

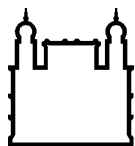
MINISTÉRIO DA SAÚDE
FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ
INSTITUTO OSWALDO CRUZ

Mestrado em Programa de Pós-Graduação Biodiversidade e Saúde

AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS PARA BIOMONITORAMENTO DE
RIOS DE GRANDE PORTE UTILIZANDO INSETOS AQUÁTICOS

NATÁLIA FREITAS DE SOUZA

Rio de Janeiro
Junho de 2015



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde

NATÁLIA FREITAS DE SOUZA

Avaliação de estratégias para biomonitoramento de rios de grande porte utilizando insetos aquáticos

Dissertação apresentada ao Instituto Oswaldo Cruz como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências

Orientador: Dr. Daniel Forsin Buss

RIO DE JANEIRO

Junho de 2015

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Biomédicas/ ICICT / FIOCRUZ - RJ

S729 Souza, Natália Freitas de

Avaliação de estratégias para biomonitoramento de rios de grande porte utilizando insetos aquáticos / Natália Freitas de Souza. – Rio de Janeiro, 2015.

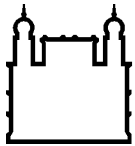
xiv,74 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) – Instituto Oswaldo Cruz, Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde, 2015.

Inclui bibliografia

1. Macroinvertebrado. 2. Não-vadeável. 3. Índice biológico. 4. Condição de referência. 5. Locais de referência. I. Título.

CDD 577.64



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz

INSTITUTO OSWALDO CRUZ
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Saúde

AUTOR: NATÁLIA FREITAS DE SOUZA

**AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS PARA BIOMONITORAMENTO DE RIOS DE
GRANDE PORTE UTILIZANDO INSETOS AQUÁTICOS**

ORIENTADOR: Dr. Daniel Forsin Buss

Aprovada em: 30/06/2015

EXAMINADORES:

Prof. Dr. Anthony Érico da Gama Guimarães - IOC/FIOCRUZ (presidente)

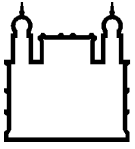
Prof. Dr^a. Erica Maria Pellegrini Caramaschi - UFRJ/RJ

Prof. Dr. André Tavares Corrêa Dias - UERJ/RJ

Prof. Dr. Márcio Eduardo Felix - IOC/FIOCRUZ

Prof. Dr. Darcílio Fernandes Baptista - IOC/FIOCRUZ

Rio de Janeiro, 30 de Junho de 2015



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz

Anexar a cópia da Ata que será entregue pela SEAC já assinada.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por todo carinho e dedicação, vocês me conduziram a essa conquista e me serviram de inspiração em todos os momentos da minha vida. Agradeço por me ajudar a traduzir minhas incertezas em atitudes e a transformar os meus sonhos em projetos viáveis. Agradeço a minha família, aos amigos e a equipe LAPSA pelo apoio nas horas difíceis e pelos momentos de distração. Lia, obrigada por participar de todas as aventuras (suas remadas e gargalhadas foram essenciais). Agradeço ao meu namorado por presenciar cada sorriso e lágrima e por me manter positiva, sempre me ajudando a superar os desafios. Agradeço ao meu orientador por me transmitir um dos maiores bens que se pode ter: o conhecimento. Suas atitudes, ensinamentos, exemplos e incentivos despertaram ainda mais a minha paixão pela ciência e colaboraram para que eu ultrapassasse meus limites e medos. Hoje sei que os melhores mestres não foram os que me ofereceram respostas, mas os que me ensinaram a questionar, duvidar, pensar, sonhar e acreditar. Resumo meus agradecimentos em uma única frase de Isaac Newton “...se consigo ver mais longe hoje, foi por estar de pé sobre ombros de gigantes”.

“Sei lá, sei lá, eu só sei que é preciso paixão (...)”

Tom Jobim

ÍNDICE

LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xi
LISTA DE ABREVIATURAS	xii
RESUMO	xii
ABSTRACT	xiv
1. INTRODUÇÃO GERAL	
1.1. GESTÃO AMBIENTAL	1
1.2. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL	1
1.3. BIOMONITORAMENTO	2
1.3.1. MACROINVERTEBRADO COMO INDICADORES BIOLÓGICOS	3
1.3.2. ÍNDICES BIOLÓGICOS	5
1.4. FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA	5
1.5. BIOMONITORAMENTO EM RIOS DE GRANDE PORTE	7
2. BIBLIOGRAFIA	8
CAPITULO 1 AVALIAÇÃO DO ESFORÇO DE SUBAMOSTRAGEM PARA PROTOCOLOS DE BIOAVALIAÇÃO RÁPIDA EM RIOS DE GRANDE PORTE	
RESUMO	16
INTRODUÇÃO	17
OBJETIVO	20
MATERIAL E MÉTODOS	20

RESULTADO	26
DISCUSSÃO	37
CONCLUSÃO	40
BIBLIOGRAFIA	41
CAPITULO 2 MODELAGEM PREDITIVA PRELIMINAR ATRAVÉS DE FILTROS AMBIENTAIS PARA BIOMONITORAMENTO EM BACIAS SEM ÁREAS DE REFERÊNCIA	
RESUMO	47
INTRODUÇÃO	48
OBJETIVO	50
MATERIAL E MÉTODOS	50
RESULTADO	56
DISCUSSÃO	62
BIBLIOGRAFIA	67
CONCLUSÃO GERAL	73

CAPÍTULO 1: LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Mapa hidrográfico do estado do Rio de Janeiro	21
FIGURA 2: Metodologia de coleta.	23
FIGURA 3: Coletas	24
FIGURA 4: Processamento da amostra	25
FIGURA 5a: Esforço subamostral <i>versus</i> métricas biológicas em trechos de pequeno porte	30
FIGURA 5b: Esforço subamostral <i>versus</i> métricas biológicas em trechos de grande porte	31
FIGURA 6: Coeficiente de Variação	32
FIGURA 7: Inclinação da curva de rarefação	33
FIGURA 8: Número de parcelas mínimas <i>versus</i> (A) Número de indivíduos para os trechos de pequeno porte (B) Número de indivíduos para	35
FIGURA 9: Abundância total da amostra <i>versus</i> Número de parcelas necessário para obter 70% da riqueza total da amostra	35

CAPÍTULO 2: LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Mapa das regiões hidrográficas do estado do Rio de Janeiro	51
FIGURA 2: Combinação entre o “pool” regional, filtros ambientais e preferências e tolerâncias ambientais dos táxons	53
FIGURA 3: Índice OPP para diferentes classes de impacto: referência (REF); referência minimamente impactado/ melhor alcançável (MA); intermediário (INT); impactado (IMP)	61

CAPÍTULO 1: LISTA DE TABELAS

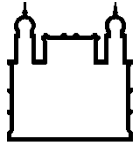
TABELA 1: Coordenadas dos locais de coleta	22
TABELA 2: Resumo do esforço subamostral necessário para atender aos critérios adotados	29
TABELA 3: Número de parcelas correspondente a diferentes números fixados de indivíduos (200, 300, 400, 500) nos trechos de pequeno e grande porte	37

CAPÍTULO 2: LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Média dos parâmetros físico-químicos e ambiental (com desvio padrão) para os rios classificados como referência, intermediário e melhor alcançável e impactado	57
TABELA 2: Número de famílias com potencial de ocorrência (esperadas) de acordo com as combinações de filtros ambientais presentes nos locais, independente da classe de impacto	58
TABELA 3: Quantidade de locais de referência e impactados para os quais cada família teve potencial de ocorrência (esperado) e que ocorreu (observado) (E+O+) e que cada família teve o potencial de ocorrência (esperado) e que não ocorreu (não-observado) (E+O-).	59
TABELA 4: Correlação de Pearson entre o índice multimétrico e o índice OPP para cada uma das bacias. n= número de rios pertencentes a cada bacia.	62

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANOVA	Análise de Variância
AUSRIVAS O/E	Índice Preditivo (<i>Australian River Assessment System Observed over Expected</i>)
BAC	Condição melhor alcançável (<i>Best attainable conditions</i>)
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV	Coefficiente de Variação do valor das métricas
ECMI	Índice Multimétrico Costa Leste
GMMI	Índice Multimétrico Guapiaçu-Macacu
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IMMM	Índice Multimétrico Macaé
MISB	Índice Multimétrico Serra da Bocaina
OPP	Índice Observado/Esperado (<i>Observed Proportion of Potential</i>)
PAH	Protocolo de Avaliação de Habitat
PAV	Protocolo de Avaliação Visual
PCA	Análise de Componentes Principais
PPPMI	Índice Multimétrico Paquequer-Piabanha-Preto
RBP	Protocolos Rápidos de Biomonitoramento (<i>Rapid Bioassessment Protocols</i>)
RCA	Condição de Referência (<i>Reference Condition Approach</i>)
SIGNAL	Índice Preditivo (<i>Stream Invertebrate Grade Number Average Level</i>)
TDS	Total de Sólidos Dissolvidos



Ministério da Saúde

FIOCRUZ

Fundação Oswaldo Cruz

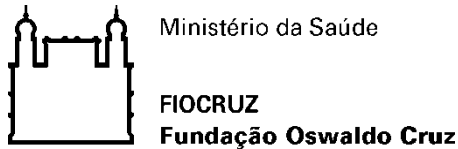
IOC
Instituto Oswaldo Cruz

AVALIAÇÃO DE ESTRATÉGIAS PARA BIOMONITORAMENTO DE RIOS DE GRANDE PORTE UTILIZANDO INSETOS AQUÁTICOS

RESUMO

O biomonitoramento é um método eficaz para a avaliação dos efeitos dos impactos antropogênicos sobre a qualidade dos ambientes aquáticos. Ecossistemas de rios de pequeno e médio porte são abundantes e relativamente mais fáceis de coletar do que trechos de grande porte. Como resultado, boa parte dos protocolos de monitoramento de rios foi desenvolvida para pequenas bacias. Reconhecendo a importância dos rios de grande porte para as pessoas e também para a saúde ambiental, a comunidade científica e agências ambientais têm concentrado esforços em desenvolver protocolos específicos para estas situações. Dentre outros aspectos, dois são particularmente importantes: i) o esforço amostral a ser empregado (se diferente ou não do definido para trechos pequeno/médio porte e se as faunas seriam compatíveis o suficiente para o emprego de um mesmo índice biológico); e ii) reconhecendo a falta de áreas de boa qualidade ambiental (referências), se é possível desenvolver programas que respondam aos gradientes ambientais. No primeiro capítulo desta dissertação avaliamos duas técnicas de subamostragem comumente utilizadas em Protocolos Rápidos de Bioavaliação (por área fixa ou por número fixo de indivíduos) em trechos de pequeno e grande porte e a influência do esforço subamostral nas métricas biológicas. No Brasil, poucos estudos abordaram estes métodos, sobretudo em rios de grande porte. Nossos resultados indicam o número mínimo de parcelas e número mínimo de indivíduos necessários para o biomonitoramento em trechos de pequeno e de grande porte e as vantagens em utilizar o método de área fixa. No segundo capítulo, buscando contribuir com a implantação de programas de biomonitoramento em bacias com poucas ou nenhuma área de referência, foi avaliada uma estratégia alternativa à tradicionalmente utilizada (em que a avaliação da qualidade dos rios é estabelecida em função do quanto o local difere de áreas que possuem condições naturais ou minimamente impactadas). A abordagem consistiu em avaliar a integridade ecológica dos rios através da construção de um modelo preditivo baseado no potencial de ocorrência de um táxon em cada localidade, construído através do *pool* regional de táxons, das características ambientais do local (filtros) e nas preferências e tolerâncias ambientais de cada táxon. O resultado do modelo avalia a relação entre táxons esperados (com potencial de ocorrência) e observados, sendo que a ausência dos táxons esperados em um local é considerada uma resposta aos impactos naquele trecho. Os resultados indicaram que o índice OPP (*Observed proportional of potential*) teve bom desempenho em separar classes de impactos e uma alta correlação com variáveis ambientais e índices multimétricos. Ainda assim, foram feitas recomendações para a melhoria do modelo preditivo. Os dois capítulos desta dissertação contribuem para a implantação de programas de biomonitoramento e para a gestão de rios de grande porte no estado do Rio de Janeiro.

Palavras-chave: macroinvertebrados; não-vadeável; índice biológico; modelos preditivos; condição de referência; locais de referência; filtros ambientais; traços ecológicos; subamostragem.



EVALUATION OF STRATEGIES FOR BIOMONITORING OF LARGE RIVERS USING AQUATIC INSECTS

ABSTRACT

Biomonitoring is an effective method for evaluating the effects of anthropogenic impacts on the quality of aquatic environments. Streams and medium-sized rivers are abundant and relatively easier to collect compared to large rivers. As a result, the majority of biomonitoring protocols were designed for small basins. The recognition of the importance of large rivers for people and environmental health made the scientific community and environmental agencies to focus on developing specific protocols for these ecosystems. For that, two aspects are particularly important: i) the sampling effort (if different than the established for small/medium-sized rivers, and if the fauna between river sizes are similar, what would allow the use of the same biological index); and ii) recognizing the absence or scarcity of areas of good environmental quality (references) in larger river basins, if it is possible to develop programs that detect the environmental gradient. In the first chapter, we evaluated two subsampling techniques commonly used in Rapid Bioassessment Protocols (fixed-area and fixed-count of individuals) for small and large reaches, and the influence of the subsampling effort on biological metrics. In Brazil, few studies have addressed these methods, especially for large rivers. Our results indicate the minimum number of quadrats and individuals required for the bioassessment in small/medium and large rivers and we discuss the advantages of using the fixed area approach. In the second chapter, aiming to contribute to the implementation of biomonitoring programs in basins with scarcity or absence of reference areas, we evaluated an alternative approach to the more commonly used (where the assessment of river quality is established by comparing the test site to areas that have natural conditions or are minimally impaired). This approach consisted of building a predictive model based on the potential occurrence of a taxon at a given location, built by using the regional pool of taxa, the environmental characteristics of each site (filters) and environmental preferences and tolerances of each taxon. The model evaluates the relationship between expected taxa (with a natural potential to occur in a site) and observed taxa. The absence of an expected taxon in a given site is considered a response to impairment. The index OPP (Observed proportional of potential) was able to discriminate sites by classes of impairment and had a high correlation with environmental variables and multimetric indices. We made recommendations to improve the model. Both chapters contributed to the implementation of biomonitoring programs and large rivers management in the state of Rio de Janeiro.

Keywords: Macroinvertebrate; non-wadeable; biotic index; reference condition; reference sites; predictive models; environmental filters; ecological traits; subsampling.

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. GESTÃO AMBIENTAL

Os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de forma significativa em função de múltiplos impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas, o que gera grande preocupação em relação à disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003). Os impactos da má gestão destes recursos interferem nas características hidrológicas, físicas e químicas da água (CHATZINIKOLAOU et al., 2006), na integridade ecológica dos rios alterando a estrutura e composição das comunidades biológicas (SUGA & TANAKA, 2013) e produzem efeitos negativos sobre a saúde humana, potencializando a transmissão de doenças de veiculação hídrica (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 2005; OKAMURA & FEIST, 2011; KOVATS & BUTLER, 2012).

O gerenciamento ambiental adequado é essencial para solucionar problemas relativos à degradação e escassez, assegurando a disponibilidade de água para futuras gerações (TUNDISI, 2008; GROOT et al., 2012). Ferramentas de diagnóstico da qualidade ambiental (ROSENBERG & RESH, 1993) auxiliam na regulação, controle e sustentação de planos de ações e decisões políticas visando conservação dos ecossistemas aquáticos (GOMES & BARBIERI, 2004; DOUVERE & EHLER, 2010).

1.2. LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

A crescente necessidade de avaliação da integridade dos ecossistemas é acompanhada por mudanças legislativas e institucionais no Brasil. Apesar dos princípios básicos para a gestão dos recursos hídricos estarem pautados na Constituição Federal de 1988 e regulamentados na Legislação Federal 9.433 de 1997 (GOMES & BARBIERI, 2004), alguns avanços referentes ao estabelecimento de ferramentas e diretrizes para a avaliação e conservação dos ecossistemas aquáticos foram obtidos (BUSS et al., 2008) após a promulgação da CONAMA nº 274 de 2000 (Conselho Nacional de Meio Ambiente), que define os critérios com relação aos padrões de balneabilidade em águas brasileiras; Portaria do Ministério da Saúde nº 2.914 de 2011, que define a qualidade e os padrões de potabilidade da água para o consumo humano; CONAMA nº357 de 2005, que dispõe sobre os padrões de classificação dos corpos hídricos e diretrizes para o enquadramento segundo o seu uso, além

de estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes em cada classe, sendo a primeira legislação que cita o uso de instrumentos de avaliação biológica (Artigo 8º, parágrafo 3º) “a qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas.”; CONAMA nº 430 de 2011, que complementa e altera a resolução CONAMA nº 357 de 2005, designando condições, padrões, parâmetros e diretrizes para o lançamento de efluentes em corpos de água receptores, indicando a utilização da ecotoxicologia como ferramenta para monitoramento da água, (Artigo 18º *caput*; parágrafo 1º).

Apesar das reformas legais ocorridas no setor de recursos hídricos no Brasil vislumbrarem o uso sustentável e a gestão adequada dos ecossistemas aquáticos, a política ambiental ainda se mostra incipiente para manter a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos. O arcabouço legal brasileiro ainda não ressalta questões essenciais para a gestão, como a adoção de critérios mais adequados e rigorosos de monitoramento e a padronização das metodologias aplicadas (BUSS et al., 2008). Isto gera dados incomparáveis entre diferentes programas e regiões e afeta a inferência sobre o estado ecológico e o grau de confiabilidade das avaliações ecológicas individuais (CAO & HAWKINS, 2011).

1.3. BIOMONITORAMENTO

O primeiro passo para a resolução dos problemas sócio-ambientais gerados pela má gestão dos recursos hídricos é o desenvolvimento de metodologias de diagnóstico eficientes. Desde a década de 1970, pesquisadores e gestores de recursos hídricos da Europa Ocidental e da América do Norte (PRATT & COLER, 1976; ROSENBERG & RESH, 1993; BONADA et al., 2006; KARR & CHU, 2006; HERING et al., 2010) argumentam que as metodologias tradicionais de classificação de águas, baseadas em características físicas, químicas e bacteriológicas, não são suficientes para atender aos usos múltiplos da água, sendo particularmente deficientes na avaliação da qualidade estética, de recreação e ecológica por avaliarem o ambiente apenas no momento em que foram coletadas, como uma fotografia do rio (LI et al., 2010). Assim, torna-se necessário um grande número de análises, geralmente custosas, o que inviabiliza seu uso como única ferramenta para a realização de um monitoramento temporal eficiente (BUSS et al., 2008).

