos em $\mu\text{g/l}$.

A análise da amônia se deu pelo método do fenato. Após o preparo da solução padrão, foram pipetados 250 μl das amostras em uma microplaca e adicionados os reagentes. As amostras e os padrões foram vedados e mantidos sob o abrigo da luz por 60 min, seguida de leitura em espectrofotômetro a 640 nm (marca Molecular Devices, modelo Spectra Max 190), e os resultados expressos em $\mu\text{g/l}$.

O nitrito foi determinado pelo método da sulfanilamida. Em 50 ml de cada amostra foi adicionado 1 ml da solução de sulfanilamida e após 2 min foi acrescentado 1 ml da solução de N-Naftil, ocorrendo a formação de um composto de coloração púrpura em pH baixo pela diazotação do ácido sulfanílico com N-(1-naftil)-dihidrocloreto de etilenodiamino, e após 10 min, foi feita a leitura em espectrofotômetro a 543 nm (marca Molecular Devices, modelo Spectra Max 190). O limite de detecção do método é de 2 µg/l e os resultados foram expressos em µg/l.

2.3.3 Variáveis hidrobiológicas

Para a determinação de clorofila-a foi utilizado o método de extração em acetona com acidificação. Através de bomba a vácuo, foi realizada a filtração das amostras em membrana de fibra de vidro de 24 mm e poro de 0,6 µm. Em seguida, o filtro foi macerado em tubo de ensaio com acetona a 90% e mantido refrigerado e sob o abrigo da luz durante uma noite. Posteriormente, realizou-se a centrifugação a 3.000 rpm durante 10 min e a leitura foi feita em fluorímetro (marca Turner Designs, modelo 8000-010), cujo limite de detecção é de 0,5 µg/l. Os resultados foram expressos em µg/l.

Para a determinação das concentrações de coliformes termotolerantes e totais, foi adotada a técnica de três tubos múltiplos. Inicialmente, as amostras foram inoculadas em caldo lauril triptose para realização da prova presuntiva (crescimento e fermentação). Bactérias do grupo coliformes causam a turvação do meio de cultura através da formação de gás, detectado em tubos de Duhran, após incubação a 35°C por 48 h. Na fase confirmativa, foi feito o repique com alça de platina dos tubos presuntivos positivos para tubos contendo caldo verde brilhante, que foram incubados a 35°C por 48 h e posterior identificação dos tubos que tiveram crescimento positivo para coliformes totais. Concomitante à fase confirmativa, foi feita a fase complementar que consiste no repique dos tubos presuntivos positivos para tubos contendo caldo seletivo para *Escherichia coli* (EC), incubados à 44°C por 48 h, seguida de identificação dos tubos que apresentaram crescimento positivo para coliformes termotolerantes. A obtenção do Número Mais Provável (NMP) de coliformes totais e termotolerantes foi realizada utilizando-se a tabela com série de três tubos com diluição até 10⁻⁵, segundo Bacteriological Analytical Manual (Feng, et al., 2002). Os resultados foram expressos por NMP/100 ml de água.

Para análise de macroinvertebrados bentônicos associados ao folhiço, amostras do substrato vegetal foram lavadas em água corrente sob peneira de malha fina (500 μm), mantendo-se separados os espécimes obtidos em cada réplica e estação de amostragem, os quais foram acondicionados em potes plásticos e conservados em álcool 70%. Os organismos foram triados com o auxílio de um estereomicroscópio e identificados ao menor nível taxonômico possível. Para identificação dos espécimes coletados, foram empregadas chaves dicotômicas (Hamanda *et al.*, 2014; Mugnai *et al.*, 2010; Froehlich, 2007; Perez, 1988). Os macroinvertebrados coletados foram depositados no Laboratório de Ecologia e Conservação de Biodiversidade (LECBio) da Universidade de Vila Velha (UVV) e as réplicas na Coleção de Invertebrados da Reserva Natural Vale.

2.4 Análise de dados

2.4.1 Análises estatísticas

❖ Variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas

As análises estatísticas de qualidade da água foram feitas considerando as variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas. Primeiramente, foi verificado se existia diferença entre os riachos estudados e quais os parâmetros poderiam separar esses cursos d'água quando analisados isoladamente. Num segundo momento, o mesmo procedimento foi adotado para verificar se existiam diferenças entre as campanhas realizadas e, por último, as análises foram feitas considerando as estações de amostragem separadamente. Para tanto, foram realizadas a Análise Discriminante e Análise Canônica dos dados nas três situações.

Inicialmente, foi realizado o Teste D'Agostino para verificar a normalidade dos dados e os que não apresentaram distribuição normal foram logaritmizados (Log10). As variáveis que sofreram transformação foram: turbidez, fósforo total, amônia, nitrito, sólidos totais em suspensão, clorofila-a, coliformes termotolerantes e totais. Em seguida, foram realizadas Análises de Correlação (Coeficiente de Correlação de Pearson) e excluídas as variáveis com alta correlação ($r \geq 0,50$ e $r \leq -0,50$). Posteriormente, foram feitas as Análises Multivariadas (Discriminante e Canônica). Os dados foram considerados significativos quando $p \leq 0,05$ (Zar 2010). As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software Statistica, versão 7.1 (StatSoft, 2005).

❖ Macroinvertebrados bentônicos x variáveis abióticas

Inicialmente, foram selecionados os macroinvertebrados bentônicos de maior abundância nos riachos estudados e/ou que fossem indicativos dos diferentes níveis de tolerância às adversidades ambientais. Os táxons selecionados foram: Ephemeroptera e Trichoptera (agrupamento ET), Malacostraca, Elmidae, Chironomidae, Coenagrionidae, Gastropoda, Bivalvia, Hirudinea e Oligochaeta. Todavia, Coenagrionidae e Hirudinea foram excluídos das análises estatísticas em função do pequeno número de registros quando consideradas todas as estações amostrais. Posteriormente, utilizou-se o Coeficiente de Correlação de Spearman para verificar se existia relação significativa entre as variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas da água com os táxons selecionados, excluindo os outliers (análise exploratória). Após esta etapa, foram realizadas Análises de Regressão Linear para cada par de variáveis que apresentou correlação significativa. Os dados foram considerados significativos quando $p \leq 0,05$ (Zar 2010). As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software Statistica, versão 7.1 (StatSoft, 2005).

❖ Macroinvertebrados bentônicos x estação de amostragem

Para verificar a similaridade entre as estações de amostragem em relação aos táxons selecionados (agrupamento ET, Elmidae, Chironomidae, Malacostraca, Gastropoda, Bivalvia e Oligochaeta) foi empregada a Análise Multivariada Classificatória (Análise de Cluster) baseada em Métodos Hierárquicos (*Tree Clustering*). Como regra de fusão de agrupamentos foi empregado o Método do Vizinho Mais Próximo (*Single Linkage*) que determina a distância entre dois grupos com base na distância entre os pontos mais próximos desses agrupamentos (StatSoft, 2005). Como medida de distância entre pontos foi adotado o Método de Pearson (1-Pearson r) no qual o Coeficiente de Correlação de Pearson é empregado para agrupar amostras com comportamento similar, enquanto amostras com comportamento oposto são atribuídas a grupos diferentes (StatSoft, 2005). Para realização desta análise, foi realizada previamente a transformação dos dados (Log10) para ajuste da distribuição e, em seguida, os mesmos foram padronizados (*Standardize*) para que todos os atributos apresentassem peso igual no cálculo da distância entre as estações amostrais (StatSoft, 2005). Para estas análises foram agrupados os registros obtidos nas duas campanhas em cada estação de amostragem. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software Statistica, versão 7.1. (StatSoft, 2005).

2.4.2 Protocolo de Avaliação Rápida e Índices de Qualidade Ambiental

❖ Protocolo de Avaliação Rápida

O Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Habitat aplicado nos riachos estudados (Anexo 1), segundo a proposta modificada por Callisto et al. (2001). Este protocolo avalia as condições ambientais dos sistemas lóticos através de métricas, como: características da água e sedimento, extensão da floresta ripária, cobertura vegetal, tipo de ocupação das margens, erosão e assoreamento, largura de rápidos e remansos, estado de conservação, entre outras características. O protocolo foi utilizado para avaliar as condições ambientais nas estações amostrais, sendo considerando um trecho médio de 25 m de riacho em cada ponto, durante a segunda campanha realizada. Para cada item avaliado foi atribuído um valor conforme proposto por Callisto et al. (2001), sendo que, para se determinar o valor deste item quando considerados os riachos Alegre de Cima e Paciência, os valores logrados em cada estação de amostragem foram somados e obtida a respectiva média do item, que foi então extrapolado para o riacho. Tal condição não se aplica ao riacho João Pedro, visto que o mesmo possui apenas uma estação de amostragem. O resultado final do protocolo é obtido a partir da somatória dos valores atribuídos a cada parâmetro proposto, o qual reflete o status de integridade ambiental, sendo que as pontuações finais refletem o nível de preservação de cada trecho avaliado. Neste caso, valores de 0 a 40 pontos representam trechos “impactados”; 41 a 60 pontos representam trechos “alterados”; e acima de 61 pontos são considerados trechos “naturais” (Callisto et al., 2002).

❖ Índices Bióticos

Os índices bióticos utilizados neste estudo foram: Riqueza de Taxa, Abundância de Taxa, Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J), Índice *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), Índice Average Score Per Taxon (ASPT) e Razão abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera / abundância de Chironomidae (Índice EPT/C).

A riqueza de taxa leva em consideração o número total de táxons representados na amostra ou comunidade e a abundância indica o número de indivíduos na amostra ou comunidade. O Índice de Shannon-Wiener (H') é comumente utilizado para calcular a biodiversidade aquática e terrestre (Mandaville, 2002). Neste estudo, este índice foi utilizado considerando os grupos de

macroinvertebrados (menor nível taxonômico obtido), independente da sua classificação taxonômica, através da equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Onde:

H' = Índice de Shannon-Wiener

S = número de espécies (táxon)

P_i = proporção da espécie *i* (táxon) *i*, estimada como n_i / N

n_i = número de indivíduos da espécie *i* (táxon) *i*

N = número total de indivíduos

O Índice de Shannon- Wiener atinge o seu valor mínimo quando todos os indivíduos pertencerem ao mesmo táxon e o valor máximo quando cada indivíduo pertencer a um táxon diferente (ACIESP, 1987).

A equitabilidade é uma propriedade de uma determinada comunidade que diz respeito à uniformidade de distribuição de espécies (táxon) ou de suas abundâncias relativas numa determinada amostra. Uma maior equidade significa uma distribuição mais uniforme de táxons (ACIESP, 1987). O Índice de Equitabilidade de Pielou é calculado dividindo-se o valor da diversidade obtida (H') pela diversidade máxima possível (H_{max}), ou seja, uma situação onde todas as espécies (táxon) fossem igualmente abundantes, neste caso a diversidade máxima (H_{max}) seria igual ao logaritmo neperiano da riqueza total de espécies (táxon), ou seja, H'_{max} = lnS (Gomes, 2004). O Índice de Equitabilidade de Pielou é obtido através da equação:

$$J = H' / H_{\max} = H' / \ln S$$

Onde:

J = Índice de Equitabilidade de Pielou

H' = Índice de Shannon-Wiener

H_{max} = Índice de Shannon-Wiener com equitabilidade máxima

lnS = Logaritmo natural da riqueza de espécie (táxon)

O Índice *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) fornece valores individuais, em nível de família, representando os organismos (táxons) quanto a tolerância à poluição. Quanto maior for a sua tolerância para com a poluição, menor será a pontuação BMWP. O BMWP utilizado no presente estudo (Anexo 2) foi adaptado de Alba-Tercedor e Sánchez-Ortega (1988), Junqueira e Campos (1998) e Junqueira et al. (2000), tendo sido considerado como valor de tolerância de táxon

aquele que mais se repetiu entre os trabalhos citados e, quando não houve repetição, adotou-se a pontuação definida por Junqueira et al. (2000). Para maiores informações sobre a pontuação adotada neste trabalho, ver Anexo 2.

O Índice *Average Score Per Taxon* (ASPT) (Anexo 3) representa a pontuação média de tolerância de todos os táxons dentro da comunidade (Mandaville, 2002). Ela é calculada dividindo-se o BMWP pelo número de famílias (táxons) representadas na amostra, excluindo o efeito do tamanho do curso d'água. A Razão EPT/C fornece o saldo no número desses táxons dentro de uma comunidade, tendo em vista que EPT são táxons considerados sensíveis às alterações ambientais e Chironomidae menos sensíveis (Plafkin et al., 1989). Desta forma, a distribuição uniforme entre esses grupos indica que o curso d'água apresenta boas condições ambientais, ao passo que um número elevado de Chironomidae pode indicar alterações ambientais do sistema (condições de hipoxia).

Para efeito de cálculo dos índices bióticos de Diversidade de Shannon-Wiener, Equitabilidade, BMWP, ASPT e EPT/C a estação A4 não foi considerada tendo em vista que a mesma não foi amostrada na primeira campanha, o que poderia resultar em valores distorcidos para estes índices.

❖ Índice de Estado Trófico

O Índice de Estado Trófico (IET) tem por finalidade classificar o grau de trofia dos corpos d'água. Para a obtenção dos IET dos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro, utilizou-se as médias das concentrações de clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) e fósforo total ($\mu\text{g/l}$) registradas nas quatro campanhas realizadas, de acordo com a metodologia proposta por Lamparelli (2004) para ecossistemas lóticos tropicais, conforme equações I, II e III apresentadas a seguir:

$$(I) \quad IET = IET_{(\text{Chl-a})} + IET_{(\text{PT})} / 2$$

$$(II) \quad IET_{(\text{Chl-a})} = 10 \{6 - [(-0,7 - 0,6 (\ln \text{Chl-a})) / \ln 2]\} - 20$$

$$(III) \quad IET_{(\text{P-Total})} = 10 \{6 - [(0,42 - 0,36 (\ln \text{PT})) / \ln 2]\} - 20$$

Onde:

IET = índice de estado trófico

$IET_{(\text{Chl-a})}$ = índice de estado trófico para a clorofila-a ($\mu\text{g/l}$)

$IET_{(\text{PT})}$ = índice de estado trófico para o fósforo total ($\mu\text{g/l}$)

\ln = logaritmo natural

3. RESULTADOS

3.1 Variáveis físicas e hidroquímicas

3.1.1 Velocidade da correnteza e vazão

Os valores médios de largura do canal nos cursos d'água amostrados variaram de 1,50 a 1,90 m na estação A3 e de 1,30 a 2,06 m na estação Pc1, enquanto as profundidades médias variaram de 0,11 a 0,29 m na estação A3 e de 0,06 a 0,36 m na estação Pc1. Os resultados de velocidade da correnteza e vazão são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Velocidade da correnteza (m/s) e vazão (m³/s) nas estações de amostragem A3 (riacho Alegre de Cima) e Pc1 (riacho Paciência) durante as 1^a (28/02/15), 2^a (03/04/15) e 3^a (01/08/15) campanhas realizadas na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo).

Variável / Amostragem	A3			Pc1		
	1 ^a Camp	2 ^a Camp	3 ^a Camp	1 ^a Camp	2 ^a Camp	3 ^a Camp
Velocidade da corrente	0,51	0,16	0,09	0,24	NR	NR
Vazão ¹	0,25	0,05	0,01	0,16	NR	NR
Vazão ²	0,28	0,06	0,01	0,18	NR	NR

Cálculo de vazão conforme métodos propostos por ¹ Palhares et al. (2007) e ² Carvalho (2008); NR: Não realizado devido às condições lânticas da estação de amostragem.

3.1.2 Temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica

A temperatura da água apresentou amplitude de variação máxima de 8,8°C (mínima de 19,4°C e máxima de 28,2°C). As temperaturas médias registradas nos três riachos durante o período de amostragem foram superiores a 23°C e, de forma geral, foram similares entre os riachos em um mesmo período de coleta, embora tenham apresentado variações entre as campanhas realizadas (Tabela 3; Figura 5). Os maiores valores para temperatura da água ocorreram na primeira campanha (28,2°C em A1 e 28,1°C em Pc1) e os menores na terceira campanha (19,4°C em A1 e 19,7°C em A4).

Tabela 3. Variação da temperatura da água, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica dos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP), nas respectivas estações de amostragem e campanhas realizadas (C1 a C4).

Pontos amostrais / Campanhas		Variáveis físicas e hidroquímicas				
		Temp. (°C)	O.D. (mg/l)	O.D. (%)	pH	Cond. (µS/cm)
A 1	C1	28,2	8,56	110,63	4,83	75
	C2	24,4	5,82	71,13	5,96	68
	C3	19,4	6,40	71,63	5,52	76
	C4	24,9	7,75	95,46	6,40	75
A 2	C1	26,2	8,15	102,26	4,98	46
	C2	23,5	6,13	73,83	6,05	70
	C3	23,0	8,26	98,16	6,10	72
	C4	23,4	6,81	102,26	6,17	76
A 3	C1	24,5	9,28	113,90	5,08	38
	C2	24,1	7,10	86,26	6,19	68
	C3	20,7	8,45	96,63	6,58	72
	C4	NR	NR	NR	NR	NR
A 4	C1	NR	NR	NR	NR	NR
	C2	23,8	6,43	77,13	5,56	67
	C3	19,7	10,53	118,53	5,27	30
	C4	NR	NR	NR	NR	NR
Média Alegre de Cima		23,5	7,66	93,67	5,74	64
Pc 1	C1	28,1	6,94	90,50	5,57	63
	C2	24,5	3,83	46,90	5,62	125
	C3	20,8	4,15	47,90	5,46	102
	C4	22,0	1,99	23,40	5,81	102
Pc 2	C1	25,2	7,55	93,43	5,17	83
	C2	25,2	4,90	60,73	6,45	159
	C3	21,4	5,72	66,40	6,51	204
	C4	23,3	8,91	103,66	6,60	225
Pc 3	C1	24,6	5,76	70,70	5,41	132
	C2	25,1	7,99	86,33	6,40	157
	C3	21,4	8,25	95,70	6,24	182
	C4	23,3	6,22	74,23	6,64	216
Média Paciência		23,7	6,01	71,65	5,99	145
JP	C1	25,2	6,86	85,00	5,17	138
	C2	24,9	6,13	75,52	5,89	128
	C3	21,0	7,60	85,66	5,43	151
	C4	23,3	4,59	55,16	6,24	194
Média João Pedro		23,6	6,29	75,33	5,68	152

NR: Coleta não realizada.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) variou entre os riachos e entre as estações amostrais (Tabela 3; Figura 5). Os valores de oxigênio dissolvido obtidos no riacho Alegre de Cima foram superiores a 6,0 mg/l, com exceção da amostragem realizada na segunda campanha na estação A2, a qual apresentou o valor de 5,8 mg/l. O riacho Paciência apresentou a maior oscilação nos valores de OD, sendo que os menores valores foram registrados na estação Pc1 (1,99 a 4,15 mg/l), atingindo percentuais de saturação inferiores a 50%, e os maiores valores foram registrados nas estações Pc2 na quarta campanha (8,91 mg/l) e Pc3 na terceira campanha (8,25 mg/l). As concentrações de oxigênio dissolvido no riacho João Pedro variaram entre 4,59 e 7,60 mg/l.

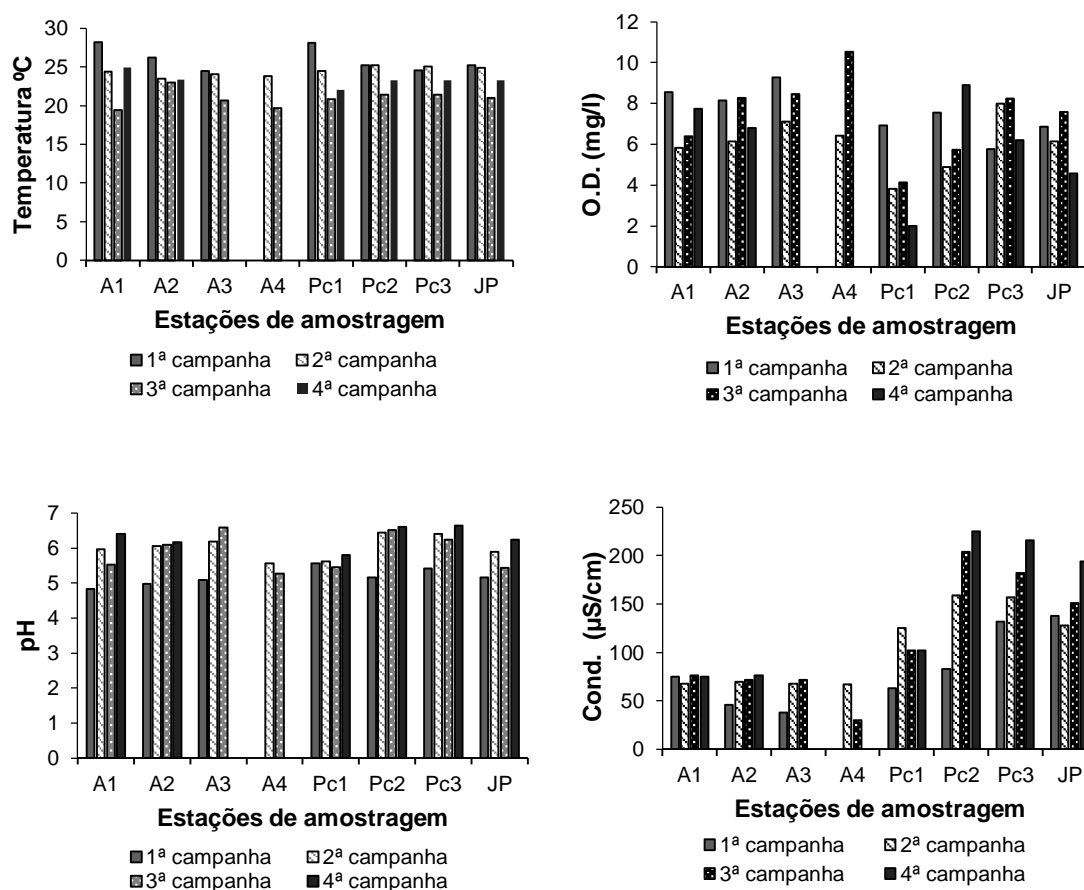


Figura 5. Variação da temperatura da água, oxigênio dissolvido (mg/l), pH e condutividade elétrica nas estações amostrais dos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP) durante as quatro campanhas realizadas na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo).

O pH apresentou-se ácido a ligeiramente ácido em todos os riachos estudados e em todos os períodos de amostragem, com valor mínimo de 4,83 e

máximo de 6,64 (Tabela 3; Figura 5). Os menores valores foram registrados na primeira campanha (A1 = 4,83 e A2 = 4,98) e os maiores valores foram registrados na quarta campanha (Pc2 = 6,60 e Pc3 = 6,64).

A condutividade elétrica apresentou o maior valor na estação amostral Pc2 na quarta campanha (225 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e o menor valor na estação amostral A4 na terceira campanha (30 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Os valores de condutividade elétrica variaram entre 30 a 76 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no riacho Alegre de Cima, entre 63 a 225 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no riacho Paciência e entre 128 a 194 $\mu\text{S}/\text{cm}$ no riacho João Pedro (Tabela 3; Figura 5).

3.1.3 Turbidez, sólidos totais em suspensão e nutrientes

A turbidez (UNT) apresentou grande variação entre as campanhas, sendo que, de modo geral, os maiores valores foram registrados na primeira campanha (Pc1 = 169 e Pc2 = 163) e os menores na segunda e terceiras campanhas (A1 = 3,3 e A3 = 3,4). As exceções ocorreram nas estações amostrais A4 e JP, que registraram o maior valor na terceira campanha, respectivamente, 212,4 e 52,4 UNT (Tabela 4). As concentrações médias de sólidos totais em suspensão foram similares nos riachos Alegre de Cima e Paciência, respectivamente, 0,007 e 0,009 mg/l, e de 0,017 mg/l no riacho João Pedro (Tabela 4). A amônia variou de zero a 2.594 $\mu\text{g}/\text{l}$. Os menores valores foram registrados no riacho Alegre de Cima, sendo a concentração média no riacho Paciência cerca de 28 vezes superior (774 $\mu\text{g}/\text{l}$ / 27 $\mu\text{g}/\text{l}$) e no riacho João Pedro aproximadamente 8 vezes maior (156 $\mu\text{g}/\text{l}$ / 27 $\mu\text{g}/\text{l}$) em relação ao riacho Alegre de Cima (Tabela 4). O nitrito apresentou variação de zero (abaixo do limite de detecção do método utilizado) a 73 $\mu\text{g}/\text{l}$, sendo os menores valores registrados no riacho Alegre de Cima e os maiores no riacho Paciência. A concentração média no riacho Alegre de Cima foi de 4,7 $\mu\text{g}/\text{l}$, enquanto que, a concentração média do riacho Paciência foi de 32 $\mu\text{g}/\text{l}$ e do riacho João Pedro 11 $\mu\text{g}/\text{l}$, respectivamente, 8 e 2,75 maior do que a concentração média registrada no córrego Alegre de Cima (Tabela 4).

