

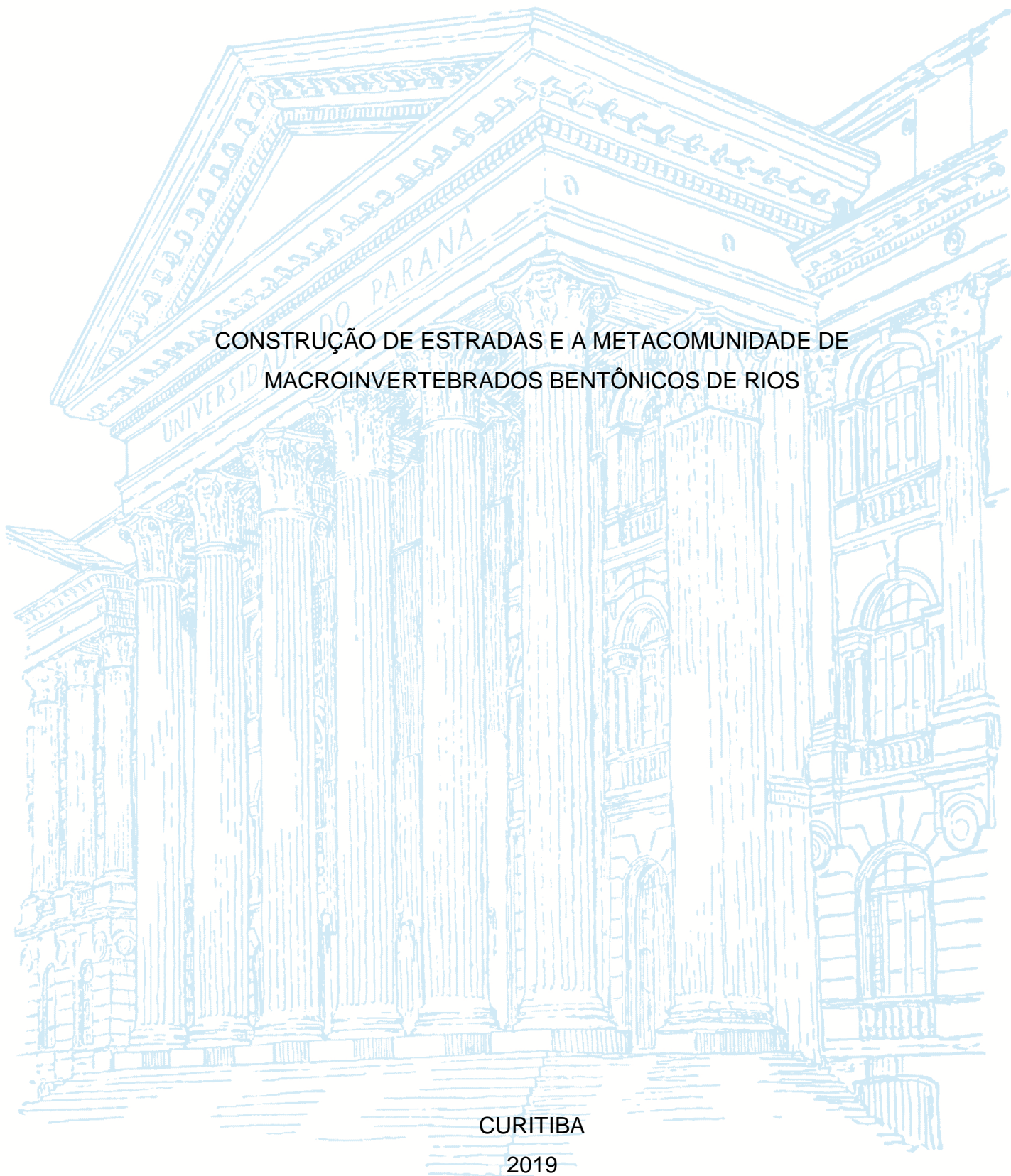
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

GEISY KELEN PLODOWSKI

CONSTRUÇÃO DE ESTRADAS E A METACOMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DE RIOS

CURITIBA

2019



GEISY KELEN PLODOWSKI

CONSTRUÇÃO DE ESTRADAS E A METACOMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS DE RIOS

Monografia apresentada ao curso de Graduação em Ciências Biológicas, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel.

Orientador: Prof. Dr. André Andrian Padial

Coorientadora: Dra. Sandra Martins Ramos

CURITIBA

2019

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao professor André Andrian Padial pela orientação e serenidade. Foi muito bom contar com alguém com tanto conhecimento, humildade e disposição. Aos colegas do Laboratório de Análise e Síntese em Biodiversidade e do Laboratório de Interação e Biologia Reprodutiva: obrigada por me receberem tão bem!

Agradeço ao ITTI (Instituto de Transportes e Infraestrutura) pela disponibilização dos dados e pelos valiosos aprendizados e oportunidades ao longo desse ano de estágio. Em especial, agradeço à equipe de Biologia, no nome da minha co-orientadora Sandra Ramos e do meu exemplo de educadora ambiental, Marina de Souza, a quem tenho grande admiração.

Agradeço aos meus amigos, simplesmente por existirem e, claro: pelas histórias e momentos de descontração! Ao meu namorado, Helder Ruano de Souza Lima, por estar sempre ao meu lado com muito carinho, comemorando os bons momentos e me acalmando e incentivando nos difíceis. À minha família, especialmente minha mãe (Gilmara Remeika) e meu pai (Jorge Israel Plodowski), que tanto amo e devo as melhores partes de mim. Ao meu irmão eu agradeço principalmente pelos meus sobrinhos, amores da minha vida e inspiração por um mundo melhor! Sofia, Jorge Neto e Gustavo, espero que vocês leiam esse trabalho um dia!

Agradeço também aos membros da banca de avaliação do trabalho, Yara Moretto e Clemerson Richard Pedroso, por aceitarem fazer parte dessa importante etapa.

Obrigada!

RESUMO

Empreendimentos rodoviários são potencialmente poluidores e podem causar alterações na biota e em processos que moldam os ecossistemas aquáticos. Para aumentar a eficiência de detecção de impactos, além das análises físico-químicas e bacteriológicas são utilizados indicadores biológicos. Os macroinvertebrados bentônicos apresentam várias características que os tornam bons indicadores da qualidade do ambiente, sendo os mais utilizados em programas de monitoramento. Nesse contexto o presente trabalho teve o objetivo de analisar o impacto da construção de uma rodovia na estruturação das metacomunidades da macrofauna bentônica em três rios: Carinhanha, Cocos e Itaguari, todos pertencentes à Bacia Hidrográfica de São Francisco, no estado da Bahia. Os dados foram fornecidos pelo Instituto de Transportes e Infraestrutura (ITTI/UFPR), que realiza a gestão ambiental de um trecho do empreendimento. As amostras foram coletadas semestralmente (dez./2016-jul./2019), através da metodologia *kick-sampling*, 100 m acima (montante) e 100 m abaixo (jusante) da ponte, em triplicatas e com duração de quatro dias por ponto amostral, totalizando 12 amostras independentes em cada local. De acordo com o esperado pela teoria do contínuo fluvial, em ambientes sem alterações seriam encontradas poucas diferenças entre os pontos próximos em trechos de rio longe de sua nascente. Para testar potenciais diferenças entre esses pontos, indicando efeitos do empreendimento, foram calculados os índices ecológicos de riqueza, Diversidade de Shannon e Equitabilidade de Pielou e estes foram comparados por meio de modelos estatísticos lineares. Além de testar diferenças entre os trechos montante e jusante de cada rio, também foi testada diferença entre rios. As análises foram feitas para cada campanha amostral. A composição das metacomunidades também foi comparada, espécies típicas foram estimadas e foi testada a hipótese que o empreendimento causa homogeneização biótica no trecho a jusante. Por fim, foi feita a classificação dos organismos em grupos funcionais de alimentação (GFA) e a comparação da distribuição desses grupos. A compilação dos dados das seis campanhas de amostragem resultou em 117 táxons, que englobam cinco GFA. Os índices ecológicos diferiram para os rios em todas as campanhas e para os pontos em algumas, sendo o rio Carinhanha o que apresentou maior diferença entre trechos. A composição da comunidade também se apresentou diferente entre os rios em todas as campanhas. Entre os pontos, apenas na segunda campanha não foi detectada diferença. Os trechos diferiram apenas para o rio Carinhanha, com montante sendo mais homogêneo que jusante. Táxons típicos foram detectados principalmente no ponto a montante e alguns foram apontados em um grande número de campanhas. Com relação à proporção dos GFA, de forma geral foi diferente entre os pontos amostrais. Os resultados mostram que há uma variação nas metacomunidades da macrofauna bentônica e os padrões não são constantes temporalmente. Além disso, essa variação é mais evidente dependendo do rio e da faceta da diversidade biológica analisada. Isso mostra a complexidade da detecção dos impactos das obras na dinâmica natural das comunidades, o que sugere a necessidade de obtenção de dados para a compreensão dos padrões antes do início de empreendimentos com potencial de impactos ambientais.

Palavras-chave: Bioindicadores. Macrofauna bêmica. Grupos Funcionais de Alimentação. Empreendimento rodoviário. Ecossistemas lóticos.

ABSTRACT

Road constructions are potentially polluting and can cause changes in biota and processes that shape aquatic ecosystems. Biological indicators are used to increase the impact detection efficiency in addition to the physicochemical and bacteriological analysis. Benthic macroinvertebrates have several characteristics that make them good indicators of environmental quality, being the most used in monitoring programs. In this context the present study aimed to analyze the impact of the construction of a highway on the structuring of benthic macrofauna metacommunities in three rivers: Carinhanha, Cocos and Itaguari, all belonging to the São Francisco River Basin, in the state of Bahia. The data were provided by the Instituto de Transportes e Infraestrutura (ITTI/UFPR), which performs the environmental management of a section of the road. Samples were taken 100 m above (upstream) and 100 m below (downstream) the bridge in every six months from December of 2016 to July of 2019, using the kick-sampling methodology. Samplings were taken in triplicates in each of four consecutive days, totaling 12 independent samples per sampling point. As expected by the river continuum theory, few differences would be found between the nearby points in stretches of river far from its source in pristine ecosystems. Differences in ecological indexes were compared above and below the bridge, which indicate impacts. For that, we used Species Richness, Shannon Diversity and Pielou Equitability and linear statistical models. Differences among the three sampled rivers were also described. Analyzes were performed separately for each sampling campaign. The composition of the metacommunities was also compared between rivers and river stretches, and typical species were estimated to describe differences. The hypothesis that the construction causes biotic homogenization in the downstream stretch was also tested comparing compositional variation between river stretches. Finally, the organisms were classified into functional feeding groups (FFG); and differences between river stretches were also described. The compilation of data from the six sampling campaigns resulted in 117 taxa, encompassing five FFG. The ecological indexes differed among rivers in all campaigns; and between river stretches in some of the campaigns, particularly for Carinhanha river. Community composition also differed among rivers in all campaigns; and only in the second campaign there was no difference among river stretches. Composition between river stretches differed only for the Carinhanha river; and the upstream community was more homogeneous than the downstream. Typical taxa were detected mainly at the upstream stretch and some were identified in most campaigns. Regarding the proportion of FFG, it was generally different between river stretches. Results show that there is a variation in the benthic macrofauna metacommunities and the patterns are not temporally constant. In addition, this variation is more evident depending on the river and the biological diversity facet analyzed. This shows the complexity of detecting the impacts at the natural dynamics of communities, suggesting the need to obtain detailed data to understand the patterns prior to the beginning of human interventions with potential environmental impacts.

Keywords: Bioindicators. Benthic macrofauna. Functional Feed Groups. Road development. Lotic ecosystems.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Localização dos cursos d'água onde houve coletas de macroinvertebrados bentônicos.	17
Figura 2 – Localização dos pontos de amostragem nos rios: A) Carinhanha; B) Cocos I; C) Cocos II; D) Itaguari.	18
Figura 3 – Riqueza da macrofauna bentônica para os rios.	22
Figura 4 – Riqueza da macrofauna bentônica no ponto a jusante (J) e a montante (M) dos rios.	23
Figura 5 – Índice de Diversidade de Shannon para os rios.	25
Figura 6 – Diversidade de Shannon no ponto a jusante (J) e a montante (M) dos rios.	26
Figura 7 – Índice de Equitabilidade de Pielou para os rios.	28
Figura 8 – Índice de Equitabilidade de Pielou no ponto a jusante (J) e a montante (M) dos rios.	29
Figura 9 – Resultado da PCoA para os rios.	32
Figura 10 – Resultado da PCoA para os pontos do rio Carinhanha.	38
Figura 11 – Resultado da PCoA para os pontos do rio Cocos II.	39
Figura 12 – Resultado da PCoA para os pontos do rio Itaguari.	41
Figura 13 – Distribuição dos GFAs nos pontos a montante e a jusante de cada rio com valor do teste de Chi-quadrado e valor de p para cada campanha.	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultado da ANOVA com permutação para a riqueza de táxons.	21
Tabela 2 – Síntese do resultado da análise de Tukey para a diferença na riqueza entre os rios.	22
Tabela 3 – Resultados do teste de Tukey para os pontos dentro de cada rio. Diferença: resultado de Montante - Jusante.....	24
Tabela 4 – Resultado da ANOVA com permutação para a Diversidade de Shannon.	24
Tabela 5 – Síntese do resultado da análise de Tukey para a diferença na diversidade de Shannon entre os rios.	25
Tabela 6 – Resultados do teste de Tukey para os pontos dentro de cada rio. Diferença: resultado de Montante - Jusante.....	27
Tabela 7 – Resultado da ANOVA com permutação para a Equitabilidade de Pielou.	27
Tabela 8 – Síntese do resultado da análise de Tukey para a diferença na Equitabilidade de Pielou entre os rios.	28
Tabela 9 – Resultados do teste de Tukey para os pontos dentro de cada rio. Diferença: resultado de Montante - Jusante.....	29
Tabela 10 – Resultado da PERMANOVA com permutação.	30
Tabela 11 – Táxons típicos com seus respectivos valores indicadores (IndVal) em cada rio e ponto. C: Campanha. (continua).....	33

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
1.1 JUSTIFICATIVA	10
1.2 OBJETIVOS	10
1.2.1 Objetivo geral	10
1.2.2 Objetivos específicos.....	10
2 REVISÃO DE LITERATURA	11
2.1 METACOMUNIDADES.....	11
2.2 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS.....	12
2.2.1 Abordagem taxonômica.....	13
2.2.2 Abordagem funcional.....	13
2.2.2.1 Grupos funcionais de alimentação.....	14
2.3 TEORIA DO CONTÍNUO FLUVIAL	15
3 MATERIAL E MÉTODOS	16
3.1 ORIGEM DOS DADOS	16
3.1.1 Coleta e processamento das amostras	18
3.2 PROCESSAMENTO DOS DADOS	19
4 RESULTADOS	20
4.1 RIQUEZA	20
4.2 DIVERSIDADE DE SHANNON	24
4.3 EQUITABILIDADE DE PIELOU.....	27
4.4 COMPOSIÇÃO.....	30
4.5 GRUPOS FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO	41
5 DISCUSSÃO	44
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	48
REFERÊNCIAS	49
ANEXO – MÉDIA DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS	54

1 INTRODUÇÃO

Ecosistemas aquáticos diferem fundamentalmente na heterogeneidade ambiental, conectividade e extensão espacial; e essas diferenças são oportunidades para entender a organização do conjunto de comunidade ecológicas locais que interagem entre si (i.e. metacomunidades, HEINO *et al.*, 2015). Rios refletem o que acontece no seu entorno, portando o uso e ocupação do solo afeta grandemente o funcionamento dos ambientes aquáticos. É amplamente conhecido que as características ambientais e as comunidades biológicas desses ecossistemas fornecem informações sobre as interferências antrópicas (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001).