De modo a aumentar a eficiência dos sistemas de detecção de impactos ambientais diversas pesquisas em todo o mundo apontam a importância de integração destes resultados com características biológicas dos ecossistemas (ROSENBERG & RESH, 1993; BUSS et al.,

2003; OERTEL & SALÁNKI, 2003; RASHLEIGH et al., 2013). A lógica desta abordagem, chamada de monitoramento biológico ou biomonitoramento, baseia-se no fato de que os organismos estão submetidos a condições ambientais durante toda a sua vida e, portanto, são capazes de responder a uma série de distúrbios (naturais ou antropogênicos), sintetizando a história recente das condições ambientais, como um filme longa-metragem (CAIRNS & PRATT, 1993). Isto permite que avaliações biológicas sejam utilizadas com eficiência na detecção tanto de lançamentos tóxicos agudos quanto de lançamentos crônicos contínuos (PAUW & VANHOOREN, 1973; GOMES & BARBIERI, 2004). Além disso, as metodologias biológicas são bastante eficazes na avaliação de poluição não pontual (difusa), tendo, portanto, grande valor para avaliações em escala regional (PRATT & COLER, 1976). Mesmo em casos de lançamentos contínuos dentro das normas estabelecidas por lei, o uso da biota aquática é uma importante ferramenta na avaliação da qualidade da água. Isso se deve a um processo natural denominado biomagnificação, que é a transmissão de compostos que não são metabolizados ou excretados pelos organismos para o nível superior da cadeia trófica. Em alguns casos esses compostos podem ser tóxicos se acumulados, como no caso de metais pesados e de pesticidas organoclorados (HENNY et al., 2003; HENNY et al., 2009). Portanto, mesmo estando dentro das normas legais de lançamento, esses efluentes podem estar degradando as inter-relações biológicas, extinguindo espécies e gerando problemas de qualidade de vida para as populações que utilizam aquele recurso.

A integração entre os métodos tradicionais e os fornecidos pela análise biológica oferece uma melhor compreensão sobre os impactos, pois os parâmetros físico-químicos permitem a caracterização do tipo e a intensidade dos estressores, inferindo apenas indiretamente sobre os efeitos nos organismos. Já o biomonitoramento fornece informações sobre os efeitos de estressores no sistema biológico, podendo-se eventualmente inferir sobre a qualidade e quantidade do distúrbio (BUSS et al., 2008). O uso combinado destas ferramentas aumenta o potencial de detecção das causas e de avaliação dos efeitos de estressores sobre os ecossistemas aquáticos.

1.3.1. Macroinvertebrados como indicadores biológicos

Diferentes grupos taxonômicos podem ser utilizados como bioindicadores (BARBOUR et al., 1999; AQEM, 2002; HERING et al., 2010), sendo eles organismos ou comunidades no qual a presença, abundância e/ou comportamento permita demonstrar os

efeitos de estressores sobre a biota, fornecendo informações sobre a qualidade do ambiente (MARKERT et al., 2003; BONADA et al., 2006). Além de demonstrarem a interação em longo prazo de diversas condições ambientais, devem possuir algumas características essenciais, como: taxonomia consolidada, sendo facilmente identificados (dependendo do nível taxonômico utilizado); ampla distribuição; características ecológicas bem conhecidas; abundância numérica; adequação para experimentos em laboratório; alta sensibilidade aos estressores ambientais; possibilidade de quantificação e padronização (LI et al., 2010).

Os macroinvertebrados bentônicos estão entre os organismos mais utilizados em programas de biomonitoramento, pois a estrutura das comunidades geralmente apresentam mudanças previsíveis, permitindo identificar os efeitos das ações antrópicas (BARBOUR et al., 1999; AQEM, 2002; BOYLE & FRALEIGH, 2003; HERING et al., 2010). Outras vantagens do uso deste grupo são: alta diversidade na maior parte dos ecossistemas aquáticos – o que permite avaliar a qualidade de virtualmente qualquer corpo d'água; seu comportamento razoavelmente sedentário permite uma análise mais precisa das condições locais (microescala); possuem taxonomia bem definida para níveis superiores (p.ex. ordem, família) na região neotropical, sendo relativamente fáceis de identificar; e as metodologias de coleta são simples e de baixo custo (PLAFKIN et. al., 1989; ROSENBERG & RESH, 1993; BONADA et al., 2006). O uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores é adequado por sua especificidade em relação a certos tipos de impacto, já que inúmeras espécies são comprovadamente sensíveis a um tipo de poluente, mas tolerantes a outros (WASHINGTON, 1984). Assim, índices podem ser criados especificamente para detectar derramamento de óleo, poluição orgânica, alteração de pH da água, lançamento de pesticidas, entre outros. Outra vantagem é a maior eficiência na detecção de fontes de poluição difusa a um custo significativamente menor (LENAT & BARBOUR 1994).

No Brasil, vários estudos vêm sendo conduzidos com este grupo biológico (CALLISTO *et al*, 2001; SONODA, 2009; CARDOSO & NOVAES, 2014), sendo ideal para teste de metodologias de monitoramento biológico (BUSS et al., 2003; BUSS et al., 2008; GOULART & CALLISTO, 2003).

1.3.2. Índices biológicos

O biomonitoramento parte de conhecimentos acadêmicos sobre as comunidades biológicas e suas respostas aos impactos e gradientes naturais. Para serem utilizados em programas de biomonitoramento – geralmente realizado por agências ambientais – estes métodos devem ser rápidos, eficientes e de baixo custo (BARBOUR et al., 1999; BUSS & BORGES, 2008; OLIVEIRA et al., 2011; BUSS & VITORINO, 2010). O método conhecido como Protocolos de Avaliação Rápida (Rapid Bioassessment Protocols; RBP), é desenhado para incorporar tais características, mantendo eficiência no processamento e análise de dados com métodos de relativo baixo custo e agilidade (BARBOUR et al., 1999).

A lógica dos RBPs é comparar “rios-teste” com áreas de referência (idealmente aqueles ‘minimamente impactados’ de acordo com o conceito de condição de referência – do inglês, *Reference Condition Approach*, STODDARD, et al., 2006) através do uso medidas biológicas (chamadas de ‘métricas’). A diferença entre os rios-teste em relação as áreas de referência expressa uma medida do impacto. Logo, estas métricas biológicas são usadas como um sistema de classificação do estado ecológico do rio (BARBOUR et al., 1996).

A maioria dos países que possuem programas de monitoramento de larga-escala utilizam hoje índices multimétricos, ou seja, não baseados em apenas uma métrica, mas sim em respostas de um conjunto de métricas (BARBOUR et al., 1999; AQEM, 2002; HERING et al., 2010; BAPTISTA et al. 2013). A eficiência da aplicação deste índice resulta do fato de que os distúrbios causados ao ecossistema são refletidos no conjunto de métricas escolhidas, fornecendo informações sobre as condições atuais e passadas do ecossistema, integrando os efeitos de estressores cumulativos (BARBOUR et al., 1999; (BONADA et al., 2006; JUN et al., 2012). Algumas métricas biológicas mais comumente usadas em programas de monitoramento são relacionadas a número de espécies (riqueza), composição da comunidade (abundância de grupos taxonômicos considerados tolerantes ou sensíveis aos impactos), índices de diversidade, medidas tróficas e índices bióticos (ROSENBERG & RESH, 1993; BARBOUR et al., 1999; HERING et al., 2010). Tais índices multimétricos são capazes de sintetizar a complexidade biológica do sistema, sendo uma ferramenta simples e eficaz (PLAFKIN et al., 1989).

1.4. FUNCIONAMENTO DO ECOSISTEMA

As características estruturais e funcionais, geralmente definem o ecossistema aquático (GESSNER & CHAUVET, 2002). Para entender o funcionamento destes ecossistemas é necessário adotar análises de carácter holísticos, que sejam capazes de englobar indicadores estruturais (relacionados aos padrões espaço-temporal das comunidades aquáticas e dos recursos) e indicadores funcionais (relacionados aos processos ecossistêmicos) (GESSNER & CHAUVET, 2002; IMBERGER et al., 2010). O uso integrado dos indicadores promove uma melhor avaliação dos ecossistemas, auxiliando decisões políticas e ações para a restauração destes ambientes (BUNN & DAVIES, 2000; FEIO et al., 2010).

Os ecossistemas são regulados por processos que ocorrem em diferentes escalas, onde escalas menores são condicionadas por processos que ocorrem em sistemas maiores dos quais são integrantes (FRISSELL et al., 1986). O *status* ecológico do rio e a distribuição dos táxons pode ser modificado através de interferências em parâmetros essenciais como tipo de substrato, temperatura, geomorfologia, interações biológicas (BUNN & DAVIES, 2000; BAPTISTA et al, 2001; SILVEIRA et al., 2006), sazonalidade, vegetação ciliar (BISPO et al., 2006), regime de fluxo e disponibilidade recursos (MERRIT & CUMMINS, 1996), disponibilidade de microhabitats, heterogeneidade de habitats (CRISCI-BISPO et al., 2007), variáveis físicas e químicas (BUSS et al., 2002; SILVEIRA et al., 2006; MILESI et al., 2008) e o uso da terra (MOLOZZI et al., 2007; HEPP & SANTOS, 2009 ; HEPP et al., 2010; SENSOLO et al., 2012).

Os fatores ambientais combinados de diferentes maneiras em um local proporcionam heterogeneidade ambiental capaz de interferir no estabelecimento e perda de espécies, assim como na recolonização das mesmas, o que contribui para a estabilidade da comunidade e o funcionamento do ecossistema (TILMAN, 1996). A manutenção de um sistema resistente e resiliente frente as mudanças ambientais depende da diversidade de espécies do ecossistema, pois quanto maior a diversidade de espécies maior é a diversidade funcional e de resposta (ELMQVIST et al., 2003; HOOPER et al 2005; CARDINALE et al., 2006; HECTOR & BAGCHI, 2007). O entendimento de como as alterações antrópicas influenciam nas características e nas comunidades biológicas ainda constitui um desafio para o estudo e o manejo do sistema de rios (WANG et al., 2006). As comunidades biológicas respondem a estes processos decorrentes da urbanização e alteração do uso do solo com homogeneização da fauna, através da diminuição da riqueza de espécies, provocando aumento da dominância de espécies tolerantes, provocando extinções locais de espécies sensíveis e ocorrência de

espécies invasoras. (HOOPER et al. 2005; GARDINER et al., 2009). Tais alterações modificam drasticamente a estrutura e funcionamento dos ecossistemas (HOOPER et al. 2005), podendo provocar mudanças severas, custosas ou impossíveis de serem revertidas ou solucionadas (HOOPER et al., 2005; WALSH et al., 2005)

1.5. BIOMONITORAMENTO EM RIOS DE GRANDE PORTE

Os Protocolos para a amostragem da fauna de rios de grande porte devem ser claros, eficientes, consistentes, rápidos, relativamente simples, de baixo custo, e reprodutíveis para que sejam usados em programas de biomonitoramento (FLOTEMERSCH & CORMIER, 2001; RASHLEIGH et al., 2013; FLOTEMERSCH et al., 2014). Uma das alternativas mais empregadas para reduzir o tempo de processamento das amostras e, logo, dos custos, é a técnica da subamostragem, que consiste na análise de uma parcela do total da amostra – desde que mantenha informação biológica suficiente para a caracterização dos impactos. Duas formas principais para realizar a subamostragem estão sendo utilizadas em programas no mundo inteiro: por área fixa ou por número fixo de indivíduos (e.g. BARBOUR & GERRITSEN, 1996; OLIVEIRA et al., 2011; QU et al., 2013). Cada método apresenta vantagens específicas. No Brasil, poucos estudos abordaram estes métodos, sobretudo em rios de grande porte, sendo uma lacuna importante a ser preenchida para a aplicação de programas de biomonitoramento no país.

Visando contribuir para a implantação de um programa de bioavaliação rápida com insetos aquáticos em rios de grande porte, o CAPITULO I tem como objetivo fornecer informações que contribuam para a padronização de metodologias de subamostragem. Na tentativa de atender esse objetivo foram testadas técnicas de subamostragem, o esforço de subamostragem mais adequado para trechos de pequeno e grande porte, a influência do esforço subamostral nas métricas biológicas e a eficiência dos dois métodos de subamostragem (número fixo de indivíduos e áreas fixas).

O biomonitoramento de rios de grande porte oferece desafios. Estes sistemas apresentam estressores difusos (não-pontuais) e que geralmente são mascarados pelo acúmulo de impactos ao longo de sua extensão (FLOTEMERSCH et al. 2006), dificultando a identificação da relação entre causa-efeito dos estressores da condição ecológica destes rios (PAN et al., 2012). A dificuldade de encontrar áreas que possam servir de base para estabelecer a condição de referência (locais minimamente impactados) torna a avaliação ecológica ainda mais complexa (CHESSMAN & ROYAL, 2004; BIRK et al., 2012). Esta dificuldade é decorrente do histórico de degradação ambiental ocasionado pelas crescentes

densidades populacionais no mundo, inclusive no Brasil (PARDO et al., 2012; FEIO et al., 2013; ELIAS et al., 2015). A dificuldade em definir áreas de referência tem motivado o desenvolvimento de métodos alternativos de avaliação.

Visando contribuir com conhecimentos para solucionar este problema, o CAPÍTULO II desta dissertação tem como objetivo o desenvolvimento de uma ferramenta alternativa capaz de avaliar a integridade ecológica de rios através da construção de um modelo preditivo baseado na abordagem de filtros ambientais. O uso desta abordagem é vantajosa para a gestão dos recursos hídricos por permitir a avaliação de rios mesmo onde áreas de referências são escassas ou inexistentes.

1.6. BIBLIOGRAFIA

- AQEM CONSORTIUM. 2002. **Manual for the application of the AQEM system**. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J. Subsampling of benthic samples: a defense of fixed-count method. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, p. 386-391, 1996.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. 1999. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish (Second Edition)**. EPA 841-b-99-002. U.S. Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G. E.; FRYDENBORG, R.; MCCARRON, E.; WHITE, J. S.; BASTIAN, M. L. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, p. 185–211, 1996.
- BAPTISTA, DARCILIO F., BUSS, D.F., DORVILLÉ, L.F.M., AND NESSIMIAN, J. L. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Rev. Brasil. Biol.**, v. 61, n. 2, p. 249–258, 2001.
- BAPTISTA, D. F. et al. Development of a benthic multimetric index for the Serra da Bocaina bioregion in Southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 3, p. 573-583, 2013.

- BIRK, S.; KOUWEN, L. VAN; WILLBY, N. Harmonising the bioassessment of large rivers in the absence of near-natural reference conditions - a case study of the Danube River. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 8, p. 1716–1732, 2012..
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M.; SOUSA, K. G.. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian Journal of Biology**, v. 66, n. 2B, p. 611-622, 2006.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual review of entomology**, v. 51, p. 495–523, 2006.
- BOYLE, T.P.; FRALEIGH, Jr. H. D. Natural and anthropogenic factors affecting the structure of the benthic macroinvertebrate community in an effluent-dominated reach of the Santa Cruz River, AZ. **Ecological Indicators**, v. 3, p. 93-117, 2003.
- BRASIL. Lei 9.433, 8 de janeiro de 1997, estabelece a Política Nacional de Recursos Hídricos. D. O. U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 8 de Janeiro de 2005. Brasília (DF): 1997.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução 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. D. O. U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 18 de Março de 2005. Brasília (DF): 2005.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n° 274, de 29 de novembro de 2000. Estabelece padrões de qualidade para balneabilidade. D. O. U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 29 de novembro de 2000. Brasília (DF): 2000.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria n° 2.914, 12 de Dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. D. O. U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 12 de Dezembro de 2011. Brasília (DF): 2011.
- BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n°430, de 13 de Maio de 2011. Padrões para classificação dos corpos hídricos segundo seus usos, estabelecendo os limites para lançamento de efluentes para cada classe. D. O. U. – Diário Oficial da União; Poder Executivo, de 13 de Maio de 2011. Brasília (DF): 2011.
- BUNN, S. E.; DAVIES, P. M. Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. **Hydrobiologia**, v. 422/423, p. 61–70, 2000.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILL, F. M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate

- assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**, v. 125, p. 125–136, 2002.
- BUSS, D. F. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios Conceptual basis for the application of biomonitoring on stream water quality programs. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465–473, 2003.
- BUSS, D. F.; BORGES, E. L. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for benthic macroinvertebrates in Brazil: comparison between sampling techniques and mesh sizes. **Neotropical entomology**, v. 37, n. 3, p. 288–95, 2008.
- 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.; VITORINO, A. S. Rapid bioassessment protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 2, p. 562-571, 2010.
- CAIRNS, J. R.; PRATT, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**, v. 10, p. 27, 1993.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. D. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde dos riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, p. 71-82, 2001.
- CAO, Y.; HAWKINS, C. P. The comparability of bioassessments: a review of conceptual and methodological issues 1. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 3, p. 680–701, 2011.
- CARDINALE, B. J.; SRIVASTAVA, D. S.; DUFFY, J. E.; WRIGHT, J.P.; DOWNING, A.L.; SANKARAN, M.; JOUSEAU, C.. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. **Nature**, v. 443, n. 7114, p. 989–92, 2006.
- CARDOSO, R. S.; NOVAES, C. P. Variáveis limnológicas e macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 1, n. 5, 2014.
- CHATZINIKOLAOU, Y.; DAKOS, V.; LAZARIDOU, M. Longitudinal impacts of anthropogenic pressures on benthic macroinvertebrate assemblages in a large transboundary Mediterranean river during the low flow period. **Acta hydrochimica et hydrobiologica**, v. 34, n. 5, p. 453–463, 2006.
- CHESSMAN, B.C. AND ROYAL, M. J. Bioassessment without reference sites : use of environmental filters to predict natural assemblages of river macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 3, p. 599–615, 2004.