Tabela 4. Valores de turbidez e concentrações de sólidos totais em suspensão, fósforo total, amônia e nitrito, nos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP), nas respectivas estações de amostragem e campanhas realizadas (C1 a C4).

Estações amostrais/Campanhas		Variáveis físico-químicas				
		Turb. (UNT)	STS (mg/l)	P-total (µg/l)	NH ₃ ⁺ (µg/l)	NO ₂ ⁻ (µg/l)
A 1	C1	49,73	0,015	47	0*	14
	C2	11,96	0,004	34	15	2
	C3	3,30	0,002	27	0,60	5
	C4	20,16	0,009	18	149	3
A 2	C1	150,60	0,010	49	0*	9
	C2	8,60	0,002	32	17	6
	C3	6,50	0,001	19	9	2
	C4	11,93	0,006	19	94	3
A 3	C1	158,30	0,012	68	0*	10
	C2	4,60	0,012	24	13	0*
	C3	3,46	0,001	17	9	4
	C4	NR	NR	NR	NR	NR
A 4	C1	NR	NR	NR	NR	NR
	C2	3,93	0,004	28	0*	2
	C3	212,40	0,013	31	49	2
	C4	NR	NR	NR	NR	NR
Média Alegre de Cima		49,65	0,007	31	27	4,70
Pc 1	C1	169,00	0,010	357	298	19
	C2	20,40	0,013	201	709	8
	C3	19,50	0,002	163	47	13
	C4	19,20	0,013	150	24	5
Pc 2	C1	163,00	0,037	259	57	19
	C2	7,63	0,003	335	557	73
	C3	6,40	0,002	653	2.594	44
	C4	6,53	0,002	992	1.899	50
Pc 3	C1	106,10	0,016	350	118	22
	C2	7,13	0,007	282	158	44
	C3	8,06	0,003	647	1.615	45
	C4	7,60	0,003	996	1.219	49
Média Paciência		45,04	0,009	399	774	32
JP	C1	46,30	0,014	570	6	12
	C2	13,57	0,008	228	38	10
	C3	52,43	0,048	522	224	17
	C4	8,80	0,001	634	356	7
Média João Pedro		30,27	0,017	488	156	11

NR: Coleta não realizada; * Abaixo do limite de detecção do método utilizado.

As concentrações de fósforo total variaram de 18 a 996 µg/l (Tabela 4). Os menores valores foram registrados no riacho Alegre de Cima e os maiores no riacho Paciência, sendo que as concentrações médias de P-Total nos riachos Paciência e João Pedro foram, respectivamente, cerca de 13 e 16 vezes superiores aos valores registrados no riacho Alegre de Cima.

3.2 Variáveis hidrobiológicas

3.2.1 Clorofila-a e Colimetria

As concentrações de coliformes termotolerantes e totais apresentaram grande variação durante o período de estudo, especialmente para coliformes totais quando comparadas as campanhas (Tabela 5). As maiores concentrações de coliformes termotolerantes foram verificadas na primeira campanha. As menores e maiores concentrações de coliformes termotolerantes foram de < 3 e 1.100×10^{-3} NMP/100 ml, < 3 e 1.100×10^{-3} NMP/100 ml, < 3 e 21×10^{-3} NMP/100 ml, nos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro, respectivamente. As menores e maiores concentrações de coliformes totais foram de 90 e $\geq 2.400 \times 10^{-3}$ NMP/100 ml, < 3 e 1.100×10^{-4} NMP/100 ml, 230 e 210×10^{-3} NMP/100 ml, registradas, respectivamente, nos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro. A clorofila-a (Chl-a) variou de 0,68 a 144,27 µg/l (Tabela 5). As concentrações médias de clorofila-a nos riachos Paciência e João Pedro foram cerca de 22 e 27 vezes maiores, respectivamente, do que no riacho Alegre de Cima. Os riachos Paciência e João Pedro registraram picos de Clorofila-a, com valores de 144,72 e 60,11 µg/l, respectivamente, obtidos na quarta campanha na estação Pc1 e na terceira campanha na estação JP.

Tabela 5. Valores de concentração de clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) e coliformes termotolerantes e totais (NMP/100 ml) registrados nos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP) de acordo com as respectivas estações de amostragem e campanhas realizadas (C1 a C4) na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo).

Estações amostrais/Campanhas		Variáveis hidrobiológicas		
		Clorofila-a ($\mu\text{g/l}$)	Colif. Termotolerantes	Colif. Totais
A 1	C1	0,681	7×10^{-4}	20×10^{-4}
	C2	1,121	9×10^{-1}	$\geq 2400 \times 10^{-3}$
	C3	0,791	21×10^{-2}	15×10^{-2}
	C4	1,407	93×10^{-2}	93×10^{-2}
A 2	C1	0,505	1.100×10^{-3}	$\geq 2400 \times 10^{-3}$
	C2	0,395	23×10^{-1}	1.100×10^{-3}
	C3	0,087	< 3	9×10^{-1}
	C4	0,329	< 3	93×10^{-2}
A 3	C1	0,329	93×10^{-2}	240×10^{-2}
	C2	0,131	15×10^{-2}	210×10^{-3}
	C3	0,153	4×10^{-1}	23×10^{-1}
	C4	NR	NR	NR
A 4	C1	NR	NR	NR
	C2	0,241	21×10^{-2}	20×10^{-3}
	C3	1,209	4×10^{-1}	23×10^{-1}
	C4	NR	NR	NR
Pc 1	C1	2,397	460×10^{-3}	460×10^{-3}
	C2	0,439	23×10^{-1}	$\geq 2400 \times 10^{-3}$
	C3	0,263	< 3	9×10^{-1}
	C4	144,727	< 3	< 3
Pc 2	C1	1,275	1.100×10^{-3}	$\geq 2400 \times 10^{-3}$
	C2	0,285	43×10^{-2}	93×10^{-2}
	C3	0,439	< 3	23×10^{-1}
	C4	1,385	< 3	23×10^{-1}
Pc 3	C1	0,901	21×10^{-4}	1.100×10^{-4}
	C2	0,241	240×10^{-2}	$\geq 2400 \times 10^{-3}$
	C3	0,307	< 3	23×10^{-1}
	C4	1,385	< 3	150×10^{-3}
JP	C1	0,593	21×10^{-3}	150×10^{-3}
	C2	0,351	93×10^{-2}	210×10^{-3}
	C3	60,112	< 3	23×10^{-1}
	C4	1,495	4×10^{-1}	43×10^{-2}

NR: Coleta não realizada.

3.2.2 Macroinvertebrados bentônicos

❖ Distribuição, Riqueza de taxa e Abundância numérica

Foram coletados 4.349 espécimes de macroinvertebrados associados ao folhicho, estando estes agrupados em 56 grupos taxonômicos dos Filos Arthropoda (Insecta, Chelicerata e Malacostraca), Annelida (Hirudinea e Oligochaeta), Mollusca (Gastropoda e Bivalvia) e Platyhelminthes (Turbellaria) (Tabela 7). O táxon mais abundante foi Gastropoda ($n = 3.139$), representando 87% dos espécimes coletados; seguido por Insecta ($n = 842$; 19%) e Bivalvia ($n = 180$; 4%). Insecta foi o táxon com a maior riqueza de táxons, sendo representado por oito ordens (Ephemeroptera, Trichoptera, Megaloptera, Hemiptera, Odonata, Coleoptera, Diptera e Collembola) e 42 famílias. Dentre os insetos, Diptera apresentou o maior número de espécimes ($n = 344$) e de famílias (Culicidae, Chironomidae, Tabanidae, Tipulidae, Simuliidae, Stratiomyidae, Syrphidae, Dolichopodidae, Ephydriidae e Muscidae), equivalente a 41% do total de insetos coletados; seguido por Coleoptera ($n = 204$ espécimes), com seis famílias (Dytiscidae, Elmidae, Hydroscaphidae, Hydrophilidae, Noteridae e Staphylinidae), e Odonata ($n = 152$ espécimes), também com seis famílias (Calopterygidae, Coenagrionidae, Perilestidae, Protoneuridae, Gomphidae e Libellulidae). Foram registrados 48 espécimes em sete famílias de Trichoptera (Anomalolopsychidae, Helichopsychidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptoceridae, Polycentropodidae e Sericostomatidae), 34 espécimes em oito famílias de Hemiptera/Heteroptera (Belostomatidae, Corixidae, Gerridae, Mesoveliidae, Naucoridae, Notoceridae, Pleidae e Veliidae) e 67 espécimes em três famílias de Ephemeroptera (Baetidae, Leptohephydriidae e Leptophlebiidae). Com relação à distribuição temporal, 566 espécimes foram coletados na primeira campanha e 3.783 na segunda campanha (Tabela 6).

Dentre os cursos d'água amostrados, o riacho Alegre de Cima apresentou a maior riqueza de táxon ($n = 39$), seguido pelos riachos Paciência ($n = 36$) e João Pedro ($n = 24$). Em relação à abundância total, o riacho Paciência (Pc) apresentou o maior número de espécimes coletados ($n = 3.519$), com destacada predominância do gastrópode Hydrobiidae ($n = 2.753$), que representou 78% do total de espécimes amostrados neste curso d'água. Os riachos João Pedro (JP) e Alegre de Cima (A) registraram, respectivamente, 478 e 352 espécimes de macroinvertebrados. Em geral, os taxa dominantes foram: Hydrobiidae (Pc = 78% e JP = 47%), Chironomidae (A = 43% e Pc = 4%), Coenagrionidae (JP = 16%), Elmidae (Pc = 4%), Thiaridae (Pc = 3%)

e Pelecypoda (Pc = 4%). Dos 56 grupos taxonômicos registrados nas duas campanhas realizadas, doze foram amostrados apenas no riacho Alegre de Cima, oito no Paciência e seis no João Pedro. Onze táxons foram compartilhados pelos três cursos d'água (Notonectidae, Coenagrionidae, Libellulidae, Elmidae, Hydrophilidae, Chironomidae, Hydrobiidae, Physidae, Pelecypoda, Oligochaeta e Hydracarina) (Tabela 6).

Tabela 6. Riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos coletados na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo), nas duas campanhas realizadas (fevereiro/março e abril de 2015), de acordo com as estações de amostragem nos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP). As cores separam os grupos de macroinvertebrados bentônicos.

Taxa	Estações de amostragem / Campanhas															
	A 1		A 2		A 3		A 4		Pc1		Pc2		Pc3		JP	
	1 ^a	2 ^a	1 ^a	2 ^a	1 ^a	2 ^a	1 ^a	2 ^a	1 ^a	2 ^a	1 ^a	2 ^a	1 ^a	2 ^a	1 ^a	2 ^a
EPHEMEROPTERA																
Baetidae	10	6	0	0	0	17	NR	2	0	0	0	1	0	0	0	0
Leptohyphidae	0	0	0	2	0	2	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptophlebiidae	0	0	0	2	0	2	NR	0	0	0	0	3	0	20	0	0
TRICHOPTERA																
Anomalopsychidae	0	0	0	2	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Helichopsychidae	0	0	0	3	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Hydropsychidae	0	5	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Leptoceridae	0	3	0	1	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Polycentropodidae	2	0	0	6	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Sericostomatidae	0	0	0	3	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	15	0	0
MEGALOPTERA																
Corydalidae	0	0	0	1	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HETEROPTERA																
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	1	0	2	2
Corixidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Gerridae	0	0	9	0	0	0	NR	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Mesoveliidae	0	0	1	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Naucoridae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	3	0	1
Notonectidae	0	0	1	0	0	0	NR	0	1	0	0	0	0	0	3	1
Pleidae	0	0	2	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Veliidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	2	0	0	0	0

ODONATA																	
Calopterygidae	0	1	0	0	0	1	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	0	0	3	0	0	NR	0	0	0	0	3	0	2	78	0	0
Perilestidae	0	0	0	0	0	2	NR	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Protoneuridae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23
Gomphidae	2	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0
Libellulidae	0	10	0	0	1	2	NR	0	2	0	0	0	0	5	2	1	0
COLEOPTERA																	
Dytiscidae	0	0	2	0	0	0	NR	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	0	0	0	4	0	5	NR	1	1	4	5	24	0	110	19	2	0
Hydroscaphidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hydrophilidae	0	0	3	0	0	1	NR	0	0	0	0	0	0	1	5	8	0
Noteridae	0	0	1	0	1	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Staphylinidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0
DIPTERA																	
Culicidae	0	0	0	0	0	1	NR	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Chironominae	18	23	0	19	0	29	NR	2	0	0	0	10	0	36	0	0	0
Tanypodinae	0	13	0	27	0	8	NR	13	0	2	0	28	0	57	11	15	0
Tabanidae	0	0	1	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	3	1	0	2	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	1	7	0	0	0	2	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	1	0	0	0	0	0	5	0	0
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Dolichopodidae	0	0	0	3	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephydriidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Muscidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
COLLEMBOLA																	
COLLEMBOLA	0	0	0	0	2	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DECAPODA																	
Trichodactylidae	2	2	1	0	0	0	NR	1	2	0	0	6	0	0	0	0	0
Palaemonidae	0	1	1	0	0	0	NR	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
ISOPODA																	
ISOPODA	0	0	0	0	0	0	NR	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
GASTROPODA																	
GASTROPODA																	

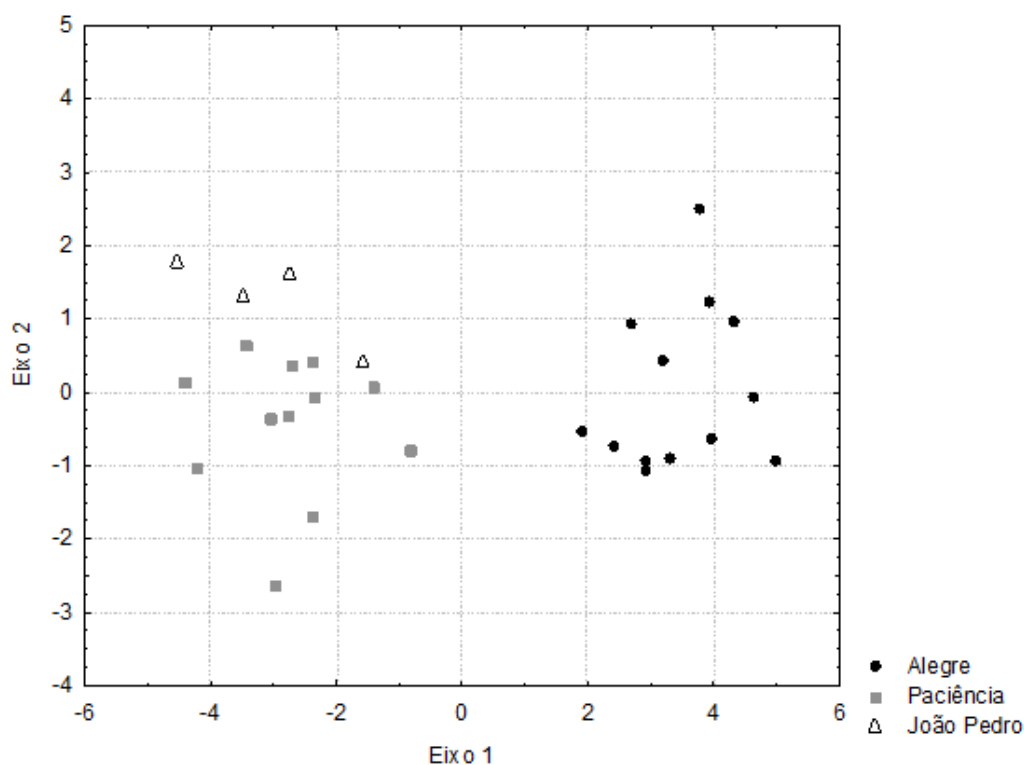
Ampullariidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hydrobiidae	0	0	0	2	0	0	NR	0	7	10	131	880	22	1703	70	154
Physidae	0	0	0	1	0	0	NR	0	0	3	0	0	0	0	18	9
Thiaridae	0	0	0	7	0	0	NR	0	3	91	0	0	0	0	0	0
Planorbidae	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	1	0	0	15	11
BIVALVIA	10	0	0	6	0	0	NR	6	37	0	11	86	10	12	2	0
CLITELLATA																
Hyrundinea	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	10	0	10	0	0
Oligochaeta	2	0	0	2	0	0	NR	1	0	1	1	17	2	7	2	3
ACARI																
Hydracarina	0	0	0	2	5	0	NR	0	3	0	0	0	0	52	3	3
TURBELLARIA	0	0	0	0	0	0	NR	0	0	0	0	26	0	8	0	0
Riqueza / Campanha	9	11	10	20	4	12	NR	9	11	8	5	16	4	20	18	17
Riqueza / Ponto	15		30			15		9	16			17		21	24	
Riqueza / Riacho				39								36			24	
Abund. / Campanha	50	72	22	98	9	72	NR	29	60	113	150	1100	35	2061	240	238
Abundância / Ponto	122		120			81		29	173			1250		2096	478	
Abundância / Riacho				352								3519			478	

NR: Coleta não realizada.

3.3 Análises estatísticas

3.3.1 Variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas

A Análise Discriminante dos parâmetros físicos, hidroquímicos e hidrobiológicos de qualidade de água (conjunto de variáveis incluídas nas análises: temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido (mg/l), fósforo total, nitrito, coliformes totais e clorofila-a) mostrou que os riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro diferem entre si (Wilks' Lambda = 0,063; $F_{(14, 40)} = 8,552$; $p < 0,001$) e as variáveis oxigênio dissolvido (Wilks' Lambda = 0,099; $F_{(2, 20)} = 5,766$; $p = 0,011$) e fósforo total (Wilks' Lambda = 0,235; $F_{(2, 20)} = 27,397$; $p < 0,001$) foram significativas quando analisadas separadamente. De acordo com a Análise Canônica, o eixo 1 explicou 96% da variação dos dados ($\chi^2 = 63,689$; g.l. = 14; $p < 0,001$), estando o gráfico de dispersão dos escores canônicos dos eixos 1 e 2 apresentados na Figura 6.



Quando analisadas as quatro campanhas realizadas, a Análise Discriminante mostrou serem estas diferentes entre si (Wilks' Lambda = 0,039; $F_{(21, 55)} = 5,518$; $p < 0,001$) e as variáveis temperatura da água (Wilks' Lambda = 0,087; $F_{(3, 19)} = 7,806$; $p = 0,001$), turbidez (Wilks' Lambda = 0,078; $F_{(3, 19)} = 6,469$; $p = 0,003$) e coliformes totais (Wilks' Lambda = 0,063; $F_{(3, 19)} = 3,978$; $p = 0,024$) foram significativas quando analisadas separadamente. O eixo 1 da Análise Canônica explicou 93% da variação dos dados ($\chi^2 = 73,153$; g.l. = 21; $p < 0,001$), enquanto o eixo 2 foi responsável por 77% da variação dos dados ($\chi^2 = 27,558$; g.l. = 12; $p = 0,006$). O gráfico de dispersão dos escores canônicos do primeiro e segundo eixos é apresentado na Figura 7.

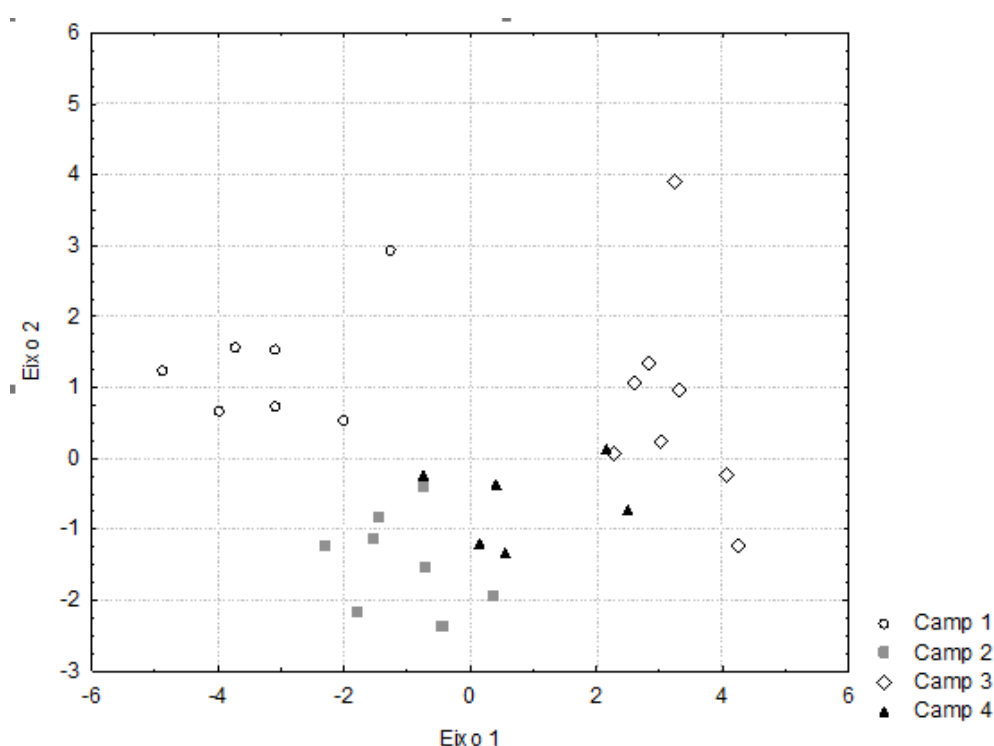


Figura 7. Dispersão dos escores canônicos dos dois primeiros eixos considerando as campanhas realizadas na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo) para as variáveis temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido (mg/l), fósforo total, nitrito, coliformes totais e clorofila-a.

Quando analisados as estações de amostragem isoladamente, a Análise Discriminante mostrou que as estações são diferentes entre si (Wilks' Lambda = 0,012; $F_{(49, 80)} = 2,263$; $p < 0,001$) e as variáveis oxigênio dissolvido (Wilks' Lambda = 0,028; $F_{(7, 15)} = 2,698$; $p = 0,051$) e fósforo total (Wilks' Lambda = 0,050; $F_{(7, 15)} = 6,566$; $p = 0,001$) foram significativas quando analisadas separadamente. O eixo 1 da

Análise Canônica explicou 96% da variação dos dados ($\chi^2 = 90,068$; g.l. = 49; $p < 0,001$). O gráfico de dispersão dos escores canônicos do primeiro e segundo eixos é apresentado na Figura 8.

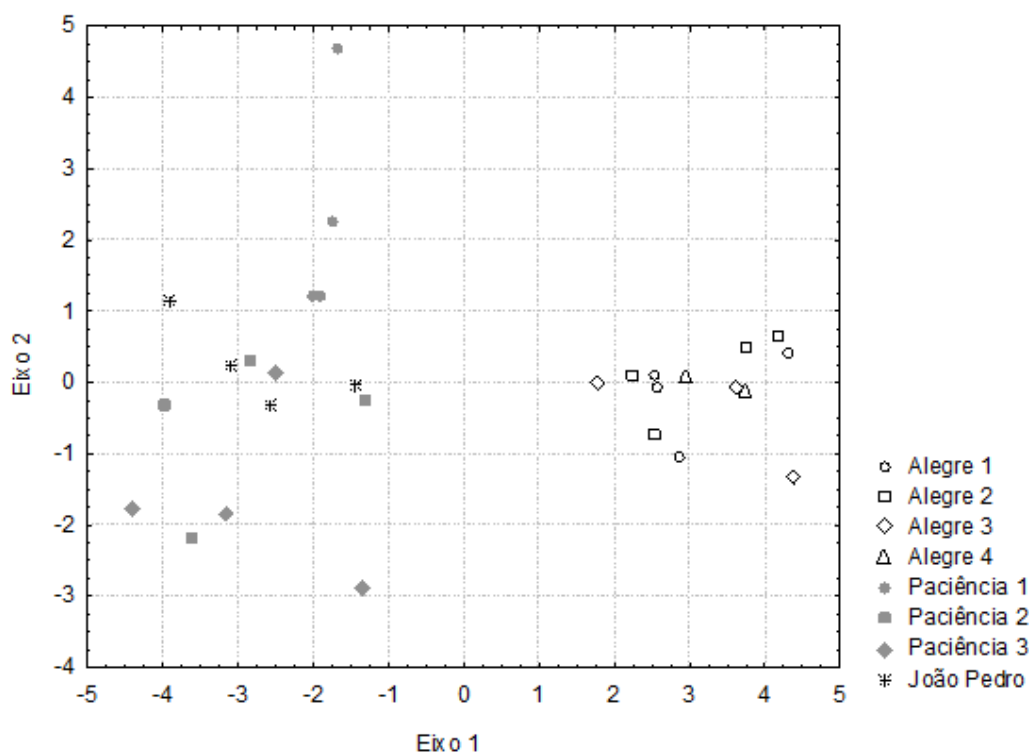


Figura 8. Dispersão dos escores canônicos dos dois primeiros eixos considerando as estações amostradas na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo) para as variáveis temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido (mg/l), fósforo total, nitrito, coliformes totais e clorofila-a.