Também, é consenso que as atividades antrópicas alteram as características naturais dos ambientes aquáticos e assim interferem na estrutura das comunidades ali estabelecidas (SPONSELLER; BENFIELD; VALETT, 2001). Empreendimentos rodoviários são considerados potencialmente poluidores e, de acordo com Trombulak e Frissell (2000), as estradas são altamente correlacionadas com mudanças na biota e processos hidrológicos e geomorfológicos que moldam os ecossistemas aquáticos.

Os macroinvertebrados são os organismos mais utilizados em programas de monitoramento para avaliações de impactos ambientais; e estudos no nível de comunidades são os mais recomendados para o entendimento de efeitos antrópicos nos ecossistemas (BUSS *et al.*, 2016; SOCOLAR *et al.*, 2016). Outra característica desse grupo é que os taxa podem ser classificados em grupos funcionais considerando principalmente a forma de alimentação (MERRIT; CUMMINS, 1996). A composição e a estrutura de tais grupos se alteram naturalmente ao longo do gradiente do rio, determinados pelas variáveis físicas como a largura, profundidade, velocidade e temperatura (VANNOTE *et al.*, 1980). Porém, impactos pontuais como a construção de estradas cruzando rios podem alterar não somente os taxa, mas também a proporção de grupos funcionais de macroinvertebrados bentônicos. Nesse contexto, o presente trabalho visa utilizar dados da macrofauna bentônica coletados durante a Gestão Ambiental de uma rodovia, em três rios interceptados pelo empreendimento, para avaliar as influências das obras na estruturação das metacomunidades e grupos funcionais.

1.1 JUSTIFICATIVA

As causas da estruturação de metacomunidades é um tema bastante estudado em Ecologia, e estudos com invertebrados bentônicos são essenciais, visto sua relevância nos ecossistemas aquáticos. Esses organismos são utilizados como bioindicadores da qualidade ambiental, portanto é esperado que a metacomunidade seja determinada por processos ecológicos relacionados ao nicho das espécies. Especificamente para macroinvertebrados, a utilização de dados para avaliar impactos de empreendimentos é oportuna, visto que seu monitoramento faz parte dos estudos ambientais necessários para o licenciamento de rodovias e ferrovias, conforme Instrução Normativa nº 13, de 19 de julho de 2013, do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA.

Os dados utilizados nesse trabalho já foram analisados e os resultados entregues ao órgão licenciador (IBAMA) através de relatórios. Dessa forma, realizar análises ecológicas mais robustas para a avaliação de impacto das obras e possibilitar a disponibilização dos dados para a comunidade acadêmica foram algumas das motivações para a sua realização.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Analisar a estrutura das metacomunidades de macroinvertebrados bentônicos em ambientes lóticos em resposta a um impacto antrópico.

1.2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar as metacomunidades por meio de índices de diversidade ecológica;
- Verificar se há variação da diversidade e composição de espécies de macroinvertebrados bentônicos de cada rio em decorrência do impacto;
- Descrever a variação da diversidade e composição de espécies de macroinvertebrados bentônicos entre rios;

- Verificar se há alteração na proporção dos grupos funcionais em decorrência do impacto.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 METACOMUNIDADES

Metacomunidades são conjuntos de comunidades locais conectadas pela dispersão de organismos que potencialmente interagem entre si (HANSKI; GILPIN, 1991). A ecologia de metacomunidades rapidamente se tornou uma estrutura dominante pela qual os ecologistas buscam entender o mundo natural (BROWN *et al.*, 2017). De acordo com Leibold *et al.* (2004), há quatro principais perspectivas quando consideramos a estruturação de metacomunidades: *patch-dynamic*, que enfatiza a dinâmica da heterogeneidade dentro de um sistema e as mudanças no tempo e espaço; *species sorting*, na qual as interações bióticas e as condições ambientais atuam como um filtro para a ocorrência de espécies; *mass effect*, que considera dispersão e fatores ambientais como principais determinantes das diferenças entre comunidades locais; e *neutral model*, que explica a estrutura da metacomunidade a partir de eventos estocásticos de especiação, extinção e imigração, sendo o ambiente pouco importante para explicar diferenças entre comunidades locais.

Vários estudos sugerem que a organização da maioria das metacomunidades é influenciada pela combinação desses mecanismos, mas testar a importância relativa com dados de campo pode contribuir para o melhor entendimento das comunidades ecológicas (COTTENIE, 2005) principalmente em escalas que informam status de conservação (SOCOLAR *et al.*, 2016). Em riachos, os estudos sugerem que a seleção de espécie é o fator que mais influencia na organização de metacomunidades, especialmente aqueles situados em pequenas bacias de drenagem (HEINO *et al.*, 2015). Isso demonstra a importância da manutenção da integridade abiótica do ecossistema para manutenção da diversidade de uma metacomunidade de interesse.

De fato, é amplamente discutido que o entendimento dos mecanismos que influenciam a variação dentro e entre as comunidades locais é central para a ecologia de comunidade (PADIAL *et al.*, 2014) e compreender a estrutura dos

ecossistemas em diferentes escalas é de grande importância para uma eficiente conservação e manejo dos ecossistemas aquáticos (BOYERO; BAILEY, 2001).

2.2 MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

Macroinvertebrados bentônicos (macrozoobentos ou macrofauna bentônica) são animais de ambientes aquáticos que vivem associados a um substrato e que são visíveis a olho nu, com tamanho superior a 0,2-0,5 mm (CALLISTO, 2000). As classes mais comuns na macrofauna bentônica são: Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia, Crustacea e Insecta, sendo que esta última representa a maior riqueza de espécies dos corpos aquáticos (RAMOS, 2017). Esses animais são um dos elos principais das estruturas tróficas desses ambientes (ABÍLIO *et al.*, 2007), sendo componentes importantes da dieta de peixes, anfíbios e aves aquáticas (CALLISTO; GONÇALVES, JR; MORENO, 2005), transformando matéria orgânica particulada grossa em matéria orgânica particulada fina – assim liberando partículas finas para a coluna de água – e atuando no revolvimento do material depositado no leito (ESTEVES, 1998).

De maneira geral, os invertebrados aquáticos são considerados bons indicadores da qualidade ambiental, sendo os organismos mais utilizados em programas de monitoramento para avaliações de impactos ambientais; e estudos no nível de comunidades são os mais recomendados para o entendimento de efeitos antrópicos nos ecossistemas (BUSS *et al.*, 2016). Estes organismos são considerados bons bioindicadores por geralmente serem mais permanentes no ambiente (vivendo de semanas a meses e diretamente associados ao sedimento), por pertencerem a um grupo diverso, por serem facilmente mensuráveis e por serem sensíveis a estresses nos ecossistemas aquáticos (CALLISTO; MORENO, 2006). Mudanças na estrutura da sua metacomunidade são usadas como indicadores da integração das espécies com as variáveis ambientais, incluindo os impactos antrópicos (MERRIT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014).

O biomonitoramento, integrado às metodologias tradicionalmente utilizadas para avaliar a situação dos recursos hídricos (e.g. parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos), aumenta a eficiência dos sistemas de detecção de impactos ambientais (BUSS; OLIVEIRA; BAPTISTA, 2008). Essas metodologias representam uma fotografia do rio, pois avaliam o ambiente apenas no momento em que foram

coletadas, enquanto o monitoramento biológico representa um filme do rio, sintetizando a história recente das condições ambientais (CAIRNS; PRATT, 1993).

Duas abordagens são comumente utilizadas nos estudos de avaliação de rios com macroinvertebrados bentônicos: taxonômica e funcional (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005; MERRIT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014).

2.2.1 Abordagem taxonômica

A abordagem taxonômica trabalha com índices de riqueza e diversidade ou com o Índice de Integridade Biótica para avaliar a biodiversidade e a sensibilidade a um dado poluente ou alteração (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005; MERRIT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014).

Os diferentes grupos taxonômicos apresentam diferentes níveis de sensibilidade e taxas de recuperação, por isso são úteis em biomonitoramento (MERRIT; CUMMINS, 1996) e em pesquisas ecológicas que visam quantificar os efeitos de atividades antrópicas nos ecossistemas aquáticos (MOORE; PALMER, 2005). Os macroinvertebrados são divididos em três grupos: sensíveis ou intolerantes à poluição orgânica (Trichoptera, Plecoptera e Ephemeroptera), tolerantes (Coleoptera, Heteroptera e Odonata) e resistentes (Oligochaeta e alguns Diptera). Locais alterados geralmente são pouco diversos e com uma elevada densidade de organismos mais tolerantes (CALLISTO; MORETTI; GOULART, 2001).

2.2.2 Abordagem funcional

A abordagem funcional mais utilizada nos estudos com macroinvertebrados bentônicos trabalha com a abundância relativa dos grupos funcionais de alimentação (GFA) para avaliar a condição geral de um ecossistema aquático lótico (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005; MERRIT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014). Tais grupos são formados com base nas características morfológicas e comportamentais relacionadas ao modo de aquisição de alimento, o que torna a abordagem sensível na detecção de impactos do uso da paisagem, principalmente relacionada à mata ciliar que influencia no fluxo do rio (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005).

Além disso, essa abordagem reduz os esforços de identificação dos organismos a um nível taxonômico mais apurado (gênero ou espécie), que é a maior

dificuldade encontrada na abordagem taxonômica, pois geralmente o nível de família é suficiente para a classificação em uma das guildas alimentares (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE, 2005).

2.2.2.1 Grupos funcionais de alimentação

Merritt e Cummins (1996) introduzem a ideia de grupos funcionais de alimentação (GFA) dos invertebrados inferindo que isso pode facilitar a partição temporal e espacial dos recursos. Vários trabalhos foram sendo desenvolvidos dentro do tema e Merritt, Cummins e Campbell (2014, p. 70-71) apresentam sete grupos funcionais de alimentação como os principais:

Fragmentadores-detritívoros: mastigam material orgânico presente na liteira, transformando matéria orgânica particulada grossa (MOPG > 1mm) em matéria orgânica particulada fina (MOPF < 1mm). Em geral, só consomem o material se este estiver com uma maior quantidade de nitrogênio, condicionado por biomassa fúngica e microbiana;

Fragmentadores-herbívoros: mastigam folhas, caules e raízes de plantas aquáticas vivas;

Coletores-filtradores: coletam MOPF da coluna d'água através de cerdas na cabeça, brânquias modificadas, construção de rede, entre outras adaptações morfo-comportamentais;

Coletores-catadores: coletam MOPF de áreas deposicionais, vivendo imersos nesses locais e apresentando pouca especialização quanto à morfologia e ao comportamento alimentar;

Raspadores (= herbívoros): raspam o biofilme aderido a rochas, madeira e plantas submersas;

Sugadores-herbívoros: perfuram e sugam o citoplasma de células de algas filamentosas ou de plantas aquáticas enraizadas;

Predadores: ingerem animais vivos, incluindo outros invertebrados, pequenos peixes ou ainda seus ovos.

Na chave de grupo funcional disponibilizada pelos autores, os fragmentadores são agrupados em um único grupo e sugador-herbívoros não é apresentado. Recomenda-se que sejam utilizados os últimos estádios dos imaturos para proceder a identificação taxonômica e correr a chave, visto que alguns

caracteres morfológicos não são bem definidos nos primeiros estádios e que, em muitos táxons, nessas fases de desenvolvimento as larvas e ninfas têm hábito alimentar generalista. De acordo com Cummins e Klug (1979), os grupos funcionais de alimentação podem ser classificados como facultativos (sendo os organismos denominados generalistas) ou obrigatórios (organismos denominados especialistas).

Essas guildas de alimentação podem ser usadas para caracterizar o ambiente, visto que por meio delas é possível gerar estimativas de atributos relacionados a funções ecossistêmicas (MERRIT; CUMMINS; CAMPBELL, 2014). Mesa *et al.* (2013) discutem que a estrutura dos GFA de macroinvertebrados pode ser utilizada como indicadora de impactos antrópicos e propõem a utilização de coletores-catadores como uma ferramenta para avaliar esses impactos em riachos subtropicais. De acordo com os autores, locais com floresta nativa têm boas condições ecológicas e por isso suportam maior diversidade e riqueza dessa guilda trófica se comparado a locais com algum tipo de impacto. Isso se deve ao fato de que os animais que compõem essa guilda são, na grande maioria, efemerópteros, tricópteros e coleópteros, cuja maior proporção de representantes são intolerantes a alterações nos parâmetros da água, de modo que o aumento de nitrato e da temperatura da água pode determinar a ausência de certos organismos desses grupos. Entretanto, é preciso prestar atenção nos Oligochaeta e em algumas famílias de Diptera, que também são classificados como coletores-catadores e apresentam alta densidade em ambientes impactados (MESA *et al.*, 2013).

2.3 TEORIA DO CONTÍNUO FLUVIAL

De acordo com a Teoria do Contínuo Fluvial (*River Continuum Concept*), proposta por Vannote *et al.* (1980), as variações nas características físicas de um rio formam um gradiente contínuo que traz como resposta um gradiente de ajustes bióticos e dos padrões do ciclo da matéria orgânica. Assim, a estruturação e as características funcionais das comunidades biológicas respondem à dinamicidade das condições físicas do rio, de modo que o tamanho, bem como os locais e os tipos de recursos alimentares disponíveis no rio vão refletir nas características morfológicas e comportamentais dos invertebrados aquáticos (VANNOTE *et al.*, 1980).

Os rios proveem muitos serviços à sociedade humana e os mais visíveis são a recreação e a disponibilidade de água e de comida, mas eles também participam dos ciclos de nutrientes e fluxos de energia que conectam sistemas biológicos (TORNWALL *et al.*, 2015), sendo um recurso natural valioso em termos econômicos, culturais, estéticos, científicos e educacionais (DUDGEON *et al.*, 2006). Com a conexão de sistemas biológicos, os rios recebem os afluentes e refletem as mudanças no uso da terra no seu entorno, sendo suscetíveis à introdução de espécies, poluição e alterações físicas (TORNWALL *et al.*, 2015).

A interferência de atividades antrópicas nos ambientes fluviais, dentre outros fatores, pode resultar na observação de divergências nas predições do conceito de rio contínuo, visto que modifica as condições ambientais (JIANG *et al.*, 2010). A construção de estradas interceptando rios, por exemplo, pode representar um ponto de quebra do contínuo fluvial, visto que provoca alterações no ambiente durante as obras – principalmente na instalação de pontes e a partir da nova dinâmica de fluxo de veículos.

Cline, Short e Ward (1982) estudaram durante três anos a influência da construção de rodovias nas comunidades de macroinvertebrados de riachos e verificaram que houve pequenas alterações nas estruturações em alguns locais, detectadas por meio da redução da abundância, diversidade e modificação da composição taxonômica. Entretanto, os ecossistemas dulcícolas sofrem declínios na biodiversidade muito maiores do que as dos ecossistemas terrestres, sendo um dos ecossistemas mais ameaçados (TORNWALL *et al.*, 2015), portanto é necessário o monitoramento.

Por certo, a compreensão dos processos envolvidos nos padrões da biodiversidade é valiosa para a manutenção dos serviços ecossistêmicos e vem sendo motivada por preocupações econômicas e implicações à saúde global (TORNWALL *et al.*, 2015; DUDGEON *et al.*, 2006).