- COLLIER, K. J.; LILL, A. Spatial patterns in the composition of shallow-water macroinvertebrate communities of a large New Zealand river. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 42, n. 2, p. 129–141, 2008.
- CRISCI-BISPO, V. L. C.; BISPO, P. C.; FROEHLICH, C. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic Rainforest from southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 3, p. 545-551, 2007.
- DOUVERE, F.; EHLER, C. N. The importance of monitoring and evaluation in adaptive maritime spatial planning. **Journal of Coastal Conservation**, v. 15, n. 2, p. 305–311, 2010.
- ELIAS, C. L.; CALAPEZ, A. R.; ALMEIDA, S. F. P.; FEIO, M. J. Determining useful benchmarks for the bioassessment of highly disturbed areas based on diatoms. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 51, p. 83–93, 2015.
- ELMQVIST, T., FOLKE, C., NYSTRÖM, M., PETERSON, G., BENGTSSON, J., WALKER, B., & NORBERG, J. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 1(9), 488-494, 2003.
- FEIO, M. J.; ALVES, T.; BOAVIDA, M.; MEDEIROS, A.; GRAÇA, M. A. S. Functional indicators of stream health: a river-basin approach. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 5, p. 1050–1065, 2010.
- FLOTEMERSCH, J. E.; BLOCKSOM, K.; HUTCHENS, J. J.; AUTREY, B. C. Development of a standardized large river bioassessment protocol (LR-BP) for macroinvertebrate assemblages. **River Research and Applications**, v. 22, n. 7, p. 775–790, 2006.
- FLOTEMERSCH, J. E.; CORMIER, S. M. Comparisons of boating and wading methods used to assess the status of flowing waters. 2001.
- FLOTEMERSCH, J. E.; NORTH, S.; BLOCKSOM, K. A. Evaluation of an alternate method for sampling benthic macroinvertebrates in low-gradient streams sampled as part of the National Rivers and Streams Assessment. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 2, p. 949–59, 2014.
- FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E.; HURLEY, M. D. A hierarchical framework for stream habitat classification: Viewing streams in a watershed context. **Environmental Management**, v. 10, n. 2, p. 199–214, 1986.
- GARDINER, E. P.; SUTHERLAND, A. B.; BIXBY, R. J.; et al. Linking stream and landscape trajectories in the southern Appalachians. **Environmental monitoring and assessment**, v. 156, n. 1-4, p. 17–36, 2009.
- GESSNER, M. O.; CHAUVET, E. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. **Ecological Applications**, v. 12, n. 2, p. 498–510, 2002.

- GOMES, J. L.; BARBIERI, J. C. Gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no estado de São Paulo : um novo modelo de política pública. **Cadernos EBAPE.BR**, v. II, n. 3, p. 1 – 21, 2004.
- GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, 2003.
- GROOT, R. DE; BRANDER, L.; PLOEG, S. VAN DER; et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50–61, 2012. Elsevier.
- HECTOR A. & BAGCHI R. Biodiversity and ecosystem multifunctionality. **Nature**, v448, p.188–190, 2007.
- HENNY, C. J. et al. Biomagnification factors (fish to osprey eggs from Willamette River, Oregon, USA) for PCDDs, PCDFs, PCBs and OC pesticides. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 84, n. 3, p. 275-315, 2003.
- HENNY, C. J.; KAISER, J. L.; GROVE, R. A. PCDDs, PCDFs, PCBs, OC pesticides and mercury in fish and osprey eggs from Willamette River, Oregon (1993, 2001 and 2006) with calculated biomagnification factors. **Ecotoxicology**, v. 18, n. 2, p. 151-173, 2009.
- HEPP, L. U., SANTOS, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental monitoring and Assessment**, v. 157, n. 1-4, p. 305-318, 2009.
- HEPP, L. U.; MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia (Curitiba)**, v. 27, n. 1, p. 106-113, 2010.
- HERING, D.; BORJA, A.; CARSTENSEN, J.; et al. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. **The Science of the total environment**, v. 408, n. 19, p. 4007–19, 2010. Elsevier B.V.
- HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A. ; INCHAUSTI, P. ; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S; SCHMID, B.; SETALA, H.; SYMSTAD A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. July 2004, p. 3–35, 2005.
- IMBERGER, S. J.; THOMPSON, R. M.; GRACE, M. R. Searching for effective indicators of ecosystem function in urban streams: assessing cellulose decomposition potential. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 10, p. 2089–2106, 2010.
- JUN, Y.-C.; WON, D.-H.; LEE, S.-H.; KONG, D.-S.; HWANG, S.-J. A multimetric benthic macroinvertebrate index for the assessment of stream biotic integrity in Korea.

International journal of environmental research and public health, v. 9, n. 10, p. 3599–628, 2012.

KARR, J. R.; CHU, E. W. Seven foundations of biological monitoring and assessment. **Biologia Ambientale**, v. 20, n. 2, p. 7-18, 2006.

KOVATS, R.; BUTLER, C. Global health and environmental change: linking research and policy. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 4, n. 1, p. 44–50, 2012.

LENAT, D. R.; BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. **Biological monitoring of aquatic systems**. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 187-215, 1994.

LI, L.; ZHENG, B.; LIU, L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends. **Procedia Environmental Sciences**, v. 2, p. 1510–1524, 2010.

MARKERT, B. A.; BREURE, A. M.; ZECHMEISTER, H. G. (Ed.). **Bioindicators and biomonitoring**. Gulf Professional Publishing, 2003.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. 1996. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. Third edition. Kendall-Hunt Publishing Company. Iowa, USA. p. 862.

MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Efeito de metais Cobre (Cu) e Zinco (Zn) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do sul do Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 3, p. 283-289, 2008.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment. Island Press, Washington, DC, 2003.

MOLOZZI, J.; HEPP, L. U.; DIAS, A. S. Influence of rice crop on the benthic community in Itajaí Valley (Santa Catarina, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 4, p. 383-392, 2007.

OERTEL, N.; SALÁNKI, J. Biomonitoring and bioindicators in aquatic ecosystems. In: Ambast R. S.; Ambast, N. K., eds. **Modern trends in applied aquatic ecology**. New York: Kluwer Academic / Plenum Publishers, p.219-246, 2003.

OKAMURA, B.; FEIST, S. W. Emerging diseases in freshwater systems. **Freshwater Biology**, v. 56, n. 4, p. 627–637, 2011.

OLIVEIRA, R. B. S.; MUGNAI, R.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. Determining subsampling effort for the development of a rapid bioassessment protocol using benthic macroinvertebrates in streams of Southeastern Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 175, n. 1-4, p. 75–85, 2011.

- PAN, Y.; HUGHES, R. M.; HERLIHY, A. T.; KAUFMANN, P. R. Non-wadeable river bioassessment: spatial variation of benthic diatom assemblages in Pacific Northwest rivers, USA. **Hydrobiologia**, v. 684, n. 1, p. 241–260, 2012.
- PARDO, I.; GÓMEZ-RODRÍGUEZ, C.; WASSON, J.-G.; et al. The European reference condition concept: A scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. **The Science of the total environment**, v. 420, p. 33–42, 2012. Elsevier B.V.
- PAUW, N. DE; VANHOOREN, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, v. 100, p. 153-168, 1973.
- PLAFKIN, J. L.; BARBOUR, M. T.; PORTER, K. D.; GROSS, S. K.; HUGHES, R. M. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. Washington: **U.S. Environmental Protection Agency**, EPA-444/4-89-001, 1989.
- PRATT, J. M.; COLER, R. A. procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. **Water Research**, v. 10, p. 1019-1025, 1976.
- QU, X. D.; BAE, M.-J.; CHON, T.-S.; PARK, Y.-S. Evaluation of subsampling efforts in estimating community indices and community structures. **Ecological Informatics**, v. 17, p. 3–13, 2013.
- RASHLEIGH, B.; PAULSON, S.; FLOTEMERSCHE, J.; PELLETIER, P. Biological assessment of streams and rivers in U . S . - design , methods , and analysis. **Journal of Ecology and Environment**, v. 36, n. 1, p. 85–88, 2013.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Org.) 1993. Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York (NY): Chapman & Hall, 488 p.
- SENSOLO, D.; HEPP, L. U.; DECIAN, V.; RESTELLO, R. M. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, v. 48, n. 04, p. 391-400, 2012.
- SILVEIRA, M. P.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L.. BAPTISTA, D. F. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a Southeastern Brazilian river. **Revista brasileira de Biologia**, v. 66, n. 2B, p. 623 – 32, 2006.
- SONODA, K. C. Monitoramento biológico das águas no bioma Cerrado utilizando insetos aquáticos: uma revisão. Planaltina, DF. Embrapa Cerrados, 2009.
- STODDARD, J. L.; LARSEN, D. P.; HAWKINS, C. P.; JOHNSON, R. K.; NORRIS, R. H. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. **Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America**, v. 16, n. 4, p. 1267–76, 2006.

- SUGA, C. M.; TANAKA, M. O. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. **Hydrobiologia**, v. 703, n. 1, p. 203–213, 2013.
- TILMAN, David. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, v. 77, n. 2, p. 350-363, 1996.
- TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, 2008.
- WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; et al. The urban stream syndrome : current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706–723, 2005.
- WANG, L.; SEELBACH, P. W.; HUGHES, R. M. Introduction to Landscape Influences on Stream Habitats and Biological Assemblages. **American Fisheries Society Symposium**, v. 48, p. 1–23, 2006.
- WASHINGTON, H. G. A Review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, v. 18, n. 6, p. 653–694, 1984.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. 2005. **Ecosystems and human well being: health synthesis: a report of the Millennium Ecosystem Assessment**. 64 p .

CAPÍTULO I

AValiação DO ESFORÇO DE SUBAMOSTRAGEM PARA PROTOCOLOS DE BIOAValiação RÁPIDA EM RIOS DE GRANDE PORTE

RESUMO

As técnicas de subamostragem (por área fixa ou por número fixo de indivíduos) são frequentemente utilizadas em Protocolos Rápidos de Bioavaliação por permitir redução no tempo e custo do biomonitoramento. Esta técnica consiste na análise de uma parcela do total da amostra – sendo indicada desde que mantenha informação biológica suficiente para a caracterização dos impactos. Cientes que desenvolver estes métodos é fundamental para obter uma amostragem representativa da fauna, este estudo consiste em testes de métodos de subamostragem com comunidades de insetos aquáticos. Na tentativa de atender esse objetivo foram testadas técnicas de subamostragem (número fixo de indivíduos e áreas fixas), quanto ao esforço de subamostragem mais adequado para trechos de pequeno e grande porte, a influência do esforço subamostral nas métricas biológicas e a eficiência dos dois métodos de subamostragem. No método de área fixa, o número mínimo de 8 parcelas (1/3 da amostra original) foi suficiente para representar o total das amostras em trechos de pequeno e de grande porte, tanto para métricas de riqueza quanto para métricas de percentual e diversidade. Para o método de número fixo de indivíduos amostras com alta riqueza e abundância exigiu maior número de indivíduos para trabalhar com métricas de riqueza (>500 indivíduos) do que amostras com baixa riqueza e abundância (400 indivíduos). Recomendamos o uso do método de área fixa, pois este método confere uma estabilidade maior dos dados e possibilidade de padronização. Possui a capacidade de registrar no mínimo 70% da riqueza total da amostra para um esforço de 8 parcelas, independente da abundância total da amostra e registrar a ocorrência de táxons abundantes e raros com a mesma eficiência, independente de suas abundâncias relativas. Enquanto o método de número fixo mostrou-se sensível a abundância total da amostra e abundância relativa dos táxons, subestimando a riqueza de táxons em amostras com alta abundância de táxons.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas de rios vêm sendo alterados significativamente e em escala e velocidade sem precedentes (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003). Os diversos serviços ecossistêmicos oferecidos por estes ambientes são imprescindíveis para a saúde, bem estar, sustento e sobrevivência humana (GROOT et al., 2012). Para uma gestão ambiental adequada é fundamental o uso de técnicas de diagnóstico baseadas não apenas em análises físicas, químicas e bacteriológicas, mas também em informações biológicas sobre a estrutura e funcionamento desses sistemas (ROSENBERG & RESH, 1993; BUSS et al., 2003; OERTEL & SALÁNKI, 2003; RASHLEIGH et al., 2013). O uso de técnicas de monitoramento biológico (biomonitoramento) é a forma mais eficaz para a avaliação dos efeitos dos impactos antropogênicos sobre a qualidade dos ambientes aquáticos, auxiliando no direcionamento de políticas e na elaboração de planos de ação para estes ecossistemas.

Os ecossistemas de rios de pequeno e médio portes são abundantes e relativamente fáceis de coletar, comparados aos trechos de grande porte. Como resultado, boa parte dos protocolos de monitoramento de rios foram desenvolvidos para pequenas bacias (FLOTEMERSCH et al., 2006a; PAN et al., 2012) e o uso dessas metodologias para rios de grande porte já se mostraram inadequados em algumas situações (FLOTEMERSCH & CORMIER, 2001a; 2001b; BLOCKSOM & FLOTEMERSCH, 2005). O reconhecimento da falta ou inadequação de métodos para esses sistemas tem se refletido no interesse recente da comunidade científica e das agências ambientais em desenvolver protocolos exclusivamente desenhados para rios de grande porte (ANGRADI et al., 2009; BIRK et al., 2012; FLOTEMERSCH et al., 2014). As diferenças nas condições físicas e nos *inputs* de energia que ocorrem em função do tamanho da calha, inclinação, influência da mata ciliar e do grau de sombreamento e de penetração de luz contribuem para a diferenciação do rio ao longo do seu curso, resultando em um *continuum* de ajustamento biótico, transporte, utilização e armazenagem de matéria orgânica (VANNOTE et al., 1980; JIANG et al., 2011).

Não há um limite físico pré-definido para determinar quando um rio deve ser considerado “de grande porte”. Porém, um sistema de classificação comumente aceito para fins de gestão de ecossistemas é o de “rios não-vadeáveis”, ou seja, aqueles trechos onde não é mais possível atravessá-los a pé ou ao longo da sua extensão

(FLOTEMERSCH et al., 2006a). Devido à necessidade de uma maior infraestrutura para coletas (por exemplo, barco, motor, equipamento de segurança e treinamento de equipe) – que resulta em um custo mais alto quando comparado às coletas de trechos de pequeno/médio porte – os trechos não-vadeáveis são relativamente pouco conhecidos quanto aos fatores que influenciam na função, estrutura e composição de suas comunidades biológicas (MCDONALD et al., 2004; COLLIER & LILL, 2008).

O biomonitoramento destes ecossistemas traz desafios, devido à maior complexidade e à dificuldade de acesso e de amostragem (FLOTEMERSCH & CORMIER, 2001a; BLOCKSOM & JOHNSON, 2009), aumentando o custo e a logística requerida para a aplicação de métodos de amostragem (FLOTEMERSCH et al., 2006a). Apesar destas dificuldades, investir no desenvolvimento de ferramentas para análise destes ambientes é de suma importância, visto que estes sistemas são estratégicos por servirem de abastecimento, transporte, irrigação e recreação para grandes populações (DOLÉDEC & STATZNER, 2008). No Brasil, existem algumas iniciativas para o biomonitoramento de rios de grande porte, por exemplo, o protocolo desenvolvido pela CETESB (Companhia ambiental de São Paulo) que aponta estratégias para o planejamento amostral, métodos de amostragem, métodos de análises e tratamento dos dados com o uso de comunidades bentônicas (KUHLMANN et al., 2012).

1.1. Estabelecimento de metodologias de subamostragem

Protocolos para a amostragem da fauna de rios de grande porte precisam ser claros, consistentes, relativamente simples, de baixo custo e reprodutíveis para que sejam usados em programas de biomonitoramento. E, para serem aplicáveis, devem ser eficazes e eficientes na determinação do grau de impacto dos rios e considerar as limitações dos gestores, agências ambientais e/ou outros usuários destas ferramentas (BUSS et al., 2008). Para tal, no que diz respeito aos protocolos de coletas, três questões fundamentais devem ser cuidadosamente analisadas e testadas (FLOTEMERSCH et al., 2006b). Primeiro, deve haver uma técnica de coleta (p.ex. tipo de amostrador e malha) que assegure a captura da fauna de macroinvertebrados em todas as condições e habitats destes rios. Segundo, deve haver um esforço amostral (p.ex. número de amostras e extensão do trecho a ser coletado) que represente a fauna dos diversos habitats disponíveis nas diversas condições macroecológicas que podem influenciar estes rios.

Terceiro, deve haver metodologias de subamostragem, de laboratório e/ou de campo, que considerem a necessidade de serem o mais rápido possível (resultando em uma redução de custos). Outros fatores importantes, posteriores à etapa das coletas, são o nível de identificação taxonômica mínima necessária para a determinação dos impactos (CHESSMAN et al., 2007; BUSS; VITORINO, 2010) e o índice biológico (p.ex. monométrico, multimétrico ou preditivo) a ser usado (BONADA et al., 2006; HAWKINS et al., 2010).

No que diz respeito ao primeiro e segundo itens – referentes ao tipo de amostrador, malha, extensão do trecho e número de réplicas necessárias para representar a fauna de um trecho de rio não-vadeável – há concordância entre os protocolos desenvolvidos na Europa (BIRK et al., 2012), EUA (FLOTMERSCH et al., 2006b) e também no Brasil (KUHLMANN et al. 2012). Por isso, não consideramos necessário o teste destas informações. Já a respeito do terceiro item, sobre técnicas de subamostragem para rios de grande porte, ainda não há estudos que permitam estabelecer um protocolo definitivo para regiões neotropicais.

A subamostragem, entendida como a análise de uma parcela da amostra, é a maneira mais utilizada para reduzir o tempo e o custo, desde que garantidas a representação das informações biológicas para os objetivos de biomonitoramento (CUFFNEY et al. 1993; BARBOUR et al., 1999). A subamostragem pode afetar a acurácia dos métodos – subestimando significativamente a riqueza total (QU et al., 2013) pela perda de espécies raras e superestimação das abundantes (CAO et al., 1998) – e, portanto, devem ser testados adequadamente (KING & RICHARDSON, 2002; LORENZ et al., 2004; QU et al., 2013).