3.3.2 Macroinvertebrados bentônicos x variáveis abióticas

O agrupamento Ephemeroptera e Trichoptera (ET) esteve significativamente relacionado com as variáveis pH (relação positiva) e turbidez (relação negativa). Com Elmidae, as variáveis condutividade elétrica (CE) foi significativa e positivamente correlacionada. Gastropoda apresentou correlação significativa e direta com CE, fósforo total e amônia, esta última, com baixa correlação. Oligochaeta se correlacionou de forma direta e significativa com a variável CE, ao passo que Chironomidae apresentou correlação significativa direta com pH e inversa com as variáveis turbidez, sólidos totais em suspensão (STS) e coliformes fecais. Em todos os casos citados, o valor de $p \leq 0,05$ (Correlação de Spearman). A Análise de Regressão indicou a existência de relação significativa entre diferentes grupos de

macroinvertebrados bentônicos e variáveis ambientais, evidenciando relações diretas ou inversas entre eles, conforme apresentado na Tabela 7.

Tabela 7. Análise de Regressão significativa entre grupos de macroinvertebrados e variáveis ambientais: pH, Turbidez (UNT), Condutividade Elétrica (CE), Sólidos Totais em Suspensão (STS), Coliformes Termotolerantes (CF), Fósforo Total (PT) e Amônia (NH⁺₃), nos riachos estudados.

Pares	Coefficiente de Determinação (r ²)	Equação
ET x pH	0.35670159	ET = - 119.5281 + 73.8342 x pH
ET x UNT	0.33608246	ET = 23.2401 - 4.6854 x UNT
Elmidae x CE	0.45720714	Elm. = - 7.2182 + 0.1318 x CE
Chironomidae x pH	0.53575106	Chir. = - 331.5969 + 204.5213 x pH
Chironomidae x UNT	0.47234825	Chir. = 62.4629 - 12.5548 x UNT
Chironomidae x STS	0.27060771	Chir. = - 63.7619 - 17.812 x STS
Chironomidae x CF	0.45626449	Chir. = 51.0134 - 3.2147 x CF
Gastropoda x CE	0.49045109	Gast. = - 254.6772 + 3.9694 x CE
Gastropoda x PT	0.42302194	Gast. = 297.6757 + 87.9419 x PT
Gastropoda x NH ⁺ ₃	0.56520387	Gast. = 94.4115 + 5.4213 x NH ⁺ ₃
Oligochaeta x CE	0.57551883	Olig. = - 1.8566 + 0.0374 x CE

ET = Ephemeroptera e Trichoptera

3.3.3 Macroinvertebrados bentônicos x estações de amostragem

A Análise de Agrupamento (Análise de Cluster) para os dados relativos à composição da assembleia de macroinvertebrados bentônicos indicou que as quatro estações amostrais do riacho Alegre de Cima (bloco 1) estão mais próximas entre si, estando organizadas de acordo com sua distância (Euclidiana) em relação ao interior da floresta. As estações Pc3 e JP formam um segundo agrupamento (bloco 2), o qual se agrega com o agrupamento composto pelas estações do riacho Alegre de Cima. As estações Pc1 e Pc2 foram as mais diferenciadas, formando um agrupamento à parte (bloco 3).

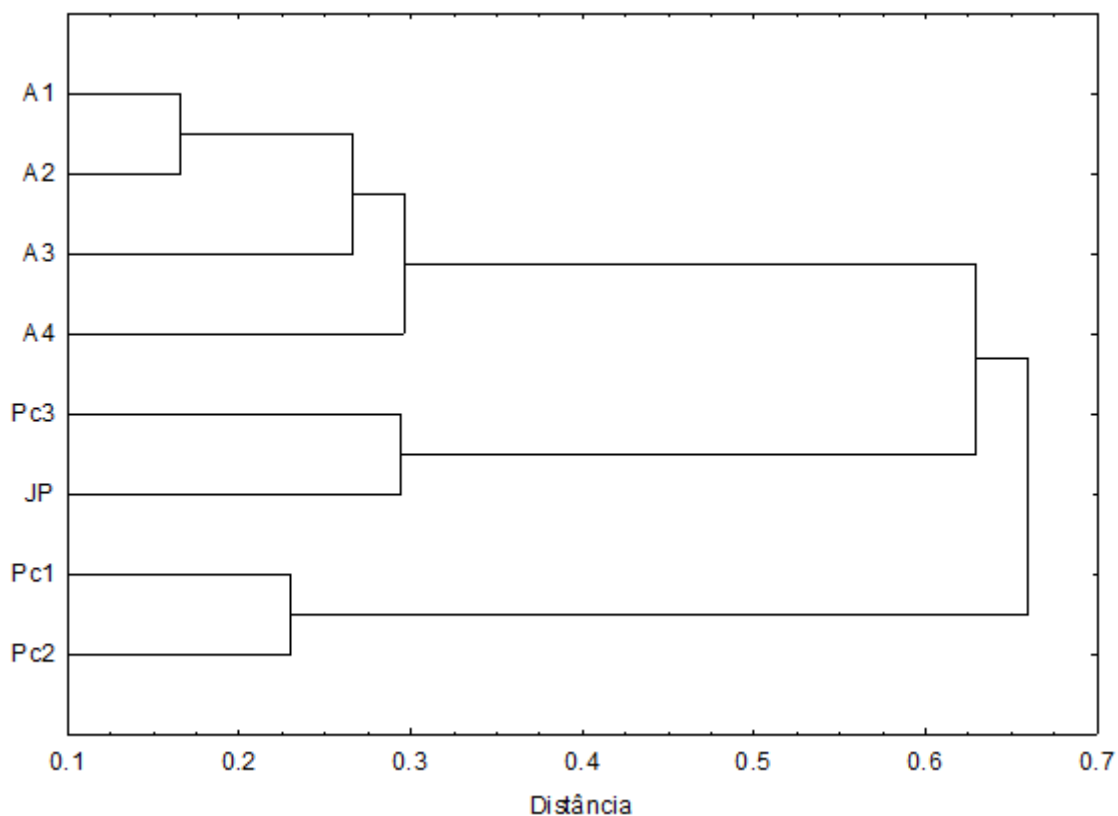


Figura 9. Análise de Cluster considerando a composição da assembleia de macroinvertebrados bentônicos registrada em cada estação amostral dos riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP), entre fevereiro e abril de 2015, na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo). Números indicam os pontos amostrais em cada curso d'água (ver item 2.2 para detalhes).

3.4 Protocolo de Avaliação Rápida e Índices de Qualidade Ambiental

3.4.1 Protocolo de Avaliação Rápida e Índices bióticos

O Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Hábitat demonstrou ser o riacho Alegre de Cima o de maior diversidade entre os riachos amostrados, sendo que a estação amostral A3 apresentou o maior valor de Diversidade de Habitat (82). Excetuando-se as estações amostrais Pc1 (55) e JP (51), consideradas como trechos alterados, os demais sítios foram classificados como naturais. O riacho Alegre de Cima registrou a maior diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou entre os riachos estudados, sendo que a estação amostral A2 apresentou os maiores valores ($H' = 2,83$ e $J = 0,7$), ao passo que o riacho Paciência registrou os menores valores nas estações Pc2 e Pc3 ($H' = 0,86$ e $J = 0,21$). Em relação ao índice BMWP, o riacho Alegre de Cima apresentou a maior pontuação (155), seguido pelos riachos

Paciência (135) e João Pedro (91), todos classificados como de excelente qualidade de água (> 81). Entretanto, quando analisados os escores das estações amostrais separadamente, a estação Pc1 obteve a menor classificação (40) e foi classificada como água de qualidade ruim, ao passo que A2 obteve o maior escore (118), sendo classificada como de excelente qualidade de água. Ao ser aplicado o índice ASPT, o riacho Alegre de Cima foi classificado como de qualidade de água duvidosa, sendo que a estação A3 foi a que obteve o maior valor (5,45), e os riachos Paciência e João Pedro foram classificados como cursos d'água de moderada poluição, sendo Pc1 o sítio com o menor escore (3,33). A razão EPT/C demonstrou que o riacho Alegre de Cima apresenta uma distribuição mais uniforme entre esses táxons (0,48) e o riacho João Pedro a menos uniforme (0,07). Considerando o fato de que na estação amostral Pc1 nenhum exemplar das ordens EPT foi coletado, a razão EPT/C obteve o valor zero. Os resultados do Protocolo de Avaliação Rápida e dos Índices bióticos são apresentados na Tabela 8.

Tabela 8. Resultado do Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats e dos Índices Bióticos para os riachos Alegre de Cima (A), Paciência (Pc) e João Pedro (JP) nas duas campanhas realizadas na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo) (fevereiro/março e abril de 2015), de acordo com as estações de amostragem.

Índices bióticos	Alegre de Cima				Paciência				João Pedro	
	Pontos amostrais				Riacho	Pontos amostrais			Riacho	Ponto/Riacho
	A 1	A 2	A 3	A 4	A	Pc 1	Pc 2	Pc 3	Pc	JP
Diversidade de habitat	71	69	84	71	74	53	66	68	63	51
Diversidade H'	2,18	2,83	2,06	NI	2,64	1,51	0,86	0,86	1,06	1,93
Equitabilidade J	0,54	0,70	0,51	NI	0,65	0,37	0,21	0,21	0,26	0,48
Nº táxons no BMWP	11	23	11	NI	30	12	13	18	29	20
BMWP	57	118	61	NI	155	40	61	92	135	91
ASPT	5,18	5,13	5,45	NI	5,16	3,33	4,69	5,11	4,65	4,55
EPT / C	0,48	0,41	0,56	NI	0,48	0	0,15	0,41	0,33	0,07

Protocolo de Avaliação Rápida: Diversidade de Habitat; Diversidade H': Índice de Diversidade de Shannon-Wiener; Equitabilidade J: Equitabilidade de Pielou; BMWP: *Biological Monitoring Working Party*; ASPT: *Average Score Per Taxon*; EPT/C: Abundância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera dividida pela abundância de Chironomidae. NI: Valores não incluídos na análise.

3.4.2 Índice de Estado Trófico

De acordo com os valores obtidos para o Índice de Estado Trófico, o riacho Alegre de Cima apresentou uma condição oligotrófica ($47 < \text{IET} \leq 52$), enquanto os riachos Paciência e João Pedro apresentaram uma condição hipereutrófica ($\text{IET} > 67$) (Tabela 9).

Tabela 9. Médias do Índice de Estado Trófico (IET) calculado para os riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro durante o período estudado na Reserva Natural Vale (Linhares / Espírito Santo).

Riacho	IET Chl-a	IET P-Total	IET Final	Grau de Trofia
Alegre de Cima	45,19	51,77	48,48	Oligotrófico
Paciência	72,19	65,05	68,62	Hipereutrófico
João Pedro	73,91	66,09	70,00	Hipereutrófico

4. DISCUSSÃO

4.1 Variáveis físicas

4.1.1 Velocidade da correnteza e vazão

A maior vazão foi registrada na estação A3 (riacho Alegre de Cima). Na estação amostral Pc1 a velocidade da correnteza d'água foi menor, provavelmente devido, ao alargamento das margens que possibilitou maior deposição de lama neste ponto, bem como, ao percurso menos retilíneo deste riacho antes do trecho amostrado, que contribui com a formação de remansos. Essas condições propiciam maior atrito da água nas margens e no leito deste riacho, causando o retardamento da velocidade da correnteza e, conseqüentemente, uma menor vazão (Carvalho, 2008).

A estação amostral Pc1 apresentou lâmina d'água durante todo período de amostragem, entretanto, o pequeno volume e baixo fluxo d'água não permitiram a mensuração da vazão nas três últimas campanhas devido às condições lânticas observadas neste trecho. Apesar da estação A3 ter registrado a maior vazão, este ponto não apresentou fluxo d'água na última campanha, encontrando-se totalmente seco. Esta condição também foi observada na estação A4, que durante a terceira campanha possuía pequenas poças d'água e na quarta campanha, encontrava-se seca. Isto pode ser devido ao efeito da sazonalidade, agravado pelos baixos índices pluviométricos registrados a partir da segunda campanha, bem como, pode estar também associada à taxa de absorção e consumo de água pela própria floresta. Segundo Palhares et al.(2007), a vazão é influenciada pelo clima, aumentando durante os períodos chuvosos e diminuindo durante os períodos secos, como também, pode ser influenciada pelas estações do ano, sendo menor quando as taxas de evaporação são maiores.

Os riachos Alegre de Cima e Paciência possuem trechos represados por pequenas barragens existentes em algumas propriedades localizadas à montante da RNV, além de possuírem estreitamento de canal em vários pontos oriundos da interceptação da rodovia BR-101 e de estradas vicinais que atravessam essas propriedades, sendo o fluxo d'água feito através de manilhas. O riacho D'Água, tributário do riacho Paciência, que contribui com grande aporte de água para este corpo hídrico, especialmente por águas provenientes da lagoa de estabilização da ETE de Sooretama, também possui uma barragem localizada próxima à sua

confluência com o riacho Paciência. A existência de barragens e os estrangulamentos dos leitos desses riachos contribuem para redução do volume de água, diminuindo a velocidade da correnteza e vazão, especialmente no período de estiagem, quando há reserva de água nos barramentos.

As diferenças nos valores de vazão registradas na mesma estação amostral quando aplicadas as metodologias de Carvalho (2008) e Palhares et al. (2007) devem-se ao uso do coeficiente de correção (fundo pedregoso = 0,8 e fundo lamoso = 0,9) proposto por esses últimos autores. Com base nos resultados obtidos no presente estudo, sugere-se o uso do coeficiente de correção, visto que, a corrente não flui de forma homogênea nas seções transversais e verticais do canal, sendo que a velocidade do fluxo é maior distantes das margens e na superfície da coluna d'água em relação ao fundo do rio (Palhares et al., 2007; Carvalho, 2008). Desta forma, o coeficiente corrige essas diferenças.

4.1.2 Temperatura da água, sólidos totais em suspensão e turbidez

A temperatura da água apresentou variação de acordo com a sazonalidade local, registrando os maiores valores na primeira campanha (verão) e os menores na terceira campanha (inverno), sendo que as temperaturas médias das campanhas realizadas foram superiores a 23°C para todos os riachos estudados. Segundo Esteves (1988), temperaturas superiores a 20°C são típicas de ecossistemas aquáticos tropicais, embora este autor indique que a variação sazonal é pouco acentuada nestes ambientes. Temperaturas elevadas assumem importante papel no metabolismo das comunidades aquáticas, influenciando o aumento das taxas de respiração e processos oxidativos, além de diminuir a solubilidade do oxigênio dissolvido na água (Esteves, 1988). Em estudo realizado no Parque Nacional Viruá, estado de Roraima, Vale et al. (2014) verificaram que as altas temperaturas e o acúmulo de matéria orgânica produzida pela floresta poderiam levar à condições de hipoxia das planícies de inundação. Nessas temperaturas, a oferta de nutrientes aos organismos produtores aumenta devido à conversão dos nutrientes remineralizados ao material em suspensão em nutrientes solúveis que ficam disponíveis aos produtores. Isto tem implicação no processo de eutrofização, já que uma oferta maior de nutrientes permitirá um maior crescimento desses organismos e consequente aumento da taxa de respiração, elevando a concentração de matéria orgânica e diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido na água (Silveira et al, 2005).

Em rios de pequena ordem, a variação da temperatura da água se deve principalmente às estações do ano, horas do dia, altitude, fluxo de água subterrânea e extensão da vegetação ripária (Fritzsos et al., 2005). De acordo com o Conceito de Rio Contínuo (Vannote et al., 1980), em riachos de cabeceira a amplitude da variação da temperatura da água é baixa devido à existência de águas subterrâneas de abastecimento e presença da vegetação ripária. À medida em que a massa d'água se distancia das fontes de subsuperfície, haverá uma maior incidência da luz solar, propiciada pela separação do dossel da floresta, onde a temperatura da água atingirá sua maior amplitude de variação, voltando a diminuir em rios de grande ordem devido ao efeito do volume de água do canal. Desta forma, o grau de sombreamento provocado pela vegetação ripícola é um dos fatores que pode determinar as características da temperatura de um corpo hídrico, visto que, em locais destituídos de vegetação ribeirinha, a temperatura da água tende a ser mais elevada (Guereschi e Fonseca-Gessner, 2000).

Apesar do presente estudo ter demonstrado que as diferenças na variação da temperatura da água foram significativas apenas entre as campanhas realizadas, verificou-se em algumas ocasiões que os pontos amostrais localizados no interior da floresta exibiram temperaturas mais amenas do que os pontos localizados na borda da floresta. Entretanto, deve-se levar em conta os horários das coletas, além de outros fatores, como, por exemplo, o efeito do vento na variação da temperatura do ar. Num estudo realizado em rios de pequeno e médio porte do estado de São Paulo, Oliveira et al. (2014) observaram que rios com menor percentual de vegetação ripária exibiram maior amplitude espacial e sazonal de variação da temperatura da água em relação aos rios que apresentavam maior proporção de mata ciliar. Segundo Ternus et al. (2011), as diferenças na temperatura da água podem estar relacionadas com a proporção da vegetação ribeirinha preservada na bacia hidrográfica.

A turbidez reflete de maneira indireta o teor de material orgânico e inorgânico que está dissolvido e em suspensão na água (Wetzel, 2001), como também, define o grau de opacidade produzido pela matéria particulada em suspensão (Pérez, 2003). Variações sazonais e correlações positivas entre a estação chuvosa e o aumento de turbidez e sólidos em suspensão na água, foram descritas por vários autores para rios brasileiros (Necchi Junior et al., 1996; Cunha et al., 2010; Kuhlmann et al., 2014; Oliveira et al., 2014; Benevenuti et al., 2015).

As diferenças nos valores de turbidez registradas nas quatro campanhas realizadas foram significativas, demonstrando o efeito da sazonalidade sobre essa

variável. Os maiores valores de turbidez e de sólidos totais em suspensão foram registrados na primeira campanha, período de maior índice pluviométrico. Esses valores podem ser explicados pelo transporte de sedimentos para o leito dos riachos devido ao maior volume de água ocasionado pelas chuvas e erosão das margens. A exceção ocorrida na estação amostral A4, que registrou os maiores valores na terceira campanha, pode ser explicada por dois fatores: primeiro porque que neste período o trecho amostrado não possuía água corrente e as amostras foram obtidas em poças d'água, o que pode ter favorecido o aumento da turbidez, tendo em vista que os sítios amostrais precedentes A1, A2 e A3 apresentaram, nesta mesma campanha, os menores valores de turbidez; segundo pelo fato do ponto A4 não ter sido inserido na primeira campanha.

Além do regime pluviométrico, outros fatores que influenciam o aumento da turbidez e de sólidos dissolvidos e particulados em cursos d'água estão relacionados às atividades antropogênicas na bacia de drenagem que favorecem o carreamento de material alóctone para o rio, especialmente em períodos de chuvas (Silva et al., 2007; Bilotta e Brazier, 2008; Cunha et al., 2010; Muniz et al., 2011; Kuhlmann et al., 2014; Esteves et al., 2015). Destaca-se que a bacia de drenagem dos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro encontra-se sob a influência de vários tipos de alterações antrópicas. O fato dos riachos Alegre de Cima e Paciência se originarem fora da reserva e em áreas sob a influência da urbanização, descargas de esgotos sanitários, inexistência de vegetação ripária com conseqüente erosão, especialmente em áreas de pasto, revolvimento de solo nas margens de riachos causado pelo pisoteio de gado que utilizam esses mananciais para dessedentação, atividades agrícolas, entre outras atividades, contribuem para a entrada de partículas para o leito destes riachos aumentando os valores de turbidez e de sólidos em suspensão, especialmente no período de chuva.

4.2 Variáveis hidroquímicas

4.2.1 Oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio dissolvido são a atmosfera e o processo fotossintético, enquanto as principais perdas são o consumo pela decomposição da matéria orgânica, respiração da biota aquática, perdas para a atmosfera e oxidação de íons (Esteves, 1988). Este gás é

uma das variáveis limnológicas que apresentam as maiores variações diárias nos ambientes aquáticos devido aos processos de fotossíntese e respiração e/ou decomposição, influenciados diretamente pelo fotoperíodo, intensidade luminosa e temperatura e, indiretamente, por outros fatores, como, por exemplo, a concentração de matéria orgânica (Esteves, 1988). No presente estudo, as concentrações de oxigênio dissolvido apresentaram diferenças significativas de valores entre os riachos estudados e entre as estações amostrais, mas não foram significativas sazonalmente. O riacho Alegre de Cima apresentou os melhores índices de oxigênio dissolvido entre os córregos estudados, à exceção do ponto amostral A1, na segunda campanha, que registrou o valor inferior ao estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para águas doces de Classe 1 (6,0 mg/l). O riacho Paciência apresentou os menores valores de oxigênio, especialmente a estação amostral Pc1, todavia, observou-se um aumento na concentração deste gás nas estações subsequentes.

O riacho Paciência se origina fora dos limites da RNV e atravessa áreas de pastagem, com intensa criação de gado, e de culturas agrícolas. Além disto, recebe grande aporte de carga orgânica proveniente da estação de tratamento de esgoto (lagoa de estabilização) do município de Sooretama, localizada no seu tributário riacho D'Água. Este afluente junta-se ao riacho Paciência antes deste adentrar a reserva e forma uma extensa área de brejo, que também se constitui numa importante fonte de matéria orgânica (Esteves, 1988). A estação amostral Pc1, por se localizar cerca de 500 m após a confluência destes riachos, recebe grandes quantidades de matéria orgânica que, associada às altas temperaturas pode ter propiciado a depleção de oxigênio, o que justifica os baixos valores encontrados nesta estação.

As diferenças nas concentrações de oxigênio dissolvido registradas nos riachos estudados e nas diferentes estações de amostragem podem estar relacionadas a maior ou menor quantidade de matéria orgânica dissolvida e particulada e a taxa fotossintética presentes na água no momento das coletas (Esteves, 1988; Necchi Junior et al., 1996; Oliveira et al., 2014). Oliveira et al. (2008) estudando riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro, no estado do Paraná, observaram que os baixos níveis de oxigênio dissolvido se relacionavam ao período de estiagem, o que dificultava a diluição de poluentes em função da redução do volume de água. Esta condição foi verificada na estação Pc1, que registrou o menor valor de oxigênio dissolvido (1,99 mg/l) na quarta campanha, período de maior estiagem, mas não foi verificada nos pontos Pc2 e Pc3 no mesmo período (8,91 e 6,22 mg/l, respectivamente). Isto pode estar relacionado aos serviços ecossistêmicos

promovidos pela floresta, representados, por exemplo, pelo poder de autodepuração deste curso d'água (Kuhlmann et al., 2014).

Umetsu et al. (2007) estudando rios da bacia do alto Tapajós, no estado do Mato Grosso, verificaram que o oxigênio dissolvido apresentou correlação negativa com a precipitação pluviométrica, observando que o acréscimo de matéria orgânica alóctone durante o período de chuvas contribuía para a diminuição das concentrações de oxigênio devido à decomposição microbiana. Este padrão não foi verificado nos córregos estudados que, quase sempre, registraram valores elevados de OD na primeira campanha (período de chuva), provavelmente devido ao aumento do volume de água e aumento da vazão que facilitam a diluição da matéria orgânica, apesar das diferenças não terem sido significativas entre as campanhas. Vale et al. (2014) verificaram que áreas alagáveis do Parque Nacional de Viruá, no estado do Amazonas, o oxigênio dissolvido apresentou forte variação entre o início e fim do período de chuvas em locais com diferentes fitofisionomias e características de solos, que o acúmulo de matéria orgânica produzida pela floresta poderia promover a formação de condições de hipoxia, especialmente em altas temperaturas, conforme discutido anteriormente.

O pH é considerado uma das variáveis mais importantes e, ao mesmo tempo, mais difíceis de ser interpretada devido ao grande número de fatores que pode influenciá-lo (Esteves, 1988). Segundo o autor, a maioria dos corpos d'água continentais têm pH oscilando entre 6 a 8 e aqueles ecossistemas aquáticos que apresentam mais frequentemente valores baixos de pH têm comumente, elevadas concentrações de ácidos orgânicos dissolvidos de origem alóctone ou autóctone. Em águas naturais o pH é influenciado pela concentração do íon H^+ , originado da dissociação do ácido carbônico que gera pH baixo, e das reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água que a torna alcalina (Esteves, 1988). Esta variável assume grande importância para as comunidades vegetais por determinar as formas de carbono inorgânico disponíveis para a fotossíntese (Wetzel, 2001).

Necchi Junior et al. (1996) estudando as variações nictemerais de pH no córrego Barra Funda, no estado de São Paulo, verificaram que as mesmas estão associadas ao metabolismo das comunidades, com decréscimo de valores durante o período noturno e aumento de valores no período diurno. Umetsu et al. (2007) observaram que o acréscimo de matéria orgânica alóctone durante o período de chuvas também contribui com a diminuição do oxigênio dissolvido devido à

decomposição microbiana, aumentando a concentração de CO₂ e causando, conseqüentemente, a acidificação da água.