3 MATERIAL E MÉTODOS

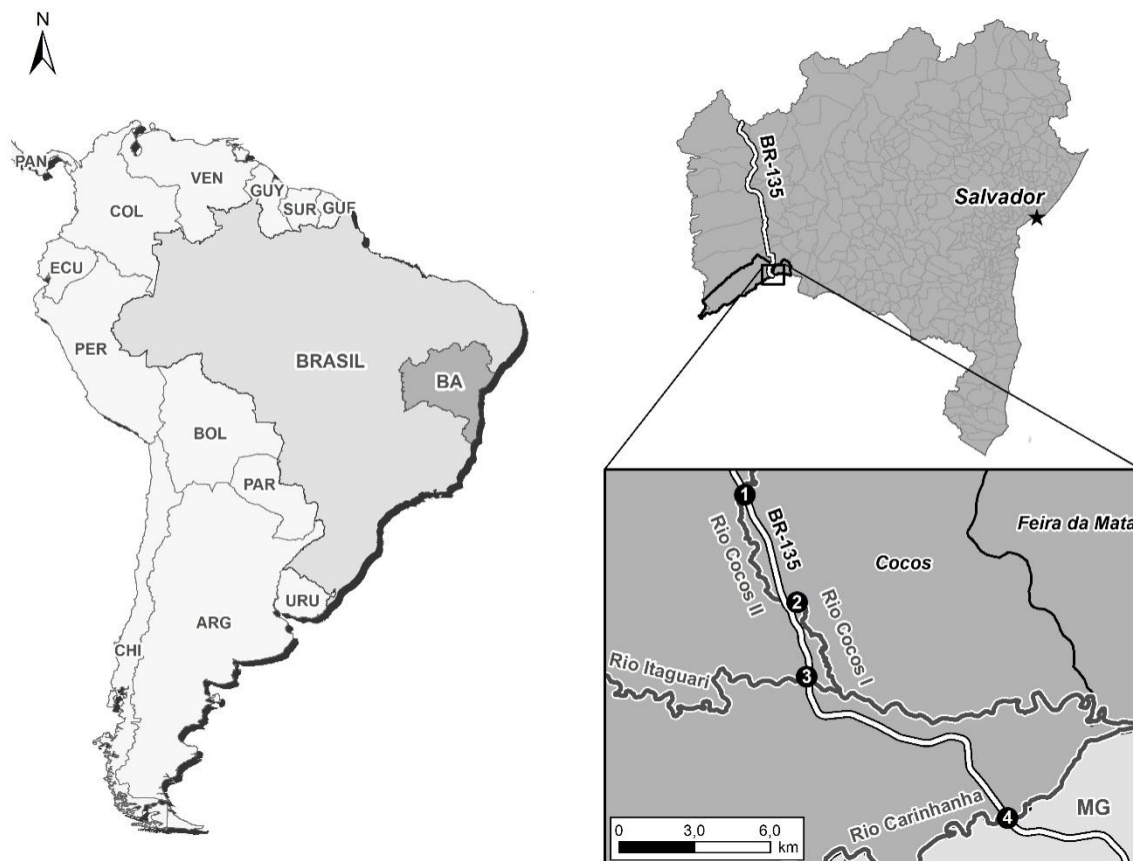
3.1 ORIGEM DOS DADOS

Os dados foram fornecidos pelo Instituto Tecnológico de Transportes e Infraestrutura da Universidade Federal do Paraná (ITTI/UFPR), que através de um

termo de cooperação com o Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (DNIT) realiza as atividades de Gestão Ambiental da BR-135 BA/MG. Dentre os vários programas, o de Proteção à Fauna inclui o subprograma de Monitoramento da Ictiofauna e Macroinvertebrados Bentônicos. O objetivo desse subprograma é realizar o monitoramento faunístico nos cursos d'água atingidos pela BR-135, a jusante e a montante do ponto de interceptação dos mesmos com a rodovia.

Os dados utilizados são referentes ao Lote cinco (trecho entre os km 443,9 e km 466,8), que intercepta o rio Cocos em dois pontos, (definidos como Cocos I e Cocos II), o rio Itaguari e o rio Carinhanha, todos no estado da Bahia na bacia do rio São Francisco (Figura 1). No rio Carinhanha foram realizadas obras apenas para implantação dos acessos à ponte, que já estava em funcionamento. Já para os outros rios foi necessária a construção de ponte. O rio Cocos I não foi analisado por apresentar coletas apenas na primeira e na quinta campanha e com diferentes esforços amostrais, decorrente da falta de água nos períodos de amostragem.

Figura 1 – Localização dos cursos d'água onde houve coletas de macroinvertebrados bentônicos.

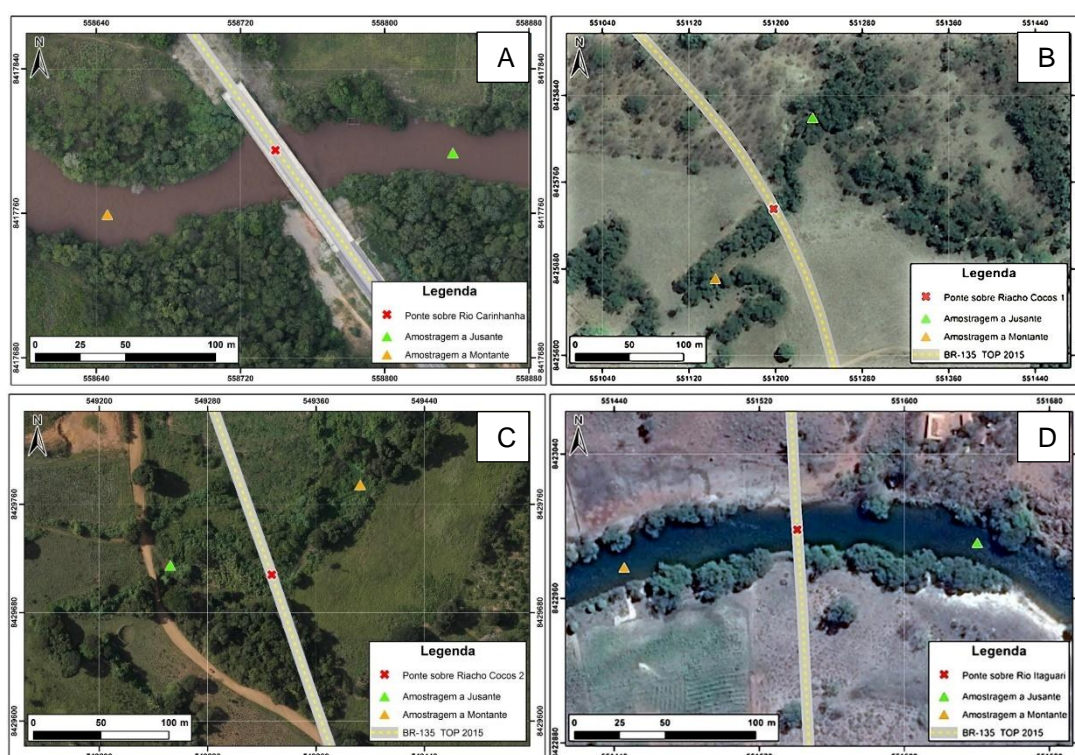


FONTE: ITTI (2019).

3.1.1 Coleta e processamento das amostras

Atendendo a uma periodicidade semestral, as campanhas amostrais foram realizadas nos seguintes meses: dezembro/2016, junho/2017, dezembro/2017, julho/2018, janeiro/2019 e julho/2019, com duração efetiva de quatro dias por ponto amostral (a 100 metros a montante e a 100 metros a jusante da ponte - Figura 2), nas quais também foram mensuradas as variáveis abióticas pH, temperatura, oxigênio dissolvido, oxigênio saturado, turbidez e condutividade (ANEXO).

Figura 2 – Localização dos pontos de amostragem nos rios: **A)** Carinhanha; **B)** Cocos I; **C)** Cocos II; **D)** Itaguari.



FONTE: ITTI (2015).

A primeira campanha ocorreu antes do início das obras, na qual havia sido realizada a limpeza do terreno, e estas foram paralisadas no dia 19 de setembro de 2018, de modo que as duas últimas campanhas ocorreram durante a paralisação. Vale pontuar que devido a isso, as pontes dos rios Cocos e Itaguari estão prontas, porém sem acesso à rodovia.

As amostras foram coletadas através da metodologia *kick-sampling*, utilizando o coletor tipo *kick* com malha de 0,5 mm. Para isso, foram realizadas amostragens

em triplicatas, padronizando uma área coberta de aproximadamente 1 m². Ressalta-se que as amostragens não se restringiram exatamente ao mesmo ponto, sendo então realizadas nas proximidades, visto que após uma perturbação a bentofauna necessita de um tempo para se reestabelecer no local. Como as campanhas tiveram duração de quatro dias e as amostras foram coletadas em triplicatas, para cada ponto amostral (montante e jusante), foi obtido um total de 24 amostras por rio em cada campanha. Entretanto, o rio Cocos II não foi amostrado a montante na quarta campanha.

Em campo os organismos foram fixados em formaldeído 10% e acondicionados em sacos plásticos. No laboratório, foram transferidos para recipientes plásticos contendo álcool 70% e identificados sob microscópio estereoscópico ao menor nível taxonômico possível, com o auxílio das seguintes chaves de identificação: Pérez (1996); Merritt e Cummins (1996); Lopretto e Tell (1995); Usinger (1956); Pes, Hamada e Nessimian (2005); Mugnai, Nessimian e Baptista (2010).

3.2 PROCESSAMENTO DOS DADOS

Com as planilhas brutas das seis campanhas de amostragem, foi feita a compilação dos dados e a categorização dos organismos em grupos funcionais, baseada em Cummins, Merritt e Andrade (2005), considerando aspectos morfológicos característicos das peças bucais e adaptações comportamentais dos organismos registrados nos pontos amostrais.

As análises e gráficos foram feitos em ambiente R (R Core Team, 2019), com os pacotes 'vegan' (OKSANEN *et al.*, 2019), 'labdsv' (ROBERTS, 2016), e 'lmPerm' (WHEELER; TORCHIANO, 2016). Para todos os testes estatísticos foi considerado um nível de significância de $\alpha = 0,05$.

Foram calculados os índices de riqueza, Diversidade de Shannon-Winner e Equitabilidade de Pielou para os rios e para os dois pontos de cada rio (montante e jusante). Para calcular se esses índices diferem entre os rios e entre os pontos dentro de cada rio, foi feita uma ANOVA aninhada com permutações com dois fatores: rio e ponto aninhado em rio. Quando houve diferença, foi realizada a análise a posteriori de Tukey para avaliar diferenças entre rios e em qual rio há diferença entre pontos.

Para avaliar mudanças na composição, foi aplicada uma PERMANOVA (Análise de Variância Permutacional Multivariada, ANDERSON, 2001) com rio e ponto aninhado em rio. Em caso de efeito, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA, GOWER, 1966) para visualizar em qual rio há mais diferença entre pontos. Foi aplicado uma análise de valor indicador das espécies (*IndVal*, DUFRENE; LEGENDRE, 1997) para avaliar se há espécies típicas de um determinado ponto em cada rio.

Também foi feito uma análise *betadisper* (ANDERSON; ELLINGSEN; MCARDLE, 2006) para testar com permutações se a variação entre amostras de um ponto é maior na jusante ou montante (*permutest*). Caso haja menor variação composicional na jusante, isso indicaria uma homogeneização na comunidade.

A proporção de guildas funcionais de alimentação foi comparada entre os pontos de cada rio em cada campanha usando um teste de Chi-quadrado, sendo a hipótese nula (H_0): montante e jusante não apresentam diferença. Assim, um valor de p significativo indicaria a rejeição de H_0 , considerando haver diferença significativa em relação ao que seria esperado.

4 RESULTADOS

A compilação dos dados das seis campanhas de amostragem gerou uma matriz de 117 táxons. A grande maioria das identificações estava em nível de gênero, mas devido à presença de algumas em nível de família, foi feita a classificação taxonômica dos níveis superiores e então todos os gêneros pertencentes àquelas famílias foram somadas.

A seguir serão apresentados os resultados referentes aos índices ecológicos (riqueza, Diversidade de Shannon e Equitabilidade de Pielou), à composição das metacomunidades da macrofauna bentônica e aos grupos funcionais de alimentação.

4.1 RIQUEZA

A riqueza da macrofauna bentônica foi diferente entre os rios em todas as campanhas de amostragem. Não houve diferença entre os pontos de cada rio (montante e jusante) na terceira e quarta campanha (Tabela 1).

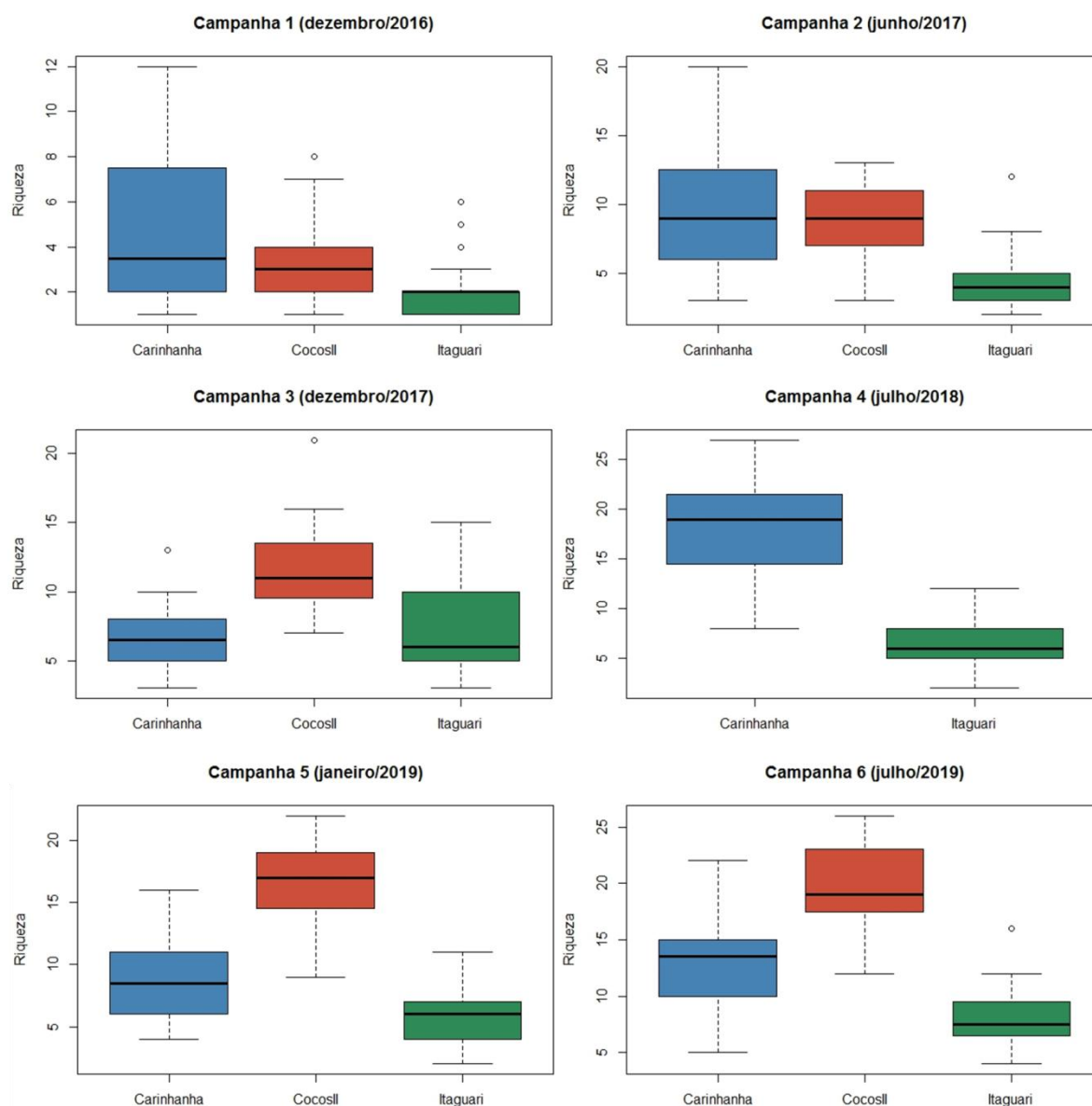
Tabela 1 – Resultado da ANOVA com permutação para a riqueza de táxons.

Fator	Valor de p					
	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3	Campanha 4	Campanha 5	Campanha 6
Rio	0,010 *	<0,01 ***	<0,01 ***	<0,01 ***	<0,01 ***	<0,01 ***
Rio:Ponto	<0,01 ***	<0,01 ***	0,163	0,059 .	0,008 **	<0,01 ***

FONTE: O autor (2019).