Existem duas formas principais de realizar a subamostragem: por área fixa ou por número fixo de indivíduos (BARBOUR & GERRITSEN, 1996). Em ambos os casos, a amostra é subdividida em parcelas, que são sorteadas aleatoriamente e processadas (OLIVEIRA et al., 2011). A diferença entre os métodos é que pela área fixa, o número de parcelas a serem processadas é pré-definido (BAKER & HUGGINS, 2005). Na subamostragem por número fixo, as parcelas vão sendo sorteadas até chegar ao número fixo estabelecido, que varia de 100 a 500 indivíduos, de acordo com o protocolo de amostragem (HERING et al., 2010; LIGEIRO et al., 2013; BUSS et al., 2015; BARBOUR et al., 1999). Autores, que advogam em favor da área fixa, argumentam que assim se mantém a representatividade do total de indivíduos da amostra, o que permite

uma padronização da riqueza por área permitindo comparações entre as amostras (PETKOVSKA & URBANIC, 2010). Já o uso de um mesmo número de indivíduos, independente do tamanho real da amostra, não permite tal apreciação. Ainda assim, este tem sido o método mais utilizado (BARBOUR & GERRITSEN, 1996; WALSH et al., 1997; KING & RICHARDSON, 2002; LIGEIRO et al., 2013), embora haja discussão sobre o número a ser analisado (entre 100 e mais de 700 organismos). Como há o debate sobre o melhor sistema, alguns órgãos adotam uma combinação de ambos os métodos (*e.g.* pelo menos 1/6 da amostra e o mínimo de 700 indivíduos; FURSE et al., 2006).

Como poucos estudos testaram técnicas de subamostragem para rios não-vadeáveis, e ciente de que desenvolver estes métodos é fundamental para obter uma amostragem representativa da fauna (DOBERSTEIN et al., 2000), neste estudo realizaremos testes de métodos de subamostragem com comunidades de insetos aquáticos, para posterior uso em um programa de bioavaliação rápida em rios não-vadeáveis no Estado do Rio de Janeiro.

2. OBJETIVOS

O objetivo deste estudo é testar técnicas de subamostragem para a implantação de um programa de bioavaliação rápida em rios de grande porte utilizando insetos aquáticos. Na tentativa de atender a esse objetivo, (1) testamos o esforço de subamostragem mais adequado para trechos de pequeno e grande porte; (2) verificamos a influência do esforço subamostral em métricas biológicas utilizadas em programas de biomonitoramento; (3) comparamos a eficiência de dois métodos de subamostragem (área fixa e número fixo de indivíduos) em amostras de trechos de pequeno e grande porte.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O estudo abrange cinco das nove regiões hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro (CERHI, 2013), priorizando a coleta aos trechos o menos impactados possível: Rio Mambucaba, Guapiaçu, São João, Macaé e Imbé (Figura 1; Tabela 1). Em cada rio, foram coletados trechos vadeáveis (pequeno/médio porte) e trechos não vadeáveis com

pelo menos uma das duas características (adaptadas do sistema aplicado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos; FLOTEMERSCH et al. 2006b): 1) profundidade igual ou superior a 1m e/ou apresentar > 40m de largura em seu fluxo basal; 2) ser de ordem de rio maior ou igual a 5ª ordem e apresentar área de drenagem próxima a 1.200km². Inicialmente este estudo foi pensado para ser realizado em 10 rios (10 trechos de pequeno e 10 trechos de grande porte) (Tabela 1). Os cinco rios não utilizados (Preto, Itabapoana, Grande, Pirai e Piabanha) estão na etapa de identificação e serão incluídos posteriormente.

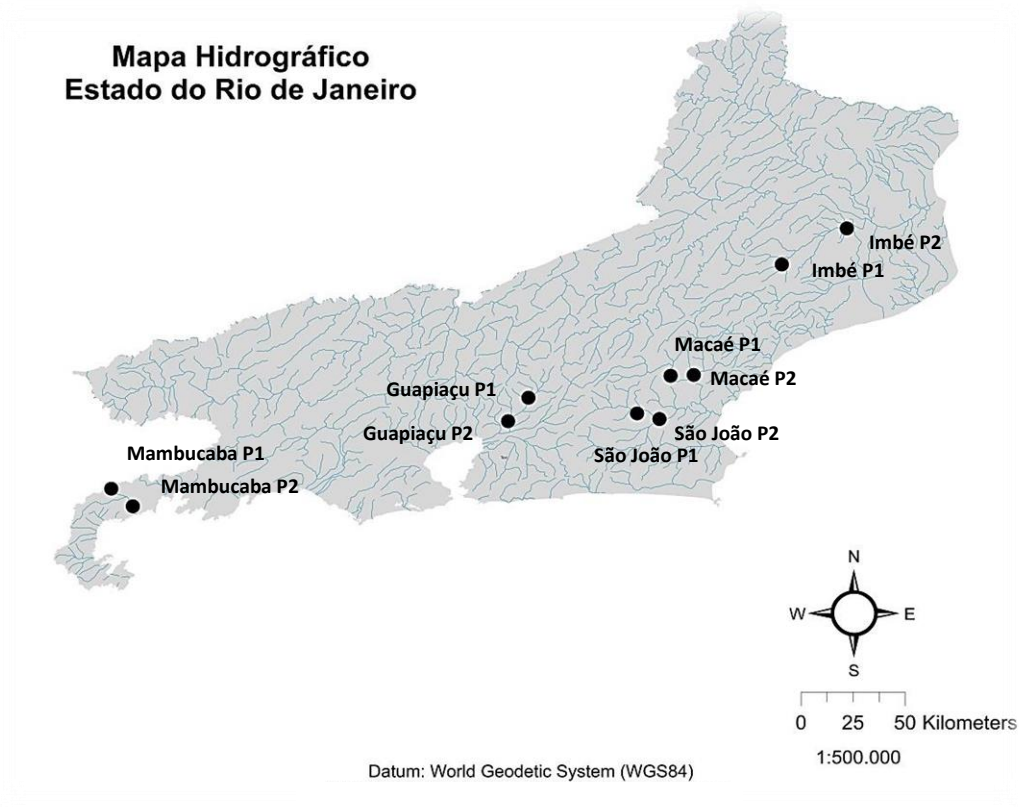


Figura 1. Mapa hidrográfico do estado do Rio de Janeiro com os locais de coleta (Rio Mambucaba, Guapiaçu, São João, Macaé e Imbé). Trechos de pequeno porte (P1) e Trechos de grande porte (P2). Dados de hidrografia provenientes da Agência Nacional de Água.

Tabela 1. Coordenadas em grau decimal dos locais de coleta (datum em WGS86). P1: trechos de pequeno porte; P2: trechos de grande porte.

NOME	LONGITUDE	LATITUDE	ALTITUDE (m)
Grande P1	-42,25775	-21,99527	286
Grande P2	-42,13826	-22,02384	264
Guapiaçu P1	-42,83171	-22,52538	15
Guapiaçu P2	-42,90424	-22,62419	40
Imbé P1	-41,968809	-22,00271	340
Imbé P2	-41,457385	-21,762376	10
Itabapoana P1	-41,79337	-20,798	623
Itabapoana P2	-41,78487	-20,79982	599
Macaé P1	-42,20007	-22,430665	76
Macaé P2	-42,177976	-22,427577	47
Mambucaba P1	-44,609642	-22,940556	104
Mambucaba P2	-44,57847	-22,94661	30
Piabanha P1	-42,88522	-22,17407	671
Piabanha P2	-43,0396	-22,20572	526
Piraí P1	-43,97632	-22,6674	394
Piraí P2	-43,94247	-22,64275	392
Preto P1	-44,080986	-22,175825	463
Preto P2	-43,710616	-22,081797	410
São João P1	-42,363774	-22,566249	20
São João P2	-42,290739	-22,578605	16

3.2. Coleta de material biológico e parâmetros físico-químicos da água e ambientais

Em cada localidade, foi selecionado um trecho de 500 metros de rio (de acordo com métodos descritos em FLOTEMERSCH et al., 2006b e BLOCKSOM et al., 2009) onde foram estabelecidos 6 transectos com espaçamento de 100 metros entre eles (Figura 2). Em cada transecto, foi realizada a coleta de duas amostras em ambas as margens do rio, a uma distância de 5 metros do transecto – uma a montante e uma jusante (Figura 2) – utilizando um coletor do tipo *Kick net* com malha de 500 μ m. Este coletor e malha foram considerados de melhor custo *x* benefício para representação da fauna em programas de biomonitoramento (BUSS & BORGES, 2008). Estas 24 amostras marginais foram agrupadas para formar uma única amostra para cada local. Para os trechos não vadeáveis foi necessária a utilização de barco para realizar o procedimento de coleta (Figura 3).

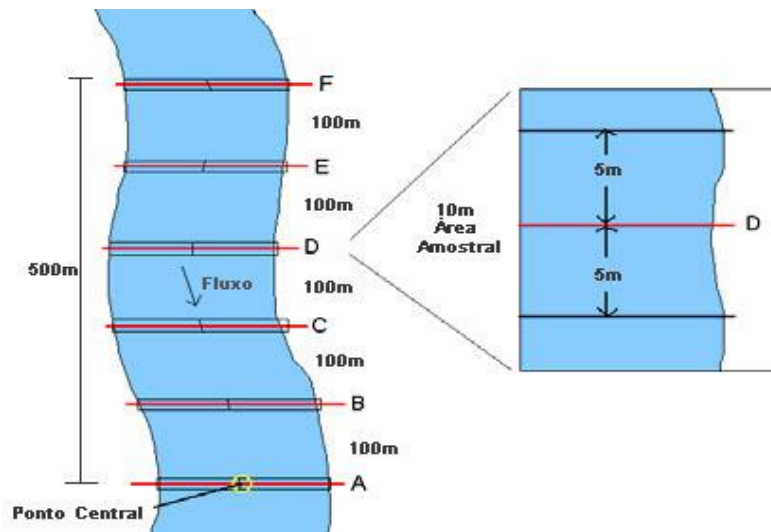


Figura 2. Metodologia de coleta. Coleta em trecho de 500 metros dividido por 6 transectos com espaçamento de 100 metros entre eles. Em cada transecto a coleta de material biológico ocorre 5 metros a montante e 5 metros a jusante do rio, totalizando 24 coletas marginais, que agrupadas representam um trecho de coleta. Figura adaptada de FLOTEMERSCH et al., (2006a).

Em cada trecho, foram registradas em campo medidas de pH; condutividade e oxigênio dissolvido (sonda MPA 210p LabConte; sonda 550A YSI), além de aspectos físicos e ambientais considerados essenciais e associados à integridade dos rios, como vegetação marginal, características físicas e hidrológicas e padrão de uso da terra na área em entorno – analisados através de um Protocolo de Avaliação Visual adaptado de BARBOUR et al. (1999). A água foi coletada com potes plásticos, no centro do rio e no ponto médio do trecho amostral, resfriada imediatamente e levada para posterior análise no Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde Ambiental (LAPSA/FIOCRUZ). Em menos de 24h, foram analisados os parâmetros dureza total (mg/L CaCO_3), cloretos (mg/L Cl^-), alcalinidade total (mg/L), sólidos totais dissolvidos e amônia (mg/l NH_4^+), em equipamento HACH (modelo DR2500), seguindo os protocolos descritos pelo *Standard Methods* (APHA 2000).



Figura 3. (A- B) Coleta marginal em trechos de pequeno porte; (C) Atravessando trecho não-vadeável para coletar na outra margem; (D-E) Coleta marginal em trechos de grande porte; (F) Análise físico-química da água em campo.

3.3. *Subamostragem*

As amostras biológicas coletadas foram armazenadas e conservadas em solução de álcool etílico 80% e levadas ao laboratório para subamostragem seguindo o procedimento descrito em (OLIVEIRA et al., 2011) (Figura 4). No laboratório, as amostras foram acondicionadas em um subamostrador (64 x 36cm, subdividido em 24 parcelas de 10,5 x 8,5cm; Patent application number PCT/BR2011/000144) e homogeneizadas para que o material se distribuísse uniformemente. Cada uma das 24 parcelas foi triada em bandeja, a olho nu e/ou lupa com baixa magnificação (máximo 5 vezes) (Figura 4). A fauna encontrada foi registrada para cada parcela. A identificação dos organismos foi realizada ao nível de família em microscópio estereoscópico, utilizando as chaves taxonômicas disponíveis (MERRITT & CUMMINS, 1996; NIESER & MELO, 1997; CARVALHO & CALIL, 2000; MUGNAI et al. 2010).

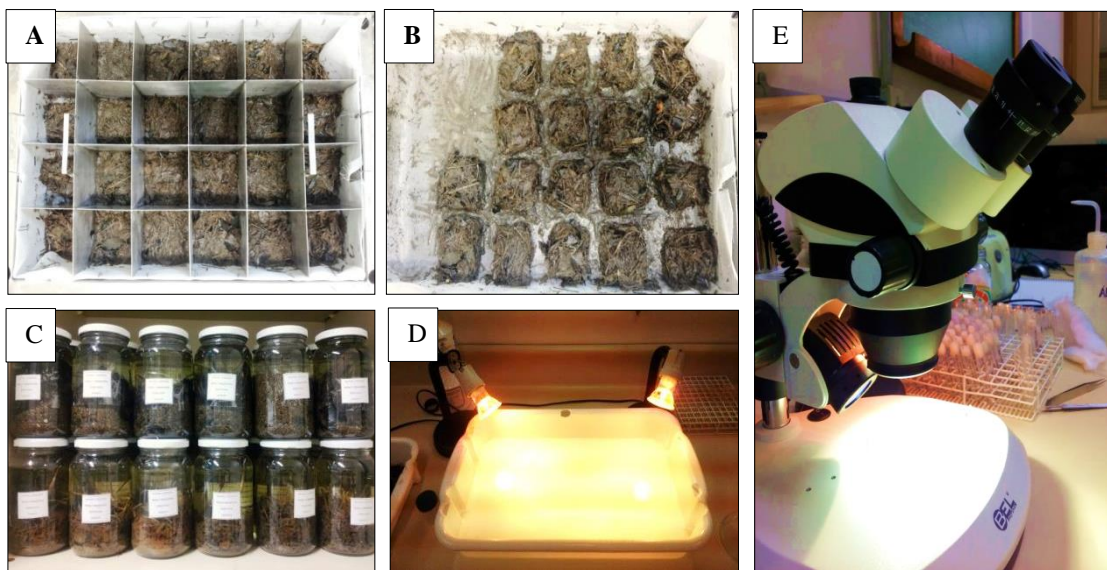


Figura 4. Processamento da amostra. (A) acondicionada no subamostrador; (B) subamostragem; (C) conservação em álcool etílico 80%; (D) bandeja de triagem; (E) identificação em estereoscópio.

3.4. Análise dos dados

Para verificar o esforço subamostral mínimo suficiente para representar o total da amostra, foram realizadas 100 aleatorizações sem reposição, para cada tamanho subamostral (1-23 parcelas). Segundo DOBERSTEIN et al. (2000), essa quantidade de aleatorizações é suficiente para estimar com precisão os valores das métricas. Para cada métrica e para cada número de parcelas (entre 1 e 23), foram calculadas métricas biológicas (riqueza; índice de diversidade de Simpson; %EPT e %Chironomidae). Para as métricas índice de Simpson; %EPT e %Chironomidae, dois critérios foram considerados para a decisão do número mínimo de parcelas suficiente para representar a amostra total: (1) ter valor estatisticamente similar, a partir da análise do erro padrão, ao valor da métrica para a amostra total (24 parcelas); (2) apresentar um coeficiente de variação (CV) menor do que 10% em relação à amostra total. O CV é a proporção entre o desvio padrão e a média dos valores das métricas. Segundo PETKOVSKA & URBANIC (2010), o uso de CVs permite comparar a variabilidade das métricas entre os diferentes esforços subamostrais e a amostra total. A alta variabilidade entre os valores da métrica significa imprecisão quanto ao valor, conduzindo a sobreposições entre as classes de qualidade tornando impossível distingui-las, o que interfere no poder discriminatório dos índices multimétricos (DOBERSTEIN et al., 2000; VLEK et al., 2006; PETKOVSKA;

URBANIC, 2010). Por isso, a necessidade em selecionar tamanhos subamostrais que produzem baixa variabilidade. O processo de aleatorização foi realizado no ambiente R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010).

No caso da métrica de riqueza, tendo em vista que em rios com grande biodiversidade, como os tropicais, existe a tendência de que não atinja a assíntota com o aumento do esforço subamostral (e.g. DOBERSTEIN et al., 2000; LORENZ et al., 2004; CLARKE et al., 2006; FLOTEMERSCHE et al., 2006b; LIGEIRO et al., 2013), a análise para esta métrica incluiu alguns critérios para determinar a aproximação da assíntota (nivelamento da curva). Foram calculadas curvas de acumulação de táxons criadas a partir de 1000 permutações, sem reposição, e com a riqueza estimada por Jackknife 2 (conforme recomendado por MELO & FROEHLICH 2001). Utilizamos para tal o software estatístico R com o pacote “Vegan” (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2010). O esforço subamostral foi considerado “suficiente” quando a parcela atendeu aos critérios estabelecidos: (1) adição de uma nova parcela representar o acréscimo de pelo menos uma família (ou seja, o acréscimo de esforço de triagem de uma parcela deve produzir pelo menos uma família não registrada anteriormente na amostra); (2) apresentar um acréscimo na inclinação (do inglês, *slope*) da curva menor do que 5%. A curva de inclinação representa a proporção entre a riqueza estimada na parcela n e a riqueza estimada na parcela $n+1$, logo, a inclinação indica o percentual de riqueza adquirido com o processamento da parcela seguinte. O percentual de 0,05 é utilizado em outros estudos para estimativas de riqueza (HORTAL & LOBO 2005; YANG et al., 2013; ENGEMAN et al., 2015). Segundo GOMEZ-ANAYA et al. (2014), este percentual é suficiente para registrar até 85% da riqueza total da amostra; (3) possuir um coeficiente de variação (CV) $\leq 10\%$, seguindo a mesma lógica das outras métricas.

O número mínimo de parcelas para obter 70% da riqueza relativa (riqueza do esforço subamostral em relação à amostra total) foi registrado e uma regressão linear foi calculada para verificar se o esforço necessário para obter este percentual de riqueza está relacionado com a abundância total das amostras.