No geral, os menores valores de pH nos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro foram registrados na primeira campanha, período de maior precipitação. Entretanto, as variações nos valores de pH não foram significativas entre os riachos estudados, entre as campanhas realizadas ou entre as estações de amostragem. Em estudo realizado na bacia do rio Purus, no estado do Amazonas, Silva et al. (2007) verificaram que o baixo valor de pH (5,0) encontrado na estação de amostragem de Seringal da Caridade, coincidia com os maiores valores de sólidos em suspensão e índice pluviométrico registrados no período de estudo. Segundo os autores, o aumento das chuvas acumuladas parece diminuir o pH. De forma contrária, Carvalho et al. (2000) verificaram que o fato do Ribeirão da Onça, localizado no estado de São Paulo, escoar sobre terreno alagadiço favorecia a acidez da água, todavia, com a maior pluviosidade registrada no verão a acidez conferida pela área alagadiça diminuía aproximando-se da neutralidade. Os autores atribuíram este fato à maior diluição dos compostos dissolvidos pelo aumento do volume de água e da velocidade da correnteza. Apesar de terem verificado uma correlação entre essas variáveis, eles chamam a atenção para a necessidade de estudos complementares que possam corroborar esta dependência. Os riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro apresentaram pH ácido a ligeiramente ácido em todo o período de amostragem. Apenas em duas ocasiões os valores de pH foram inferiores a 5,0, que é considerado crítico para a manutenção da vida aquática (Silva et al., 2007).

O pH muito ácido ou muito alcalino está geralmente associado à presença de despejos industriais ou residenciais (Giuliatti e Carvalho, 2009), o que poderia explicar, para a estação amostral Pc1, a obtenção de valores de pH inferiores a 6,0 em todas as campanhas (limite mínimo estabelecido pela Resolução Conama 357/2005 para águas doces de Classe 1). Este ponto amostral foi também o que apresentou as menores concentrações de oxigênio dissolvido. Este fato por estar associado ao aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica advinda da lagoa de estabilização situada no tributário riacho D'Água, que contribuiu para a depleção do oxigênio e aumento da acidez da água neste ponto, em conformidade com o observado por Umetsu et al. (2007) e Oliveira et al. (2008). Os resultados obtidos demonstram ainda que, normalmente, os menores valores de pH registrados no período de chuva coincidiram com os maiores valores de sólidos totais em suspensão, condição similar ao observado por Silva et al. (2007).

Os baixos valores de pH registrados nos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro podem também estar associados à ausência de substâncias tamponadoras (bicarbonato e carbonato) presentes na água durante os períodos de coleta (Esteves, 1988), apesar do reconhecido papel de tamponamento fornecido pelas florestas (Kuhlmann et al., 2014). Em estudo preliminar, Cavaca et al. (2014) encontraram valores semelhantes para os riachos Alegre de Cima, Paciência e Pau Atravessado em período de menor estiagem e em estações amostrais sob influência de diferentes fitofisionomias. Importante ressaltar que a acidez da água pode ser uma condição natural do ambiente aquático (Odum, 1988). Outro importante aspecto é o fato de que os riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro, estão localizados sobre sedimentos de Formação Barreiras, cujos cursos d'água apresentam naturalmente baixos valores de pH, conforme observado em rios da Amazônia por Sioli (1975).

A condutividade elétrica (CE) mede a quantidade total de íons presentes na água (Wetzel, 2001) e, em ecossistemas aquáticos tropicais, os valores de condutividade estão mais relacionadas com as características geoquímicas da região e com as condições climáticas (estação de seca e chuvosa) do que com o seu estado trófico (Esteves, 1988). Entretanto, a condutividade elétrica pode fornecer também informações sobre o metabolismo aquático e sobre fenômenos que ocorrem na bacia de drenagem, como, por exemplo, a existência de fontes poluidoras (Esteves, 1988; Muniz et al., 2011; Oliveira et al., 2014). Usualmente, valores elevados de condutividade estão relacionados aos locais contaminados por esgoto doméstico e urbanização, bem como, pelas atividades agrícolas (Cuffney et al., 2000; Salvarrey et al., 2014).

A condutividade elétrica não apresentou variações sazonais e espaciais significativas entre os riachos estudados, embora os valores obtidos tenham sido diferentes entre os cursos d'água. O riacho Alegre de Cima apresentou os menores valores e os riachos Paciência e João Pedro os maiores valores de CE. O fato do riacho Paciência receber grande quantidade de matéria orgânica proveniente dos esgotos da cidade de Sooretama, e desaguar no riacho João Pedro, pode explicar os maiores valores de condutividade nesses córregos.

Segundo Esteves (1988), as chuvas podem afetar os valores da CE porque a precipitação elevada transporta íons para as bacias hidrográficas, aumentando sua condutividade. Necchi Junior et al. (1996) também verificaram que as flutuações de condutividade elétrica apresentavam relações significativas com as estações chuvosa

e seca. De forma semelhante, Oliveira et al. (2008) constataram que os maiores valores de condutividade ocorreram nos meses de maior precipitação e relacionaram este fato ao transporte de substâncias para o corpo d'água. Diferentemente desses autores, Silva et al. (2007) registraram os maiores valores de condutividade no fim da estação seca e sugeriram que a chuva favorece a diminuição da condutividade. Umetsu et al. (2007) verificaram que as maiores concentrações de CE foram registradas nos meses de menor pluviosidade. Kuhlmann et al. (2014) também constataram o papel da diluição das chuvas sobre a diminuição condutividade elétrica em ambientes naturais e, Esteves et al. (2015) verificaram que os baixos valores de CE em regiões de pastos e plantações de eucalipto ocorreram na estação chuvosa.

Na maior parte dos casos, os menores valores de condutividade foram registrados na primeira campanha, período de maior precipitação, que pode ter propiciado a diluição da matéria orgânica e promovido a redução da condutividade elétrica. Os valores de CE registrados nos riachos Paciência e Alegre de Cima em agosto de 2015 foram superiores aos registrados por Cavaca et al. (2014) para os mesmos córregos em agosto de 2014 também em ambientes florestados. Esta diferença pode estar relacionada aos menores índices pluviométricos registrados em 2015 em comparação com o mesmo período de 2014.

4.2.2 Fósforo total, amônia e nitrito

O nitrogênio e o fósforo são os melhores indicadores do conteúdo de nutrientes em qualquer ecossistema e são fundamentais no metabolismo dos ecossistemas aquáticos. O nitrogênio em baixas concentrações pode atuar como fator limitante na produção primária, enquanto que o fósforo é considerado como o principal fator limitante da produtividade, além de ser apontado como o elemento prevaemente na eutrofização artificial destes ambientes (Esteves, 1988). Em ambientes aquáticos naturais, a quantidade de fósforo é muito menor em comparação com a quantidade de nitrogênio, mas o seu efeito sobre a eutrofização é muito maior (Pérez, 2003). A concentração destes nutrientes está ligada à produtividade em ecossistemas aquáticos e, por conseguinte, com o processo de eutrofização, que pode ocorrer naturalmente pelo processo de envelhecimento do ambiente, mas também pode estar relacionada com os processos artificiais, geralmente promovidos por alterações antrópicas associadas à entrada de poluição orgânica (Cunha et al., 2010).

As principais fontes naturais de nitrogênio podem ser a atmosfera (biofixação do nitrogênio molecular) e o material orgânico e inorgânico de origem

alóctone, ao passo que, a principal fonte natural do fósforo (fosfato) é proveniente de rochas da bacia de drenagem (Esteves, 1988). A chuva também se constitui numa fonte significativa no aporte destes nutrientes para os ecossistemas aquáticos (Esteves, 1988; Pérez, 2003). Outra importante fonte de nitrogênio e fósforo para os ambientes aquáticos é por via artificial promovida por atividades antrópicas como, ocupação e mudanças no uso do solo, erosão, práticas agrícolas, pastagens, poluição orgânica, poluição industrial, perda da vegetação ripária, entre outras atividades (Oliveira et al., 2008; Dodds e Oakes, 2008; Calijuri et al., 2008; Ternus et al., 2011; Cunha et al. 2011; Lucio et al., 2012; Kuhlmann et al., 2014; Esteves et al., 2015).

Toda a forma de fósforo presente em ecossistemas aquáticos naturais, seja na forma iônica ou na forma complexada, encontra-se sob a forma de fosfato (Esteves, 1988). O nitrato e o íon amônio são as principais fontes de nitrogênio para os autótrofos aquáticos. Este último, apesar de ser mais energeticamente viável para assimilação desses organismos, sua concentração em águas superficiais é geralmente baixa. O nitrito, que representa uma forma intermediária entre o nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+) e o nitrato, é encontrado em baixas concentrações em ambientes oxigenados e, somente é utilizado pelo fitoplâncton na escassez de nitrogênio amoniacal e nitrato. Em altas concentrações, o nitrito é extremamente tóxico para a maioria dos organismos aquáticos (Esteves, 1988). Em ambientes de águas naturais é esperado que o nitrato seja a principal forma de nitrogênio disponível pois, a presença de nitrogênio amoniacal e nitrito pode ser um indicativo de contaminação orgânica recente ou de processos redutivos predominantes no ecossistema aquático (Pérez, 2003).

Os nutrientes analisados neste estudo foram: fósforo total, nitrito e amônia. As análises para nitrito e amônia não se mostraram significativas, diferentemente do fósforo, que mostrou ser significativo quando as comparações foram feitas entre os riachos e entre as estações amostrais. As maiores concentrações médias de fósforo total, amônia e nitrito foram encontradas no riacho João Pedro seguida pelo riachos Paciência e Alegre de Cima. Este fato pode ser explicado pelas características lânticas deste curso d'água, onde se localiza a estação amostral JP, que contribuem para o aumento das concentrações destes nutrientes. Esta condição lântica é favorecida inicialmente pelo o aumento da coluna e lâmina d'água propiciada pela confluência dos riachos Alegre de Cima e Paciência mas, que depois fica parcialmente represada devido à existência de duas manilhas de 60 cm de diâmetro por onde escoo o fluxo d'água, formando uma considerável área alagada com grande espelho d'água onde

proliferam bancos de macrófitas, especialmente, o alface-d'água (*Pistia stratiotes*). Além disto, a existência de uma pequena barragem localizada à jusante da estação JP, cerca de aproximadamente 1.900 m de percurso, e a baixa declividade do terreno entre este trecho, contribuem ainda mais para diminuir a velocidade da correnteza d'água, favorecendo as condições lânticas desta estação de amostragem.

Oliveira et al. (2014) estudando a variação longitudinal de rios do estado de São Paulo, verificaram o aumento de alguns parâmetros físico-químicos da água influenciados pelas características lânticas do reservatório Barra Bonita localizado no rio Tietê. Calijuri et al. (2008) verificaram que as características lânticas de determinados trechos de rio contribuem com o aumento das concentrações de fósforo, favorecendo a proliferação de macrófitas, a decomposição da biomassa e a liberação de fósforo do sedimento em situações anóxicas.

O nitrogênio é comumente transportado na forma dissolvida através de fluxo de subsuperfície e, o fósforo, é mais frequentemente transportado adsorvidos às partículas do solo em suspensão e em matéria orgânica de escoamento após chuvas. Nutrientes e sedimentos podem ser transportados à grandes distâncias e podem ser influenciados pela vegetação ripária ao longo do comprimento do rio (Esteves et al., 2015). A existência de vegetação ripária e cobertura do solo são significativamente correlacionadas com as métricas de qualidade da água, ao passo que, a alta concentração de nutrientes e terras agrícolas e/ou urbanas, são correlacionados com a degradação do recurso hídrico (Dodds e Oakes, 2008; Cunha et al., 2011; Fonseca et al., 2014). Kuhlmann et al. (2014) verificaram que os impactos da poluição orgânica no rio Paraibuna, que atravessa duas unidades de conservação do estado de São Paulo, foram minimizados pelo processo de depuração e medidas de proteção da mata ciliar da área circundante. Cunha et al. (2011) constataram que as concentrações de fósforo total foram menores em rios com a presença de vegetação ripária.

A grande influência de atividades agrícolas, especialmente aquelas que envolvem o uso de fertilizantes, e de pastagens sobre o aumento das concentrações de nutrientes em cursos d'água foram descritas por vários autores (Dodds e Oakes, 2008; Lucio et al., 2012; Fonseca et al., 2014; Esteves et al., 2015). Práticas agrícolas podem proporcionar mudanças significativas na composição química das águas, de acordo com Oliveira et al. (2008). Esses autores, estudando a microbacia do rio São Francisco Verdadeiro, estado do Paraná, observaram que cerca de 70% das cargas anuais de nitrogênio e fósforo que chegam aos rios, são provenientes de atividades

agrícolas. Em áreas de pastagens, o gado constitui uma importante fonte de aporte de nutrientes não pontuais para os cursos d'água (Esteves et al., 2015).

Em centros urbanos onde há lançamentos de efluentes industriais e domésticos sem o devido tratamento, ou ainda descargas de esgotos in natura, é de se esperar a deterioração da qualidade da água pelo incremento de nutrientes, em especial o fosfato. Segundo Oliveira et al. (2014), em rios impactados por esgoto a quantidade de nutrientes é provavelmente muito maior do que o consumo pela biota aquática e o fósforo tende a se acumular no sedimento de fundo à jusante, ao passo que, em águas correntes e sem descargas significativas de esgotos, a concentração de fósforo diminui à jusante provavelmente devido à incorporação pela biota. Estes autores, verificaram que trechos de rios sob a influência de fontes pontuais de poluição, estavam relacionadas à descargas de esgotos que promoveram o aumento nas concentrações de nutrientes (P-Total, P-Orgânico dissolvido, Ortofosfato, N-Total, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), sólidos em suspensão, condutividade elétrica, clorofila-*a* e coliformes termotolerantes. Calijuri et al. (2008) verificaram que lançamentos de esgoto e as características lênticas do curso d'água contribuem para o aumento das concentrações de fósforo. Cunha et al. (2011) atribuíram o maior risco de eutrofização artificial em rios do estado de São Paulo às descargas pontuais de fósforo do que as fontes difusas de poluição. Ternus et al. (2011) constataram que as concentrações de nutrientes em cursos d'água são extremamente diferentes quando se compara condições poluídas de não poluídas.

Apesar das nascentes dos riachos Alegre de Cima e Paciência estarem dentro da mesma bacia de drenagem e apresentarem condições semelhantes em relação às fontes difusas de poluição, o riacho Paciência difere do riacho anterior por receber grande quantidade de esgotos sanitários. A lagoa de estabilização da estação de tratamento de esgoto do município de Sooretama contribui para o aumento das concentrações de N e P no riacho Paciência e, conseqüentemente, no riacho João Pedro. De modo geral, as lagoas de estabilização apresentam baixa eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo (Cunha et al., 2010).

Outro importante fator que exerce influência sobre as flutuações nas concentrações de nutrientes em ecossistemas aquáticos é a chuva. Esteves et al. (2015) verificaram que houve incremento de N e P em locais de pastagem, e relacionaram este fato ao maior escoamento no período de chuvas. Lucio et al. (2012) constataram que as maiores concentrações de fosfato e nitrogênio amoniacal coincidiam com o período de estiagem. Oliveira et al. (2014) observaram que as

maiores concentrações total e dissolvida de nutrientes ocorreram no período de seca, sendo que as concentrações de fosfato foram duas vezes superiores neste período em comparação com o período chuvoso, entretanto, as cargas de fósforo total, nitrogênio total e sólidos em suspensão que chegam a esses cursos d'água foram maiores no período chuvoso devido ao aumento da vazão.

Em geral, os valores mais elevados de fósforo total, amônia e nitrito nos riachos João Pedro e Paciência foram registrados na estação seca, possivelmente devido a menor diluição da matéria orgânica, ao passo que, os maiores valores de fósforo no riacho Alegre de Cima foram registrados na estação chuvosa. Importante ressaltar que os pontos A3 (4ª campanha) e A4 (3ª e 4ª campanhas) encontravam-se totalmente secos. Desta forma, é possível que não tenha vertido águas de superfície do riacho Alegre de Cima para o riacho João Pedro neste período, o que também pode ter contribuído para o aumento da concentração destes nutrientes em JP, ocasionado pelo acúmulo de matéria orgânica devido ao menor volume de água no período de seca. Dos nutrientes analisados apenas o fósforo, em todas as campanhas e estações amostrais dos riachos João Pedro e Paciência, registraram valores acima dos limites preconizados pela Resolução Conama 357/2005 para águas doces de classe 1 (0,1 mg/l).

4.3 Variáveis hidrobiológicas

4.3.1 Clorofila-a e Colimetria

As maiores concentrações de clorofila-a (Chl-a) ocorreram nos riachos Paciência e João Pedro no período de seca, onde também foram registradas as maiores concentrações de nutrientes. As médias de Chl-a nestes riachos foram cerca de 22 e 27 vezes superiores à média registrada no riacho Alegre de Cima, influenciadas, principalmente, pelos máximos nos valores de clorofila registrados na terceira e quarta campanhas. A maior concentração de Chl-a no riacho Paciência é devida aos efluentes sanitários (lagoa de estabilização) despejados no seu tributário riacho D'Água, que também contribui para o aumento desta variável no riacho João Pedro, já que o riacho Paciência verte água para este riacho. Como descrito anteriormente, a estação amostral JP se localiza num trecho onde o riacho João Pedro se alarga e forma uma área parcialmente represada com grande espelho d'água e repleta de macrófitas flutuantes. Neste trecho, a influência da vegetação ripária é menor devido à expansão de suas margens, permitindo uma maior incidência de luz

solar e conseqüente incremento de produtividade, o que contribui para o aumento da concentração de clorofila.

Cunha et al. (2010) verificaram que as estações amostrais localizadas em rio com alto grau de alteração, rio Jacupiranguinha localizado na bacia hidrográfica do Ribeira do Iguape, estado de São Paulo, apresentaram a maior oscilação das concentrações de clorofila-a, o que é característico de um ambiente eutrófico. Segundo esses autores, isto está provavelmente relacionado à inexistência de cobertura florestal e presença de impactos antropogênicos como as fontes pontuais e difusas de poluição. Os autores verificaram ainda que o rio Pariquera-Açu, estado de São Paulo, apresentou um aumento na concentração de Chl-a da nascente até à foz, registrando picos significativos na estação sob a influência do efluente da estação de tratamento de esgoto (ETE). Associaram este fato à entrada de nutrientes derivados deste efluente e também à contribuição alóctone de Chl-a da lagoa de estabilização, a qual apresenta baixa eficiência na remoção de N e P e abriga elevada produção fitoplanctônica, o que justificava os altos valores de clorofila. Calijuri et al. (2008) observaram que a influência da ETE no rio Pariquera-Açu ocasionou o aumento nas concentrações de clorofila-a, que aumentou de 4,6 para 12,0 µg/l. Entretanto, não verificaram uma relação significativa entre as formas de fósforo e clorofila-a nos rios Jacupiranguinha e Pariquera-Açu, atribuindo este fato a outros fatores como a pequena limitação, o baixo tempo de residência da água e a elevada turbulência.

Van Nieuwenhuysse e Jones (1996) constataram que aparentemente não há uma diminuição no rendimento de clorofila planctônicas por unidade de fósforo, quando a concentração de P-Total é superior a 300 µg/l, e que a limitação de nutrientes é superada quando estes existem em altas concentrações na coluna de água, sendo que esta correlação é mais visível em ecossistemas lênticos. Oliveira et al. (2014) estudando os efeitos de diferentes tipos de impactos ambientais em diversos rios de pequeno e médio porte do estado de São Paulo, observaram que o valor mais elevado de clorofila-a encontrada no rio Araquá se deve à exportação de fitoplâncton a partir de uma estação de tratamento de águas residuais provenientes da lagoa de estabilização, localizada em um pequeno afluente a montante. Relacionaram os valores elevados de Chl-a nos trechos finais do rios Araquá e Lavapés, à baixa declividade e à influência lêntica do reservatório de Barra Bonita, condição apropriada para o desenvolvimento do fitoplâncton. Estes autores verificaram ainda que as menores concentrações de Chl-a encontradas no rio Canha,

se devem, provavelmente, ao efeito de sombreamento da vegetação ripária e as menores concentrações fósforo total.

Apesar dos riachos estudados estarem sob a influência de fontes pontuais de poluição (efluentes domésticos) existentes à montante da Reserva Natural Vale, especialmente o riacho Paciência, a avaliação bacteriológica mostrou-se significativa apenas para a variável coliformes totais quando comparada com os resultados obtidos entre as campanhas realizadas. De modo geral, as maiores concentrações de coliformes termotolerantes e totais foram registradas na estação chuvosa (primeira campanha) em todas as estações amostrais, com exceção da estação A3 para coliformes totais, que registrou um decréscimo de valores de colimetria da primeira para a terceira campanha. Kuhlmann et al. (2014) verificaram que as variações em ensaios colimétricos refletiram o uso da terra por pequenos agricultores que possuíam criação de animais (bovino, ovino e frango), bem como, à ocorrência de chuvas mais pronunciadas que carregam detritos e excrementos e podem causar o transbordamento de fossas sépticas. Muniz et al. (2011) estudando rios do Cerrado, verificaram que o rio Sobradinho, sob influência de estação de tratamento de esgoto, apresentaram valores mais elevados de coliformes do que o rio Jardim, sob influência da agropecuária. Os níveis mais elevados no rio Sobradinho foram registrados na estação localizada à jusante da ETE, ao passo que, os maiores valores registrados nas estações do rio Jardim foram relacionados à pecuária, águas residuais de pequenas propriedades e falta de vegetação ciliar.

4.3.2 Macroinvertebrados bentônicos

❖ Distribuição, Riqueza de taxa e Abundância numérica

Em relação à distribuição temporal dos macroinvertebrados amostrados, a menor densidade de indivíduos registrada na primeira campanha pode estar relacionada às fortes chuvas ocorrida poucas horas antes das coletas, que promoveram o arraste dos organismos devido à força da correnteza e em função da maior oscilação do volume de água. De forma oposta, durante a segunda campanha, o baixo índice pluviométrico permitiu uma maior estabilidade ambiental dos sítios amostrais e, conseqüentemente, um maior número de indivíduos foi coletado.

Em ecossistemas aquáticos tropicais, a alta sazonalidade pluviométrica exerce forte impacto sobre as flutuações temporais de cursos d'água com conseqüente carreamento de comunidades bentônicas (Bispo e Oliveira, 1998;

Baptista et al., 2001; Bispo et al., 2006). A redução da abundância de macroinvertebrados bentônicos na estação chuvosa tem sido um fenômeno documentado em vários trabalhos (Bispo e Oliveira, 1998; Diniz-Filho et al., 1998; Bispo et al., 2001). Normalmente, a abundância de organismos bentônicos é maior no período de estiagem, tendo em vista, que a chuva tende a desestabilizar o ecossistema lótico pelo aumento da velocidade de fluxo (Oliveira et al., 1997, Bispo e Oliveira, 1998; Bispo et al., 2001; Gonçalves e Aranha, 2004; Ribeiro e Uieda, 2005; Nin et al., 2009; Martini et al., 2013; Gurski et al., 2014).

Além do regime pluviométrico, fatores como a ordem do rio, velocidade da correnteza, tipo de substrato, qualidade da água, heterogeneidade de habitats e disponibilidade de recursos, existência e composição da vegetação ripária, são variáveis que podem afetar a diversidade de invertebrados aquáticos (Ribeiro e Uieda, 2005; Martini et al., 2013; Gurski et al., 2014). As atividades antrópicas relacionadas ao uso do solo na bacia de drenagem, tais como, agricultura, pastagem, desmatamento, assoreamento e poluição dos cursos hídricos, também podem alterar a estrutura e composição das comunidades, influenciando na sua abundância e riqueza (Hynes, 1970; Vanotte et al., 1980; Oliveira et al., 1997; Bispo et al., 2006; Bispo e Oliveira, 2007; Callisto et al, 2007; Sanseverino e Nessimian, 2008; König e Santos, 2013).

O riacho Alegre de Cima apresentou a maior riqueza de táxon e a menor abundância numérica, enquanto que, o riacho Paciência registrou a maior abundância e o riacho João Pedro a menor riqueza de taxa. Cabe ressaltar que o esforço amostral foi diferente entre os riachos estudados, sendo estabelecidos quatro sítios amostrais no riacho Alegre de Cima, três no riacho Paciência e apenas um no riacho João Pedro. Outro importante fator diz respeito à ocorrência da vegetação ripária, presente em ambas as margens das estações amostrais dos riachos Alegre de Cima e Paciência mas distante das margens do riacho João Pedro, o que diminui a contribuição alóctone da vegetação ripária como fonte de energia (Vanotte et al, 1980; Wallace et al, 1997). Os resultados das variáveis físicas, hidroquímicas e hidrobiológicas demonstraram que o riacho Alegre de Cima encontra-se em melhor estágio de conservação e com melhor qualidade ambiental do que os riachos Paciência e João Pedro, corroborando com os dados de riqueza e abundância.