As variações da riqueza para cada rio são apresentadas na Figura 3. O rio Itaguari obteve os menores valores de riqueza em todas as campanhas, mas a diferença não foi detectada na terceira campanha, quando comparado ao rio Carinhanha, e na quarta campanha, quando comparado ao rio Cocos II. A Tabela 2 sintetiza as diferenças encontradas.

Figura 3 – Riqueza da macrofauna bentônica para os rios.



FONTE: O autor (2019).

Tabela 2 – Síntese do resultado da análise de Tukey para a diferença na riqueza entre os rios.

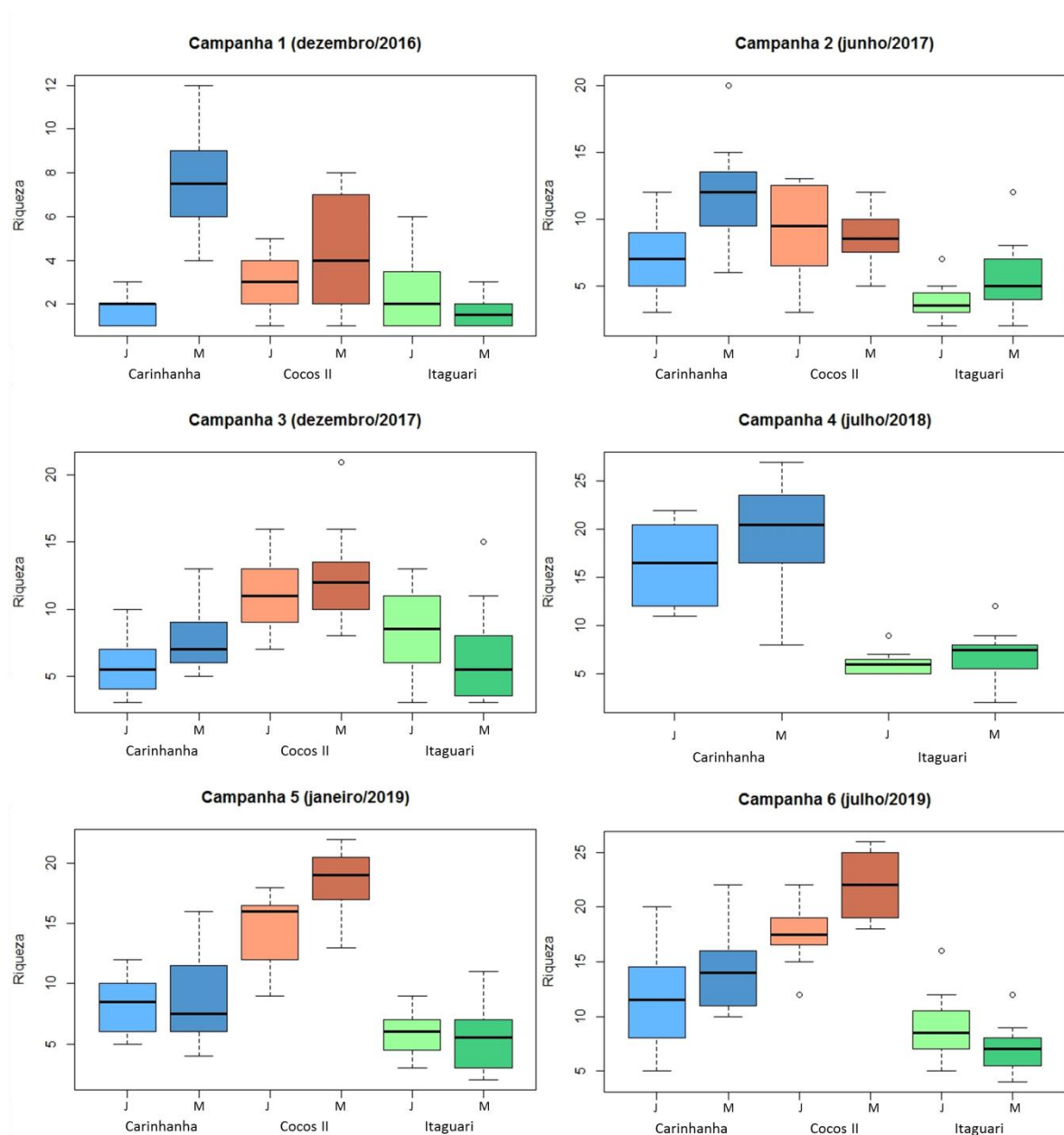
Comparação da riqueza	Campanha	Valor de p
Carinhanha > Itaguari	1; 2; 4; 5; 6	<0,01; <0,01; <0,01; 0,003; <0,01
Cocos II > Carinhanha	3; 5; 6	<0,01; <0,01; <0,01
Cocos II > Itaguari	1; 2; 3; 5; 6	0,012; <0,01; <0,01; <0,01; <0,01

FONTE: O autor (2019).

As variações da riqueza para cada ponto dos rios (montante e jusante) são apresentadas na Figura 4. Na primeira e na segunda campanha somente há

diferença entre pontos no rio Carinhanha, sendo que montante apresenta uma maior riqueza que jusante. Na quinta e na sexta campanha, a diferença entre os pontos foi apenas para o rio Cocos II, sendo montante mais rico que jusante. Na Tabela 3 são apresentados os valores da diferença entre os pontos montante e jusante e os valores de p.

Figura 4 – Riqueza da macrofauna bentônica no ponto a jusante (J) e a montante (M) dos rios.



FONTE: O autor (2019).

Tabela 3 – Resultados do teste de Tukey para os pontos dentro de cada rio. Diferença: resultado de Montante - Jusante.

Campanha	Carinhanha		Cocos II		Itaguari	
	Diferença	Valor de p	Diferença	Valor de p	Diferença	Valor de p
1	5,750	<0,01 *	1,417	0,399	-0,917	0,761
2	4,75	0,002 *	-0,333	0,999	2,083	0,487
5	0,583	0,999	4,083	0,019 *	-0,500	0,999
6	2,833	0,288	4,417	0,018 *	-1,917	0,705

FONTE: O autor (2019).

4.2 DIVERSIDADE DE SHANNON

Os valores do índice de Diversidade de Shannon foram diferentes para os rios em todas as campanhas e diferentes para os pontos nas três primeiras campanhas (Tabela 4).

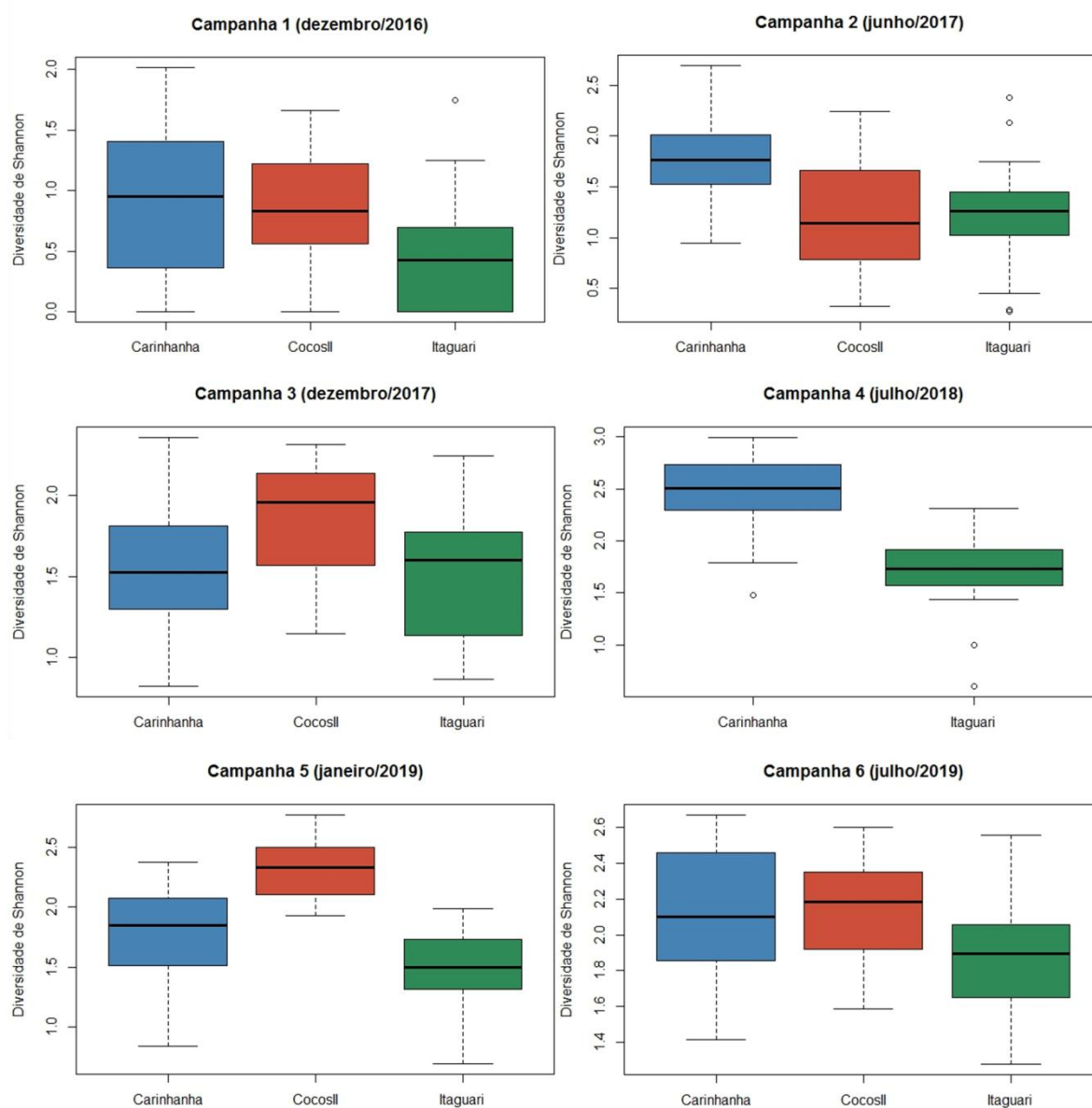
Tabela 4 – Resultado da ANOVA com permutação para a Diversidade de Shannon.

Fator	Valor de p					
	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3	Campanha 4	Campanha 5	Campanha 6
Rio	0,010 *	<0,01 ***	<0,01 ***	<0,01 ***	<0,01 ***	0,022 *
Rio:Ponto	<0,01 ***	0,016 *	0,024 *	1	0,142	0,113

FONTE: O autor (2019).

A Figura 5 apresenta as variações do índice de Shannon para cada rio. O rio Carinhanha, comparado ao rio Itaguari, obteve maiores valores de diversidade de Shannon em todas as campanhas, exceto na terceira. Quando comparado ao rio Cocos II, Carinhanha foi mais diverso na segunda campanha e menos diverso na terceira e na quinta. A Tabela 5 sintetiza as diferenças encontradas e apresenta os valores de p.

Figura 5 – Índice de Diversidade de Shannon para os rios.



FONTE: O autor (2019).

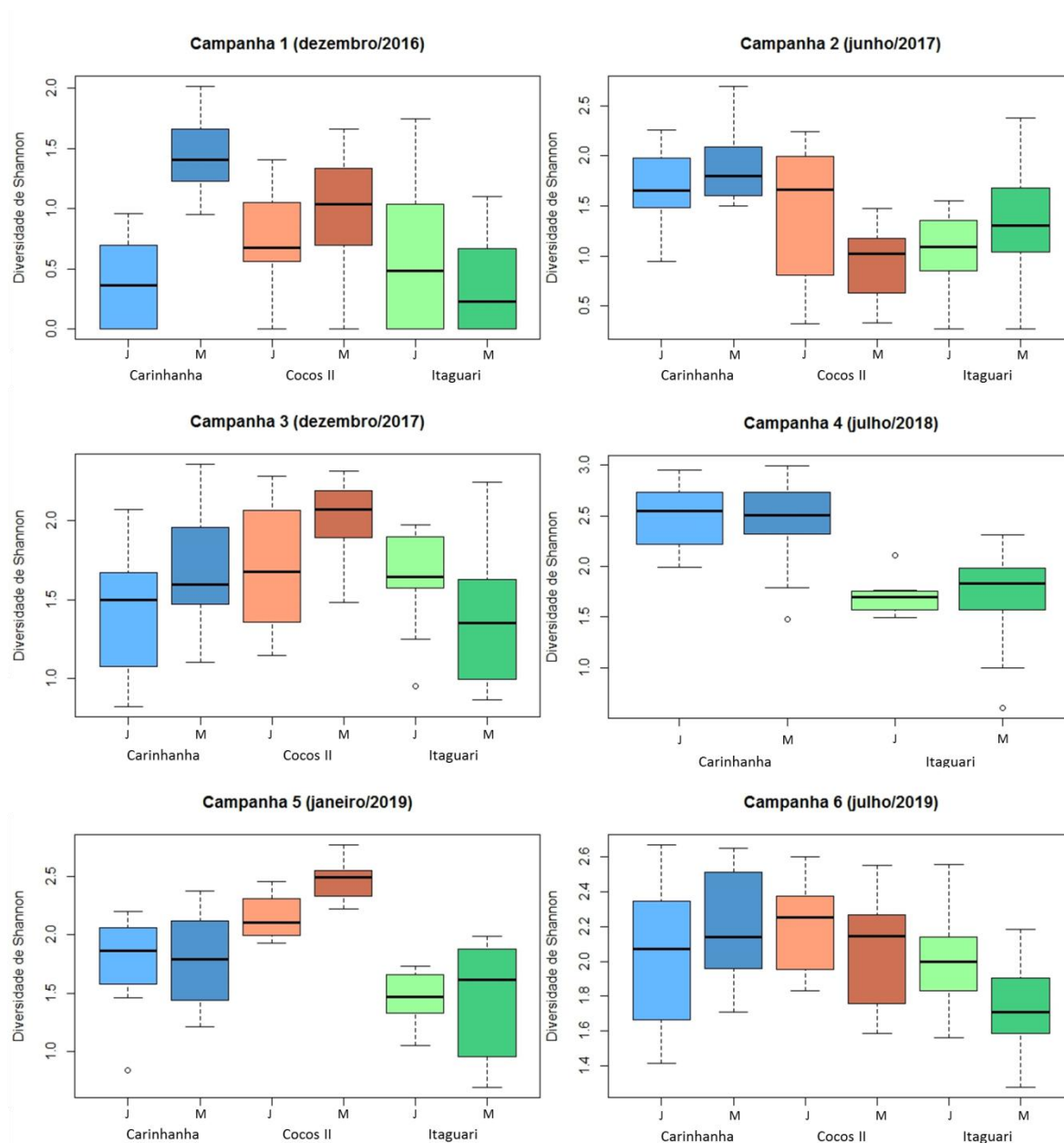
Tabela 5 – Síntese do resultado da análise de Tukey para a diferença na diversidade de Shannon entre os rios.

Comparação da diversidade	Campanha	Valor de p
Carinhanha > Itaguari	1; 2; 4; 5; 6	0,004; <0,01; <0,01; 0,003; 0,017
Carinhanha > Cocos II	2	<0,01
Cocos II > Carinhanha	3; 5	<0,01; <0,01
Cocos II > Itaguari	1; 3; 5; 6	0,033; <0,01; <0,01; 0,012

FONTE: O autor (2019).

As variações da diversidade de Shannon para cada ponto dos rios (montante e jusante) são apresentadas na Figura 6. Para a primeira campanha, a diferença entre os pontos foi detectada apenas no rio Carinhanha, sendo montante mais diverso que jusante. Para a segunda e terceira campanha, embora a ANOVA tenha detectado diferença entre os pontos, o teste de Tukey não detectou (Tabela 6).

Figura 6 – Diversidade de Shannon no ponto a jusante (J) e a montante (M) dos rios.