Um último critério foi adotado para verificar se o número de parcelas definido por todas as etapas anteriores apresentaria composição e estrutura da comunidade estatisticamente similar à encontrada para o total da amostra. Isto foi realizado através de testes de Mantel com 5000 permutações e matrizes de distância de Bray-Curtis entre a matriz gerada na parcela e a matriz da amostra total. Utilizamos para tal o software estatístico R com o pacote “Vegan” (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

Para comparar eficiência dos métodos de subamostragem (área fixa e número fixo), o mesmo conjunto de dados foi utilizado para obter diferentes quantidades de indivíduos (200, 300, 400, 500), quantidades normalmente sugeridas e utilizadas por programas de biomonitoramento (HERING et al., 2010; LIGEIRO et al., 2013; BUSS et al., 2015). O número de indivíduos desejado (200-500) foi calculado a partir dos valores de abundância média por parcela de cada trecho. O número de parcelas necessárias para atingir cada número de indivíduos desejado foi registrado e a inclinação da curva e o CV gerados foram calculados, de forma semelhante à realizada para as outras métricas. Como sugerido por BARBOUR & GERRITSEN (1996), o número de parcelas necessárias foi definido quando atingiu $\pm 20\%$ do número de indivíduos determinado (por exemplo, para 200 indivíduos, não menos do que 160 indivíduos e não mais do que 240 indivíduos).

4. RESULTADOS

Nos trechos de pequeno porte, à exceção do rio Macaé, a riqueza variou entre 24–48 famílias e a abundância total entre 856–4177 indivíduos (total de 11.747 indivíduos coletados). A abundância média por parcela variou entre 35,67–174,04 indivíduos. O rio Macaé foi destoante dos demais, com abundância e riqueza de espécies notadamente menores (riqueza de 15 famílias; abundância total de 262 indivíduos; abundância média de 10,92 indivíduos por parcelas) e por isso seus resultados serão descritos separadamente. Nos trechos de grande porte a riqueza variou entre 23–38 famílias e a abundância total entre 824–1.074 indivíduos (totalizam 6.844 indivíduos coletados), exceção do Guapiaçu com 3.200 indivíduos. A abundância média por parcela variou entre 30,46–44,75 indivíduos. O rio Macaé para este trecho apresentou baixa abundância de Chironomidae (15 indivíduos) em comparação com os demais rios, onde este grupo foi o mais abundante (120-635 indivíduos). A abundância relativa dos táxons (frequência de ocorrência) foi similar entre trechos de pequeno e grande porte, com poucas espécies abundantes e muitas raras (com baixa frequência de ocorrência). Os táxons mais abundantes em ambos foram Chironomidae, Leptohiphidae e Baetidae.

4.1. *Influência do esforço subamostral nas métricas biológicas*

As métricas se comportaram de forma razoavelmente similar nos trechos de pequeno e grande porte. Usando o critério de inclinação (0,05), as métricas de percentual e diversidade precisaram de poucas parcelas se comparado a métrica de riqueza. Para as métricas atenderem ao $CV \leq 10\%$ em todos os trechos foi necessário um esforço mínimo de 8 parcelas, com exceção do índice de Simpson que precisou de ainda menos parcelas.

Para as métricas baseadas em percentual (%EPT e %Chironomidae), oito parcelas foi o número mínimo suficiente para o atendimento dos critérios de apresentar valores similares aos registrados para o total da amostra (inclinação da curva) e coeficiente de variação baixo (Tabela 2). Estas métricas apresentaram valores similares ao registrado para o total da amostra desde a primeira ou segunda parcela em ambos os trechos, permanecendo niveladas e com erro padrão diminuindo consideravelmente a partir da parcela 2 (Figura 5), inclusive para o rio Macaé (trecho pequeno). Com relação ao coeficiente de variação ($\leq 10\%$), para a métrica %EPT a variação foi entre 1-7 para oito dos dez rios (sendo de 2-7 parcelas nos de pequeno porte, à exceção do Macaé, com 22 parcelas, e 1-5 nos de grande porte, com exceção do Mambucaba, com 9 parcelas) (Figura 6). Para a métrica %Chironomidae a variação foi entre 2-8 parcelas para três rios, tanto em seus trechos de pequenos quanto grande porte. As exceções foram o rio São João, tanto nos trechos de pequeno quanto de grande porte, onde mais parcelas foram necessárias (16 e 15, respectivamente) e o rio Macaé que obteve uma alta variabilidade para os valores da métrica com 13 e 22 parcelas para o trecho pequeno e grande porte, respectivamente (Figura. 5; Figura.6).

Para o índice de Simpson, o número de parcelas necessárias seria ainda menor do que para as métricas baseadas em percentuais, quatro (Tabela 2), tanto para o nivelamento das curvas (sendo que em cinco dos dez rios o nivelamento ocorreu desde a primeira parcela; Figura 5) quanto para atingir $CV < 10\%$ (1-2 parcelas para os trechos de pequeno porte, incluindo o Macaé, e 1-4 parcelas para os de grande porte; Figura 6). A única exceção foi o rio Macaé (trecho pequeno) que nivelou somente a partir da parcela 11 (Figura 5).

Para a métrica riqueza, as curvas não atingiram a assíntota (Figura 5). Durante o processamento da amostra, houve aumento da riqueza até a adição da última parcela (24), em proporções cada vez menores. Tanto trechos de pequeno quanto de grande porte apresentaram padrão semelhante quanto ao esforço subamostral necessário para atender a

maior parte dos critérios: para sete dos dez trechos seriam necessárias entre 5 e 7 parcelas para que a adição de uma nova parcela fornecesse pelo menos uma família ainda não registrada (exceções do rio Macaé pequeno, três parcelas, e rios Guapiaçu no trecho de pequeno porte e o rio Imbé no trecho de grande porte, onde seriam necessárias 9 parcelas). Para atender ao critério referente à inclinação da curva (0,05), o número de parcelas foi de 4-8 para todos os trechos, com exceção do Macaé (pequeno porte) que foram necessárias 9 parcelas (Figura 7). Para atender ao critério 3 (obter variabilidade $\leq 10\%$) para oito dos nove trechos seriam necessárias entre 4-7 parcelas (Figura 6). A exceção foi o Mambucaba que a variabilidade foi pequena sendo atendida com apenas 1 parcela. O rio Macaé (trecho pequeno) precisou de 12 parcelas.

Assumindo que o esforço subamostral de 8 parcelas atende aos critérios estabelecidos anteriormente para a maior parte dos trechos (Tabela 2). Foi realizado o teste de Mantel com esse esforço subamostral e a amostra total. O teste mostrou uma alta correlação entre o esforço subamostral de 8 parcelas e a amostra total, em termos de composição e estrutura das matrizes de táxons ($R=0,99$; $p<0,01$).

Tabela 2. Resumo do esforço subamostral necessário para atender aos critérios adotados. Erro Padrão: quantidade de parcelas necessárias para obter valores estatisticamente iguais ao valor da métrica para a amostra total. Coeficiente de Variação: quantidade de parcelas necessárias para métrica obter variabilidade $\leq 10\%$. Adição de Táxons: esforço a partir do qual não há mais incremento de 1 táxon por parcela. Inclinação: percentual adquirido com o processamento da parcela seguinte. Os valores com (*) possui exceção, olhar no texto para mais informações.

Métrica	Critério	Esforço Subamostral (Número de parcelas)
% EPT	Inclinação (Erro Padrão)	1-2
	Coeficiente de Variação	1-7*
% Chironomidae	Inclinação (Erro Padrão)	1-2
	Coeficiente de Variação	2-8*
Índice de Simpson	Inclinação (Erro Padrão)	4
	Coeficiente de Variação	1-4
	Coeficiente de Variação	4-7
Riqueza	Adição de Táxons	5-7*
	Inclinação (0,05)	4-8

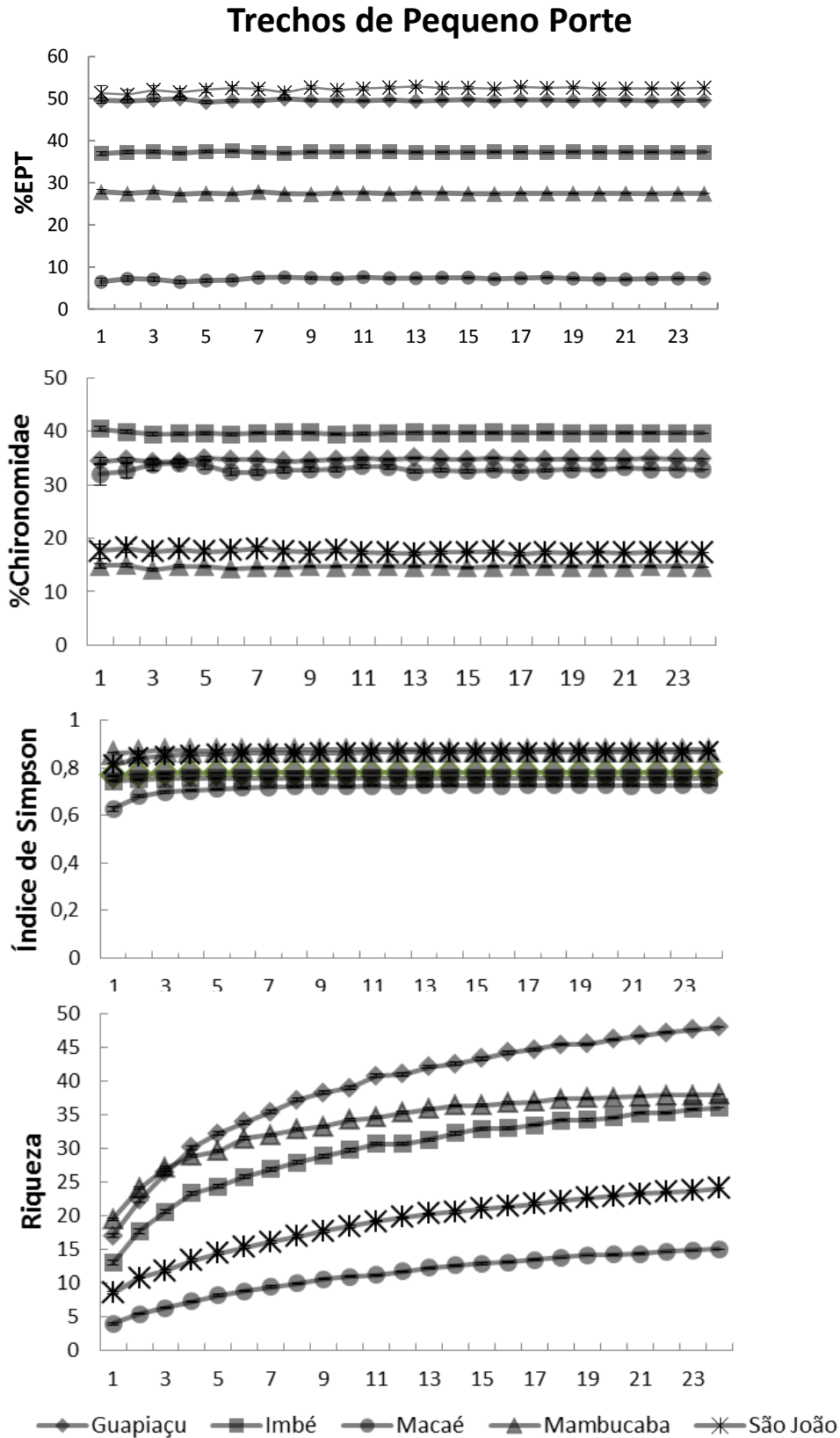


Figura 5a. Esforço subamostral (1-24 parcelas) *versus* métricas biológicas (%EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera ; %Chironomidae; índice de diversidade de Simpson e Riqueza) para trechos de pequeno porte. A barra representa o erro padrão.

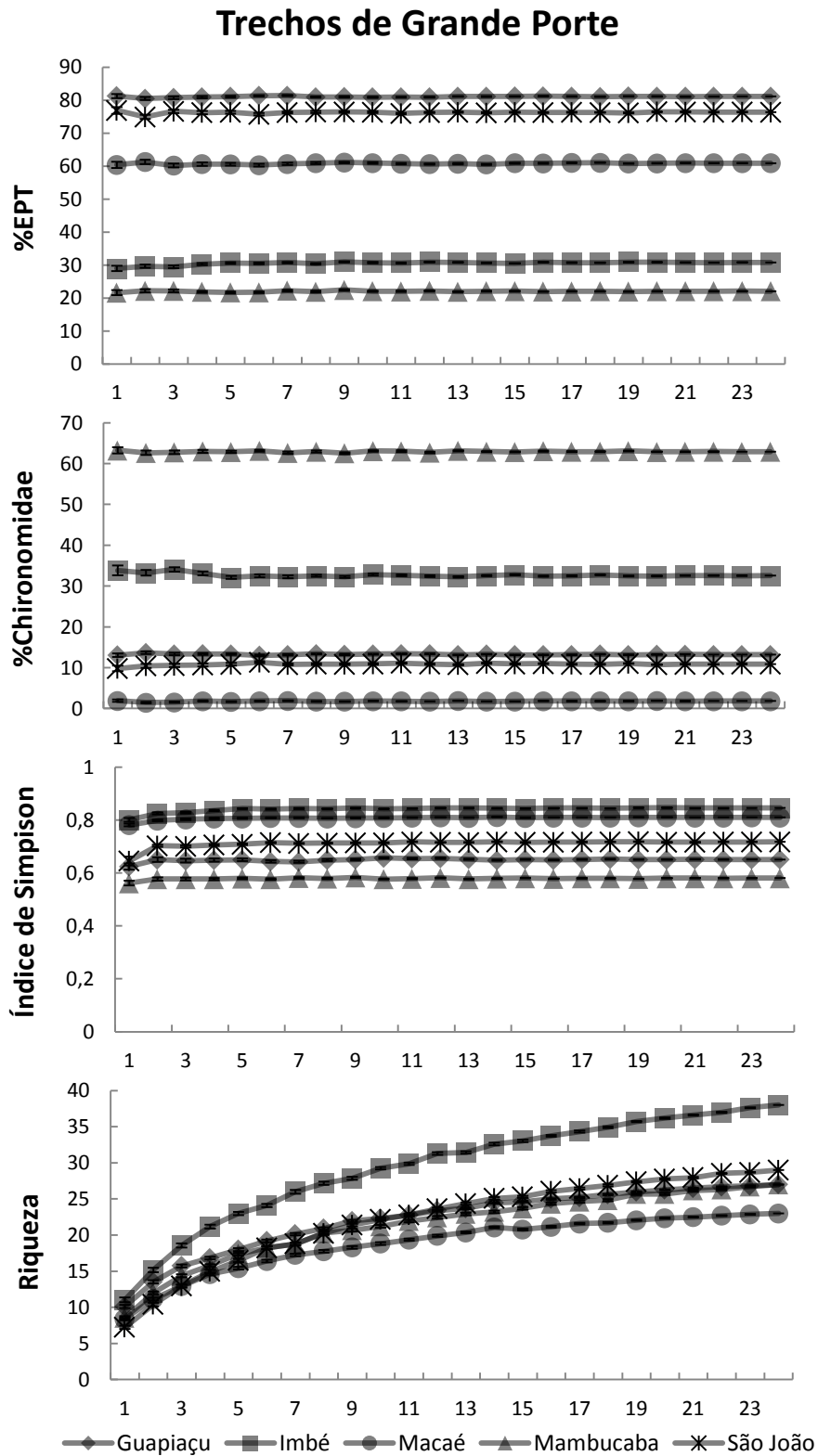


Figura 5b. Esforço subamostral (1-24 parcelas) *versus* métricas biológicas (%EPT – Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera ; %Chironomidae; índice de diversidade de Simpson e Riqueza) para trechos de grande porte. A barra representa o erro padrão.

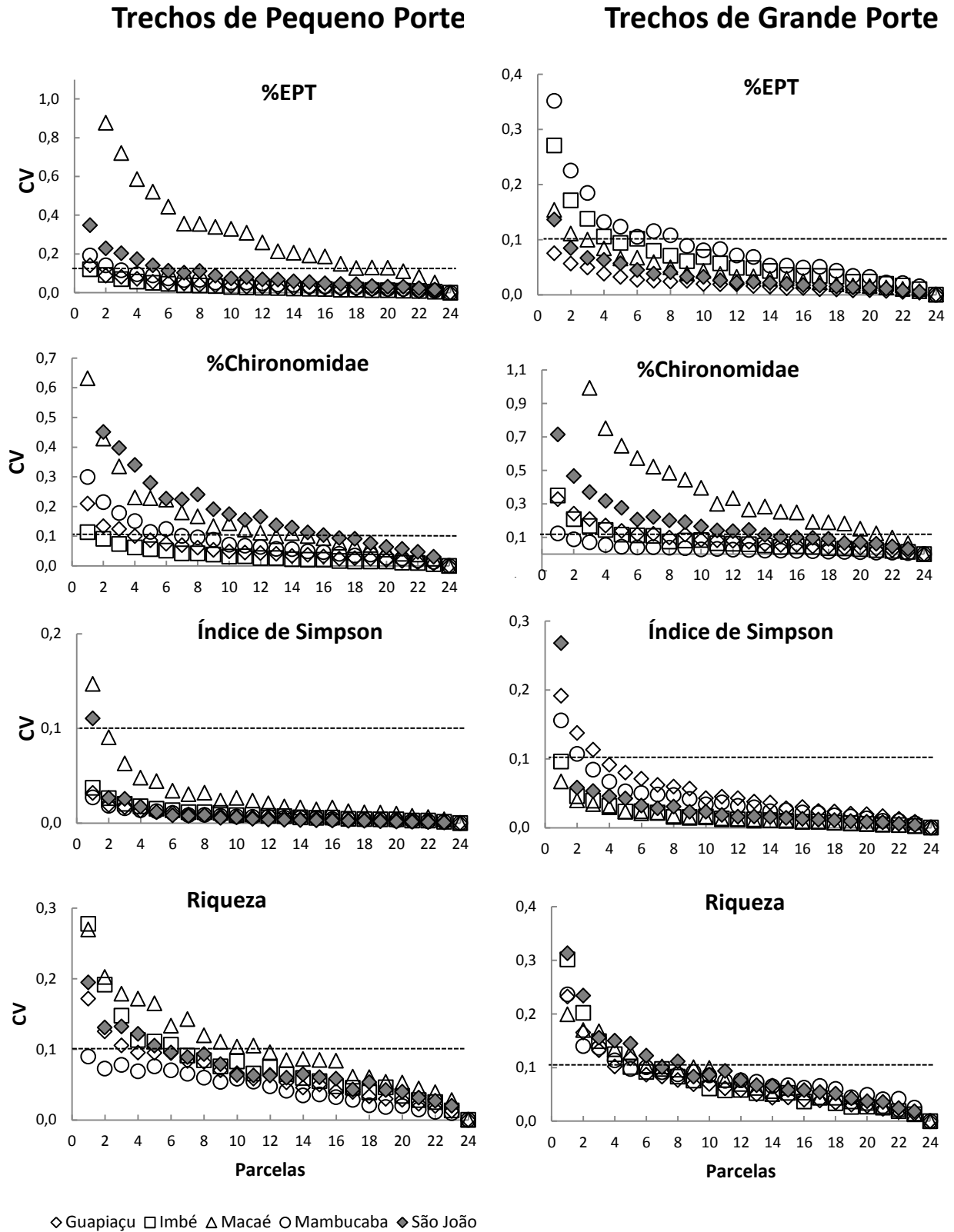


Figura 6. Coeficiente de variação (CV) em trechos de pequeno e grande porte. A linha pontilhada indica $CV \leq 10\%$.