A riqueza de macroinvertebrados está positivamente relacionada com a conservação do curso hídrico e de sua bacia de drenagem e, negativamente relacionada às atividades antrópicas como, culturas agrícolas, pecuária, erosão do

solo, destruição da vegetação ripária e descargas in natura de efluentes domésticos (Callisto et al, 2001; Jacobsen e Marín, 2008; Cortezzi et al., 2009; Cunha et al., 2010; König e Santos, 2013). Segundo Callisto et al. (2001), locais poluídos geralmente possuem baixa diversidade de espécies e elevada densidade de organismos, restritos a grupos mais tolerantes como, por exemplo, *Chironomus* e Tubificidae. Desta forma, ambientes preservados favorecem à manutenção da heterogeneidade de habitats e microhabitats e, conseqüentemente, promove melhores condições para a colonização da biota aquática (Bueno et al., 2003; Agostinho et al., 2005; Paz et al., 2008; Suriano e Fonseca-Gessner, 2013; Gurski et al., 2014).

❖ Assembleia de macroinvertebrados bentônicos

Os macroinvertebrados bentônicos são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, desempenhando essencial papel na dinâmica de nutrientes e transformação de matéria e energia, sendo considerados indicadores de qualidade da água e de saúde dos ambientes aquáticos (Vannote et al., 1980; Callisto e Esteves, 1995; Callisto et al., 2001). Quanto a sua sensibilidade à poluição orgânica, esses organismos podem ser classificados como sensíveis (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), tolerantes (alguns Heteroptera e Odonata) e resistentes (alguns Chironomidae e Oligochaeta), conforme Callisto et al. (2001).

Em relação aos táxons Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), nenhum representante de Plecoptera foi coletado no presente estudo, embora espécimes desta ordem tenham sido registrados Cavaca et al.(2014) nos riachos Alegre de Cima e Paciência em estudo preliminar realizado. Este fato pode estar associado à perturbações ocasionadas pela chuva ou a outros eventos estocásticos, como por exemplo, o ciclo reprodutivo (Bispo e Oliveira, 2007; Yokoyama et al., 2012). Insetos das ordens EPT são considerados indicadores de qualidade ambiental, geralmente associados a ecossistemas aquáticos de águas limpas, bem oxigenadas e com vegetação ripária bem preservada (Crisci-Bispo et al., 2007; Buss e Salles, 2007; Righi-Cavallaro et al., 2010). Estudos de monitoramento biológico têm utilizado a riqueza e abundância de EPT como indicador de água de boa qualidade (Giuliatti e Carvalho, 2009), sendo que o percentual de sua ocorrência nos corpos hídricos responde negativamente à redução da cobertura florestal e aos impactos oriundos de atividades antrópicas (Buss et al., 2002; Silveira et al., 2005; Buss e Salles, 2007). Suriano e Fonseca-Gessmner (2013) estudando a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um gradiente de integridade ambiental em

córregos neotropicais, observaram que as larvas de EPT foram especialmente abundantes em riachos nas áreas de referência, com alguns gêneros sendo registrados somente em unidades de conservação.

O riacho Alegre de Cima apresentou a maior riqueza e abundância de Ephemeroptera e Trichoptera, seguido pelo riacho Paciência e riacho João Pedro. Das três famílias de Ephemeroptera registradas em nosso estudo, Baetidae foi a mais abundante (54%), seguida por Leptophlebiidae (40%) e Leptoxyphidae (6%). Segundo Salles et al. (2004), as famílias Leptophlebiidae e Baetidae são as que apresentam o maior número de gêneros e espécies do Brasil. Nenhum exemplar de Ephemeroptera foi registrado no riacho João Pedro e a família Leptoxyphidae foi exclusiva do riacho Alegre de Cima. Em relação à ordem Trichoptera, sete famílias foram registradas, sendo Sericostomatidae (38%) e Polycentropodidae (24%) as mais abundantes e Hydropitilidae (2%) a menos abundante. Anomalopsychidae e Helicopsychidae foram exclusivas do riacho Alegre de Cima e Hydropitilidae exclusiva do riacho Paciência.

Apesar da ordem Ephemeroptera ser considerada indicadora de águas "limpas", Baetidae é classificada como "pouco sensível" em índices bióticos (Hilsenhoff, 1988), podendo ser encontrada em ecossistemas de água doce alterados (Callisto et al., 2001), inclusive por metais pesados (Márques et al., 2001). Em estudo realizado no córrego da Mata no estado de São Paulo, Uieda e Ramos (2007) registraram a maior ocorrência de Leptoxyphidae e Leptophlebiidae, famílias que possuem preferência por ambientes rasos de águas limpas, bem oxigenados e de correnteza moderada a forte (Pérez, 1988). A maioria dos tricópteros habita ecossistemas de águas limpas e correntes, com boa disponibilidade de oxigênio dissolvido e baixo teor de nutrientes na água. São insetos sensíveis à poluição orgânica e sua presença indica ambientes oligotróficos à meso-oligotróficos (Callisto et al., 2001; Abílio et al., 2007). Os tricópteros vivem sob pedras, troncos e folhas, sendo que muitas espécies possuem a capacidade de construir casas e abrigos utilizando-se de porções vegetais ou grãos de areia (Callisto et al., 2001; Mugnai et al., 2010).

O uso de EPT como bioindicadores de qualidade de água deve-se não somente à presença desses insetos no ambiente aquático, mas principalmente à sua abundância na estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Callisto et al., 2001). A maior diversidade de Ephemeroptera e Trichoptera no riacho Alegre de Cima sugere que este curso d'água hídrico apresente mais e melhores condições ambientais naturais do que os riachos Paciência e João Pedro. Em sentido

inverso, a baixa diversidade encontrada no riacho João Pedro e a ausência de EPT no sítio amostral Pc1 podem indicar o enriquecimento orgânico destas estações de amostragem, visto que, sob o efeito da eutrofização os representantes dessas ordens tendem a desaparecer (Abílio et al., 2007).

As amostras de Heteroptera contabilizaram 34 espécimes, 18 pertencentes a infra-ordem Nepomorpha e 16 a infra-ordem Gerromorpha. A riqueza e abundância total foram semelhantes entre os córregos estudados, entretanto a distribuição dos táxons foi diferente entre esses cursos d'água. Gerromorpha foi mais abundante nos riachos Alegre de Cima e Paciência, onde a mata ciliar se faz presente, e Nepomorpha foi mais abundante no riacho João Pedro, que se caracteriza como um ambiente de "água parada" com alta densidade de macrófitas flutuantes (*Pistia stratiotes*) e ausência de floresta ribeirinha. Estas condições influenciam na distribuição dos heterópteros, visto que, as duas infra-ordens possuem exigências ecológicas e hábitos distintos (Dias-Silva et al., 2010). Por via de regra, a infra-ordem Gerromorpha está associada à ambientes sombreados pela vegetação ripária, que fornece mais abrigos e fontes de alimentos e, conseqüentemente, maior heterogeneidade de habitats (Nieser e Melo, 1997; Dias-Silva et al., 2010). Este comportamento faz com que as espécies de Gerromorpha sejam mais sensíveis às alterações físicas dos rios (Dias-Silva et al., 2010), o que pode justificar o baixo número de indivíduos desta infra-ordem registrado no riacho João Pedro.

A família Gerridae foi a mais abundante e de ocorrência quase que predominante no riacho Alegre de Cima, ao passo que, as famílias Belostomatidae e Notonectidae foram as de maior ocorrência no riacho João Pedro. Belostomatídeos são um dos mais vorazes predadores entre os heterópteros (Souza et al., 2006) e geralmente estão associados à bancos de macrófitas, assim como naucorídeos e notonectídeos (Pérez, 1988; Dias-Silva et al., 2010). A presença de grande quantidade de macrófitas no riacho João Pedro pode ser um dos fatores responsáveis pelo maior número de Belostomatidae e Notonectidea neste corpo hídrico. Cleto Filho e Walker (2001) estudando o efeito da ocupação urbana sobre a fauna de invertebrados aquáticos no estado do Amazonas, verificaram que Belostomatidae foi um dos grupos que predominava em ambientes urbanizados na cidade de Manaus. Os dados obtidos por Dias-Silva et al. (2010) sugerem que as alterações nas zonas ribeirinhas podem levar a mudanças significativas na composição da comunidade de Heteroptera mesmo que a riqueza de espécies não seja afetada. Esta condição foi observada nos riachos do presente estudo.

A ordem Odonata foi retratada por seis famílias, quatro pertencentes à subordem Zygoptera (Calopterygidae, Coenagrionidae, Perilestidae, Protoneuridae) e duas à subordem Anisoptera (Gomphidae e Libellulidae). A riqueza de espécie não mostrou diferença marcante entre os riachos estudados, sendo ligeiramente maior no riacho Alegre de Cima, seguido pelos riachos Paciência e João Pedro. Contudo, o riacho João Pedro mostrou uma abundância bem superior aos demais riachos, aproximadamente 69% do total de indivíduos amostrados, composta especialmente por espécimes da família Coenagrionidae a qual representou cerca de 51% do total de Odonata e de ocorrência majoritária neste curso d'água (91%). As famílias Libellulidae e Protoneuridae corresponderam, cada uma, com 15% do número total de indivíduos, sendo está última registrada apenas no riacho João Pedro.

Monteiro Junior et al. (2013) estudando os efeitos da remoção da vegetação sobre a composição e riqueza de Odonata, constataram que a riqueza era semelhante entre os riachos preservados e desmatados quando a análise era feita a nível de ordem, entretanto, quando a análise era feita à nível de subordem, a composição de Odonata era diferente entre estes dois tipos de riachos. Carvalho et al. (2013) observaram este mesmo padrão para riachos do estado de Mato Grosso e verificaram, ao analisarem separadamente as subordens, que Zygoptera apresentava maior riqueza em locais preservados e Anisoptera maior riqueza em locais alterados e que esta decrescia com o aumento da integridade do hábitat. Souza et al. (2007), estudando a estrutura de macroinvertebrados em igarapés da Amazônia sob diferentes condições de cobertura florestal, observaram que Anisoptera apresentava maior abundância em áreas de pastagem, enquanto Zygoptera foi mais abundante em áreas de capoeira e mata.

Suriano e Fonseca-Gessner (2013) ao analisarem 29 riachos do estado de São Paulo, 15 dos quais inseridos em unidades de conservação e 14 em áreas dedicadas ao cultivo de cana-de-açúcar, pastagem e plantações de eucalipto, verificaram que a maior riqueza de Odonata observada em riachos de áreas desprovidas de vegetação ripária, confirmava a preferência desta ordem por áreas abertas, bem como, por córregos de fluxo lento conforme observado por Buss et al. (2002). De acordo com Monteiro Junior et al. (2013), estudos relacionados à composição de espécies são mais eficientes para a caracterização de alterações ambientais, visto que, estudos relacionados à riqueza de Odonata em habitats degradados podem ser enganosos devido à colonização destes ambientes por espécies oportunistas. Os resultados obtidos por estes autores indicaram que a

composição de Odonata em riachos desmatados diferia dos riachos florestados, com aparecimento de espécies em áreas abertas e perda de espécies florestais e, apenas poucas espécies ocorrendo em ambos ambientes. Segundo De Marco et al., (2005), Anisoptera é mais suscetível de ocorrer em áreas abertas devido à sua maior eficiência termorreguladora em comparação com Zygoptera, sendo esta última, mais afetada por diferenças na cobertura florestal.

Os resultados obtidos neste estudo demonstraram que a abundância de Anisoptera foi maior nos riachos Alegre de Cima e Paciência, córregos com presença de floresta marginal, ao passo que, a abundância de Zygoptera foi maior no riacho João Pedro, local aberto com condições lênticas e maior incidência de luz solar. Todavia, o número de famílias de Zygoptera foi maior no riacho Alegre de Cima em comparação com os demais riachos. Estes dados diferem dos registrados por alguns autores (De Marco et al., 2005; Souza et al., 2007 e Carvalho et al., 2013), entretanto, segundo Ferreira-Peruquetti e Fonseca-Gessner (2003), a preferência de Odonata por habitats é pouco conhecida no Brasil. Estes autores constataram que os gêneros *Macrothemis* (Libellulidae), *Argia* e *Oxyagrion* (Coenagrionidae) tinham preferência por ambientes degradados. Cleto Filho e Walker (2001) constataram que Coenagrionidae juntamente com as famílias Chironomidae (Diptera), Belostomatidae (Heteropetra), Pilidae e Ancyliidae (Mollusca) representavam cerca de 80% dos organismos capturados em ambientes urbanizados da cidade de Manaus, estado do Amazonas. Monteiro-Junior et al. (2013) estudando oito riachos de águas escuras nesta mesma cidade, registraram a ocorrência de *Argia* sp. em córregos degradados sob intensa incidência de luz solar e pouca ou nenhuma vegetação ribeirinha. Oliveira Junior et al. (2013) avaliando riachos na bacia hidrográfica do rio Suiá-Missu (MT), verificaram que membros da família Protoneuridae (*Epipleoneura* e *Neoneura*) tiveram maior abundância em córregos preservados com grande quantidade de vegetação ripícola.

Apesar da identificação taxonômica de Odonata ter se dado a nível de família neste estudo, os resultados obtidos corroboram os de Cleto Filho e Walker (2001) para o elevado número de Coenagrionidae encontrado no riacho João Pedro. Outros dois fatores que podem ter influenciado a abundância deste grupo foram: a presença de macrófitas, que podem servir como substrato e ponto de emboscada para captura de presas (Albertoni et al., 2007), e a intensa chuva ocorrida no dia anterior às coletas da primeira campanha, o que pode ter ocasionado a deriva desses

macroinvertebrados, considerando que todos os coenagrionídeos registrados no riacho João Pedro foram coletados nesta campanha.

Coleoptera foi representada por seis famílias, sendo Elmidae a família mais abundante e Hydroscaphidae a menos abundante. A riqueza variou pouco entre os riachos estudados, entretanto, a abundância foi maior no riacho Paciência com aproximadamente 72% do total de coleópteros e o sítio amostral Pc3 foi o que registrou o maior número de espécimes.

Os coleópetros aquáticos são insetos abundantes em muitos riachos brasileiros (Segura et al., 2012), ocupando ambientes bastante variados que vão desde poças d'água temporárias até grandes rios (Benetti e Hamada, 2003), geralmente associados à vegetação ripária bem preservada (Bispo et al., 2006) e alguns às macrófitas aquáticas (Ferreira Junior et al., 1998; Nascimento et al., 2011). Esses besouros vivem sob rochas, troncos e entre o folhiço e a areia, tanto em áreas de correnteza como de remanso (Passos et al., 2003a, 2009), e ocupam diferentes níveis tróficos (Benetti e Hamada, 2003).

Em estudo realizado por Benetti e Hamada (2003) em diferentes ambientes aquáticos na Amazônia Central (igarapés, igapós, várzea, rio, lagos e poças), verificaram que Dytiscidae e Hydrophilidae, assim como, Noteridae (Lago da Praia de Manaus) foram as famílias que apresentaram a maior riqueza de espécies. Nascimento et al. (2011) estudando a relação entre coleópetros e macrófitas aquáticas em ambientes rasos na planície costeira do Rio Grande do Sul, observaram que as famílias Dytiscidae e Hydrophilidae estiveram presentes em todas as macrófitas amostradas, especialmente *Pistia stratiotes* que registrou a maior riqueza de besouros dentre as macrófitas. Ferreira Junior et al. (1998) verificaram que pelo menos alguns grupos de coleópteros aquáticos estão associados à vegetação dos corpos d'água. Suriano e Fonseca-Gessner (2013) analisando a estrutura de macroinvertebrados sob um gradiente de integridade ambiental, verificaram uma grande variedade de coleópteros em riachos de baixa ordem, com acúmulo de folhas e situados em mata nativa.

Dentre os coleópetros, os elmídeos possuem distribuição cosmopolita ocorrendo em ambientes lóticos, como córregos e rios, e ambientes lênticos, como lagos e poças (Passos et al., 2009). Em estudo sobre os efeitos da ocupação urbana em igarapés da Amazônia, Cleto-Filho e Walker (2001) observaram que Hydrophilidae e Elmidae foram as famílias mais representativas entre os coleópteros de ambientes aquáticos florestados. Neste estudo, Elmidae foi a família mais abundante, com cerca

de 86% do total de coleópteros amostrados, seguida por Hydrophilidae com aproximadamente 9%. Os elmídeos foram mais frequentes no riacho Paciência, especialmente nas estações amostrais Pc2 e Pc3, locais margeados por floresta, e os hidrofídeos no riacho João Pedro, local repleto de macrófitas flutuantes e sem a presença de floresta ribeirinha. A ocorrência de Elmidae foi maior na segunda campanha devido à maior estabilidade ambiental, entretanto, a elevada precipitação ocorrida na primeira campanha pode explicar o maior número desses organismos na estação JP.

Passos et al. (2003a), registraram a maior abundância de Elmidae no inverno e relacionaram este fato a maior estabilidade do hábitat propiciada pelos baixos índices pluviométricos. Segundo esses autores, o aumento repentino do volume de água no período de fortes chuvas alternam períodos de estabilidade e instabilidade de muitos rios tropicais. A relação entre a maior ocorrência de macroinvertebrados no período de baixa pluviosidade é citada por vários autores (Oliveira et al., 1997, Bispo e Oliveira, 1998; Gonçalves e Aranha, 2004; Kikuchi e Uieda, 2005; Ribeiro e Uieda, 2005; Nin et al., 2009; Martini et al., 2013). De acordo com Jacobsen e Encalada (1998), a estabilidade ambiental é um importante fator em muitas regiões tropicais que experimentam diferenças estacionais no regime de chuvas. Assim, pode-se aventar que os principais fatores que interferiram na distribuição e ocorrência de Elmidae nos riachos estudados foram: a chuva e a existência da vegetação ripária.

Dentre os insetos aquáticos registrados neste estudo, a ordem Diptera foi a mais abundante e a que apresentou a maior riqueza de taxa. O riacho Alegre de Cima contribuiu com o maior número de famílias e espécimes, seguido pelos riachos Paciência e João Pedro. A família Chironomidae foi a mais abundante (90% do total de dípteros amostrados), sendo 44% pertencente à subfamília Chironominae e 56% pertencente à subfamília Tanypodinae. A segunda família com maior abundância foi Simuliidae com 3% do total de dípteros.

A família Chironomidae é uma das mais abundantes dentre os macroinvertebrados aquáticos e geralmente encontra-se amplamente distribuída em diferentes habitats fluviais (Marques et al., 1999; Bueno et al., 2003; Peiró e Gama Alves, 2006; Abílio et al. 2007; Sanseverino e Nessimian, 2008;). A abundância dos quironomídeos, tanto em ecossistemas lóticos como lênticos, está diretamente relacionada a sua elevada tolerância às adversidades do ambiente e a sua grande capacidade competitiva (Sanseverino et al., 1998; Marques et al., 1999; Callisto et al.,

2001; Carvalho e Uieda, 2004). Esses organismos possuem uma diversidade de hábitos alimentares e apresentam diferentes estratégias adaptativas (Nin et al, 2009; Gurski et al. 2014).

Buss et al, (2004) avaliando a composição de invertebrados aquáticos em diferentes tipos de substrato, verificaram que Chironomidae dominava em todos os tipos de substratos, embora apresentasse preferência por substrato de folhiço. Situação semelhante foi observada por Kikuchi e Uieda (2005) que constataram que os quironomídeos apresentavam maior riqueza e densidade nos três tipos de substratos estudados: vegetal, rochoso e sedimento, com exceção do substrato vegetal, onde a densidade de quironomídeos e simúlídeos foram semelhantes. Gurski et al. (2014) verificaram que entre os microhabitats estudados, a alta densidade, riqueza e diversidade de larvas de Chironomidae ocorreram em depósitos de folhiço, tanto em corredeiras como em poças. A ocorrência desses organismos é fortemente influenciada pelas condições físicas, químicas e tróficas do habitat (Abílio et al., 2005).

A maior ocorrência de dípteros nos riachos Alegre de Cima e Paciência pode estar associada à maior heterogeneidade de habitats e a disponibilidade de alimentos fornecido pela mata ribeirinha presente em ambos riachos. A entrada de folhiço alóctone nos ambientes aquáticos proveniente da vegetação ripícola constitui-se em fonte primária de energia e ciclagem de nutrientes (Vannote et al., 1980; Moretti et al, 2007; Sanseverino e Nessimian, 2008). As folhas que caem no leito de um rio contribuem para a formação de microhabitats que são utilizados como abrigo e fontes de alimentos necessários à fauna aquática, resultando num gradiente longitudinal de matéria orgânica ao longo do rio (Vannote et al., 1980; Rezende, 2007; Salvarrey et al. 2014). Assim, a vegetação ribeirinha exerce grande influência na composição e distribuição dos macroinvertebrados bentônicos, em especial, em riachos de baixa ordem (Kikuchi e Uieda, 1998).

Chironomidae pode ser encontrada tanto em ambientes aquáticos de águas limpas como em ambientes poluídos (Callisto et al., 2001). Apesar de algumas espécies serem sensíveis às adversidades ambientais, outras podem tolerar grandes níveis de poluição da água e podem ser utilizadas como indicadores de ambientes alterados (Suriano e Fonseca-Gessner, 2004; Suriano e Fonseca-Gessner, 2013). Avaliando a composição de macroinvertebrados bentônicos em riachos sob o efeito de diferentes usos do solo, Suriano e Fonseca-Gessner (2013) observaram que Chironomidae juntamente com indivíduos imaturos de Odonata tiveram suas maiores participações em riachos situados em áreas impactadas pela ausência da vegetação

ripária, e verificaram que a supremacia numérica de quironomídeos estava relacionada aos riachos expostos à interferência humana. Alterações como a remoção da vegetação ripária e o uso inadequado do solo podem afetar as condições naturais dos ecossistemas e alterar a estrutura das diferentes comunidades como, por exemplo, a de quironomídeos (König e Santos, 2013). Segundo Restello et al. (2014), os quironomídeos possuem uma capacidade fisiológica maior de tolerar os vários tipos ambientes em comparação aos outros insetos aquáticos.

Simuliidae foi registrada apenas no riacho Alegre de Cima. Isto pode estar associado ao maior fluxo d'água e velocidade da correnteza neste riacho, visto que, esses insetos são frequentemente encontrados em riachos de águas rápidas de onde obtém o seu alimento através da filtração de partículas microscópicas presentes na coluna d'água (Kikuchi e Uieda, 2005; Gurski et al., 2014). Tabanidae, Dolichopodidae e Tipulidae também só foram encontrados no riacho Alegre de Cima; Ephydriidae e Muscidae no riacho Paciência e Syrphidae no riacho João Pedro. Cleto-Filho e Walker (2001) registraram a ocorrência de Ephydriidae e Syrphidae apenas em trechos urbanizados com elevadas e constantes cargas de matéria orgânica, enquanto que, Tabanidae e Tipulidae só foram observados em igarapés preservados. Salvarrey et al. (2014), observaram que Tipulidae era um dos táxons que predominava nos riachos preservados de baixa ordem. Nossos resultados demonstraram que as famílias de dípteros mais sensíveis à poluição (Simuliidae, Tabanidae e Tipulidae) ocorreram apenas no riacho Alegre de Cima, que pode ser considerado um indicativo das melhores condições ambientais deste curso d'água.

Em relação à distribuição temporal dos dípteros, a situação é a mesma encontrada para os demais macroinvertebrados, ou seja, a maior ocorrência registrada na segunda campanha, período de seca, com 88% dos indivíduos amostrados. A menor abundância destes insetos na primeira campanha pode estar relacionada às fortes chuvas que antecederam às coletas, responsáveis pela deriva desses organismos.

A ordem Collembola foi representada por apenas dois espécimes, coletados no riacho Alegre de Cima, e o crustáceo Isopoda por apenas um espécime, no riacho Paciência. Os taxa não-insetos registrados neste estudo foram: Turbellaria; Hirudinea e Oligochaeta (Clitellata); Hydracarina (Acari:Trobidiforme); Isopoda e Decapoda (Malacostraca), Bivalvia e Gastropoda, que juntos compuseram cerca de 80% do total de macroinvertebrados bentônicos. Destes, Gastropoda foi o grupo mais abundante dentre todos os macroinvertebrados, compreendendo cerca de 72% do

total de invertebrados amostrados e 90% dos não-insetos. Bivalvia (5%), Hydracarina (2%), Oligochaeta (1%) e Turbellaria (1%) foram os outros táxons não-insetos de maior ocorrência. Da mesma forma como ocorrido com os insetos, a maior abundância dos não-insetos se deu na segunda campanha.