FONTE: O autor (2019).

Tabela 6 – Resultados do teste de Tukey para os pontos dentro de cada rio. Diferença: resultado de Montante - Jusante.

Campanha	Carinhanha		Cocos II		Itaguari	
	Diferença	Valor de p	Diferença	Valor de p	Diferença	Valor de p
1	1,066	<0,01 *	0,172	0,953	-0,236	0,792
2	0,236	0,829	-0,528	0,088	0,281	0,701
3	0,281	0,403	0,301	0,329	-0,237	0,594

FONTE: O autor (2019).

4.3 EQUITABILIDADE DE PIELOU

Não houve diferença no índice de Equitabilidade de Pielou entre os rios somente na primeira e na terceira campanha. A diferença entre os pontos de cada rio (montante e jusante) foi detectada na segunda, quarta e sexta campanha (Tabela 7).

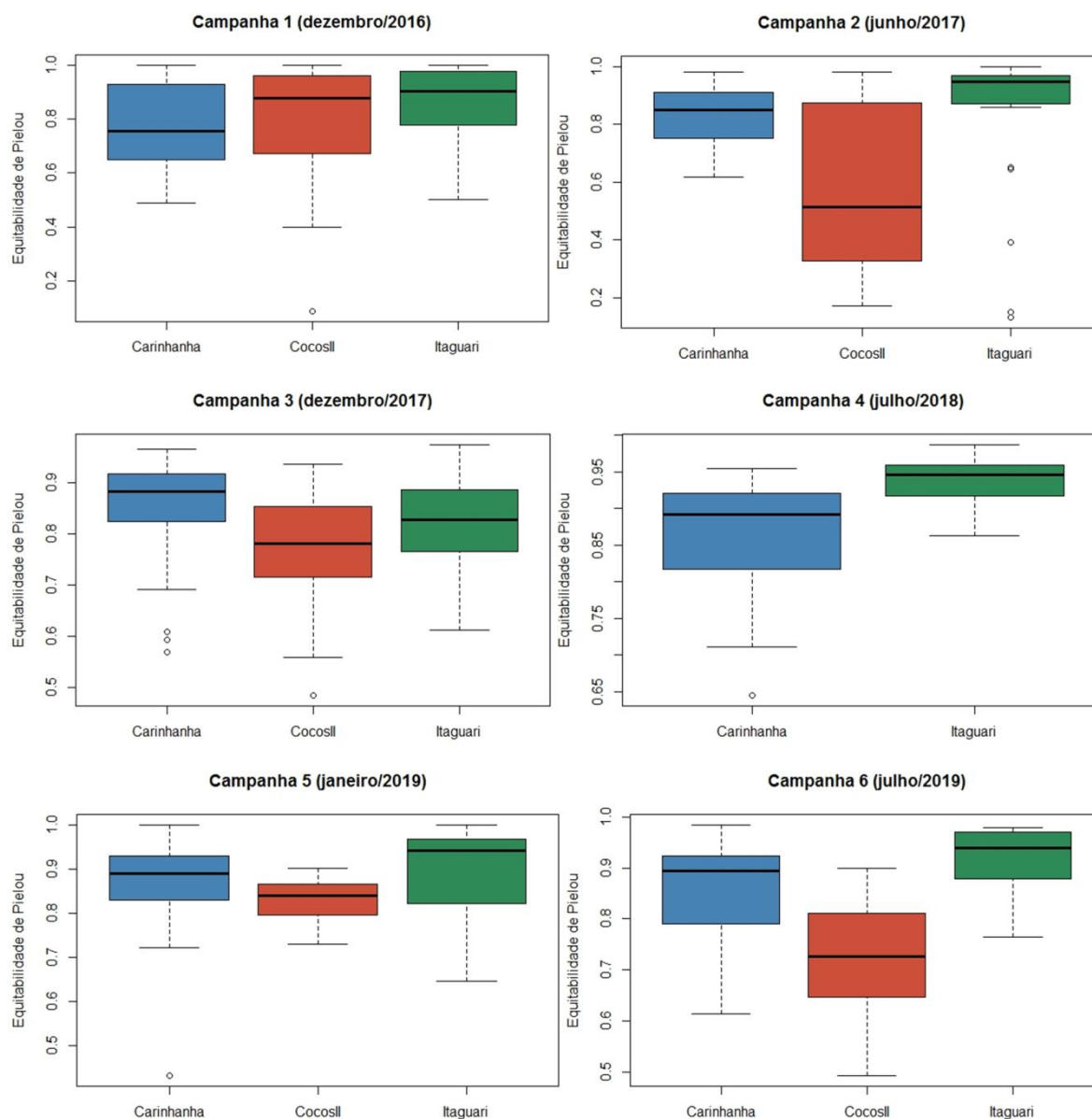
Tabela 7 – Resultado da ANOVA com permutação para a Equitabilidade de Pielou.

Fator	Valor de p					
	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3	Campanha 4	Campanha 5	Campanha 6
Rio	0,556	0,001 ***	0,175	<0,01 ***	0,038 *	<0,01 ***
Rio:Ponto	0,471	0,025 *	0,261	0,014 *	0,286	0,047 *

FONTE: O autor (2019).

A Figura 7 apresenta as variações do índice de Pielou para cada rio. Quando comparado ao rio Cocos II, Carinhanha apresentou maiores valores de equitabilidade na segunda e na sexta campanha. O rio Itaguari foi mais equitativo que o Carinhanha na quarta e na sexta campanha e não foi mais equitativo que o rio Cocos II apenas na primeira e na terceira campanha (Tabela 8).

Figura 7 – Índice de Equitabilidade de Pielou para os rios.



FONTE: O autor (2019).

Tabela 8 – Síntese do resultado da análise de Tukey para a diferença na Equitabilidade de Pielou entre os rios.

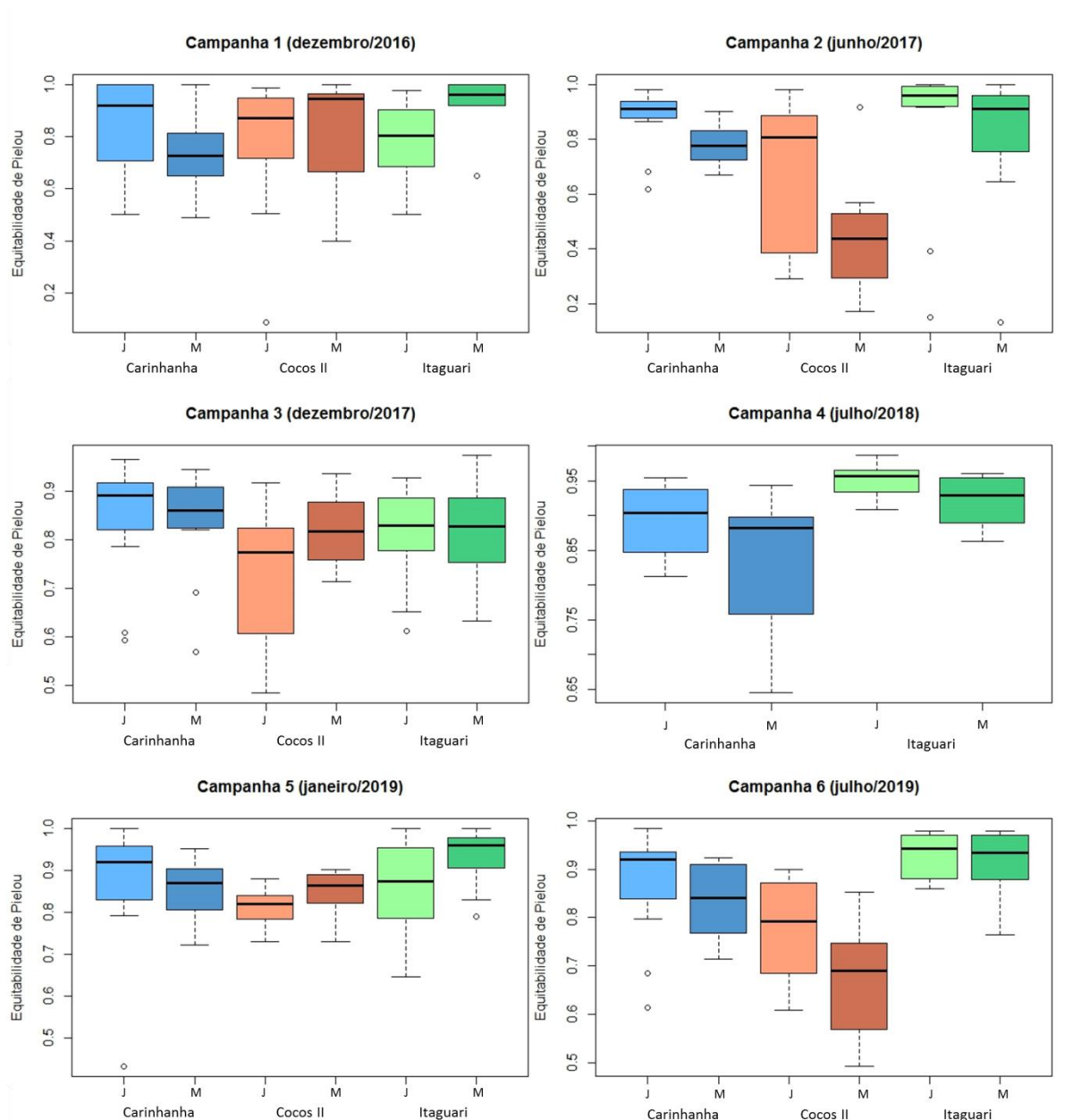
Comparação da equitabilidade	Campanha	Valor de p
Carinhanha > Cocos II	2; 6	<0,01; <0,01
Itaguari > Carinhanha	4; 6	<0,01; 0,028
Itaguari > Cocos II	2; 5; 6	<0,01; 0,029; 0,01

FONTE: O autor (2019).

As variações da equitabilidade de Pielou para cada ponto dos rios (montante e jusante) são apresentadas na Figura 8. Para a quarta campanha, a diferença entre

os pontos ocorreu apenas no rio Carinhanha, sendo jusante maior que montante. Para a segunda e para a sexta campanha não foi detectada diferença entre os pontos para o mesmo rio (Tabela 9).

Figura 8 – Índice de Equitabilidade de Pielou no ponto a jusante (J) e a montante (M) dos rios.



FONTE: O autor (2019).

Tabela 9 – Resultados do teste de Tukey para os pontos dentro de cada rio. Diferença: resultado de Montante - Jusante.

Campanha	Carinhanha		Cocos II		Itaguari	
	Diferença	Valor de p	Diferença	Valor de p	Diferença	Valor de p

2	-0,098	0,867	-0,236	0,076	-0,031	0,999
4	-0,065	0,038 *	-	-	-0,028	0,644
6	-0,034	0,935	-0,102	0,074	-0,013	0,999

FONTE: O autor (2019).

4.4 COMPOSIÇÃO

A composição da macrofauna bentônica foi diferente para os rios em todas as campanhas. Para os pontos, a diferença não foi detectada somente na terceira campanha (Tabela 10).

Tabela 10 – Resultado da PERMANOVA com permutação.

Fator	Valor de p					
	Campanha 1	Campanha 2	Campanha 3	Campanha 4	Campanha 5	Campanha 6
Rio	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***	0,001 ***
Rio:Ponto	0,001 ***	0,001 ***	0,245	0,003 **	0,001 ***	0,001 ***

FONTE: O autor (2019).

Os resultados da PCoA para os rios são apresentados na Figura 9, na qual é possível verificar que o rio Cocos II apresentou uma composição mais diferenciada dos outros rios a partir da quinta campanha.

Com relação à variação entre as amostras dos rios, apenas na primeira campanha não foi detectada diferença ($p=0,812$). Na terceira campanha, Carinhanha foi o rio mais homogêneo, seguido por Cocos II. Já nas outras três campanhas em que esses rios foram analisados, a ordem se inverteu, sendo Cocos II mais homogêneo que Carinhanha. Na quarta campanha, a comparação entre Carinhanha e Itaguari revelou que o primeiro apresenta uma maior homogeneidade na composição da macrofauna bentônica.

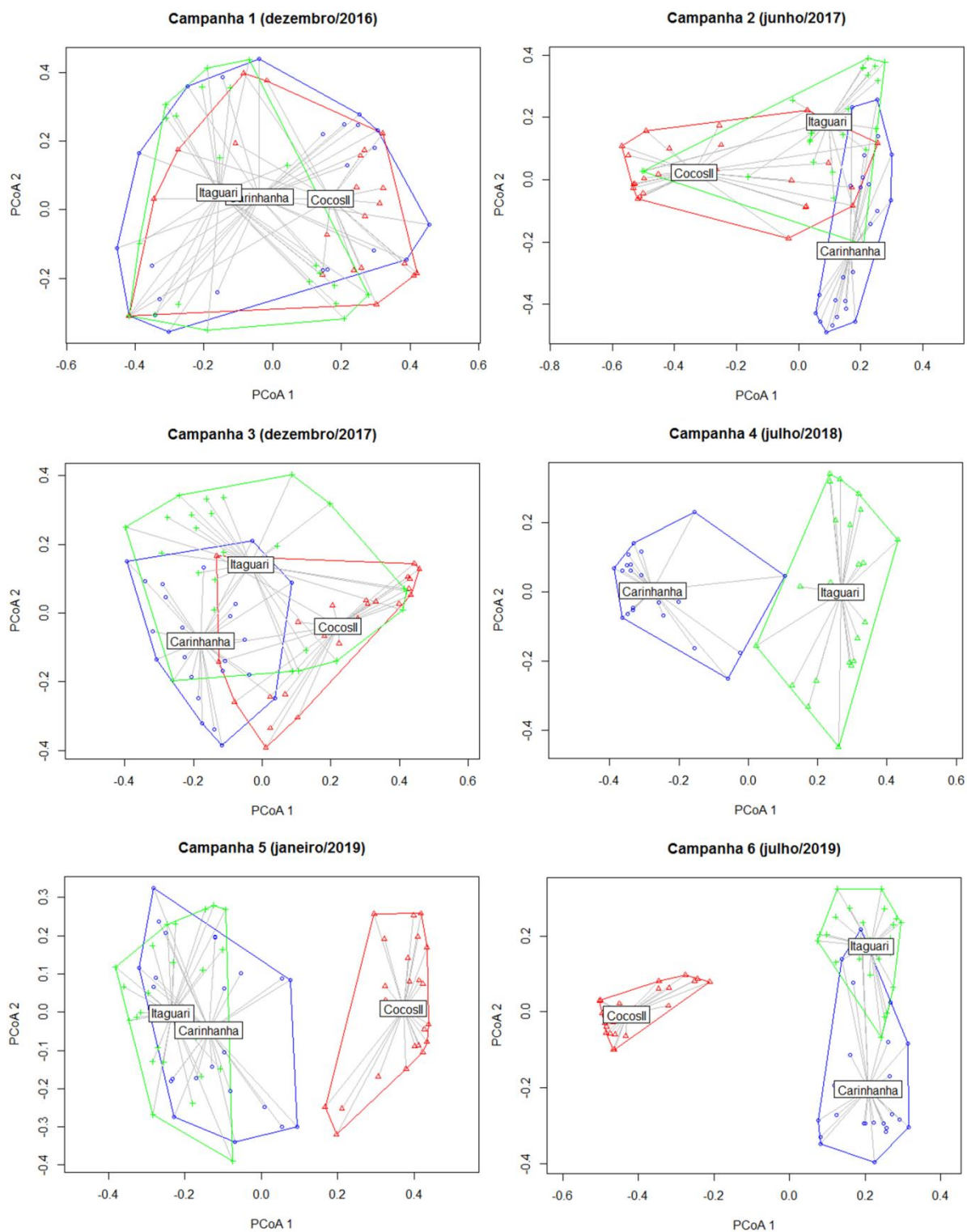
Na Tabela 11 são apresentados os táxons típicos dos rios e dos pontos de cada rio. O rio Carinhanha apresentou 37 táxons típicos ao longo de todas as campanhas, sendo *Thraulodes* (Ephemeroptera, Leptophlebiidae) o que foi apontado em um maior número ($n=5$ campanhas), seguido por *Chimarra* (Trichoptera, Philopotamidae) ($n=4$).