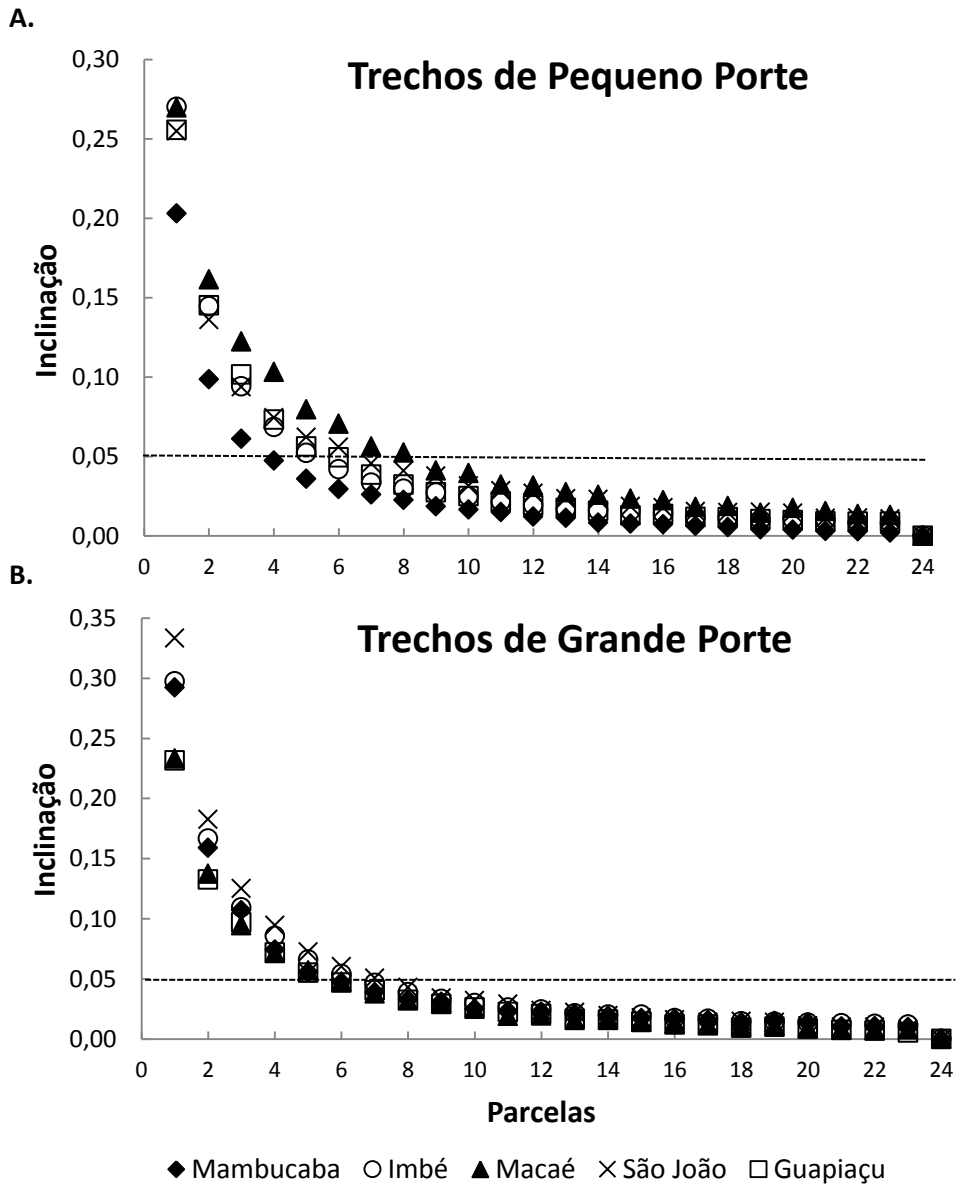


Figura 7. Esforço de Subamostral (1-24 parcelas) *versus* (A) inclinação dos 5 trechos de pequeno porte e (B) inclinação dos 5 trechos de grande porte. O cálculo da inclinação ocorreu a partir da curva de acumulação de espécies (1000 aleatorizações, sem reposição e com riqueza estimada por Jackknife 2). A Inclinação é a razão entre a riqueza estimada na parcela n e a riqueza estimada na parcela n+1. A linha pontilhada indica inclinação de 5%.

Conforme esperado, para coletar mais organismos, maior foi o esforço (parcelas) necessário (Figura 5). Para obter 200 e 300 indivíduos em todos os trechos, foram necessárias 1-6 parcelas (à exceção de Macaé pequeno porte, onde foram necessárias 16 parcelas devido a sua baixa abundância total, de 260 indivíduos) e 2-8 parcelas, respectivamente. A partir de 400 indivíduos, houve uma diferenciação entre rios com alta e baixa abundância: 2-4 nos trechos de pequeno porte com alta abundância, com exceção do São João (9 parcelas; baixa abundância total) e 8-11 parcelas nos trechos de grande porte com baixa abundância, com exceção do Guapiaçu (3 parcelas; alta abundância). O mesmo foi encontrado para 500 indivíduos: 3-5 parcelas nos trechos de pequeno porte, com exceção do rio São João (12 parcelas), e 11-14 parcelas nos trechos de grande porte, com exceção do rio Guapiaçu (4 parcelas) (Figura 8).

A regressão linear mostrou que o esforço subamostral necessário para obter diferentes percentuais de riqueza não estava correlacionado com a abundância total das amostras (Figura 9; $R^2=0,30$; $p>0,05$) (Figura 9). O número mínimo de parcelas para obter 70% da riqueza da amostra total variou entre 6-8 parcelas para oito dos nove trechos. A exceção foi o Mambucaba (pequeno porte) que precisou de apenas 3 parcelas e o rio Macaé (trecho pequeno) que precisou de 9.

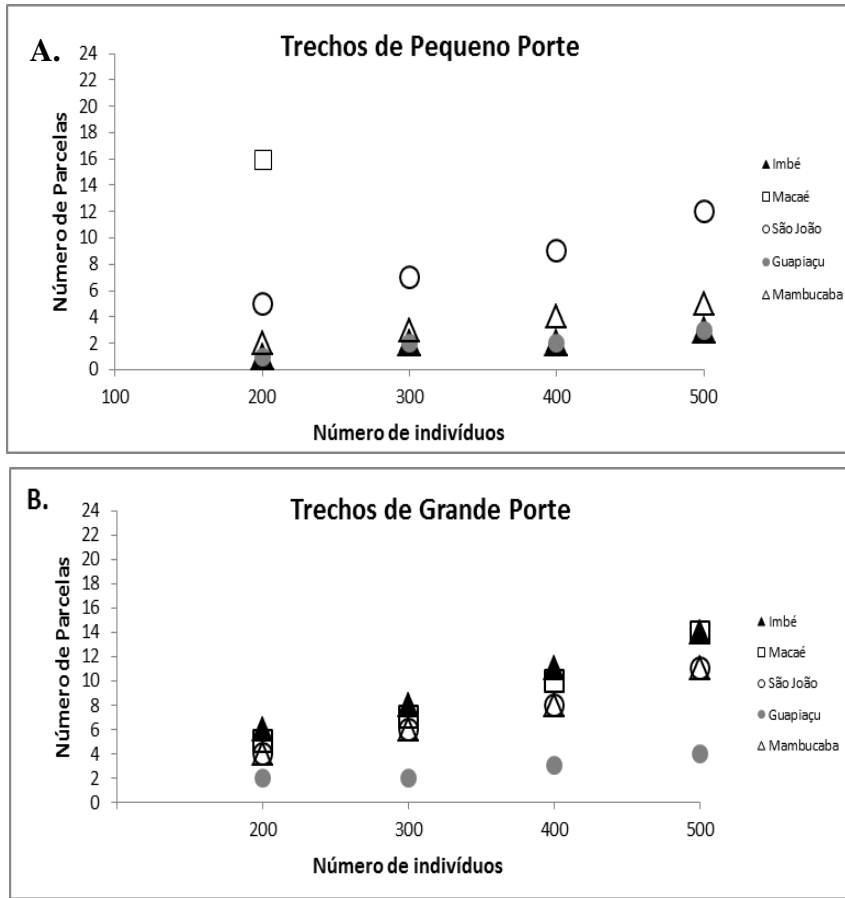


Figura 8. Número de parcelas mínimas *versus* (A) Número de indivíduos para os trechos de pequeno porte (B) Número de indivíduos para os trechos de grande porte

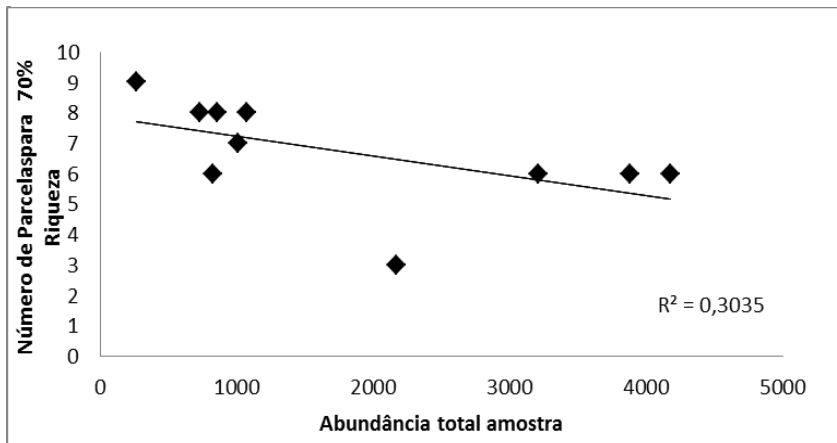


Figura 9. Abundância total da amostra *versus* Número de parcelas necessário para obter 70% da riqueza total da amostra

De um modo geral, com base na riqueza relativa coletada por esforço amostral, os rios puderam ser divididos entre rios com baixa riqueza e abundância total (basicamente, os trechos de grande porte dos rios Imbé, Macaé, Mambucaba e São João e o trecho pequeno porte do rio São João) e os trechos com alta riqueza e abundância total (basicamente, os trechos de pequeno porte dos rios Guapiaçu, Imbé, Mambucaba e o trecho de grande porte do rio Guapiaçu).

A inclinação (0,05), CV ($\leq 10\%$) e riqueza relativa (70%) não foram atendidas em nenhum trecho para o tamanho subamostral de 200 indivíduos, com exceção do Macaé (pequeno porte) (Tabela 3). Para os trechos com riqueza e abundância alta os critérios não foram atingidos mesmo com o tamanho subamostral de 500 indivíduos (com exceção do rio Mambucaba que precisou de no mínimo 400 indivíduos para atender aos critérios simultaneamente). Para os trechos com riqueza e abundância baixa, os critérios foram atendidos entre o esforço subamostral de 300-400 indivíduos. A exceção foi o rio São João que precisou de 500 indivíduos para atingir aos três critérios ao mesmo tempo. Em síntese, o uso do tamanho subamostral de 400 indivíduos é suficiente para cumprir os critérios para a maioria dos trechos com riqueza e abundância baixa, mas para os trechos com riqueza e abundância alta nem mesmo o uso de 500 indivíduos seria suficiente.

Tabela 3. Número de parcelas correspondente a diferentes números fixados de indivíduos (200, 300, 400, 500) nos trechos de pequeno e grande porte. O percentual de riqueza relativa (riqueza do esforço subamostral em relação ao total da amostra) adquirido com diferentes esforços subamostrais (em percentual). Valor dos critérios de Inclinação, CV (coeficiente de variação) e riqueza relativa para os diferentes esforços subamostrais. O rio Macaé (pequeno porte) possui abundância de 262 indivíduos não possibilitando avaliações com esforços de subamostragem maiores do que 200.

Trecho Pequeno Porte	Número de indivíduos	Riqueza Relativa (%)	Inclinação	CV
Guapiaçu	200	35	0,26	0,17
	300	47	0,26	0,17
	400	47	0,15	0,12
	500	55	0,07	0,11
Imbé	200	36	0,27	0,28
	300	49	0,14	0,19
	400	49	0,14	0,19
	500	57	0,09	0,15
Macaé	200	87	0,02	0,08
	300	-	-	-
	400	-	-	-
	500	-	-	-
Mambucaba	200	50	0,09	0,09
	300	70	0,06	0,07
	400	74	0,05	0,07
	500	79	0,04	0,07
São João	200	32	0,06	0,11
	300	67	0,05	0,09
	400	73	0,04	0,08
	500	85	0,02	0,06
Trecho Grande Porte	Número de indivíduos	Riqueza Relativa (%)	Inclinação	CV
Guapiaçu	200	49	0,13	0,17
	300	49	0,13	0,17
	400	56	0,1	0,13
	500	62	0,07	0,10
Imbé	200	65	0,05	0,09
	300	71	0,04	0,08
	400	80	0,03	0,06
	500	86	0,02	0,06
Macaé	200	67	0,06	0,13
	300	74	0,04	0,10
	400	83	0,03	0,10
	500	90	0,02	0,05
Mambucaba	200	59	0,07	0,11
	300	68	0,05	0,10
	400	74	0,03	0,09
	500	81	0,02	0,08
São João	200	55	0,09	0,15
	300	64	0,06	0,12
	400	71	0,04	0,11
	500	79	0,03	0,09

5. DISCUSSÃO

Para atender aos critérios adotados neste estudo (adicionar ao menos um táxon por parcela, apresentar inclinação da curva próxima ao nivelamento e ter baixa variabilidade das métricas), tirando algumas exceções, o número mínimo de 8 parcelas (1/3 da amostra original) foi suficiente para representar o total das amostras (Tabela 2) Este resultado foi reforçado pela forte correlação entre o esforço subamostral de 8 parcelas e a amostra total, em termos de composição e estrutura das matrizes de táxons, através do teste de Mantel.

Segundo LORENZ et al., (2004), métricas fortemente influenciadas pela abundância absoluta (*e.g.* Riqueza) são mais sensíveis ao aumento do esforço subamostral do que métricas associadas à abundância relativa (*e.g.* %Chironomidae, %EPT). Em nosso estudo, as métricas baseadas em percentuais e diversidade atingiram a assíntota com poucas subunidades amostradas (Figura 5), corroborando resultados de outros autores (FLOTEMERSCH et al., 2006b; PETKOVSKA; URBANIC, 2010; OLIVEIRA et al., 2011). Entretanto, levando em consideração o coeficiente de variação as métricas de percentual precisaram de no mínimo 8 parcelas, assim como as métricas de riqueza (Figura 6).

No que diz respeito a estimativas da riqueza, segundo THOMPSON & WITHERS (2003), rios com grande número de espécies raras e poucas espécies abundantes requerem maior esforço subamostral para capturar as espécies raras e, dessa forma, atingir a assíntota de riqueza. Por isso, estimativa de riqueza, nestes casos, podem ser menos acuradas. Esta foi a condição encontrada em nosso estudo, o que pode explicar o não-atingimento da assíntota. Como ressaltado por GOTELLI & COLWELL (2001) para comunidades de invertebrados e outros táxons em habitats tropicais é provável que a assíntota nunca seja encontrada. Outros trabalhos com estas características encontraram resultados semelhantes (DOBERSTEIN et al., 2000; LORENZ et al., 2004; CLARKE et al., 2006; FLOTEMERSCH et al., 2006b; OLIVEIRA et al., 2011).

Alguns autores argumentam que a “perda” de táxons raros pode subestimar a riqueza de espécies e que a exclusão destes táxons das análises pode causar perda de informações ecológicas importantes (MARCHANT, 2002; POOS & JACKSON, 2012). Porém, o objetivo dos Protocolos Rápidos de Biomonitoramento não é descrever a comunidade de macroinvertebrados, mas identificar possíveis impactos ou diferenças da

condição de referência (BAILEY et al. 2001). O processo de subamostragem para a redução do tempo e do custo do biomonitoramento implica necessariamente a perda de algum percentual de riqueza da amostra total (QU et al., 2013). Do ponto de vista lógico, o esforço subamostral ideal deve garantir a quantidade de táxons suficientes para não interferir na avaliação ecológica (minimizar as perdas de riqueza) e ao mesmo tempo garantir o melhor custo-benefício. A inclinação da curva de acumulação (“slope”) tem sido usado para determinar a razão com que novos táxons são adicionados (e.g. YANG et al., 2013; ENGEMANN et al., 2015). Segundo GÓMEZ-ANAYA et al. (2014), para a realização de inventários biológicos, a inclinação de 0,01 seria a ideal por permitir a obtenção de 95% da riqueza total do local. Assumindo que um percentual de 70% da riqueza seria suficiente para avaliações das condições ecológicas em um rio, com uma inclinação de 0,05 já seria possível obter 85% da riqueza total (GÓMEZ-ANAYA et al. 2014), dados que são corroborados por vários autores HORTAL & LOBO (2005) e YANG et al., 2013. Para o nosso conjunto de dados, considerando os três critérios adotados é possível obter o percentual de riqueza de no mínimo 70% da riqueza total (71-86%) para um esforço subamostral de 8 parcelas, independente da abundância total da amostra (Figura 9).