A ocorrência de Turbellaria foi restrita ao riacho Paciência, sendo que todos os organismos foram coletados na segunda campanha. As planárias são componentes importantes de sistemas lóticos e lênticos não poluídos, e são adequadas para monitoramento de cursos d'água porque elas desempenham diferentes papéis tróficos, sofrem bioacumulação e respondem à toxinas em baixa concentrações (Knakievicz et al., 2007; Knakievick, 2014). Entretanto, Suriano e Fonseca-Gessner (2013) avaliando a estrutura de macroinvertebrados bentônicos em riachos preservados e riachos sob o efeito de atividades antrópicas no uso do solo, verificaram um número significativo de planárias em riachos que atravessavam áreas de pastagem.

Os crustáceos observados neste estudo pertencem às famílias Trichodactylidae e Palaeomonidae, amostrados nos riachos Alegre de Cima e Paciência, e a ordem Isopoda. A família Trichodactylidae foi retratada, possivelmente, pela espécie *Trichodactylus fluviatilis*, todavia, se faz necessária a confirmação de sua classificação taxonômica, uma vez, que apenas um espécime adulto fêmea foi coletado, sendo os demais representados por espécimes juvenis. Esta espécie é endêmica do Brasil (Magalhães, 2003) e atua em diferentes níveis tróficos, participando do processo de ciclagem da matéria orgânica (Magalhães, 1999 e 2003; Barbosa, 2005; Yeo et al., 2008; Moulton et al., 2010). Esses caranguejos habitam rios e riachos costeiros e montanhosos, em altitudes geralmente inferiores a 300 m, embora tenha sido registrada em altitudes superiores a 770 m (Gomides et al., 2009). A ocorrência deste crustáceo geralmente está associada à sua capacidade de consumir detritos orgânicos, fazendo com que estes organismos sejam potencialmente importantes para o metabolismo energético de ecossistemas lóticos tropicais (Costa-Neto, 2007; Cumberlidge et al., 2009; Gomides et al., 2009). Palaeomonídeos são camarões que possuem uma diversidade alimentar variada, desde de pequenos peixes, insetos aquáticos, folhas, sementes até algas (Mugnai et al., 2010). Neste estudo foram registrados três espécimes do gênero *Palaemon*. Segundo Bond-Buckup e Buckup (1989), *Palaemon pandaliformis* é a única espécie de água doce do gênero que ocorre nas bacias do Brasil Meridional. Por causa disso, provavelmente, os organismos amostrados pertencem a esta espécie, todavia, esta

suspeita ainda requer confirmação taxonômica. A espécie *Palaemon pandaliformis* ocorre nas bacias costeiras do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, em altitudes de até 100 m (Coelho e Ramos-Porto, 1985), sendo normalmente encontrada associada às raízes da vegetação aquática (Bond-Buckup e Buckup, 1989), entretanto, estudos a respeito desta espécie ainda são escassos (Lima e Oshiro, 2002).

Foram observadas três morfoespécies de ácaros aquáticos, todavia, devido a dificuldade na identificação taxonômica do grupo optou-se por reunir esses organismos no grupo Hydracarina. Segundo Fernández e Fossati-Gaschignard (2011), esses ácaros aquáticos apresentam uma grande variedade de formas e preferências ecológicas, mas devido à falta de conhecimento e dificuldades na identificação taxonômica, bem como, a escassez de especialistas, são todos reunidos dentro do grupo Acari, independente de sua classificação funcional.

As diversas formas e grupos de ácaros aquáticos podem ocupar diferentes nichos ao longo de um gradiente vertical da coluna d'água. São encontrados desde próximos à superfície, em plantas aquáticas, ou em detritos em meio ao substrato, podendo ser predadores, parasitas ou herbívoros. Fernández e Fossati-Gaschignard, (2011) propuseram uma classificação dos ácaros aquáticos baseada nas preferências de habitat (águas intersticial, superficial e bentônica), de forma a facilitar a compreensão dos processos de intercâmbio entre áreas de superfície e subsuperfície via zona intersticial. Segundo esses autores, a maioria dos Hydrachnidia possui o ciclo de vida em cinco etapas entre ovo e imago. Entretanto, pouco se sabe sobre formas inativas, sendo que o conhecimento sobre a ecologia destas larvas é muito escasso, exceto que eles são parasitas, geralmente de insetos aquáticos.

No geral, anelídeos e moluscos são considerados, respectivamente, organismos resistentes e tolerantes à poluição orgânica (Goulart e Callisto, 2003), e a presença desses invertebrados indicam ambientes eutrofizados com elevada concentração de matéria orgânica. Os anelídeos foram representados pelas subclasses Hirudinea e Oligochaeta e os moluscos pelas classes Bivalvia e Gastropoda.

Hirudinea só foi registrada no riacho Paciência e Oligochaeta nos três cursos d'água estudados mas, em maior número no riacho Paciência e em igual número nos riachos Alegre de Cima e João Pedro. Suriano e Fonseca-Gessner (2013), estudando a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um gradiente de integridade ambiental em riachos situados em áreas protegidas e em

áreas de plantações de cana-de-açúcar e eucalipto e de pastagem, registraram a presença de 22 espécimes de sanguessugas ocorrendo apenas em rios degradados. Cleto-Filho e Walker (2001), constataram a predominância de Hirudinea em áreas urbanizadas da Amazônia Central. Carvalho e Uieda (2004) avaliando a colonização de macroinvertebrados bentônicos em substratos artificiais e naturais em um riacho de São Paulo, verificaram que Oligochaeta ocorreu em todo o período de amostragem e se constituiu no segundo grupo mais abundante em ambos os substratos. Atribuíram como fatores que favoreceram a presença deste anelídeo, as condições físicas do habitat, a baixa profundidade e a grande quantidade de matéria orgânica depositada sobre o substrato. Esses autores verificaram que os oligoquetas colonizavam os substratos artificiais desde o primeiro dia de amostragem, o que denota, serem organismos colonizadores oportunistas. Salvarrey et al. (2014) estudando a influência de variáveis ambientais naturais e antrópicas sobre a estrutura e distribuição das comunidades de macroinvertebrados ao longo de um gradiente longitudinal, constataram que Oligochaeta e Hirudinea foram associados aos altos valores de condutividade elétrica, desflorestamento da vegetação ripária e a urbanização, e os oligoquetas Naididae e Tubificidae foram abundantes em sedimentos ricos em matéria orgânica. Callisto et al. (2001) avaliando a saúde ambiental de riachos localizados em quatro unidades de conservação municipais de Belo Horizonte, verificaram que o aumento expressivo na abundância de Oligochaeta indicava ter ocorrido a degradação da qualidade da água de um riacho do Parque Municipal das Mangabeiras.

A maior abundância de anelídeos (Oligochaeta e Hirudinea) registrada no riacho Paciência pode estar relacionada à maior concentração de matéria orgânica neste curso d'água advinda de despejos sanitários, o que pode ser um indício do seu elevado grau de trofia (Callisto et al., 2001; Goulart e Callisto, 2003; Suriano e Fonseca-Gessner, 2004; Salvarrey et al., 2014).

Do total de Bivalvia encontrado nos córregos estudados, 87% foi amostrado no riacho Paciência, 12% no riacho Alegre de Cima e apenas 1% no riacho João Pedro. Gastropoda ocorreu nos três riachos avaliados e foi representada pelas famílias Ampularidae, Physidae, Thiaridae, Planorbidae e Hydrobiidae, esta última, foi a de maior abundância dentre todos os macroinvertebrados bentônicos, representando cerca de 69% do total de espécimes amostrados e aproximadamente 95% dos gastrópodes. A ocorrência majoritária de Hydrobiidae se deu no riacho Paciência (92,41%), seguido pelo riacho João Pedro (7,51%) e riacho Alegre de Cima

(0,07%). Thiaridae foi a segunda família de gastrópode mais abundante (3,2%), seguido pelas famílias Physidae (1%) e Planorbidae (*Biomphalaria* sp = 0,9%), estas duas últimas famílias de ocorrência quase que predominante no riacho João Pedro, fato que pode estar associado à presença de elevada densidade de macrófitas e as condições lânticas do local. A elevada abundância de Gastropoda nos riachos Paciência e João Pedro pode ser atribuída à maior concentração de matéria orgânica.

Suriano e Fonseca-Gessner (2013) encontraram 204 gastrópodes e 138 bivalves em riachos que atravessam áreas de criação de gado ou monocultura da cana. Verificaram que Gastropoda juntamente com Turbellaria, Diptera e Odonata se destacavam em riachos desprovidos de vegetação ribeirinha e que, a remoção desta vegetação, causava o assoreamento e a contaminação do rio favorecendo a permanência de espécies tolerantes. Abílio et al. (2007) estudando diferentes corpos d'água da Caatinga paraibana, encontraram uma maior densidade de moluscos em águas de dureza média (lagoa Panati) em comparação com águas com valores mais elevados de dureza total (riacho Aveloz), sugerindo que o pH influenciava na riqueza da malacofauna. Esses autores registraram ainda a presença do planorbídeo *Biomphalaria straminea* em quase todos os corpos d'água estudados, destacando que a ocorrência deste gastrópode torna-se um fato preocupante, considerando que esta espécie pode servir como hospedeiro intermediário do *Schistosoma mansoni*, verme causador da esquistossomose. A presença de *Biomphalaria* sp. no riacho João Pedro deve ser analisada mais detalhadamente, pois pode também tratar-se de uma espécie hospedeira do esquistossoma.

Baseado nos resultados obtidos e considerando os graus de tolerância dos macroinvertebrados às alterações ambientais, de modo geral, observou-se que os táxons mais sensíveis à poluição orgânica como Ephemeroptera, Trichoptera, Malacostraca, Tipulidae, Simuliidae, Libellulidae e Gerridae, ocorreram com maior frequência no riacho Alegre de Cima, ao passo que, táxons considerados mais tolerantes/resistentes como Gastropoda, Oligochaeta, Hirudinea, Belostomatidae e Coenagrionidae registraram maior presença no riacho Paciência ou no riacho João Pedro, dependendo do grupo. A família Chironomidae, geralmente considerada indicadora de ambientes alterados, apresentou maior abundância nos riachos Alegre de Cima e Paciência, todavia, conforme descrito anteriormente, os quironomídeos são quase sempre dominantes nos ambientes lóticos e lânticos devido à sua alta capacidade competitiva, diversidade de hábitos alimentares e tolerância à situações ambientais extremas. Frequentemente esses insetos ocorrem em altas densidade e

riqueza, e geralmente estão associados ao substrato vegetal. Tendo em vista que a identificação de Chironomidae se deu apenas ao nível de subfamília, temos que considerar a possibilidade de ocorrência tanto de espécies sensíveis como de espécies resistentes à poluição.

Cabe ressaltar que os riachos Alegre de Cima e Paciência sofrem impactos negativos provenientes de atividades humanas como culturas agrícolas, pastagem, despejo de efluentes domésticos, entre outros, antes de atravessarem a área de estudo e desaguarem no riacho João Pedro, que também torna-se suscetível a esses impactos. Em geral, os resultados obtidos neste estudo relacionados à estrutura e composição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos corroboram com outros estudos realizados em riachos tropicais (Cleto-Filho e Walker, 2001; Callisto et al., 2001; Buss et al., 2004; Bispo et al., 2006; Righi-Cavallaro et al., 2010; Raio et al., 2011; Carvalho et al., 2013; Braun et al., 2014).

❖ Macroinvertebrados bentônicos x variáveis abióticas

A distribuição de macroinvertebrados bentônicos em ecossistemas aquáticos é afetada por vários fatores, como as características físico-químicas da água, o uso do solo na bacia de drenagem e a paisagem na qual esses corpos hídricos se inserem (Salvarrey et al., 2014). Em relação às características físico-químicas da água a Análise de Regressão demonstrou relação significativa entre algumas variáveis limnológicas e grupos de macroinvertebrados bentônicos (Ephemeroptera e Trichoptera, Elmidae, Chironomidae, Gastropoda e Oligochaeta), evidenciando relações diretas ou inversamente variadas. Entre os parâmetros avaliados aqueles que influenciaram a distribuição desses táxons foram: pH, condutividade elétrica (CE), turbidez (UNT), sólidos totais em suspensão (STS), fósforo-total (P-Total), amônia e coliformes termotolerantes.

De modo geral, condutividade elétrica e os nutrientes fósforo total e amônia foram relacionadas positivamente aos táxons considerados tolerantes ou resistentes à poluição (Elmidae, Gastropoda e Oligochaeta). Embora a CE não determine, especificamente, quais os íons que estão presentes numa amostra, pode fornecer informações sobre a contaminação da água por esgoto doméstico e/ou atividades agrícolas (Esteves, 1988; Giuliatti e Carvalho, 2009; Muniz et al., 2011; Oliveira et al., 2014; Salvarrey et al., 2014), e pode ser considerada uma das variáveis ambientais mais importantes que afetam a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (Allan e Castillo 2007). Assim como ocorre com a CE, o aumento nas

concentrações fósforo total e amônia, pode estar relacionado às alterações ambientais promovidas pelo homem na bacia de drenagem, favorecendo os táxons resistentes e tolerantes à poluição (Suriano e Fonseca-Gessner, 2013).

A turbidez indica de maneira indireta a presença de material orgânico e inorgânico em suspensão na água (Wetzel, 2001) e o seu valor aumenta à medida que a matéria orgânica de origem alóctone é inserida no sistema aquático, o que vai influenciar a composição da assembleia de macroinvertebrados (Abílio et al., 2007). A turbidez foi relacionada inversamente com os táxons Ephemeroptera e Trichoptera (ET) e Chironomidae. ET são insetos sensíveis às alterações ambientais e associados a riachos de baixa poluição (Rosenberg e Resh, 1993), ao passo que, Chironomidae são insetos que se adaptam a várias situações ambientais devido à sua capacidade competitiva e tolerância às adversidades do ambiente (Sanseverino et al., 1998; Marques et al., 1999; Callisto et al., 2001; Carvalho e Uieda, 2004). Além da turbidez, os quironomídeos se relacionaram inversamente aos parâmetros STS e coliformes termotolerantes.

O pH foi positivamente relacionado com ET e Chironomidae. Segundo Giuliatti e Carvalho (2009), as águas superficiais possuem um pH entre 4 e 9, entretanto, a Resolução CONAMA 357/2005 estabelece como condição de qualidade de água para os ambientes de águas doces da Classe 1 o valor entre 6 a 9. Begon et al. (2007) afirmam que águas com pH acima de 7 tendem a ser favoráveis a muito mais espécies do que aquelas muito ácidas, todavia, existem limites de tolerância para cada espécie. Valores de pH muito ácido ou muito alcalino geralmente estão associados à presença de efluentes residenciais ou industriais (Giuliatti e Carvalho, 2009). Desta forma, uma das possíveis explicações para a relação positiva entre pH e ET pode estar relacionada, entre outros fatores, à presença de matéria orgânica, visto que, os riachos Paciência e João Pedro, que receberam elevadas cargas de efluentes sanitários, também registraram menor riqueza desses táxons em relação ao riacho Alegre de Cima. Umetsu et al. (2007) observaram que o acréscimo de matéria orgânica alóctone contribui com a acidificação da água devido ao aumentando a concentração de CO₂ pela decomposição microbiana. Já em relação aos quironomídeos, a explicação pode estar relacionada à sua melhor estratégia adaptativa comparada a maioria dos insetos aquáticos.

❖ Macroinvertebrados x estações de amostragem

Para Análise de Cluster, o dendograma indica uma maior similaridade na composição das assembleias de macroinvertebrados das estações A1 a A4 (bloco 1) em relação às estações Pc3 e JP (bloco 2) e Pc1 e Pc2 (bloco 3), este último, foi o que mais se diferenciou em comparação aos demais blocos. O cluster das amostras nos diferentes trechos pode estar relacionado às distâncias entre as estações de amostragem (ver item 2.2 para detalhes). A aglomeração das estações A1 a A4 era, de uma certa forma, esperada considerando a relativa “separação” física do riacho Alegre de Cima em relação aos riachos Paciência e João Pedro. A ocorrência de alguns táxons amostrados apenas no riacho Alegre de Cima como, por exemplo, Leptohyphidae, Tipulidae e Simuliidae, pode ter unido esses pontos. Além disso, as estações amostrais A1 a A4 apresentaram uma certa similaridade na abundância e riqueza de táxons, assim como indicado também pelos índices “H” e “J” (estações A1, A2 e A3).

Segundo Kumar e Khan (2013) a distribuição agregada de macroinvertebrados bentônicos pode resultar em dominância de alguns grupos com uma grande variedade de espécies. O padrão de dominância da classe Insecta entre os macroinvertebrados bentônicos, em especial, dos quironomídeos, foi descrito por Giuliatti e Carvalho (2009). A dominância e elevada abundância de Chironomidae, se deve a sua estratégia adaptativa conforme discutido anteriormente. Neste estudo, alguns táxons, destacando-se as famílias Hydrobiidae e Chironomidae, foram dominantes.

O cluster formado entre as estações Pc 3 e JP pode estar associado à ocorrência de certos grupos de macroinvertebrados como Libellulidae, Coenagrionidae, Naucoridae, Belostomatidae, Tanypodinae e Hydracarina. A proximidade destas estações com a estação A4, pode ter sido um dos fatores que uniu as estações Pc3 e JP (bloco 2) ao bloco 1. O cluster que formou e separou o bloco 3 pode também estar relacionado a maior semelhança na ocorrência de táxons tolerantes e resistentes à poluição orgânica, tendo em vista, que estas estações estão sob maior influência de descargas sanitárias.

4.4 Protocolo de Avaliação Rápida e Índices de Qualidade Ambiental

4.4.1 Protocolo de Avaliação Rápida e Índices bióticos

O Protocolo de Avaliação Rápida de Diversidade de Habitat demonstrou que o riacho Alegre de Cima encontra-se em melhor estado de conservação e integridade ambiental do que os riachos Paciência e João Pedro, sendo que este último apresentou a menor pontuação. De acordo com a pontuação final obtida, os riachos Alegre de Cima e Paciência podem ser classificados como naturais, enquanto o riacho João Pedro foi classificado como trecho alterado. A presença da floresta que margeia tanto o riacho Alegre de Cima como o riacho Paciência fornece maior heterogeneidade de habitats, influenciando sua colonização por macroinvertebrados bentônicos, o que demonstra a importância da vegetação ripária neste processo, conforme já verificado em outros estudos (Hynes, 1970; Rosenberg e Resh, 1993; Vanotte et al., 1980; Kikuchi e Uieda, 1998; Callisto et al., 2001; Allan e Castillo, 2007; Moretti et al., 2007; Sanseverino e Nessimian, 2008; Dias-Silva et al., 2010; Salvarrey et al., 2014).

Quando avaliadas as estações de amostragem separadamente, o protocolo indicou que além da estação JP, o sítio Pc1 foi também considerado como trecho alterado. Os principais parâmetros que contribuíram para as menores pontuações obtidas na estação Pc1 em relação às estações Pc2 e Pc3, mais preservados, foram: Oleosidade e transparência da água, odor do sedimento, oleosidade de fundo e depósitos sedimentares. Provavelmente, este fato se deve ao maior acúmulo e maior concentração de matéria orgânica neste sítio devido ao aporte de efluentes sanitários advindos do tributário riacho D'Água, visto que sua desembocadura encontra-se mais próxima de Pc1. Já em relação à estação amostral JP, a existência de algumas residências próximas ao ponto, estrada vicinal e inexistência de vegetação ripária, contribuíram para os baixos valores registrados nesta estação. Os parâmetros que mais influenciaram esses valores foram: oleosidade e transparência da água, tipo de fundo, depósitos sedimentares, estabilidade de margens, presença e extensão de mata ciliar.

O riacho Alegre de Cima e respectivas estações de amostragem avaliadas apresentaram, via de regra, os maiores índices de Riqueza de Taxa, Diversidade de Shannon-Wiener e Equitabilidade de Pielou, demonstrando que este riacho possui uma melhor integridade de habitats e qualidade da água. Os menores valores dos índices H' e J nas estações amostrais Pc2 e Pc3, provavelmente, está relacionado à elevada

abundância de Gastropoda, especialmente, a família Hydrobiidae que representou 69% do número total de macroinvertebrados amostrados nos riachos estudados. Ambientes menos alterados são caracterizados por possuírem comunidades mais diversas e estáveis, ou seja, apresentam baixa dominância e alta equitabilidade (Yoshida e Rolla, 2012), sendo o Índice de Shannon relacionado com a abundância de indivíduos, logo, a elevada abundância de organismos reflete o baixo valor da diversidade (Raio et al., 2011). A maior pontuação do Índice BMWP foi obtida no riacho Alegre de Cima, seguido pelos riachos Paciência e João Pedro, todos classificados como Classe 1, ou seja, excelente qualidade de água (> 81), conforme classificação dada por Junqueira e Campos (1998).

Quando as estações de amostragem foram analisadas separadamente, o sítio Pc1 foi considerado de qualidade ruim e o sítio A1 de qualidade regular. Este fato se deve, possivelmente, as localizações destas estações próximas à borda da reserva, e por isso, sujeitos à maior influência das alterações ocorridas na bacia de drenagem, bem como, são menos favorecidos pelos serviços ecossistêmicos prestados pela floresta (Vörösmarty et al., 2005; Kuhlmann et al., 2014). Entretanto, ao ser aplicado o Índice ASPT o riacho Alegre de Cima foi classificado como de qualidade de água duvidosa, ao passo que, os riachos Paciência e João Pedro foram classificados como cursos d'água com poluição moderada. Analisando-se as estações amostrais isoladamente, os sítios A1, A2, A3 e Pc3 apresentaram águas de qualidade duvidosa, Pc2 e JP águas com poluição moderada e Pc1 água com severa poluição. Observou-se um gradiente longitudinal na melhoria da qualidade da água em relação ao interior da floresta, tanto no riacho Alegre de Cima como no riacho Paciência. Isto pode estar relacionado, conforme já mencionado, aos serviços ecossistêmicos. Da mesma forma que os demais índices aplicados, o Índice EPT/C demonstrou que o riacho Alegre de Cima apresenta um melhor status de conservação do que os riachos Paciência e João Pedro, sugerindo que esses últimos mananciais estão sob maior influência das alterações ambientais. De modo geral, o PAR e índices utilizados demonstraram ser boas ferramentas de avaliação dos riachos estudados, retratando as condições observadas em campo.

4.4.2 Índice de Estado Trófico

Os cálculos do IET mostraram que os riachos Paciência e João Pedro apresentaram uma condição hipereutrófica e o riacho Alegre de Cima uma condição

oligotrófica. Estes resultados estão relacionados às maiores concentrações de nutrientes (P-Total) e clorofila-a registradas nos dois primeiros riachos. Os três riachos estão inseridos na mesma bacia de drenagem, sendo que as nascentes do riacho João Pedro, intermitentes, se originam no interior da RNV, ao passo que, as nascentes dos riachos Alegre de Cima e Paciência se originam fora dos limites da RNV e atravessam áreas alteradas. Apesar de ambos (A e Pc) estarem sob os mesmos tipos de impactos antropogênicos, o riacho Paciência além da sua maior extensão e maior percurso em área alterada, recebe ainda o aporte adicional de carga orgânica proveniente da lagoa de estabilização da ETE da cidade de Sooretama, que contribui para o aumento da carga de nutrientes e, conseqüentemente, de clorofila, justificando o seu maior grau de trofia em relação ao riacho Alegre de Cima, que recebe apenas o despejo de efluentes domésticos oriundos de alguns núcleos residenciais existentes próximos à Rodovia BR 101. O riacho João Pedro, além de receber cargas de nutrientes provenientes desses riachos, em especial o fósforo, apresenta ainda uma condição lântica e um menor efeito do sombreamento propiciado pela vegetação ripária, que contribui para maior penetração de luz e aumento da produtividade primária, justificando o seu maior IET entre os riachos estudados. O IET se constitui numa ferramenta importante para avaliar o nível do estado trófico dos sistemas aquáticos e os resultados obtidos para os três riachos amostrados podem oferecer subsídios para a gestão ambiental adequada de sua bacia de drenagem.

4.5 Serviços ecossistêmicos

Os serviços ecossistêmicos são os benefícios que os ambientes naturais fornecem ao homem (MEA, 2005) e, dentre esses serviços, a vegetação ripária exerce papel preponderante na conservação e manutenção da qualidade de água de cursos d'água (Guo et al., 2000; Vörösmarty et al., 2005; Callisto et al., 2012). As atividades humanas associadas às bacias hidrográficas podem prejudicar todo o ecossistema lótico através de intervenções ocorridas em trechos do rio (Allan e Castillo, 2007), sendo o uso do solo considerado um importante estressor destes ecossistemas (MEA, 2005).