O rio Cocos II teve 43 táxons típicos ao todo e os gastrópodos *Biomphalaria* (Basommatophora, Planorbidae) e *Melanoides* (Caenogastropoda, Thiaridae) foram

mencionados em todas as campanhas (n=5). *Physa* (Basommatophora, Physidae) foi mencionada em quatro campanhas.

Já Itaguari teve apenas dois táxons típicos, o bivalve *Diplodon* (Hyriidae, Unionoida) e o crustáceo *Macrobrachium* (Palaemonidae, Decapoda), sendo o último o que apareceu em um maior número de campanhas (n=2).

Figura 9 – Resultado da PCoA para os rios.



FONTE: O autor (2019).

Tabela 11 – Táxons típicos com seus respectivos valores indicadores (IndVal) em cada rio e ponto. C: Campanha. (conclusão)

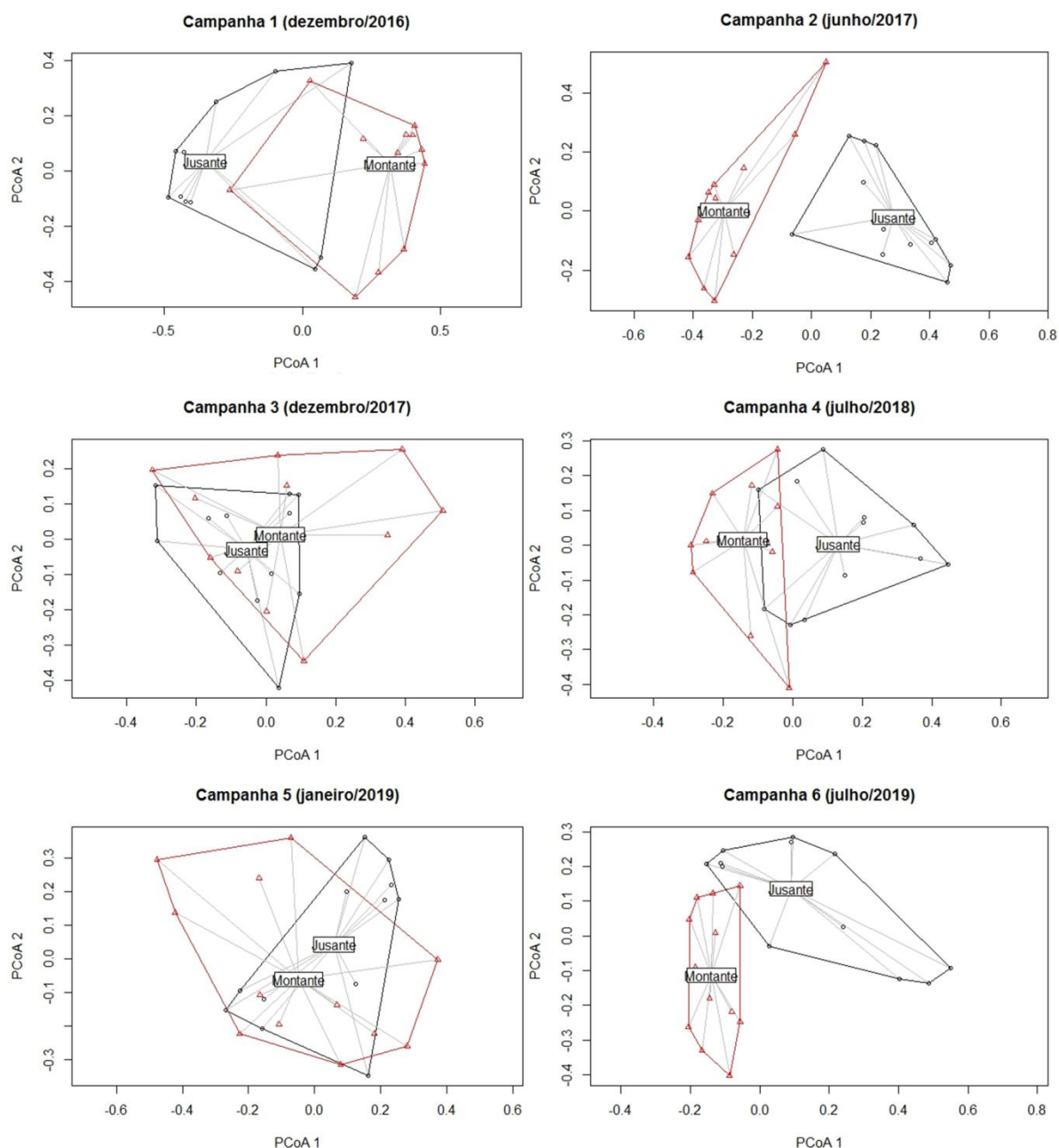
Táxon	Carinhanha		Montante		Jusante		Cocos II		Montante		Jusante		Itaguari		Montante		Jusante		
	IndVal	p	IndVal	p	IndVal	p	IndVal	p	IndVal	p	IndVal	p	IndVal	p	IndVal	p	IndVal	p	
<i>Physa</i>	-	-	-	-	-	-	0,298 (C1) 0,257 (C3) 0,500 (C5) 0,375 (C6)	0,010 0,021 0,001 0,001	0,601 (C1)	0,009	-	-	-	-	-	-	-	-	
Planariidae	-	-	-	-	-	-	0,250 (C5) 0,542 (C6)	0,001 0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Plesiophysa</i>	0,385 (C4)	0,003	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Progomphus</i>	0,325 (C2) 0,587 (C4)	0,008 0,001	-	-	-	-	0,259 (C3)	0,010	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Psephenus</i>	0,292 (C2) 0,167 (C3)	0,001 0,020	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Psidium</i>	-	-	-	-	-	-	0,730 (C6)	0,001	0,666 (C6)	0,030	-	-	-	-	-	-	0,735 (C5)	0,012	
<i>Rhagovelia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,417 (C4)	0,038	-	-	
Simuliidae	0,333 (C6)	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Smicridea</i>	0,519 (C4)	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Stegoelmis</i>	0,243 (C4)	-	-	-	-	-	0,250 (C3)	0,005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Thraulodes</i>	0,483 (C1) 0,316 (C2) 0,641 (C4) 0,583 (C5) 0,625 (C6)	0,001 0,003 0,001 0,001 0,001	0,805 (C1) 0,523 (C2) 0,758 (C6)	0,002 0,026 0,010	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tipulidae	0,395 (C4) 0,542 (C6)	0,007 0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tricorythodes</i>	0,273 (C2)	0,001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tricorythopsis</i>	0,187 (C6)	0,031	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Zonophora</i>	0,175 (C1)	0,047	0,417 (C1)	0,029	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

FONTE: O autor (2019).

Na Figura 10 são apresentados os resultados da PCoA para os pontos do rio Carinhanha, na qual é possível verificar que as campanhas que tiveram maior diferença na composição da macrofauna bentônica entre os pontos foram a segunda e a sexta. Entretanto, foi encontrada diferença na variação das amostras entre montante e jusante apenas na segunda campanha ($p < 0,01$), sendo a composição amostrada no ponto a montando mais homogênea que a jusante.

Em todas as campanhas houve a ocorrência de táxons típicos para o ponto a montante do rio Carinhanha (Tabela 11) e o gastrópoda *Heleobia* (Littorinimorpha, Hydrobiidae) foi o mais apontado ($n=4$ campanhas), seguido pelo efemeróptera *Thraulodes* e pelo bivalve *Corbicula* (Veneroidea, Corbiculidae) ($n=3$). Para o ponto a jusante foram constatados táxons típicos somente na quarta e na sexta campanha: *Acanthagrion* (Odonata/Zygoptera, Coenagrionidae) e *Cryphocricos* (Hemiptera, Naucoridae), respectivamente, sendo o primeiro o que apresentou maior valor indicador (78%).

Figura 10 – Resultado da PCoA para os pontos do rio Carinhonha.



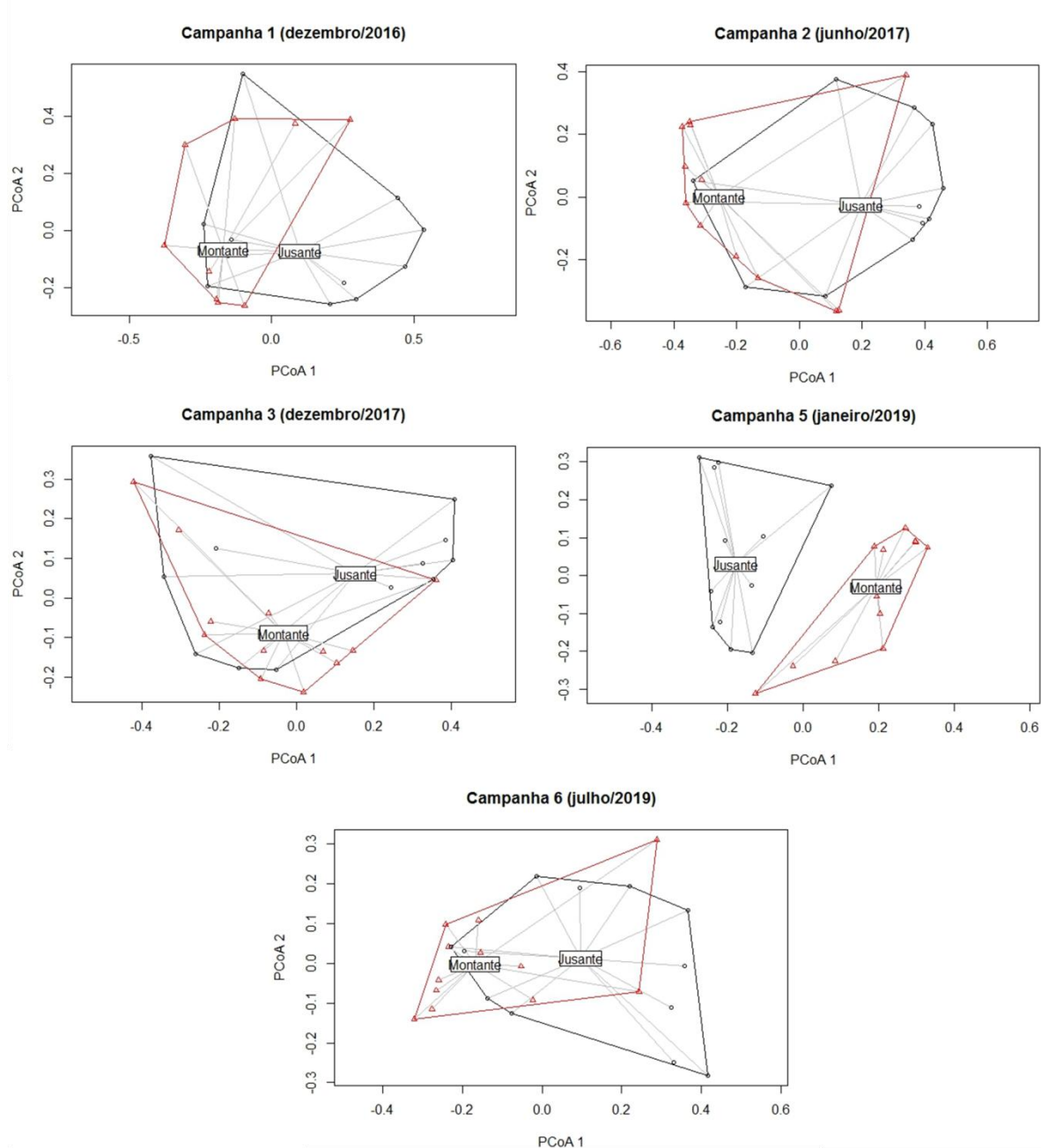
FONTE: O autor (2019).

Para os pontos do rio Cocos II, a quinta campanha foi a que apresentou uma maior diferença na composição da macrofauna bentônica (Figura 11), porém, não foi detectada diferença estatística significativa na variação das amostras entre montante e jusante para nenhuma campanha.

O ponto a montante teve a ocorrência de táxons típicos em todas as campanhas (Tabela 11), com destaque para Belostomatidae (Hemiptera) e *Phyllocycla* (Odonata/Anisoptera, Gomphidae) que foram detectados em duas

campanhas. No ponto a jusante só foram detectados táxons típicos na segunda, quinta e sexta campanha: *Pelocoris* (Hemiptera, Naucoridae), Chironomidae (Diptera) e Hydracarina, respectivamente (Arachnida, Trombidiformes), sendo Chironomidae o que apresentou maior valor indicador (79%).

Figura 11 – Resultado da PCoA para os pontos do rio Cocos II.



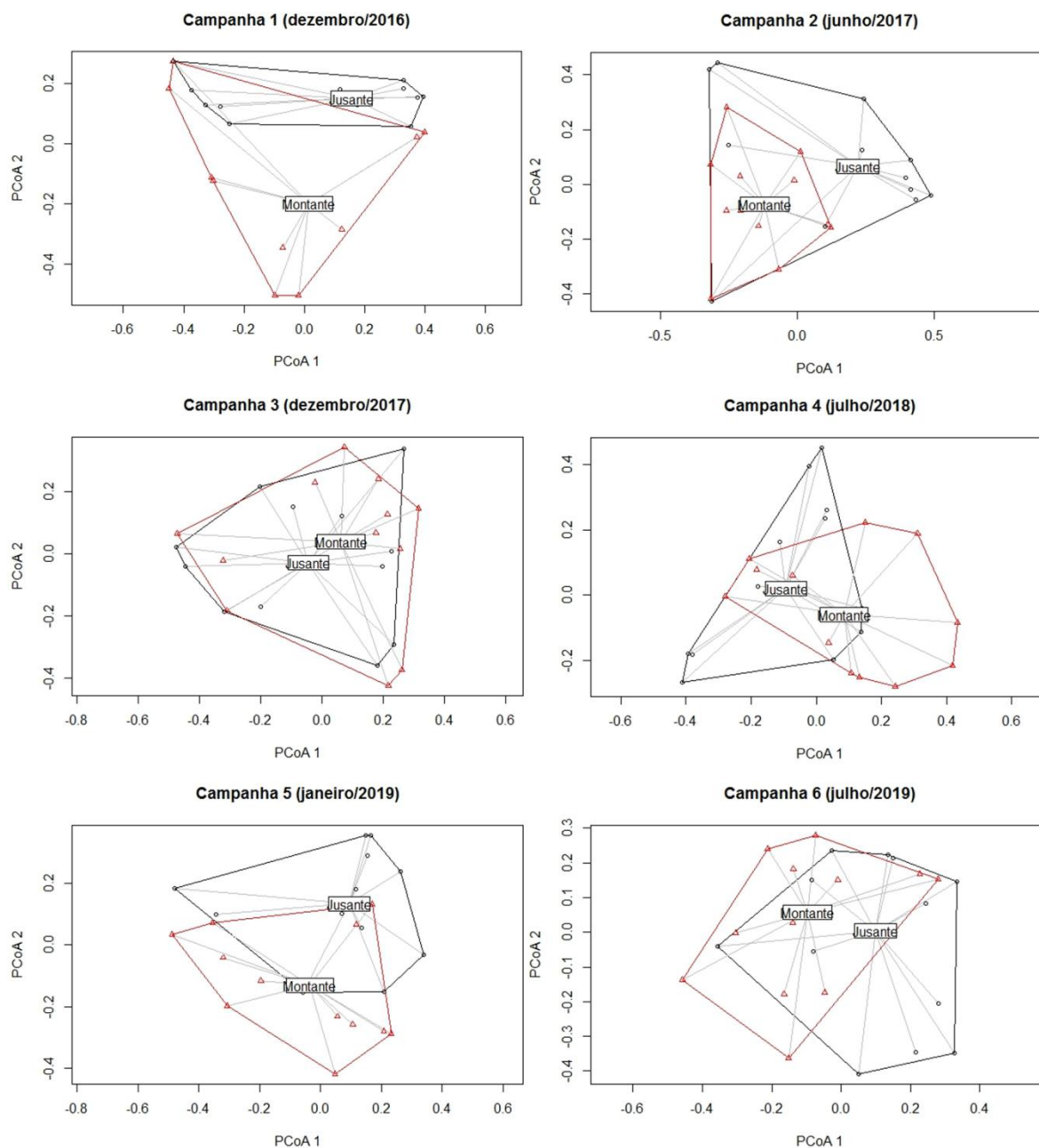
FONTE: O autor (2019).