O método de número fixo de indivíduos é indicado por alguns pesquisadores como sendo mais eficiente do que o método de área fixa (BARBOUR & GERRITSEN, 1996; KING & RICHARDSON, 2002; LIGEIRO et al., 2013), mas ainda assim há discrepâncias entre diferentes programas de biomonitoramento sobre o número de indivíduos a ser usados em seus protocolos (BUSS et al., 2015). Apesar de alguns estudos indicarem esforços subamostrais entre 100-500 indivíduos como suficientes (BARBOUR; GERRITSEN, 1996; SOMERS et al., 1998; KING & RICHARDSON, 2002; LIGEIRO et al., 2013), em nosso estudo, tamanhos subamostrais menores do que 400 indivíduos não foram suficientes para atender aos critérios definidos (produzir nivelamento das curvas, apresentar baixos coeficientes de variação e representar pelo menos 70% da riqueza relativa encontrada na amostra total; Tabela 3) para a grande maioria dos rios (oito dos dez rios). Considerando apenas os rios com menor abundância e riqueza, 400 indivíduos seria um esforço adequado. Para a maioria dos critérios, o desempenho seria ainda pior para os rios que tiveram alta abundância e riqueza. Nestes casos, seria necessária a subamostragem de mais de 500 indivíduos (entre 800 e 1100 indivíduos, dependendo do local). Outros estudos corroboram nossos resultados,

indicando esforços entre 600 indivíduos e o processamento da amostra inteira para as estimativas de riqueza (DOBERSTEIN et al., 2000; CLARKE et al., 2006; QU et al., 2013; CHEN et al., 2015).

Apesar dos rios que apresentaram menor abundância e riqueza necessitarem de um número de indivíduos menor do que os com alta abundância e riqueza (400 indivíduos *versus* >500 indivíduos), em termos relativos, o esforço para representar amostras menos ricas e abundantes foi maior (por volta de 35% *versus* menos de 27%). Ou seja, as amostras com baixa riqueza e abundância, por possuírem menor abundância média por parcela (número de indivíduos por parcelas), precisaram de um esforço de subamostragem maior do que amostras ricas e abundantes para atender ao número fixado de indivíduos. QU et al. (2013) também reportaram que um esforço menor (600 indivíduos) seria necessário para representar amostras com alta riqueza e equitabilidade (locais menos impactados) e que um esforço maior (800 indivíduos) seria necessário para amostras com menor riqueza e equitabilidade (locais mais impactados).

O método de número fixo de parcelas é usado como uma solução para padronizar a proporção da amostra processada, o que mantém a representatividade da abundância total possibilitando comparações entre diferentes amostras (e.g. COURTEMANCH, 1996; PETKOVSKA & URBANIC, 2010). Ou seja, em amostras abundantes, as parcelas tendem a possuir uma alta abundância de indivíduos, o oposto é esperado para amostras pouco abundante, o que mantém a diferença entre as amostras em termos de abundância mesmo depois da subamostragem. Segundo LARSEN & HERLIHY (1998), no método de área fixa tanto os táxons abundantes quanto os com baixa frequência de ocorrência possuem a mesma chance de serem registrados. Nossos resultados sugerem que a chance de registrar a ocorrência de um táxon depende apenas da sua abundância bruta, e não da abundância relativa, ou seja, ao sortear 8 de 24 parcelas a chance de registrar a ocorrência de uma família que tem 1 indivíduo é de aproximadamente 33%. A partir de 3 indivíduos a chance de registrar a família aumenta para aproximadamente 72%, chegando a aproximadamente 98% para famílias com 8 indivíduos. A chance de não registrar a ocorrência de famílias com baixa frequência de ocorrência é maior com o método de número fixo de indivíduos do que com área fixa no caso de amostras muito abundantes (alta densidade de táxons), porque menos parcelas serão necessárias para atender ao número de indivíduos fixado. O oposto pode ser esperado em amostras com baixa abundância. Nossos resultados sugerem que em amostras abundantes a abordagem

baseada em número fixo de indivíduos pode interferir no resultado do biomonitoramento afetando a capacidade de representar a riqueza total da amostra. O mesmo argumento foi apresentado por COURTEMANCH (1996). Outros estudos demonstraram a interferência desta abordagem em detectar impacto e distinguir entre grupos/locais (e.g. CAO et al., 2002; CHEN et al., 2015), no desempenho dos índices multimétricos (e.g. DOBERSTEIN et al., 2000) e preditivos (e.g. NICHOLS et al., 2006).

6. BIBLIOGRAFIA

- ANGRADI, T. R.; PEARSON, M. S.; BOLGRIEN, D. W.; et al. Multimetric macroinvertebrate indices for mid-continent US great rivers. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, n. 4, p. 785–804, 2009.
- APHA, AWWA, WPCF, 2000. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. Washington, DC.
- BAILEY, R. C., R. H. NORRIS, AND T. B. REYNOLDS. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. **Journal of the North American Benthological Society** 20:250–286, 2001.
- BAKER, D.; HUGGINS, D. **Sub-sampling techniques for macroinvertebrates, fish and benthic algae sampled in biological monitoring of streams and rivers**. Lawrence, KS, 2005.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J. Subsampling of benthic samples : a defense of the fixed-count method. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, n. 3, p. 386–391, 1996.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. 1999. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish (Second Edition)**. EPA 841-b-99-002. U.S. Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC
- BIRK, S.; KOUWEN, L. VAN; WILLBY, N. Harmonising the bioassessment of large rivers in the absence of near-natural reference conditions - a case study of the Danube River. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 8, p. 1716–1732, 2012.
- BLOCKSOM, K. A.; FLOTEMERSCH, J. E. Comparison of macroinvertebrate sampling methods for nonwadeable streams. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 102, n. 1-3, p. 243–262, 2005.
- BLOCKSOM, K. A.; JOHNSON, B. R. Development of a regional macroinvertebrate index for large river bioassessment. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 2, p. 313–328, 2009.
- BLOCKSOM, K.; EMERY, E.; THOMAS, J. Sampling effort needed to estimate condition and species richness in the Ohio river, USA. **Environmental monitoring and assessment**, v. 155, n. 1-4, p. 157–67, 2009.

- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual review of entomology**, v. 51, p. 495–523, 2006.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J.L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cad. Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 465–473, 2003
- BUSS, D. F.; BORGES, E. L. Application of Rapid Bioassessment Protocols (RBP) for benthic macroinvertebrates in Brazil: comparison between sampling techniques and mesh sizes. **Neotropical entomology**, v. 37, n. 3, p. 288–95, 2008.
- BUSS, D. F.; CARLISLE, D. M.; CHON, T.-S.; et al. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 4132, 2015.
- 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.; VITORINO, A. S. Rapid Bioassessment Protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, p. 562–571, 2010.
- CARVALHO, A. L.; CALIL, E. R. Chaves de identificação para as famílias de Odonata (Insecta) ocorrentes no Brasil, adultos e larvas. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 41, n. 15, p. 223-241, 2000.
- CAO, Y.; WILLIAMS, D. D.; WILLIAMS, N. E. How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment? **Limnology and Oceanography**, v. 43, p. 1403–1409, 1998.
- CAO, Y.; LARSEN, D. P.; HUGHES, R. M.; ANGERMEIER, P. L.; PATTON, T. M. Sampling Effort Affects Multivariate Comparisons of Stream Assemblages. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, n. 4, p. 701–714, 2002.
- CERHI Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Governo do Estado do Rio de Janeiro. Resolução cerhi-rj nº 107 de 22 de maio de 2013. Disponível em:
<http://www.ceivap.org.br/legirj/ResolucoesCERHI/Resolucao-CERHI%20107.pdf>.
Acesso em: 20 de janeiro de 2015
- COURTEMANCH, D. L. Integrating Basic and Applied Benthic Science Commentary on the subsampling procedures used for rapid bioassessments. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 15, n. 3, p. 381–385, 1996.
- CHEN, K.; HUGHES, R. M.; WANG, B. Effects of fixed-count size on macroinvertebrate richness, site separation, and bioassessment of Chinese monsoonal streams. **Ecological Indicators**, v. 53, p. 162–170, 2015.
- CHESSMAN, B.; WILLIAMS, S.; BESLEY, C. Bioassessment of streams with macroinvertebrates: effect of sampled habitat and taxonomic resolution. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 26, n. 3, p. 546–565, 2007.
- CLARKE, R. T.; LORENZ, A.; SANDIN, L.; et al. Effects of sampling and sub-sampling variation using the STAR-AQEM sampling protocol on the precision of macroinvertebrate metrics. **Hydrobiologia**, v. 566, n. 1, p. 441–459, 2006.

- COLLIER, K. J.; LILL, A. Spatial patterns in the composition of shallow-water macroinvertebrate communities of a large New Zealand river. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 42, n. 2, p. 129–141, 2008.
- CUFFNEY, T. F.; GURTZ, M. E.; MEADOR, M. R. Methods for collecting benthic invertebrate samples as part of the National Water-Quality Assessment Program, United States Geological Survey Open-File Report 93-406, 1993.
- DOBERSTEIN, C. P.; KARR, J. R.; CONQUEST, L. L. The effect of fixed-count subsampling on macroinvertebrate biomonitoring in small streams. **Freshwater Biology**, v. 44, n. 2, p. 355–371, 2000.
- DOLÉDEC, S.; STATZNER, B. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. **Freshwater Biology**, v. 53, p. 617–634, 2008.
- ENGEMANN, K.; ENQUIST, B. J.; SANDEL, B.; et al. Limited sampling hampers “big data” estimation of species richness in a tropical biodiversity hotspot. **Ecology and Evolution**, v. 5, p. 1–14, 2015.
- FLOTEMERSCH, J. E.; BLOCKSOM, K.; HUTCHENS, J. J.; AUTREY, B. C. Development of a standardized large river bioassessment protocol (LR-BP) for macroinvertebrate assemblages. **River Research and Applications**, v. 22, n. 7, p. 775–790, 2006.
- FLOTEMERSCH, J. E.; CORMIER, S. M. **Logistics of Ecological Sampling on Large Rivers**. Cincinnati OH.: U.S. Environmental Protection Agency, 2001a.
- FLOTEMERSCH, J. E.; CORMIER, S. M. Comparisons of boating and wading methods used to assess the status of flowing waters. 2001b.
- FLOTEMERSCH, J. E.; NORTH, S.; BLOCKSOM, K. A. Evaluation of an alternate method for sampling benthic macroinvertebrates in low-gradient streams sampled as part of the National Rivers and Streams Assessment. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 2, p. 949–59, 2014.
- FLOTEMERSCH, J. E.; STRIBLING, J. B.; PAUL, M. J. **Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers**. EPA 600-R-06-127. Cincinnati, Ohio.: U.S. Environmental Protection Agency, 2006a.
- FURSE, M.; HERING, D.; MOOG, O.; et al. The STAR project: Context, objectives and approaches. **Hydrobiologia**, v. 566, n. 1, p. 3–29, 2006.
- GÓMEZ-ANAYA, J. A.; NOVELO-GUTIÉRREZ, R.; RAMÍREZ, A.; ARCE-PÉREZ, R. Using empirical field data of aquatic insects to infer a cut-off slope value in asymptotic models to assess inventories completeness. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 85, n. 1, p. 218–227, 2014.
- GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, n. 4, p. 379–391, 2001.
- GROOT, R. DE; BRANDER, L.; PLOEG, S. VAN DER; et al. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50–61, 2012. Elsevier.

- HAWKINS, C. P.; OLSON, J. R.; HILL, R. A. The reference condition: predicting benchmarks for ecological and water-quality assessments. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. 1, p. 312–343, 2010.
- HERING, D.; BORJA, A.; CARSTENSEN, J.; et al. The European Water Framework Directive at the age of 10: a critical review of the achievements with recommendations for the future. **The Science of the total environment**, v. 408, n. 19, p. 4007–19, 2010.
- HORTAL, J.; LOBO, J. M. An ED-based protocol for optimal sampling of biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 12, p. 2913–2947, 2005.
- 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.
- KING, R. S.; RICHARDSON, C. J. Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, n. 1, p. 150–171, 2002.
- KUHLMANN, M. L.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; OGURA, L. L.; IMBIMBO, H. R. V. CETESB (São Paulo) Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo [recurso eletrônico]. São Paulo : CETESB, 2012. 113 p
- LARSEN, D. P.; HERLIHY, A. T. . The Dilemma of Sampling Streams for Macroinvertebrate Richness. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 17, n. 3, p. 359–366, 1998.
- LIGEIRO, R.; FERREIRA, W.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. The problem of using fixed-area subsampling methods to estimate macroinvertebrate richness: a case study with Neotropical stream data. **Environmental monitoring and assessment**, v. 185, n. 5, p. 4077–85, 2013.
- LORENZ, A.; KIRCHNER, L.; HERING, D. “Electronic subsampling” of macrobenthic samples: How many individuals are needed for a valid assessment result? **Hydrobiologia**, v. 516, n. 1-3, p. 299–312, 2004.
- MARCHANT, R. Do rare species have any place in multivariate analysis for bioassessment? **Journal of the North American Benthological Society**, v. 21, n. 2, p. 311–313, 2002.
- MELO, A. S.; FROEHLICH, C. G. Evaluation of methods for estimating macroinvertebrate species richness using individual stones in tropical streams. **Freshwater Biology**, v. 46, p. 711–721, 2001.
- MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. 1996. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3.ed. Dubuque:Kendall/Hunt Publ., 706 p.
- MCDONALD, M.; BLAIR, R.; BOLGRIEN, D.; BROWN, B.; DLUGOSZ, J.; HALE, S. 2004. The U.S. environmental protection agency’s environmental monitoring and assessment program. In G. B. WIERSMA (Ed.), **Environmental monitoring**, pp. 649–668. New York: CRC.
- MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment. Island Press, Washington, DC, 2003.

- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. 2010. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Rio de Janeiro**. Ed. Technical Books. Rio de Janeiro, 174 p.
- NIESER, N.; MELO, A. L. 1997. **Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Editora UFMG. Guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Gerromorpha e Nepomorpha. 180p.
- OERTEL, N.; SALÁNKI, J. Biomonitoring and bioindicators in aquatic ecosystems. In: Ambast R. S.; Ambast, N. K., eds. **Modern trends in applied aquatic ecology**. New York: Kluwer Academic / Plenum Publishers, p.219-246, 2003.
- OLIVEIRA, R. B. S. .; MUGNAI, R.; CASTRO, C. M. .; BAPTISTA, D. F. . Determining subsampling effort for the development of a rapid bioassessment protocol using benthic macroinvertebrates in streams of Southeastern Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 175, n. 1-4, p. 75–85, 2011.
- PAN, Y.; HUGHES, R. M.; HERLIHY, A. T.; KAUFMANN, P. R. Non-wadeable river bioassessment: spatial variation of benthic diatom assemblages in Pacific Northwest rivers, USA. **Hydrobiologia**, v. 684, n. 1, p. 241–260, 2012.
- PETKOVSKA, V.; URBANIC, G. Effect of fixed-fraction subsampling on macroinvertebrate bioassessment of rivers. **Environmental monitoring and assessment**, v. 169, n. 1-4, p. 179–201, 2010.
- POOS, M. S.; JACKSON, D. A. Addressing the removal of rare species in multivariate bioassessments: The impact of methodological choices. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 82–90, 2012. Elsevier Ltd.
- QU, X. D.; BAE, M.-J.; CHON, T.-S.; PARK, Y.-S. Evaluation of subsampling efforts in estimating community indices and community structures. **Ecological Informatics**, v. 17, p. 3–13, 2013. Elsevier B.V.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- RASHLEIGH, B.; PAULSON, S.; FLOTEMERSCH, J.; PELLETIER, P. Biological assessment of streams and rivers in U . S . - design , methods , and analysis. **Journal of Ecology and Environment**, v. 36, n. 1, p. 85–88, 2013.
- ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. (Org.) 1993. **Freshwater Biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York (NY): Chapman & Hall, 488 p
- SOMERS, K. M.; REID, R. A.; DAVID, S. M. Rapid Biological Assessments: How Many Animals Are Enough? **Source Journal of the North American Benthological Society**, v. 17, n. 3, p. 348–358, 1998.
- THOMPSON, G. G.; WITHERS, P. C. Effect of species richness and relative abundance on the shape of the species accumulation curve. **Austral Ecology**, v. 28, p. 355–360, 2003.
- VANNOTE, R. .; MINSHALL, G. .; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian journal of ...**, , n. 1, p. 130–137, 1980.
- VLEK, H. E.; ŠPORKA, F.; KRNO, I. Influence of macroinvertebrate sample size on bioassessment of streams. **Hydrobiologia**, v. 566, n. 1, p. 523–542, 2006.

- WALSH, C. J. A multivariate method for determining optimal subsample size in the analysis of macroinvertebrate samples. **Marine and Freshwater Research**, v. 48, n. 3, p. 241 - 248, 1997.
- YANG, W.; MA, K.; KREFT, H. Geographical sampling bias in a large distributional database and its effects on species richness-environment models. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 8, p. 1415–1426, 2013.

Capítulo II

MODELAGEM PREDITIVA PRELIMINAR ATRAVÉS DE FILTROS AMBIENTAIS PARA BIOMONITORAMENTO EM BACIAS SEM ÁREAS DE REFERÊNCIA

RESUMO

Em programas de avaliação da qualidade da água de rios, a integridade ecológica de um trecho é estabelecida em função do quanto o local difere de uma condição considerada como referência. Idealmente, estas áreas são locais que possuem condição o mais próximo possível da natural. No entanto, inúmeros cursos d'água têm sofrido alterações nas características hidrológicas, físicas, químicas e biológicas da água, dificultando a seleção de locais não impactados. Esta dificuldade tem impulsionado o desenvolvimento de métodos alternativos de avaliação da integridade dos rios. O objetivo deste estudo foi construir um modelo preliminar baseado em uma abordagem usada para este fim, o índice “Observação de proporção do potencial” (*Observed Proportion of Potential – OPP*). O modelo desenvolvido consistiu na predição da distribuição das famílias de insetos aquáticos (potencial natural de ocorrência, ou táxons “esperados”) através do *pool* regional de táxons, das características ambientais do local e das preferências e tolerâncias ambientais de cada táxon para três filtros ambientais (altitude, vegetação original e solo). O modelo avalia a proporção entre táxons esperados e observados. A ausência dos táxons com potencial natural de ocorrência em um local é considerada uma medida de impacto. O modelo foi testado em 146 rios quanto a capacidade em identificar graus de impacto ambiental (referência, melhor alcançável, intermediário e impactado) e também quanto a relação com variáveis ambientais e com índices multimétricos. Os resultados indicaram que o índice OPP foi capaz de distinguir entre as classes de impactos e foi correlacionado com um conjunto de variáveis ambientais ($r = 0.74$, $p < 0.01$) – que era o objetivo principal do desenvolvimento desta ferramenta. Além disto, o OPP foi fortemente correlacionado com índices multimétricos desenvolvidos para diversas bacias hidrográficas. O uso desta abordagem é vantajosa para a gestão dos recursos hídricos por permitir a avaliação de rios mesmo onde às áreas de referências são escassas ou inexistentes. Apesar do bom desempenho esta ferramenta pode ser melhorada com ajustes no nível taxonômico, uso de filtros ambientais regionais e locais e informações sobre autoecologia dos táxons.