As atividades antrópicas desenvolvidas na bacia de drenagem dos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro contribuem para a deterioração da qualidade da água, ressaltando a elevada carga de matéria orgânica proveniente da ETE de Sooretama associada ao riacho Paciência. Entretanto, os resultados obtidos apontam para a melhoria da qualidade da água à medida que os riachos Alegre de Cima e

Paciência atravessam a área de floresta da RNV, tanto em relação às variáveis abióticas como bióticas. Tal condição é percebida em relação ao pH, principalmente no riacho Paciência, que, de uma condição ácida registrada em Pc1 passa para uma condição ligeiramente ácida em Pc3. Essa diferença nas médias pode estar relacionada ao efeito tamponante exercido pela floresta, mais intenso no interior da reserva (Pc2 e Pc3) do que na borda (Pc1) (Kuhlmann et al., 2014). Situação semelhante se dá em relação à concentração de oxigênio dissolvido, onde as concentrações médias de OD variaram de 4,2 mg/l no sítio amostral Pc1 a 7,0 mg/l no sítio Pc3. Este fato pode estar relacionado ao processo de purificação da água, efeito da autodepuração, e decomposição da matéria orgânica fornecido pela vegetação ripícola e biota associada, que contribui para o aumento das concentrações de oxigênio dissolvido (Kuhlmann et al., 2014). Tal condição também foi verificada no riacho Alegre de Cima em relação ao aumento das concentrações de OD nas estações localizadas no interior da floresta quando comparados às estações da borda. Esses dados podem ser um indicativo dos serviços desempenhados pela floresta ripária, embora haja uma lacuna de estudos demonstrando, de forma comparativa e empírica, o efeito da floresta sobre parâmetros físico-químicos da água e sua influência nas assembleias de macroinvertebrados bentônicos (Vörösmarty et al., 2005).

Os índices bióticos usados no presente estudo demonstraram os possíveis ganhos de serviços ecossistêmicos fornecidos pela floresta e fauna associada, tendo em vista, a maior ocorrência de táxons sensíveis à poluição nas estações localizadas no interior da floresta em comparação as estações localizadas na borda da floresta. Como exemplo, cita-se a aplicação dos índices BMWP, ASPT e Riqueza de Taxa no riacho Paciência, que indicaram nitidamente a ocorrência de gradiente longitudinal na composição desses macroinvertebrados, ou seja, maiores valores na estação Pc3 em relação à estação Pc1, da mesma forma, a estação A3 apresentou maiores valores dos índices BMWP, ASPT e EPT/C em relação à estação A1. O Protocolo de Avaliação Rápida indicou maior diversidade de habitats das estações localizadas no interior da floresta em relação as estações da borda, em especial, nas estações de amostragem do riacho Paciência. Neste córrego, observou-se nítido aumento na diversidade de habitat em direção ao sítio Pc3. A explicação para este fato pode estar associada ao maior grau de conservação das estações localizadas internamente na floresta, que por este motivo, proporcionam maior integridade e heterogeneidade de habitats e microhabitats, favorecendo a colonização por mais espécies de

macroinvertebrados (Bueno et al., 2003; Suriano e Fonseca-Gessner, 2004; Gurski et al. 2014).

A Análise de Cluster indicou que as estações amostrais se agrupam de acordo com a distância (Euclidiana) em relação à borda da floresta, com um aumento nos valores de alguns índices bióticos, como, por exemplo, EPT/C, à medida que estes cursos d'água se adentram na floresta. Além disso, a ocorrência e distribuição de determinados grupos de macroinvertebrados podem ser um outro fator responsável pela formação dos diferentes clusters. O riacho Paciência se mostra o mais alterado antes de penetrar na área da reserva e, por este motivo, pode ser a causa da formação do agrupamento das estações Pc1 e Pc2, que exibiram uma composição de macroinvertebrados mais similar entre si e, ao mesmo tempo, mais diferente em relação às demais estações. De uma forma geral, estações localizadas no interior da floresta apresentaram maior similaridade na composição de macroinvertebrados, indicando a influência da floresta sobre as comunidades bentônicas e, conseqüentemente, sobre os serviços ecossistêmicos prestados por estes organismos.

5. CONCLUSÃO

A partir dos dados obtidos no presente trabalho, foi possível chegar às seguintes conclusões: (1) os parâmetros que mais contribuíram para a diferenciação dos riachos estudados foram oxigênio dissolvido e fósforo total; ao passo que (2) temperatura da água, turbidez e coliformes foram as variáveis que diferenciaram as estações amostrais quando analisadas separadamente; (3) as variáveis abióticas que mais influenciaram a estrutura e a composição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos foram pH, condutividade elétrica, nutrientes, sólidos totais em suspensão e turbidez; (4) sendo os índices bióticos boas ferramentas para avaliação da qualidade ambiental dos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro. Apesar do período de estiagem prolongada na região da área de estudo, os resultados obtidos indicam a existência de possíveis serviços ecossistêmicos fornecidos pela vegetação ripícola da RNV, que contribuiu para a melhoria da qualidade ambiental dos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro, tanto em relação às características físico-químicas da água como em relação às assembleias de macroinvertebrados bentônicos presentes nesses cursos d'água. Todavia, ressalta-se que os resultados apresentados foram obtidos em escala local e em um curto período de tempo, apresentando limitações para extrapolações em escala regional e temporal. Finalizando, pode-se afirmar que a RNV desempenha papel fundamental na conservação dos cursos d'água amostrados e representa uma área essencial para a manutenção da biota aquática local.

6. PERSPECTIVAS FUTURAS

- ✓ Inclusão de novos parâmetros para avaliação da qualidade de água, tais como, nitrato, nitrogênio total e outras formas de fosfato (ortofosfato, orgânico dissolvido, particulado, total dissolvido), a fim de se avaliar as principais formas de nutrientes disponíveis e utilizadas pelos organismos produtores.
- ✓ Avaliação da estrutura e composição da assembleia de macroinvertebrados bentônicos em outros substratos, além do folhiço, como, por exemplo, o sedimento, com o intuito de verificar se a composição de macroinvertebrados varia com o tipo de substrato, bem como, verificar se há predominância de algum táxon em relação a um tipo específico de substrato.
- ✓ Realização de estudos em outros cursos d'água existentes na RNV, com condições ambientais naturais e sob influência de alterações antrópicas, bem como, de diferentes ordens de grandeza, em especial, o rio Barra Seca, com o propósito de verificar se há variação na abundância e riqueza de macroinvertebrados bentônicos em relação aos riachos estudados.
- ✓ Realização de estudos semelhantes nos trechos dos riachos Alegre de Cima e Paciência, situados à montante da Reserva, a fim de comparar e melhor avaliar os serviços ecossistêmicos fornecidos pela floresta da RNV.

7. REFERÊNCIAS

As referências seguem as normas da Revista Hydrobiologia.

Abílio, F.J.P. T.L.M. Ruffo, A.H.F.F. Souza, H.S. Florentino, E.T. Oliveira-Junior, B.N. Meireles & A.C.D. Santana, 2007. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da Caatinga. *Oecologia Brasiliensis*, 11: 397-409.

Academia de Ciências do Estado de São Paulo – ACIESP, 1987. Glossário de Ecologia. ACIESP, São Paulo.

Agostinho, A.A., S.M. Thomaz & L.C. Gomes, 2005. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. *Conservation Biology*: 19: 646-652.

Alba-Tercedor, J, 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los rios. In IV Simposio del Agua em Andaluzia (SIAGA), Almeria, 2: 203-213.

Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega, 1988. Um método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4: 51-56.

Albertoni, E.F. L.J. Prellvitz & C. Palma-Silva, 2007. Macroinvertebrates fauna associated with *Pistia stratiotes* e *Nymphoides indica* in subtropical lakes (south Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 67: 499-507.

Allan, J.D, 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 35: 257-284.

Allan J.D. & M.M. Castillo, 2007. Stream ecology: structure and function of running Waters. Springer.

Alvares, C.A., J.L. Stape, P.C. Sentelhas, J.L.M. Gonçalves & G. Saporovék, 2013. Köppen's climate classification map fo Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22: 711-728.

American Public Health Association – APHA, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington. 1286p.

Arias, A.R.L., D.F. Buss, C. Albuquerque, A.F. Inacio, M.M. Freire, M. Egler, R. Mugnai & D.F. Baptista, 2007. Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no

monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Ciência e saúde coletiva* 12: 61-72.

Baptista, D.F., 2008. Uso de macroinvertebrados bentônicos em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensia*, 12: 425-441.

Baptista, D. F., D. F. Buss, L.F.M. Dorvillé & J.L. Nessimian, 2001. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, São Carlos, 61: 249–258.

Barbosa, F.A.R. (org.), 1994. Workshop: Brazilian Programme on Conservation and Management of Inland Waters. *Acta Limnologica Brasiliensia* v. 5. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas/Sociedade Brasileira de Limnologia.

Barbosa, D, 2005. Caranguejos de laboratório. *Revista Ciência Hoje* 37: 46-47.

Begon, M., C.R. Townsend & J.L. Harper, 2007. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Porto Alegre: Artmed.

Benetti, C.J.; Hamada, N. 2003. Fauna de coleópteros aquáticos (Insecta: Coleoptera) na Amazônia Central, Brasil. *Acta Amazonica* 33: 1-10.

Benvenuti, T., M.A. Kieling-Rubio, C.R. Klauck & M.A.S. Rodrigues, 2015. Evaluation of water quality at the source of streams of the Sinos River Basin, southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75: 98-104.

Bilotta, G.S. & R.E. Brazier, 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42: 2849-2861.

Bispo, P.C. & L.G. Oliveira, 1998. Distribuição espacial de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos de Cerrado do Parque Ecológico de Goiana, estado de Goiás. In Nessimian, J.L. & A.L. Carvalho. (eds) *Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis*. Rio de Janeiro, Brasil. PPGE-UFRJ: 175-189.

Bispo, P.C., L.G. Oliveira, V.L. Crisci-Bispo & M.M. Silva, 2001. A pluviosidade como fator de alteração da entomofauna Bentônica (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do Planalto Central do Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 13: 1-9.

Bispo, P.C., L.G. Oliveira, I. Bini & K.G. Sousa, 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors

influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos. 66: 611–622.

Bispo, P.C. & L.G. Oliveira, 2007. Diversity and structure of Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera (Insecta) assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 283-293.

Bond-Buckup, G. & L. Buckup, 1989. Os Palaemonidae de águas continentais do Brasil Meridional (Crustacea, Decapoda). *Revista Brasileira de Zoologia*, 49: 883-896.

Brasil. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março 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. Brasília. (Disponível em: www.mma.gov.br/port/res/res05/res35705.pdf. Acesso em: 16/3/2016).

Brasil. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística IBGE. Censo Demográfico 2010. (Disponível em: www.censo2010.ibge.gov.br. Acesso em: 16/3/2016).

Braun, B.M., M.M. Pires, C.B. Kotzian & M.R. Spies, 2014. Diversity and ecological aspects of aquatic insect communities from montane streams in Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26: 186-198.

Bueno, P.P.A., G. Bond-Buckup & P.D.B. Ferreira, 2003. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20: 115-125.

Buss, D.F., 2001. Utilizando macroinvertebrados no desenvolvimento de um Procedimento Integrado de Avaliação da Qualidade da Água de Rios. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro: Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro.

Buss, D.F., D.F. Baptista, M.P. Silveira, J.L. Nessimian & I.F.M. Dorvillé, 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481:125-136.

Buss D.F., Baptista D.F., Nessimian J.L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. *Caderno Saúde Pública* 19: 465-473.

Buss, D.F., D.F. Baptista, J.L. Nessimian & E. Egler, 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macroinvertebrate assemblages in neotropical streams. *Hydrobiologia* 518: 179-188.

Buss; D.F. & F.F. Salles, 2007. Using Baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian river basin. *Environmental Monitoring and Assessment* 130: 365-372.

Calijuri, M.C., D.G.F. Cunha, L.A. Queiroz, J. Moccellini & A.C.P. Miwa, 2008. Nutrients and chlorophyll-a concentrations in tropical rivers of Ribeira de Iguape Basin, SP, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 20: 131-138.

Callisto, M. & F.A. Esteves, 1995. Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). *Oecologia Brasiliensis*. 1: 281-291.

Callisto, M., M.S. Moretti & M. Goulart, 2001. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 6: 71-82.

Callisto, M., W.R. Ferreira, P. Moreno, M. Goulart & M. Petrúcio, 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia* 14: 91-98.

Callisto, M., J.F. Gonçalves Junior & A.S. Graça, 2007. Leaf litter as a possible food source for chironomids (Diptera) in Brazilian and Portuguese headwater streams. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 442-448.

Callisto, M. & A.S. Melo, 2012. Future ecological studies of Brazilian headwater streams under global-changes. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24: 293-302.

Carvalho, T.M., 2008. Técnicas de medição da vazão por meios convencionais e não convencionais. *Revista Brasileira de Geografia Física* 1: 73-85.

Carvalho, A.R., F.H.M. Schlittler & V.L. Tornisielo, 2000. Relações das atividades agropecuárias com parâmetros físicos químicos da água. *Química Nova* 23: 618-622.

Carvalho, E.M. & V.S. Uieda, 2004. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da Serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. Curitiba, PR: *Revista Brasileira de Zoologia* 21: 287-294.

- Carvalho, F.G., N.S. Pinto, J.M.B. Oliveira-Junior & L. Juen, L. 2013. Effects of marginal vegetation removal on Odonata communities. *Acta Limnologica Brasiliensia* 25: 10-18.
- Cavaca, H.S., M.A.G. Carvalho M.A.G. & A.C. Srbek-Araujo, 2014. Riqueza e abundância de macroinvertebrados bentônicos em riachos associados a diferentes fitofisionomias sobre a formação Barreiras. *Natureza on line* 12: 224-229.
- Crisci-Bispo V.L., P.C. Bispo & C.G. Froehlich, 2007. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in two Atlantic Rainforest streams, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 312–318.
- Cleto Filho, S.E.N. & I. Walker, 2001. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos em um igarapé da cidade de Manaus/AM – Amazônia Central. *Acta Amazonica* 31: 69-89.
- Coelho, P.A. & M. Ramos-Porto, 1985. Camarões de água doce do Brasil: Distribuição geográfica. *Revista Brasileira de Zoologia* 2: 405-410.
- Cortezzi S.S., P.C. Bispo, G.P. Paciencia & R.C. Leite, 2009. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. *Iheringia, Série Zoologia* 99: 36–43.
- Costa-Neto, E.M. 2007. O caranguejo-de-água-doce, *Trichodactylus fluviatilis* (LATREILLE, 1828) (Crustacea, Decapoda, Trichodactylidae), na concepção dos moradores do povoado de Pedra Branca, Bahia, Brasil. *Biotemas* 20: 59-68.
- Cuffney, T.F., M.R. Meador, S.D. Porter & M.E. Gurtz, 2000. Responses of physical, chemical, and biological indicators of water quality to a gradient of agricultural land use in the Yakima River Basin, Washington. *Environmental Monitoring and Assessment* 64: 259–270.
- Cumberlidge, N. , P.K.L. Ng, D.C.J. Yeo, C. Magalhães, M.R. Campos, F. Alvarez, T. Naruse, S.R. Daniels, L.J. Esser, F.Y.K. Attipoe, F. Clotilde-Ba, W. Darwall, A. McIvor, J.E.M. Baillie, B. Collen & M. Ram, 2009. Freshwater crabs and the biodiversity crisis: Importance, threats, status, and conservation challenges. *Biological Conservation* 142:1665–1673.

- Cunha, D.G.F., F. Bottino & M.C. Calijuri, 2010. Land use influence on eutrophication-related water variables: case study of tropical rivers with different degrees of anthropogenic interference. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22: 35-45.
- Cunha, D.G.F., W.K. Dodds & M.C. Calijuri, 2011. Defining nutrient and biochemical oxygen demand baselines for tropical rivers and streams in São Paulo state (Brazil): a comparison between reference and impacted sites. *Environmental Management* 48: 945-956.
- Cunha, J.C.S., R.G. Barros Filho, R.P. Silva, I.G.A. Santos & G.G. Rodrigues, 2014. Benthic macrofauna and the limnological parameters of a first-order stream in Atlantic Forest of Brazilian Northeast. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26: 26-34.
- Delmée, G.J., 1983. Manual de medição de vazão. Editora Edgard Blücher Ltda, São Paulo.
- Dias-Silva, K., H.S.R., Cabette, L. Juen & P. Marco-Junior, 2010. The influence of habitat integrity and physical-chemical water variables on the structure of aquatic and semi-aquatic Heteroptera. *Zoologia* 27: 918–930.
- Diniz-Filho, J. A. F., Oliveira & M.M. Silva, 1998. Explaining the beta diversity of aquatic insects in “cerrado” streams from central Brazil using multiple mantel test. *Revista Brasileira de Biologia, São Carlos*. 58: 223-231.
- Dodds, W.K., 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography* 51: 671-680.
- Dodds, W.K. & R.M. Oakes, 2008. Headwater influences on downstream water quality. *Environmental Management* 41: 367- 377.
- Esteves, F. A. 1988. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro. Interciência/FINEP.
- Esteves, K.E., A.V.P. Lôbo & A.W.S. Hilsdorf, 2015. Abiotic features of a river from the Upper Tietê River Basin (SP, Brazil) along an environmental gradient. *Acta Limnologica Brasiliensia* 27: 228-237.
- Feitoza, L.R., L.L.F. Castro, M. Resende, M.B. Zangrande, M.S. Stocking, R.M.A. Borel, E.A. Fullin, A.F. Cerqueira, J.S. Salgado, H.N. Feitoza, L.A. Stock, A.M. Mank, N. Dessaune-Filho, W. Feringa & J.A. Martinez, 1999. Mapa das unidades naturais do Estado do Espírito Santo. Vitória, ES: EMCAPA (Mapa na escala 1:400000. Colorido).

Feng, P., S.D. Weagant & A. Grant, 2002. Bacteriological Analytical manual. Chapter 4. USA: Food and Drug Administration. (Disponível em: <http://www.fda.gov/Food/FoodScienceResearch/LaboratoryMethods/ucm064948.htm> Acesso em: 06/3/2015).

Fernández, H.R. & O. Fossati-Gaschignard, 2011. An initial Classification of Neotropical WaterMites (Acari: Hydrachnidia) Based on Habitat Preferences. *International Journal of Ecology*: 1-11.

Ferreira-Jr, N., E.C. Mendonça, L.F.M. Dorvillé & J.R.I. Ribeiro, 1998. Levantamento preliminar e distribuição de besouros aquáticos (Coleoptera) na Restinga de Maricá, Maricá, RJ.. In Nessimian, J.L. e A.L. Carvalho (eds). *Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis*. Rio de Janeiro, Brasil. PPGE-UFRJ: 129-140.

Ferreira-Peruquetti, P.S. & A.A. Fonseca-Gessner, 2003. Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura do nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. *Ver. Bras. Zoologia* 20: 219-224.

Fonseca, B.M., L. Mendonça-Galvão, C. Padovesi-Fonseca, L.M. Abreu & A.C.M. Fernandes, 2014. Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in Central Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 186: 19- 33.

Fritzsons, E., L.E. Mantovani, A.C. Neto & N.E. Rizzi, 2005. A influência da floresta ciliar sobre a temperatura das águas do rio Capivari, Região Cárstica Curitibana. *Floresta* 35: 395-407.

Froehlich, C.G. (Org). 2007. Guia on-line: identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. (Disponível em: <http://sites.ffclrp.usp.br/aquadoce/guiaonline> Acesso em: 27/3/2015).

Galves, W., F.C. Jerep & O.A.S Shibatta, 2007. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 2: 55-65.

Giuliatti, T.L. & E.M. Carvalho, 2009. Distribuição das assembleias de macroinvertebrados bentônicos em dois trechos do córrego Laranja Doce, Dourados/MS. *Interbio* 3: 4-14.

Gomes, A.S. 2004. Análise de dados ecológicos (Apostila). Universidade Federal Fluminense, Niterói. (Disponível em: www.uff.br/ecosed/apostila.pdf. Acesso em: 02/8/2016).

Gomides, S.C., I. A. Novelli, A.O. Santos, S.S.S. Brugiolo & M.B. Souza, 2009. Novo registro altitudinal de *Trichodactylus fluviatilis* (LATREILLE, 1828) (Decapoda, Trichodactylidae) no Brasil. Acta Scientiarum. Biological Sciences, Maringá. 31: 327-330.

Gonçalves, F.B. & J.M.R. Aranha, 2004. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). Acta Biologica Paranaense 33: 181-191.

Goulart, M.D.C. & M. Callisto, 2003. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. Revista da FAPAM 2: 1-9.

Guereschi, R.M. & A.A. Fonseca-Gessner, 2000. Análise de variáveis físicas e químicas da água e do sedimento de três córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP, Brasil. In Santos, J. E. & J.S.R. Pires (eds), Estudos Integrados em Ecossistemas: Estação Ecológica de Jataí 2. São Carlos. Rima: 387-402.

Guo, Z., X. Xiao & L. Dianmo, 2000. Na assessment of ecosystems services: water flow regulation and hidroelectric power production. Ecological Applications 10: 925-936.

Gurski, F.A., G.D. Pinha, Y. Moretto, A.M. Takeda & N.C. Bueno, 2014. Effect of habitat heterogeneity in the composition and distribution of Chironomidae (Diptera) assemblage in diferente microhabitats of preserved streams in the Brazilian Atlantic Forest. Acta Limnologica Brasiliensia 26: 163-175.

Hamanda, N., J.L. Nessimian & R.B. Querino, (eds). 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia. INPA, Manaus.

Hepp, L.U., S.V. Milesi, C. Biasi & R.M. Restello, 2010. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). Zoologia 27: 106-113.

Hilsenhoff, W.L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of North American Benthological Society 7: 65-68.

Hynes, H.B.N. 1970. The ecology of running waters. Canada Toronto Press, Canada.

- Jacobsen, D. & R. Marín, 2008. Bolivian Altiplano streams with low richness of macroinvertebrates and large diel fluctuations in temperature and dissolved oxygen. *Aquatic Ecology* 42: 643–656.
- Jesus, R.M. & S.G. Rolim, 2005. Fitossociologia da Mata Atlântica de Tabuleiro. *Boletim Técnico da Sociedade de Investigações Florestais, Viçosa*, 19: 1-149.
- Junqueira, V.M. & S.C.M. Campos, 1998. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Mimnas Gerais, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 10: 125-135.
- Junqueira, V.M., M.C. Amarante, C.F.S. Dias & E.S. França, 2000. Biomonitoramento da qualidade das águas da bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. *Acta Limnologica Brasiliensia* 12: 73-87.
- Kierulff, M.C.M., L.H.S. Avelar, M.E.S. Ferreira, K.F. Pova & R.S. Bérnils, 2014. Reserva Natural Vale: história e aspectos físicos. *Ciência e Ambiente* 49: 7-40.
- Kikuchi, R. M. & V.S. Uieda, 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. In Nessimian, J. L. & A.L. Carvalho. *Ecologia de insetos aquáticos*. Rio de Janeiro: Série Oecologia Brasiliensis: 157-173.
- Kikuchi, R. M. & V.S. Uieda, 2005. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomología y Vectores*, Salta, 12: 193-231.
- Knakievicz, T., A.H. Lau, D. PRÁ & B. Erdtmann, 2007. Biogeography and Karyotypes of Freshwater Planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Paludicola) in Southern Brazil. *Zoological Science* 24: 123-129.
- Knakievicz, T. 2014. Planarians as invertebrate bioindicators in freshwater environmental quality: the biomarkes approach. *Ecotoxicol. Environ. Contam.*, 9: 1-12.
- König, R. & S. Santos, 2013. Chironomidae (Insecta: Diptera) of different habitats and microhabitats of the Vacacaí-Mirim River microbasin, Southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 85: 975-985
- Kuhlmann, M.I., H.R.V. Imbimbo, L.L. Ogura, J.P. Villani, R. Starzynski & M.J. Robim, 2014. Effects of human activities on rivers located in protected areas of the Atlantic Forest. *Acta Limnologica Brasiliensia* 1: 60-72.

- Kumar, P.S. & A.B. Khan, 2013. The distribution and diversity of benthic macroinvertebrate fauna in Pondicherry mangroves, Índia. *Aquatic Biosystems* 9:1-18.
- Lamparelli, M.C., 2004. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: Universidade de São Paulo. 235 p. [Tese de Doutorado]
- Lima, G.V. & L.M.Y. Oshiro, 2002. Aspectos reprodutivos de *Palaemon pandiformis* (STIMPSON) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) no rio Sahy, Mangaratiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19: 855-860.
- Lucio, M.Z.T.P.Q.L., S.S. Santos & D.M. Lopes da Silva, 2012. Hydrochemistry of Cachoeira River (Bahia State, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 24: 181-192.
- Magalhães, C. 1999. Crustáceos decápodos. In Ismael, D., W.C. Valenti, T. Matsumura-Tundisi & O. Rocha (eds), *Invertebrados de água doce*, São Paulo. Fapesp: 127-133.
- Magalhães, C. 2003. Famílias Pseudothelphusidae e Trichodactylidae. In Melo, G.A.S. (ed), *Manual de identificação dos crustáceos decápodos de água doce do Brasil*. São Paulo. Loyola: 143-287.
- Mandaville, S.M. 2002. Benthic macroinvertebrates in freshwater – taxa tolerance values, metrics, and protocols. (Project H-1). Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. (Disponível em: www.chebucto.ns.ca/science/SWSC/H-1/tolerance.pdf. Acesso em: 16/05/2016).
- De Marco-Junior, P., A.O. Latini & D.C. Resende, 2005. Thermoregulatory Constraints on Behavior: Patterns in a Neotropical Dragonfly Assemblage. *Neotropical Entomology* 34: 155-162.
- Marques, M.G.S., R.L. Ferreira & F.A.R. Barbosa, 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Revista Brasileira de Biologia* 59: 203-210.
- Márques, M.J., E. Martínez-Conde & J.V. Rovira, 2001. Los macroinvertebrados como índices de evaluación rápida de ecosistemas acuáticos contaminados por metales pesados. *Ecotoxicology and Environmental Restoration* 4: 25–31.