Na Figura 12 são apresentados os resultados da PCoA para os pontos do rio Itaguari, que teve pouca variação na composição das amostras. O teste não

encontrou diferença na variação entre montante e jusante, indicando não haver homogeneização na composição das metacomunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Somente nas três últimas campanhas de amostragem do rio Itaguari foram registrados táxons típicos (Tabela 11). A montante foram três táxons apontados: *Melanoides* (Caenogastropoda, Thiaridae), *Phyllocycla* (Odonata/Anisoptera, Gomphidae) e *Rhagovelia* (Hemiptera, Veliidae), sendo *Phyllocycla* o que apresentou o maior valor indicador (47%). A jusante foram cinco táxons apontados: *Diplodon* (Unionoida, Hyriidae), *Leptohyphes* (Ephemeroptera, Tricorythidae), Oligochaeta (Annelida), Ostracoda (Arthropoda) e *Psidium* (Sphaeriida, Sphaeriidae), sendo o último o que apresentou maior valor indicador (74%).

Figura 12 – Resultado da PCoA para os pontos do rio Itaguari.



FONTE: O autor (2019).

4.5 GRUPOS FUNCIONAIS DE ALIMENTAÇÃO

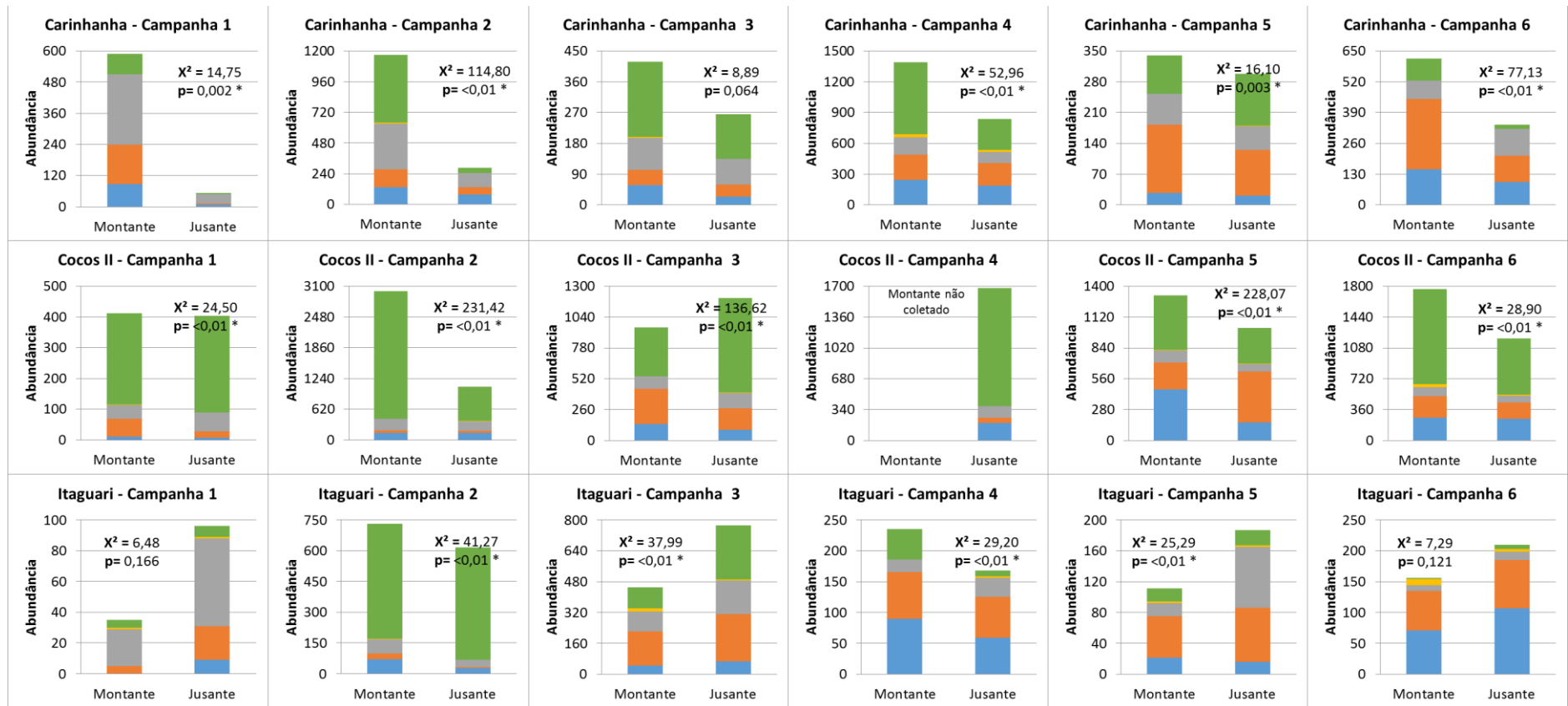
O rio Carinhanha teve a predominância da guilda Coletor-filtrador na primeira campanha, Raspador na segunda, terceira e quarta campanha; e Coletor-catador nas duas últimas. O rio Cocos II foi mais representado pela guilda Raspador em todas as campanhas. Já o rio Itaguari teve como mais predominante a guilda

Coletor-filtrador na primeira campanha, Raspador na segunda, Coletor-catador na terceira e na quinta e Predador na quarta e na sexta.

Na Figura 13 é possível verificar que a abundância de espécimes coletados a montante a jusante foi bem diferente em algumas campanhas, sendo maior a montante em todas as campanhas para o rio Carinhanha e na maioria das campanhas para o rio Cocos II. Para o rio Itaguari, a abundância foi maior a jusante para a maior parte das campanhas.

Ao observar a distribuição das guildas alimentares para os pontos de cada rio (Figura 13) é possível encontrar uma diferenciação de proporção e essa foi detectada pelo teste Chi-quadrado. Sendo assim, os pontos a montante e a jusante não respondem da mesma forma na maioria das campanhas. O rio Carinhanha só não apresentou diferença na terceira campanha e o rio Itaguari na primeira e na sexta.

Figura 13 – Distribuição dos GFAs nos pontos a montante e a jusante de cada rio com valor do teste de Chi-quadrado e valor de p para cada campanha.



LEGENDA: **Azul:** Predador; **Laranja:** Coletor-catador; **Cinza:** Coletor-filtrador; **Amarelo:** Fragmentador; **Verde:** Raspador.

FONTE: O autor (2019).

5 DISCUSSÃO

Conforme Callisto, Gonçalves-Jr e Moreno (2005), os principais tipos de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos brasileiros são relacionados: à hidrologia; às condições de cobertura vegetal; à salinidade; à sedimentação e turbidez; ao aumento da carga de nutrientes; e à contaminação por pesticidas e metais pesados. A construção de rodovias interceptando rios pode alterar as condições hidrológicas (principalmente devido ao assoreamento), as condições de cobertura vegetal e as condições da sedimentação e turbidez (devido ao carregamento ou re-suspensão de matéria orgânica ou inorgânica). Tais impactos devem refletir nas comunidades biológicas e nas funções ecossistêmicas locais.

Primeiramente, é importante ressaltar que os rios analisados nesse estudo são diferentes na riqueza, diversidade e equitabilidade da macrofauna bentônica; o que é esperado devido às condições físicas e químicas de cada um. De fato, a composição e a distribuição de macroinvertebrados de água doce são influenciadas por vários fatores, como a composição da vegetação, profundidade da lâmina d'água, natureza química do substrato e concentração de oxigênio (HEINO, 2009), o que torna os rios, mesmo que próximos, únicos nos seus indicadores ecológicos. De maneira geral, o rio Itaguari é o que apresenta menores índices de riqueza de espécies e de diversidade, porém maior equitabilidade, seguido por Carinhanha.

Considerando as diferenças nos índices ecológicos entre os pontos dos rios, descritas nos resultados, as principais alterações estão concentradas no rio Carinhanha, que é o único rio cuja ponte já estava estabelecida e em utilização antes do monitoramento. Nesse rio, o monitoramento foi estabelecido não para construção da ponte, mas apenas para obras nos acessos a uma ponte já construída. Essa constatação indica que a interceptação de rodovias pode gerar impacto na comunidade da macrofauna bentônica em longo prazo, apontando a necessidade da continuação do monitoramento durante a operação da rodovia. Correlações ecológicas entre comunidades e impactos são melhores detectadas quando dados de longo prazo estão disponíveis (BÊCHE; RESH, 2007). Dessa forma, sugere-se que deva haver maior discussão nas estratégias de detecção de alterações na comunidade de invertebrados que podem requerer alguma forma de mitigação. Atualmente, o Plano Básico Ambiental (PBA) do empreendimento prevê apenas uma campanha de amostragem durante a operação da rodovia, após seis

meses da conclusão do empreendimento. Nesse contexto, vale ressaltar que os macroinvertebrados bentônicos têm uma grande importância ecológica em ambientes aquáticos, representando elementos significativos na estrutura e funcionamento desses ecossistemas por ser o elo entre os recursos basais (detritos e algas) e os peixes (CARVALHO; UIEDA, 2004; BARBOLA *et al.*, 2011), e assim podem refletir as condições dos outros níveis tróficos, mais difíceis de serem amostrados.

Bertoncin *et al.* (2019) encontraram que a composição difere significativamente entre períodos de ciclo hidrológico normal e períodos extremos de seca, de modo que a densidade, riqueza e diversidade de macroinvertebrados bentônicos aumentam durante as secas. Na parte oeste do estado da Bahia, onde os rios estão localizados, o período de seca é intenso e ocorre entre os meses de maio e outubro, nos quais estão inclusas todas as campanhas pares (2, 4 e 6) e nos quais, de modo geral, foi verificada maior abundância e maiores valores dos índices de riqueza e diversidade. Isso também ressalta que monitoramentos devem ocorrer em diferentes períodos, e que poucas amostragens podem não refletir a variação natural dos ecossistemas. A abundância de organismos também pode ser alterada em função da sazonalidade, tendendo a ser menor em períodos de maior precipitação como resultado do aumento da profundidade e da velocidade da correnteza dos corpos hídricos (FULAN *et al.*, 2009).

A diferença na composição de taxa entre os trechos montante e jusante só não foi significativa na terceira campanha, podendo indicar um efeito das obras nessa alteração. Entretanto, na primeira campanha só havia sido realizada a limpeza do terreno e tal alteração também ocorreu, o que se acredita estar correlacionado com um evento de chuvas muito fortes antes das coletas. Da mesma forma, com relação à diferença na proporção das guildas funcionais de alimentação entre os pontos, foi verificado que montante e jusante não respondem da mesma forma para a maioria das campanhas. Segundo a teoria do rio contínuo (VANNOTE *et al.*, 1980), há um aumento da riqueza, abundância e uma mudança dos grupos funcionais de montante para a jusante de rios, mas, visto que os pontos amostrados são pouco distantes entre si (cerca de 200 m), não seriam esperadas alterações. Considerando essa ideia, as rodovias podem ser um ponto de quebra do contínuo fluvial, mas deve-se considerar que alguns grupos apresentam distribuição agregada e que as coletas podem ter influenciado nas alterações observadas.

Essa diferença na composição das metacomunidades e na distribuição das guildas alimentares entre os pontos é persistente, o que também indica que o monitoramento deve continuar, visto que é entendido que o funcionamento do ecossistema pode estar sendo afetado. Acreditamos que avaliações das interações tróficas entre diversos componentes das comunidades podem ser uma forma de avaliar os efeitos de impactos antrópicos no funcionamento dos ecossistemas, o que pode indicar processos análogos à homogeneização biótica como *benthification* – processo caracterizado por alterações na estrutura trófica do ecossistema pelo domínio de espécies invasoras com hábito alimentar bentônico (BEZERRA *et al.*, 2019).

O gênero *Thraulodes* foi indicado como típico do rio Carinhanha em cinco campanhas e, pertencendo à ordem Ephemeroptera, é considerado sensível ou intolerante à poluição e pertence à guilda coletor-catador. O tricóptera *Chimarra*, coletor-filtrador, foi apontado como típico em quatro campanhas e também é considerado sensível. Por meio desses organismos como indicadores do ambiente, pode-se inferir que o rio Carinhanha encontra boas condições ambientais e que as diferenças encontradas nos índices ecológicos, na composição e na proporção de guildas alimentares pode ser parte da dinâmica natural da organização das metacomunidades. O ponto a jusante do rio Carinhanha não apresentou um táxon típico apontado em mais de uma campanha, mas o Odonata *Acanthagrion* (predador) foi o que apresentou o maior valor indicador. Já no ponto a montante, o gastrópoda *Heleobia* (raspador) foi típico em quatro campanhas.

Para o rio Cocos II, dois gêneros de gastrópoda foram apontados como típicos em todas as campanhas em que o rio foi amostrado (*Biomphalaria* e *Melanoides*) e um gênero foi apontado em quatro campanhas (*Physa*). Esses organismos são classificados na guilda alimentar dos raspadores (CUMMINS; MERRITT; ANDRADE, 2005). *Biomphalaria* é um gênero de molusco que possui importância médica, por ser hospedeiro intermediário de *Schistosoma mansoni*, parasita causador da esquistossomose (LOPES *et al.*, 2017). A montante do rio Cocos II, um gênero de Hemiptera e um de Odonata, ambos predadores, foram os mais apontados como típicos e estes são classificados como tolerantes à poluição. A jusante, nenhum táxon típico foi apontado em mais de uma campanha, mas Chironomidae (coletor-catador) foi o que apresentou maior valor indicador.

Já para o rio Itaguari, que teve apenas dois táxons indicadores, *Macrobrachium* (fragmentador) foi apontado em um maior número de campanhas, porém com um valor indicador baixo (20%). No ponto a montante, o táxon típico com maior valor indicador pertence à ordem Odonata, sendo classificado então como predador e como tolerante à poluição. A jusante, um bivalve foi quem apresentou maior valor indicador (coletor-filtrador).

Menezes, Baird e Soares (2010) apontam a abordagem funcional como a ferramenta mais promissora para o biomonitoramento de ecossistemas aquáticos, a qual diminui os esforços com classificações taxonômicas e pode melhorar a comunicação com os gerentes e legisladores sobre a importância da proteção desses ambientes. Os traços utilizados para a caracterização funcional podem ser biológicos (e.g. ciclo de vida, tamanho corporal e estratégias alimentares e reprodutivas) ou ecológicos (e.g. relacionados com preferência de *habitat*, como faixas de tolerância de temperatura e pH e distribuição biogeográfica) (MENEZES; BAIRD; SOARES, 2010).

Também é importante observar que não foi verificada simplificação da comunidade no ponto a jusante do empreendimento, refutando a possibilidade de homogeneização biótica taxonômica (OLDEN; ROONEY, 2006). Porém, visto que a homogeneização é um processo que pode ocorrer após longo período de tempo (OLDEN; COMTE; GIAM, 2018), é necessário ainda o acompanhamento. Informações importantes sobre a dinâmica da diversidade biológica e os processos que modificam ecossistemas podem ser fornecidas pelo monitoramento dos componentes de diversidade (BONECKER *et al.*, 2013).