- Martini, A.G., D.M.C. Resende, L.F.R. Silva & M.A. Duarte. 2013. Distribuição espacial e temporal da fauna de invertebrados bentônicos na APA do município de Coqueiral, MG, com ênfase em Odonata. *Revista Brasileira de Zoociência* 1:183-194.
- Metcalf, J.L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution* 60: 101-139.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA), 2005. *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Monteiro Junior, C.S., S.R.M. Couceiro, N. Hamanda & L. Juen, 2013. Effect of vegetation removal for road building on richness and composition of Odonata communities in Amazonia, Brazil. *International Journal of Odonatology* 16:135–144.
- Moretti, M.S & M. Callisto, 2005. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. *Acta Limnologica Brasiliensia* 17: 267-281.
- Moretti, M.S., J.F. Gonçalves-Junior, R. Ligeiro & M. Callisto, 2007. Colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). *International Review of Hydrobiology* 92: 199-210.
- Moulton, T.P., S.A.P. Magalhães-Fraga, S.A.P. Fraga, E.F. Brito & F.A.R. Barbosa, 2010. Macroconsumers are more important than specialist macroinvertebrate shredders in leaf processing in urban forest streams of Rio de Janeiro, Brazil. *Hydrobiologia* 638: 55-66.
- Mugnai, R., J.L. Nessimian & D.F. Baptista, 2010. *Manual de identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books.
- Muniz, D.H.F., A.S. Moraes, I.S. Freire, C.J. Domingos da Cruz, J.E.F.W. Lima & E.C. Oliveira-Filho, 2011. Evaluation of water quality parameters for monitoring natural, urban, and agricultural areas in the Brazilian Cerrado. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 23: 307-317.
- Nascimento, L.V., E.F. Albertoni & C.P. Silva, 2011. Fauna de Coleoptera associada a macrófitas aquáticas em ambientes rasos do sul do Brasil. *Perspectiva, Erechim*. 35: 53-64.

- Necchi-Junior, O., L.H.Z. Branco & C.C.Z. Branco, 1996. Análise nictemeral e sazonal de algumas variáveis limnológicas em um riacho no noroeste do Estado de São Paulo. *Acta Limnologica Brasiliensia* 8: 169-182.
- Nieser, N. & A. L. Melo. 1997. Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais. Belo Horizonte, Editora UFMG.
- Nin, C.S., E.L. Ruppenthall & G.G. Rodrigues, 2009. Produção de folhicho e fauna associada de macroinvertebrados aquáticos em curso d'água de cabeceira em Floresta Ombrófila do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá* 31: 263-271.
- Odum, E. P. 1988. *Fundamentos de Ecologia*. Lisboa. Fundação Calouste Gulbenkian.
- Oliveira, L.G., P.C. Bispo & N.C. Sá, 1997. Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) em córregos do parque ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira Zoologia* 14: 867-876.
- Oliveira, A., F.L. Morgan, P. Moreno & M. Callisto, 2005. Inventário da fauna de insetos aquáticos na estação Ambiental de Peti (CEMIG). In Silveira F. (ed). *Anais da ANEEL Projeto Peti/UFMG*. Belo Horizonte, EDUFMG: 25-30.
- Oliveira, L.C., B.M. Gomes, G. Baumgartner & N.Y. Sebastien, 2008. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do rio São Francisco Verdadeiro. *Eng. Agrícola Jaboticabal* 28: 770-781.
- Oliveira Junior, J.M.B., H.S.R. Cabette, N. Silva-Pinto & L. Juen, 2013. As variações na Comunidade de Odonata (Insecta) em Córregos Podem ser Preditas pelo Paradoxo do Plâncton? Explicando a Riqueza de Espécies Pela Variabilidade Ambiental, *EntomoBrasilis* 6: 1-8.
- Oliveira, P.C.R., M.G. Nogueira & L.P. Sartori, L.P., 2014. Differential environmental impacts on small and medium size rivers from center of São Paulo State, Brazil, and regional management perspectives. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 26: 404-419.
- Palhares, J.C.P., C. Ramos, J.B. Klein, J.M.M. Lima, S. Muller & T. Cestonaro, 2007. Medição da vazão em rios pelo método do flutuador. Comunicado Técnico 455. Embrapa. Concórdia. SC. (Disponível em www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/443939/medicao-da-vazao-em-rios-pelo-metodo-do-flutuador. Acesso em 22/11/2015).

- Passos, M.I.S., J.L. Nessimian & L.F.M. Dorvillé, 2003a. Life strategies in an elmid (Insecta: Coleoptera: Elmidae) community from a First Order Stream in the Atlantic Forest, Southeastern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 15: 29-36.
- Passos, M.I.S., J.L. Nessimian & L.F.M. Dorvillé, 2003b. Distribuição espaço temporal da comunidade de Elmidae (Coleoptera) em um rio da Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ. *Boletim do Museu Nacional, Nova Série, Zoologia* 509: 1-9.
- Passos, M.I.S., B.H.L. Sampaio, J.L. Nessimian & N. Ferreira Junior, 2009. Elmidae (Insecta: Coleoptera) do estado do Rio de Janeiro: Lista de espécies e novos registros. *Arquivos do Museu Nacional, Rio de Janeiro* 67: 377-382.
- Paz, A., P. Moreno, L. Rocha & M. Callisto, 2008. Efetividade de áreas protegidas (APs) na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no rio das Velhas (MG). *Neotropical Biology and Conservation* 3: 149-158.
- Pérez, G.R. 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Bogotá: Ed. Presencia Ltda.
- Pérez, G.R. 2003. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Peiró, D.F. & R. Gama Alves, 2006. Insetos aquáticos associados a macrófitas da região litoral do Ribeirão das Anhumas (município de Américo Brasileiro, São Paulo, Brasil). *Biota Neotropica* 6: 1-9.
- Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K., and R.M. Hughes. 1989. *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish*. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001. 8 chapters, Appendices A-D.
- Raio, C.B., A.V Espinoza & S.T. Bennemann, 2011. Similarity and diversity between aquatic insect populations in streams of first and second order, South of Brazil. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde* 32: 69-76.
- Restello, R.M., C. Biasi, P.F.M.B. Moraes, G. Gabriel & L.U. Hepp, 2014. Composition and diversity of the Chironomidae in subtropical streams: effects of environmental predictors and temporal analysis. *Acta Limnologica Brasiliensia* 26: 215-226.

- Revenga, C., J. Brunner, N. Henninger, K. Kassem & R. Payne, 2000. Pilot Analysis of Global Ecosystems: Freshwater Systems. World Resources Institute: Washington D.C.
- Rezende, C. F. 2007. Estrutura de comunidade de macroinvertebrados associados ao folhicho submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. *Biota Neotropica* 7: 301–305.
- Righi-Cavallaro, K.O., M.R. Spies & A.E. Siegloch, 2010. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in Miranda River basin, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Biota Neotropica* 10: 253-260.
- Ribeiro, L.O. & V.S. Uieda, 2005. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 613-618.
- Rosenberg, D.M. & V.H. Resh, 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman and Hall.
- Salles, F.F., E.R. Da-Silva, M.D. Hubbard & J.E. Serrão. 2004. As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. *Biota Neotropica* 4: 1-34.
- Salvarrey, A.V.B., C.B. Kotzian, M.R. Spies & B. Braun, 2014. The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. *Journal of Insect Science* 14: 1-23.
- Sanseverino, A.M.; J.L.H. Nessimian & A.L.H. Oliveira, 1998. A fauna de chironomidae (Diptera) em diferentes biótopos aquáticos na Serra do Subaio (Teresópolis,RJ). In Nessimian, J.L. & A.L. Carvalho (eds), *Ecologia de Insetos Aquáticos*. Rio de Janeiro, PPGE-UFRJ, Série Oecologia Brasiliensis: 253-264.
- Sanseverino, A.M. & J.L. Nessimian, 2008. Larvas de Chironomidae (Diptera) em depósito de folhichos submerso em um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica (Rio de Janeiro, Brasil). *Revista Brasileira de Entomologia* 52: 95-104.
- Segura, M.O., A.A. Fonseca-Gessner, M.R. Spies & A.E. Siegloch, 2012. Water beetles in mountainous regions in southeastern Brazil. *Brazilian Journal Biology* 72: 311-321.

- Silva, A.E.P., C.F. Angelis & L.A.T. Machado, 2007. Influência da precipitação na qualidade da água no rio Purus. Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis. INPE: 3577-3584.
- Silveira, M.P., D.F. Baptista, D.F. Buss, J.L. Nessimian & M. Egler, 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in South-East Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 101:117-128.
- Simonelli, M. 2007. Diversidade e conservação das florestas de tabuleiro no Espírito Santo. In: Menezes, L. T.; F.R. Pires & O.J. Pereira (orgs.). *Ecossistemas costeiros do Espírito Santo – conservação e restauração*. Vitória: EDUFES: 21-32.
- Sioli, H. 1975. Tropical rivers as expressions of their terrestrial environments. In Golley, F.B. & E. Medina (eds), *Tropical ecological systems: Trends in terrestrial and aquatic research*. Berlin, Springer Verlag: 275- 288.
- Sobczak, J.R.S., A.T. Valduga, R.M. Restello & R.I. Cardoso, 2013. Conservation unit and water quality: the influence of environmental integrity on benthic macroinvertebrate assemblages. *Acta Limnologica Brasiliensia* 25: 442-450.
- Souza, M.A.A., A.L. Melo & G.J.C. Vianna, 2006. Heterópteros Aquáticos Oriundos do Município de Mariana, MG. *Neotropical Entomology* 35: 803-810.
- Souza, M.R., J.L. Nessimian & A.L. Henriques-Oliveira, 2007. Estrutura da fauna de macroinvertebrados Aquáticos do folhiço submerso em igarapés na Amazônia central sob diferentes condições de Cobertura florestal. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu/MG:1-2.
- Srbek-Araujo, A.C. & A.G. Chiarello, 2016. Population status of the jaguar *Panthera onca* in one of its last strongholds in the Atlantic Forest. *Cambridge Journals, Oryx*: 1-8.
- StatSoft, Inc. 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Strahler, A.N. 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: Chow, V.T. (Ed.). *Handbook of applied hydrology: a compendium of water resources technology*. New York: Mc-Graw Hill.

- Suguio, K., L. Martin & J.M.L. Dominguez, 1982. Evolução da planície costeira do Rio Doce (ES) durante o quaternário: influência das flutuações do nível do mar. Atas do IV Simpósio Quaternário do Brasil: 93-116.
- Suriano, M.T. & A.A. Fonseca-Gessner, 2004. Chironomidae (Diptera) larvae in stream of Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo State, Brasil. Acta limnologica Brasiliensia 16: 126-136.
- Suriano, M.T & A.A. Fonseca-Gessner, 2013. Structure of benthic macroinvertebrate assemblages on a gradient of environmental integrity in Neotropical streams. Acta Limnologica Brasiliensia 25: 418-428.
- Ternus, R.Z., G.M. Souza-Franco, M.E.K. Anselmini, D.J.C. Mocellin & J. Dal Magro, 2011. Influence of urbanization on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. Acta Limnologica Brasiliensia 23: 189-199.
- Thiébaud, G., G. Tixier, F. Guérol & S. Muller, 2006. Comparison of different biological indices for the assessment of river quality: application to the upper river Moselle (France). Hydrobiologia 570: 159-164.
- Tundisi, J.G. 2003. Recursos hídricos. MultiCiência 1: 1-15.
- Tundisi, J.G. & T.M. Matsumura-Tundisi, 2010. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. Biota Neotropica 10: 67-76.
- Uieda, V. S. & R.M. Kikuchi, 1995. Entrada de material alóctone (detritos vegetais e invertebrados terrestres) num pequeno curso de água corrente na cuesta de Botucatu, São Paulo. Acta Limnologica Brasiliensia 7: 105-114.
- Uieda, V.S., L.H.B. Ramos, 2007. Distribuição espacial da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um riacho tropical (Sudeste do Brasil). Bioikos 21: 3-9.
- Umetsu, C.A., R.K. Umetsu, K.C.A. Munhoz, H.J. Dal Magro & A.V. Krusche, 2007. Aspectos físico-químicos de dois rios da bacia do Alto Tapajós – Teles Pires e Cristalino – MT, durante período de estiagem e cheia. Revista de Ciências Agro-Ambientais, Alta Floresta 5: 59-70.
- Vale, J.D., J. Zuanon & W.E. Magnusson, 2014. The influence of rain in limnological characteristics of Viruá wetlands, Brazilian Amazon. Acta Limnologica Brasiliensia 26: 254-267.

- Van-Nieuwenhuysse, E.E. & J.R. Jones, 1996. Phosphorus - chlorophyll relationship in temperate streams and its variation with stream catchment area. *Canadian Journal Fishies Aquatics Science* 53: 99-105.
- Vannote, R. L., G.W. MINSHALL, K.W.L. Cummins, J.R. Sedell & C.E. Cushing, 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Veloso, H.P., A.L.R. Rangel-Filho & J.C.A. Lima, 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE.
- Vörösmarty, C.J., C. Lévêque & C. Revenga, 2005. Ecosystem and Human Well-being: Current State and Trends. Chapter 7, Fresh Water, 1: 167-207. Island Press, Washington, DC.
- Zar, J. H. 1999. Biostatistical analysis. Upper Saddle River: Prentice Hall.
- Wallace, J.B., S.L. Eggert, J.L. Meyer & J.R. Webster, 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science*, 277: 102-104.
- Wetzel, R.G. 2001. Limnology: Lakes and rivers ecosystems. Elsevier Science. USA.
- Yeo, D.J, K.L.N.G. Peter, N. Cumberlidge, C. Magalhães, R.S. Daniels & M.R. Campos, 2008. Global diversity of crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 275-286.
- Yokoyama, E., G.P. Paciencia, P.C. Bispo, L.G. Oliveira & P.C. Bispo, 2012. A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho de Cerrado do Sudeste do Brasil? *Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias* 81: 73-84.
- Yoshida, C.E. & A.P.P.R. Rolla, 2012. Ecological attributes of the benthic community and indices of water quality in urban, rural and preserved environments. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24: 235-243.

ANEXO 1

Quadro I. Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats aplicado nos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro na Reserva Natural Vale (Linhares / ES), segundo Callisto et al. (2001) e Callisto et al. (2002). [Obs.: 4 pontos (situação natural), 2 e 0 pontos (situações leve ou severamente alteradas)].

<i>PARÂMETROS</i>	<i>PONTUAÇÃO</i>		
	<i>4 pontos</i>	<i>2 pontos</i>	<i>0 ponto</i>
<i>1. Tipo de ocupação das margens do corpo d'água (principal atividade)</i>	<i>Vegetação natural</i>	<i>Campo de pastagem/Agricultura/ Monocultura/ Reflorestamento</i>	<i>Residencial/ Comercial/ Industrial</i>
<i>2. Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito</i>	<i>Ausente</i>	<i>Moderada</i>	<i>Acentuada</i>
<i>3. Alterações antrópicas</i>	<i>Ausente</i>	<i>Alterações de origem doméstica (esgoto, lixo)</i>	<i>alterações de origem industrial/ urbana (fábricas, siderurgias, canalização, retificação do curso do rio)</i>
<i>4. Cobertura vegetal no leito</i>	<i>Parcial</i>	<i>Total</i>	<i>Ausente</i>
<i>5. Odor da água</i>	<i>Nenhum</i>	<i>Esgoto (ovo podre)</i>	<i>óleo/industrial</i>
<i>6. Oleosidade da água</i>	<i>Ausente</i>	<i>Moderada</i>	<i>Abundante</i>
<i>7. Transparência da água</i>	<i>Transparente</i>	<i>turva/cor de chá-forte</i>	<i>opaca ou colorida</i>
<i>8. Odor do sedimento (fundo)</i>	<i>Nenhum</i>	<i>Esgoto (ovo podre)</i>	<i>óleo/industrial</i>
<i>9. Oleosidade do fundo</i>	<i>Ausente</i>	<i>Moderado</i>	<i>Abundante</i>
<i>10. Tipo de fundo</i>	<i>pedras/cascalho</i>	<i>Lama/areia</i>	<i>cimento/canalizado</i>

Quadro II. Protocolo de Avaliação Rápida da Diversidade de Habitats aplicado nos riachos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro na Reserva Natural Vale (Linhares / ES), segundo Callisto et al. (2001) e Callisto et al. (2002). [Obs.: 5 pontos (situação natural), 3, 2 e 0 pontos (situações leve ou severamente alteradas)].

PARÂMETROS	PONTUAÇÃO			
	5 pontos	3 pontos	2 pontos	0 ponto
11. Tipos de fundo	Mais de 50% com habitats diversificados; pedaços de troncos submersos; cascalho ou outros habitats estáveis.	30 a 50% de habitats diversificados; habitats adequados para a manutenção das populações de organismos aquáticos.	10 a 30% de habitats diversificados; disponibilidade de habitats insuficiente; substratos freqüentemente modificados.	Menos que 10% de habitats diversificados; ausência de habitats óbvia; substrato rochoso instável para fixação dos organismos.
12. Extensão de rápidos	Rápidos e corredeiras bem desenvolvidas; rápidos tão largos quanto o rio e com o comprimento igual ao dobro da largura do rio.	Rápidos com a largura igual à do rio, mas com comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Trechos rápidos podem estar ausentes; rápidos não tão largos quanto o rio e seu comprimento menor que o dobro da largura do rio.	Rápidos ou corredeiras inexistentes.
13. Freqüência de rápidos	Rápidos relativamente freqüentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 5 e 7.	Rápidos não freqüentes; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 7 e 15.	Rápidos ou corredeiras ocasionais; habitats formados pelos contornos do fundo; distância entre rápidos dividida pela largura do rio entre 15 e 25.	Geralmente com lâmina d'água "lisa" ou com rápidos rasos; pobreza de habitats; distância entre rápidos dividida pela largura do rio maior que 25.
14. Tipos de substrato	Seixos abundantes (prevalecendo em nascentes).	Seixos abundantes; cascalho comum.	Fundo formado predominantemente por cascalho; alguns seixos presentes.	Fundo pedregoso; seixos ou lamoso.
15. Deposição de lama	Entre 0 e 25% do fundo coberto por lama.	Entre 25 e 50% do fundo coberto por lama.	Entre 50 e 75% do fundo coberto por lama.	Mais de 75% do fundo coberto por lama.
16. Depósitos sedimentares	Menos de 5% do fundo com deposição de lama; ausência de deposição nos remansos.	Alguma evidência de modificação no fundo, principalmente como aumento de cascalho, areia ou lama; 5 a 30% do fundo afetado; suave deposição nos remansos.	Deposição moderada de cascalho novo, areia ou lama nas margens; entre 30 a 50% do fundo afetado; deposição moderada nos remansos.	Grandes depósitos de lama, maior desenvolvimento das margens; mais de 50% do fundo modificado; remansos ausentes devido à significativa deposição de sedimentos.
17. Alterações no canal do rio	Canalização (retificação) ou dragagem ausente ou mínima; rio com padrão normal.	Alguma canalização presente, normalmente próximo à construção de pontes; evidência de modificações há mais de 20 anos.	Alguma modificação presente nas duas margens; 40 a 80% do rio modificado.	Margens modificadas; acima de 80% do rio modificado.
18. Características do fluxo das águas	Fluxo relativamente igual em toda a largura do rio; mínima quantidade de substrato exposta.	Lâmina d'água acima de 75% do canal do rio; ou menos de 25% do substrato exposto.	Lâmina d'água entre 25 e 75% do canal do rio, e/ou maior parte do substrato nos "rápidos" exposto.	Lâmina d'água escassa e presente apenas nos remansos.
19. Presença de mata ciliar	Acima de 90% com vegetação ripária nativa, incluindo árvores, arbustos ou macrófitas; mínima evidência de desflorestamento; todas as plantas atingindo a altura "normal".	Entre 70 e 90% com vegetação ripária nativa; desflorestamento evidente mas não afetando o desenvolvimento da vegetação; maioria das plantas atingindo a altura "normal".	Entre 50 e 70% com vegetação ripária nativa; desflorestamento óbvio; trechos com solo exposto ou vegetação eliminada; menos da metade das plantas atingindo a altura "normal".	Menos de 50% da mata ciliar nativa; desflorestamento muito acentuado.
20. Estabilidade das margens	Margens estáveis; evidência de erosão mínima ou ausente; pequeno potencial para problemas futuros. Menos de 5% da margem afetada.	Moderadamente estáveis; pequenas áreas de erosão freqüentes. Entre 5 e 30% da margem com erosão.	Moderadamente instável; entre 30 e 60% da margem com erosão. Risco elevado de erosão durante enchentes.	Instável; muitas áreas com erosão; freqüentes áreas descobertas nas curvas do rio; erosão óbvia entre 60 e 100% da margem.
21. Extensão de mata ciliar	Largura da vegetação ripária maior que 18 m; sem influência de atividades antrópicas (agropecuária, estradas, etc.).	Largura da vegetação ripária entre 12 e 18 m; mínima influência antrópica.	Largura da vegetação ripária entre 6 e 12 m; influência antrópica intensa.	Largura da vegetação ripária menor que 6 m; vegetação restrita ou ausente devido à atividade antrópica.
22. Presença de plantas aquáticas	Pequenas macrófitas aquáticas e/ou musgos distribuídos pelo leito.	Macrófitas aquáticas ou algas filamentosas ou musgos distribuídas no rio, substrato com perifiton.	Algas filamentosas ou macrófitas em poucas pedras ou alguns remansos, perifiton abundante e biofilme.	Ausência de vegetação aquática no leito do rio ou grandes bancos macrófitas (p.ex. aguapé).

ANEXO 2

Quadro III. Pontuação da metodologia BMWP para os grupos de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos córregos Alegre de Cima, Paciência e João Pedro na Reserva Natural Vale (Linhares / ES) (baseado em Junqueira & Campos, 1998, Junqueira et al., 2000 e Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

Grupos taxonômicos	Pontuação adotada	Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988	Junqueira & Campos, 1998	Junqueira et al, 2000
Helicopsychidae	10		10	10
Sericostomatidae	10	10		
Hydroscaphidae	10		10	10
Leptophlebiidae	10	10	8	10
Calopterygidae	8	8	8	8
Leptohyphidae	8		7	8
Libellulidae	8	8	5	8
Polycentropodidae	7	7	7	7
Leptoceridae	7	10	7	7
Staphylinidae	7			7
Veliidae	7		7	7
Coenagrionidae	6	6	6	7
Hydroptilidae	6	6	6	7
Hydropsychidae	5	5	5	6
Simuliidae	5	5	5	5
Turbellaria (Dugesiidae)	5	5	5	5
Elmidae	5	5	4	5
Gomphidae	5	8	5	5
Tipulidae	5	5	3	5
Belostomatidae	5		5	5
Corixidae	5	3	5	5
Gerridae	5	3		5
Mesoveliidae	5	3		5
Hydrophyliidae	5	3	4	5
Naucoridae,	5	3	5	5
Baetidae	4	4	4	5
Dytiscidae	4	3	5	4
Hydracarina	4	4		
Tabanidae	4	4	4	3
Dolichopodidae	4	4		
Corydalidae	4		5	4

Continua.

Continuação.

Physidae	3	3	3	3
Planorbidae	3	3	3	3
Hyrundinea	3	3		
Notonectidae	3	3		
Pleidae	3	3		
Hydrobiidae	3	3		
Chironomidae	2	2	2	2
Stratiomyidae	2	4	2	2
Culicidae	2	2	3	2
Ephydriidae	2	2		2
Muscidae	2	2		
Syrphidae	2		2	2
Oligochaeta	1	1	1	1

Quadro IV. Sistema de classificação da qualidade da água segundo Junqueira e Campos, 1998.

<i>Class</i>	<i>Score</i>	<i>Water quality</i>
I	≥ 86	Excellent
II	64 - 85	Good
III	37 - 63	Satisfactory
IV	17 - 36	Bad
V	≤ 16	Very Bad

ANEXO 3

Tabela I. Significado do Índice ASPT.

Valor do ASPT	Qualidade da água
> 6,0	água limpa
5,0 - 6,0	qualidade questionável
4,0 - 5,0	poluição moderada
< 4,0	poluição severa