A diferença da abundância de espécimes amostrados também pode ser um indício de impacto ou pode ser reflexo da heterogeneidade ambiental que pode ter influenciado nas coletas, visto que a abundância e composição de macroinvertebrados bentônicos podem ser alteradas em função de vários fatores e muitas vezes o acesso a determinados locais dentro do rio não é possível ou é muito dificultado. Além disso, Fulan *et al.* (2009) detectaram uma variação na abundância de macroinvertebrados dentro de um período de 24 horas, relacionado às variáveis físicas e químicas da água.

Entender as causas e as consequências dos padrões de biodiversidade é uma área em expansão que vem sendo motivada por preocupações de diferentes âmbitos (TORNWALL *et al.*, 2015) e que precisa ocorrer primeiramente em sistemas

não impactados, para que seja possível uma melhor compreensão da variação natural dos padrões das comunidades biológicas. Isso vai de acordo com o pensamento contrafactual, permitindo inferências causais nas análises de dados coletados em campo (RIBAS; PADIAL; BINI, 2019). Além disso, para o aprimoramento de ferramentas utilizando a abordagem funcional em biomonitoramentos é necessária a compreensão das alterações que um determinado impacto antrópico vai provocar nos traços biológicos ou ecológicos selecionados (MENEZES; BAIRD; SOARES, 2010).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

No presente estudo, ficou evidente que as metacomunidades da macrofauna bentônica variam entre rios e pontos dentro de rio de forma não constante temporalmente. Evidências dos impactos da construção de pontes e rodovias não são claras; são mais ou menos evidentes dependendo do rio analisado, e depende da faceta da diversidade biológica analisada. Ainda, vários fatores podem estar envolvidos, incluindo influência antrópica que pode ser avaliada pela presença de coliformes fecais, por exemplo, e não foi considerada nesse trabalho. Isso demonstra a complexidade na interpretação acerca de como as ações antrópicas impactam as comunidades. Além disso, os impactos podem ocorrer imediatamente ou após longo período de tempo, o que indica a necessidade de monitoramentos ambientais constantes nos ecossistemas. Certamente, a falta de informações sobre a dinâmica natural das comunidades dificulta a compreensão.

Além da inclusão da avaliação de processos ecossistêmicos nos programas de monitoramento de licenciamento ambiental, sugere-se que seja avaliada a necessidade de obtenção de dados para a compreensão dos padrões naturais das comunidades estabelecidas antes do início de qualquer atividade relacionada às obras de empreendimentos com potencial de impacto. Isso contribuirá para uma detecção mais efetiva dos impactos de empreendimentos sobre os rios.

A utilização de macroinvertebrados como bioindicadores é amplamente difundida e apresenta uma grande potencialidade para ser explorada em diferentes abordagens e enfoques, entretanto, são poucos os estudos que tratam dessa temática no âmbito prático da gestão ambiental, especialmente para empreendimentos rodoviários. Dessa forma, é necessário o incentivo ao

compartilhamento dessas experiências para que seja possível promover a discussão e consequentemente o aprimoramento das ações.

REFERÊNCIAS

ABÍLIO, F. J. P.; DE MELO RUFO, T. L.; DE SOUZA, A. H. F. F.; DA SILVA FLORENTINO, H.; DE OLIVEIRA JUNIOR, E. T.; MEIRELES, B. N.; SANTANA, A. C. D. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade ambiental de corpos aquáticos da Caatinga. **Oecologia brasiliensis**, v. 11, n. 3, p. 397-409, 2007.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 1, p. 32-46, 2001.

ANDERSON, M. J.; ELLINGSEN, K.E.; MCARDLE, B.H. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. **Ecology Letters**, v. 9, n. 6, p. 683-693, 2006.

BARBOLA, I. D. F.; MORAES, M. F. P. G. D.; ANAZAWA, T. M.; NASCIMENTO, E. A. D.; SEPKA, E. R.; POLEGATTO, C. M.; ... SCHÜHLI, G. S. Avaliação da comunidade de macroinvertebrados aquáticos como ferramenta para o monitoramento de um reservatório na bacia do rio Pitangui, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 101, p. 15-23, 2011.

BÊCHE, L. A.; RESH, V. H. Short-term climatic trends affect the temporal variability of macroinvertebrates in California 'Mediterranean' streams. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 12, p. 2317-2339, 2007.

BERTONCIN, A. P. S.; PINHA, G. D.; BAUMGARTNER, M. T.; MORMUL, R. P. Extreme drought events can promote homogenization of benthic macroinvertebrate assemblages in a floodplain pond in Brazil. **Hydrobiologia**, v. 826, n. 1, p. 379-393, 2019.

BEZERRA, L. A. V.; RIBEIRO, V. M.; FREITAS, M. O.; KAUFMAN, L.; PADIAL, A. A.; VITULE, J. R. S. Benthification, biotic homogenization behind the trophic downgrading in altered ecosystems. **Ecosphere**, v. 10, n. 6, p. e02757, 2019.

BONECKER, C. C.; SIMÕES, N. R.; MINTE-VERA, C. V.; LANSAC-TÔHA, F. A.; VELHO, L. F. M.; AGOSTINHO, Â. A. Temporal changes in zooplankton species diversity in response to environmental changes in an alluvial valley. **Limnological Ecology and Management of Inland Waters**, v. 43, n. 2, p. 114-121, 2013.

BOYERO, L.; BAILEY, R. C. Organization of macroinvertebrate communities at a hierarchy of spatial scales in a tropical stream. **Hydrobiologia**, v. 464, n. 1-3, p. 219-225, 2001.

BROWN, B. L.; SOKOL, E. R.; SKELTON, J.; TORNWALL, B. Making sense of metacommunities: dispelling the mythology of a metacommunity typology. **Oecologia**, v. 183, p. 643-652, 2017.

BUSS, D. F.; OLIVEIRA, R. B.; BAPTISTA, D. F. Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 339-345, 2008.

BUSS, D. F.; DE OLIVEIRA ROQUE, F.; SONODA, K. C.; JUNIOR, P. B. M.; STEFANES, M.; IMBIMBO, H. R. V.; ... ; CAMPOS, M. D. C. S. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores no processo de licenciamento ambiental no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 1, p. 100-113, 2016.

CAIRNS Jr., J.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, p. 10-27, 1993.

CALLISTO, M. 2000. Macroinvertebrados bentônicos. In: BOZELLI, R. L.; ESTEVES, F. A.; ROLAND, F. Lago Batata: impacto e recuperação de um ecossistema amazônico. Eds. **IB-UFRJ/SBL**, Rio de Janeiro, p. 139-152.

CALLISTO, M.; GONÇALVES, JR., J. F.; MORENO, P. Invertebrados aquáticos como bioindicadores. In: **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**, v. 1, p. 1-12, 2005.

CALLISTO, M.; MORENO, P. Bioindicadores como ferramenta para o manejo, gestão e conservação ambiental. **II Simpósio Sul de Gestão e Conservação Ambiental**, Erechim, 2006.

CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.

CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho da serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. **Sociedade Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 2, p. 287-293, 2004.

CLINE, L. D.; SHORT, R. A.; WARD, J. V. The influence of highway construction on the macroinvertebrates and epilithic algae of a high mountain stream. **Hydrobiologia**, v. 96, n. 2, p. 149-159, 1982.

COTTENIE, K. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. **Ecology Letters**, v. 8, p. 1175-1182, 2005.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. CN. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, n. 1, p. 69-89, 2005.

CUMMINS, K. W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual review of ecology and systematics**, v. 10, n. 1, p. 147-172, 1979.

DUDGEON, D.; ARTHINGTON, A. H.; GESSNER, M. O.; KAWABATA, Z. I.; KNOWLER, D. J.; LÉVÊQUE, C.; NAIMAN, R. J.; PRIEUR-RICHARD, A. H.; SOTO, D.; STIASSNY, M. L. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. **Biological reviews**, v. 81, n. 2, p. 163-182, 2006.

DUFRENE, M; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1998.

FULAN, J. Â.; DAVANSO, R.; HENRY, R. A variação nictemeral das variáveis físicas e químicas da água influencia a abundância dos macroinvertebrados aquáticos?. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 2, 2009.

GOWER, J.C. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. **Biometrika**, v. 53, n. 3-4, p. 325-328, 1966.

HANSKI, I.; GILPIN, M. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. **Biological journal of the Linnean Society**, v. 42, p. 3-16, 1991.

HEINO, J. Biodiversity of aquatic insects: spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. **Freshwater reviews** v. 2, n. 1, p. 1-30, 2009.

HEINO, J.; MELO, A. S.; SIQUEIRA, T.; SOININEN, J.; VALANKO, S.; BINI, L. M. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. **Freshwater Biology**, v. 60, n. 5, p. 845-869, 2015.

JIANG, X.; XIONG, J.; XIE, Z.; CHEN, Y. Longitudinal patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in a Chinese river system: A test for river continuum concept (RCC). **Quaternary International**, v. 244, n. 2, p. 289-295, 2011.

LEIBOLD, M. A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J. M.; HOOPES M. F.; et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, n. 7, p. 601-613, 2004.

LOPES, T. A.; NOBUSHIGE, S. Y. L.; SILVA, A. P. S.; GOVEIA, C. D. O.; ENK, M. J.; SAMPAIO, I.; ... RODRIGUES FILHO, L. F. D. S. Distribution and identification of the genus *Biomphalaria* Preston (1910): important insights into the epidemiology of Schistosomiasis in the Amazon region. **Revista da Biologia**, v. 17, n. 2, p. 31-37, 2017.

MENEZES, S.; BAIRD, D. J.; SOARES, A. M. V. M. Beyond taxonomy: a review of macroinvertebrate trait-based community descriptors as tools for freshwater biomonitoring. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 4, p. 711-719, 2010.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. **Kendall/Hunt Publishing Company**, 1996.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W.; CAMPBELL, E. Y. Uma Abordagem Funcional Para a Caracterização de Riachos Brasileiros. In: HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus: Editora do INPA, 2014.

MESA, L. M.; REYNAGA, M. C.; CORREA, M. D. V.; SIROMBRA, M. G. Effects of anthropogenic impacts on benthic macroinvertebrates assemblages in subtropical mountain streams. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 103, n. 4, p. 342-349, 2013.

MOORE, A. A.; PALMER, M. A. Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. **Ecological Applications**, v. 15, n. 4, p. 1169-1177, 2005.

OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v. 15, n. 2, p. 113-120, 2006.
<https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x>

OLDEN, J. D.; COMTE, L.; GIAM, X. The Homogocene: a research prospectus for the study of biotic homogenisation. **NeoBiota**, v. 37, p. 23-36, 2018.
<https://doi.org/10.3897/neobiota.37.22552>

OKSANEN, J. F.; BLANCHET, G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P. R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M. H. H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. Vegan: Community Ecology Package. 2019. R package version 2.5-5. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 20 set. 2019.

PADIAL, A. A.; CESCHIN, F.; DECLERCK, S. A.; DE MEESTER, L.; BONECKER, C. C.; LANSAC-TÔHA, F. A.; RODRIGUES, L.; RODRIGUES, L. C.; TRAIN, S.; VELHO, L. F. M.; BINI, L. M. Dispersal ability determines the role of environmental, spatial and temporal drivers of metacommunity structure. **PloS one**, v. 9, n. 10, p. e111227, 2014.

PIMENTA, S. M.; PEÑA, A. P.; GOMES, P. S. Aplicação de métodos físicos, químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas em áreas de aproveitamento hidroelétrico da bacia do Rio São Tomás, Município de Rio Verde – Goiás. **Sociedade & Natureza**, v. 21, n. 3, p. 393-412, 2009.
<http://dx.doi.org/10.1590/S198245132009000300013>

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2019. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 13 out. 2019.

RAMOS, S. M. **Relação entre domínios geológicos e comunidades de macroinvertebrados bentônicos em ambientes lóticos**. 129 f. Tese (Doutorado em Geologia) – Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2017.

RIBAS, L. G. S.; PADIAL, A. A.; BINI, L. M. Avançando em avaliações de impacto na limnologia aplicada. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 31, e101, 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s2179-975x2119>>. Acesso em: 17 set. 2019.

ROBERTS, D. W. Package 'labdsv': Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. 2016. R package version 1.8-0. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=labdsv>>. Acesso em: 20 set. 2019.

SOCOLAR, J. B.; GILROY, J. J.; KUNIN, W. E.; Edwards, D. P. How should beta-diversity inform biodiversity conservation?. **Trends in ecology & evolution**, v. 31, n. 1, p. 67-80, 2016.

SPONSELLER, R. A.; BENFIELD, E. F.; VALETT, H. M. Relationship between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 1409-1424, 2001.

TORNWALL, B.; SOKOL, E.; SKELTON, J.; BROWN, B. L. Trends in stream biodiversity research since the river continuum concept. **Diversity**, v. 7, n. 1, p. 16-35, 2015.

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation biology**, v. 14, n. 1, p. 18-30, 2000.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDEL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

WHEELER B.; TORCHIANO, M. ImPerm: Permutation Tests for Linear Models. 2016. R package version 2.1.0. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=ImPerm>>. Acesso em: 22 set. 2019.

**ANEXO – MÉDIA DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS
NOS PONTOS A JUSANTE (J) E A MONTANTE (M) DE CADA RIO**

CAMPANHA	RIO	Ponto	pH	Temperatura (°C)	OD (mg/L)	OS (%)	Turbidez (UNT)	Condutividade (µS/cm)
1	Carinhanha	J	8,1	26,2	7,5	92	57,6	37,2
		M	7,9	26,6	7,6	95	124	36,7
	Cocos II	J	7,3	24,7	4,9	59,2	190	311
		M	6,9	26,8	4,7	59,7	13,4	392,3
	Itaguari	J	7,7	25,6	7,6	93,4	75,1	21,5
		M	7,4	25,9	7,6	93,2	49	20
2	Carinhanha	J	7,8	22,9	6	100	0,4	37,9
		M	7,7	23,1	6,1	100	0	38,6
	Cocos II	J	8,1	21,6	5	85,9	11,6	414,7
		M	7,7	22,5	4,3	74,5	7,1	392,7
	Itaguari	J	8,2	23,3	5,9	100	6,2	20,2
		M	8	24,3	6	100	5,4	19,7
3	Carinhanha	J	8,4	27,3	5,2	97	24,9	38,1
		M	8,5	27,3	5,5	100	22,6	36,8
	Cocos II	J	8,1	24,1	3,6	65,6	9,9	400,2
		M	8,1	24,6	2	31,9	19,5	413,5
	Itaguari	J	8,2	26,4	5,4	98,3	23,7	20,8
		M	8,1	26,5	5,1	93,6	19	20,5
4	Carinhanha	J	7,97	20,77	8,94	100	2,63	23,17
		M	7,83	21,07	8,87	100	1,85	27,1
	Cocos II	J	8,01	18,4	7,84	87,27	6,75	238,75
		J	7,89	21,5	8,49	98,15	1,21	12,52
	Itaguari	J	7,89	21,5	8,49	98,15	1,21	12,52
		M	7,65	21,85	8,83	99,8	2,98	12,65
5	Carinhanha	J	7,4	28,12	7,25	96,1	8,25	36,5
		M	7,5	28,4	7,29	98,7	18,6	33,7
	Cocos II	J	7,86	23,2	5,25	66	1,12	450
		M	7,9	23,7	4,62	60,8	1,48	450,6
	Itaguari	J	7,58	26,7	7,28	96,8	4,68	17,73
		M	7,68	26,9	7,48	100	7,98	15,6
6	Carinhanha	J	7,72	20,83	8,18	91,25	3,03	23,80
		M	7,74	21,08	8,15	91,65	2,54	24,08
	Cocos II	J	7,63	18,20	6,53	65,90	1,83	254,25
		M	7,62	18,83	5,40	58,93	4,25	251,00
	Itaguari	J	7,56	21,15	8,11	91,13	2,21	13,13
		M	7,55	21,38	7,98	89,95	1,36	12,21