1. INTRODUÇÃO

O biomonitoramento de ecossistemas aquáticos consiste em avaliar os efeitos provocados por atividades antrópicas através da identificação de condições naturais (de estrutura, função, composição e diversidade) em escala local ou regional (DAVIES & JACKSON, 2006; NESTLER et al., 2010; PARDO et al., 2012). A avaliação da integridade ecológica dos rios ocorre através de índices bióticos (e.g. HERBST & SILLDORFF, 2006; ASCHALEW & MOOG, 2015), multimétricos (e.g. ANGRADI et al., 2009; BAPTISTA et al., 2011; COUCEIRO et al., 2012; BAPTISTA et al., 2013) e modelos preditivos (e.g. NICHOLS & DYER, 2013; CHESSMAN, 2014; NICHOLS et al., 2014). Para todos estes modelos, o *status* ecológico do rio é avaliado em função do quanto diferem das métricas descritas para os rios considerados referência. O conceito de condições de referência estabelece áreas controles, locais naturais com ausência de impacto, a partir de atributos físicos, químicos e biológicos (REYNOLDSON et al., 1997; ECONOMOU, 2002; DAVIES & JACKSON, 2006; STODDARD et al., 2006). As áreas controle, também conhecidas como áreas de referência, estabelecem uma amplitude de valores possíveis para os parâmetros biológicos que descrevem atributos funcionais e estruturais da comunidade biológica em um ambiente livre de impacto (STODDARD et al., 2006).

O estabelecimento de condições de referência é um desafio em todo o mundo, tendo em vista o histórico de degradação ambiental e as crescentes densidades populacionais (PARDO et al., 2012; FEIO et al., 2013; ELIAS et al., 2015). A extensa degradação ambiental tem ocasionado alterações nas características hidrológicas, físicas e químicas da água (CHATZINIKOLAOU et al., 2006) e na integridade ecológica alterando a estrutura e composição das comunidades biológicas (COLLIER et al., 2013; SUGA & TANAKA, 2013), dificultando a seleção de locais com ausência de distúrbios antrópicos (GRANADOS et al., 2014; KOSNICKI et al., 2014; ELIAS et al., 2015). Nestes casos, têm sido estabelecidos critérios para selecionar as áreas de referência (e.g. percentagem máxima de uso do solo e mínima de áreas florestadas, ausência de canalização, protocolos de avaliação visual e faixa aceitável de oxigênio dissolvido) (e.g. BAPTISTA et al., 2011; OLIVEIRA et al., 2011; PARDO et al., 2012; FEIO et al., 2013; COLLIER & HAMER, 2013). Estes critérios, no entanto, são estabelecidos de maneira subjetiva pelos pesquisadores, o que interfere no resultado da avaliação por não expressar toda a extensão do impacto humano (CHESSMAN & ROYAL, 2004).

O conceito de condição de referência (“Reference Condition Approach” - RCA) tem sido usado por pesquisadores para se referir a diferentes estados biológicos. Segundo (STODDARD et al., 2006), o termo vem sendo utilizado para descrever tanto condições com ausência de distúrbio quanto condições com diferentes níveis de distúrbio, sem fazer distinção entre elas. Os autores identificaram o uso de quatro tipos de condição de referência: Condições minimamente impactadas (“Minimally disturbed conditions”), que descreve áreas com ausência de distúrbios antrópicos significativos (e.g. REYNOLDSON et al., 1997; COLLIER & HAMER, 2013); Condições menos perturbadas (“Least disturbed conditions”), que descreve áreas com melhor condição física, química e de habitat disponível dado o estado atual da paisagem (e.g. HERLIHY et al., 2008; FEIO et al., 2013; KOSNICKI et al., 2014); Condições melhor alcançáveis (“Best attainable conditions” - BAC), o melhor cenário possível de ser alcançado através de melhorias na gestão considerando o uso do recurso atual e futuro (e.g. NESTLER et al., 2010; PARASIEWICZ et al., 2013); e Condições históricas (Historical conditions) descreve a condição ecológica do ecossistema no passado (e.g. MUXIKA et al., 2007). Na falta de rios de referência “Minimally disturbed” ou “Historical condition”, pesquisadores têm utilizado as condições “Least disturbed” ou “Best attainable”. Os índices criados em diferentes condições de referência possuem sensibilidade diferente, o que faz com que seja difícil compará-los. Por exemplo, BAPTISTA et al. (2013) constataram que os rios da Serra da Bocaina eram mais preservados do que os da Serra dos Órgãos, fazendo com que o índice multimétrico não pudesse ser prontamente aplicado na Bocaina, apesar das similaridades ambientais por pertencerem à mesma ecorregião.

O desafio em definir áreas de referências em regiões com rios degradados tem impulsionado o desenvolvimento de métodos alternativos de avaliação (CHESSMAN & ROYAL, 2004; CHESSMAN, 2006). Uma metodologia proposta por CHESSMAN & ROYAL (2004) se baseia no conceito de filtros ambientais, no qual as condições ambientais exercem pressão seletiva nas espécies pertencentes ao “pool” regional, permitindo que estas se estabeleçam ou não, em função de seus traços biológicos e ecológicos (KEDDY, 1992; POFF, 1997). Os táxons com potencial natural de ocorrência são determinados pelo “pool” regional e pelas características ambientais (POFF, 1997). Em condições naturais, os táxons do “pool” regional se estabelecem no local desde que seus traços fisiológicos e ecológicos (comportamentais) estejam adaptados as características ambientais. As características ambientais interferem na distribuição dos táxons, por excluir do “pool” regional os táxons não adaptados,

funcionando como verdadeiros “filtros ambientais” (POFF, 1997; CHESSMAN & ROYAL, 2004). Segundo CHESSMAN & ROYAL (2004), se esta hipótese está correta, os táxons naturalmente adaptados podem ser estimados a partir do “pool” regional, preferências e tolerâncias ambientais de cada táxon e, ainda, características naturais do ambiente. O uso de múltiplos filtros ambientais, em diferentes escalas espaciais (regional e/ou local), permite prever a composição da comunidade que potencialmente ocorre em um determinado local (POFF, 1997; HEINO et al., 2003, 2007). Os filtros naturais podem ser modificados por ações humanas, permitindo que mais, menos ou táxons diferentes se estabeleçam no local ou criando filtros adicionais. Os impactos podem ser evidenciados quando táxons com capacidade natural de ocorrer em um local estiverem ausentes ou quando táxons que não possuem a capacidade natural de ocorrer estiverem presentes (táxons introduzidos). A razão entre os táxons observados dentre os esperados e os táxons com potencial de ocorrência (esperados) no local fornece o índice OPP (“Observed Proportion of Potential”) (CHESSMAN & ROYAL, 2004; CHESSMAN, 2006). O uso desta abordagem é vantajosa para a gestão dos recursos hídricos por permitir a avaliação de rios mesmo onde às áreas de referências são escassas ou inexistentes.

2. OBJETIVO

Este estudo tem como objetivo construir um modelo preliminar capaz de prever a distribuição das famílias de insetos aquáticos, através de uma abordagem baseada em filtros ambientais. Além de testar a capacidade do modelo em identificar diferentes graus de impacto ambiental.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de Estudo

O relevo do Estado do Rio de Janeiro é muito variado com escarpas elevadas, mares de morros, vales e uma extensa área de planalto. Possui duas importantes cadeias de montanhas: a Serra do Mar, que se estende ao longo do litoral do estado e decai suavemente para o interior, constituindo um divisor de águas entre o vale do rio Paraíba do Sul e o litoral; e a Serra da Mantiqueira que atinge a maior altitude do Estado,

aproximadamente 2.800m, com formações mistas de campos de altitudes, florestas e enclaves de matas de araucárias, que abrigam um grande número de espécies endêmicas (COSTA et al., 2015; CPRM, 2015). Entre as duas serras há a formação do vale do rio Paraíba do Sul, com um dos principais rios do sudeste brasileiro que percorre todo o estado e desagua no Oceano Atlântico. O Estado pertence ao bioma Mata Atlântica, com vegetação original do tipo floresta ombrófila densa, floresta estacional semidecidual, áreas de formação pioneira e savana (IBGE, 2002). Com uma grande diversidade de tipos de solos, o argilossolo, cambissolo háplico, espodossolo, latossolo, neossolo e o planossolo (IBGE, 2001).

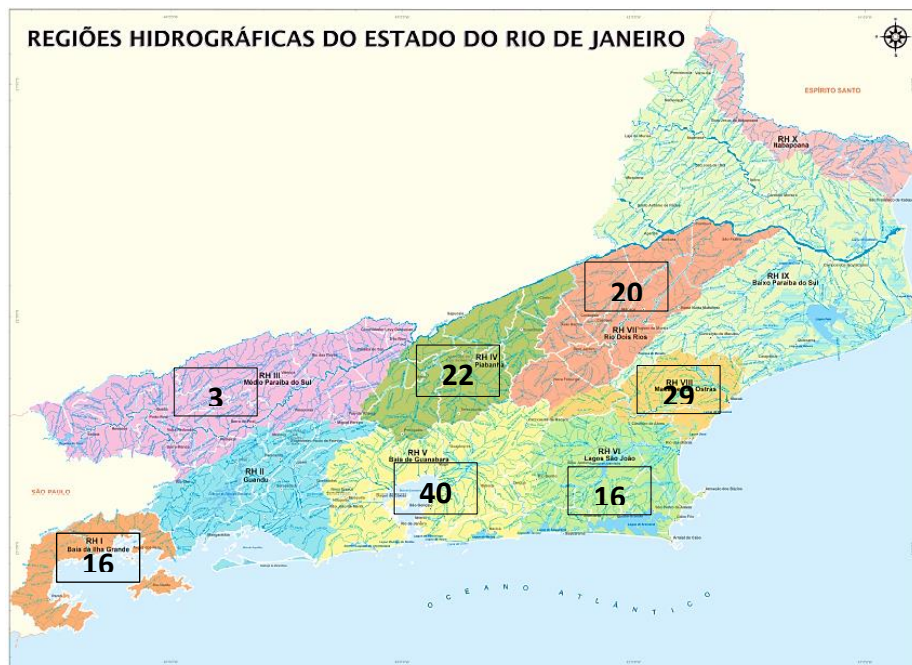


Figura 1. Mapa das regiões hidrográficas do estado do Rio de Janeiro. Quantidade de rios analisados dentro de cada região hidrográfica. Modificado de INEA (2007).

3.2. *Desenvolvimento do Modelo preditivo*

Neste estudo foram usados três filtros ambientais: altitude, tipo de solo e vegetação original. Estes filtros foram selecionados devido à importância destas variáveis para determinar a composição, estrutura e funcionamento das comunidades aquáticas (BISPO et al., 2006; DUDGEON, 2012; CZERNIAWSKA-KUSZA, 2013; COLLIER & HAMER, 2013) e pela disponibilidade de informações a respeito de

tolerâncias e preferências ambientais dos táxons. A construção de modelos preditivos de distribuição natural de táxons requer o uso de atributos ambientais independentes de impactos (CHESSMAN & ROYAL, 2004; WALSH, 2006), o que nos leva ao uso de filtros ambientais que não são influenciados por ações antrópicas.

As faixas de altitudes foram categorizadas em baixa (0m - 200m), média (>200m – 800m) e alta (>800m), por representarem quebras de gradiente capazes de estruturar diferentes comunidades de macroinvertebrados aquáticos (BAPTISTA et al., 1998). O tipo de solo (cambissolo háplico, espodossolo, latossolo, neossolo e planossolo) e vegetação (Floresta ombrófila densa, Floresta estacional semidecidual, Áreas de formação pioneira e Savana) seguem a classificação proposta pelo IBGE (2001, 2002) para o estado do Rio de Janeiro.

Para obter informações acerca das preferências e tolerâncias ambientais de cada táxon em relação à altitude, tipo de solo e vegetação foi feito um levantamento cruzando informações obtidas em diversas publicações disponíveis (as principais referências utilizadas foram: BAPTISTA et al., 1998; BISPO et al., 2006; HEPP & SANTOS, 2009; DUMAS et al., 2010; HENRIQUES-OLIVEIRA & NESSIMIAN, 2010; SURIANO et al., 2011; RODRIGUES et al., 2012; SEGURA et al., 2012; SIQUEIRA et al., 2012) e em um extenso banco de dados composto por mais de 400.000 indivíduos referentes a aproximadamente 370 rios da mata atlântica localizados nos estados Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e São Paulo, constituindo um “pool” representativo deste bioma. As preferências e tolerâncias ambientais foram utilizadas para verificar a capacidade do táxon de ocorrer (distribuição dos táxons) em diferentes faixas de altitude, tipo de solo e vegetação. Neste estudo, utilizamos os organismos em nível taxonômico de família devido a maior disponibilidade de informações acerca das preferências e tolerâncias ambientais (traços ecológicos), falta de informações em gênero ou níveis mais baixos e a maior praticidade para futuros estudos, devido ao baixo custo e tempo necessário para realizar o biomonitoramento com este nível taxonômico (CHESSMAN et al., 2007; MELO & HEPP, 2008; BUSS & VITORINO, 2010).

A combinação entre o “pool” regional, as preferências e tolerâncias ambientais (traços ecológicos) de cada família e das características ambientais específicas do local (filtros ambientais) resultou em uma matriz de potencial de ocorrência para cada um dos 146 locais (Figura 2). Os filtros ambientais - altitude, vegetação original e tipo de solo -

foram responsáveis por selecionar do “pool” regional quais táxons possuíam preferências e tolerâncias ambientais adequadas que permitissem a sua ocorrência em cada local. Os táxons foram incluídos na comunidade com potencial natural de ocorrência desde que: (1) estivesse presente no “pool” regional; (2) altitude do local estivesse dentro da faixa de altitude na qual o táxon tem capacidade de ocorrer; (3) o tipo de vegetação e do solo (4) estivesse entre as preferências e tolerâncias do táxon. Os táxons só foram considerados com potencial de ocorrência caso o seu traço ecológico fosse compatível com todos os três atributos ambientais do local (altitude, vegetação e solo). Os organismos que apresentaram preferência e tolerância por dois ou menos atributos ambientais não foram considerados como potencialmente presente naquele local.

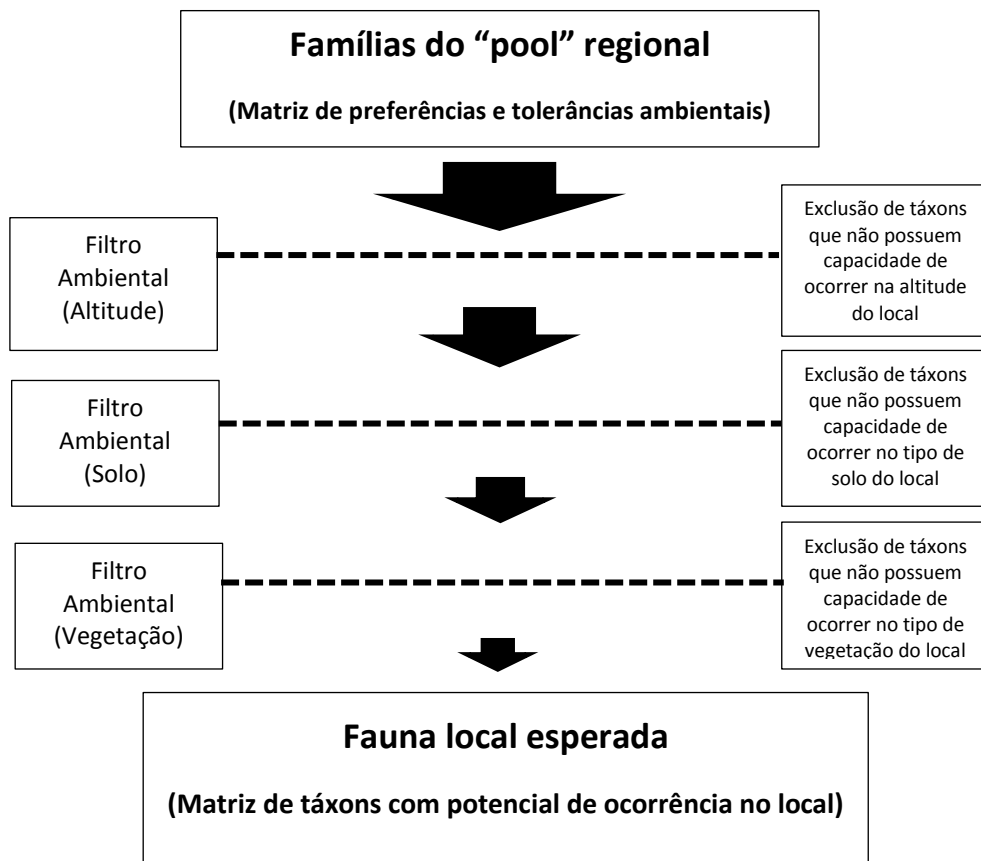


Figura 2. Combinação entre o “pool” regional, filtros ambientais e preferências e tolerâncias ambientais dos táxons (que diz respeito a sua capacidade de ocorrência) resulta em uma matriz de potencial de ocorrência (Táxons esperados) para ocorrer em cada um dos 146 locais. Esquema Modificado de Keddy (1992).

3.3. Aplicação do Modelo preditivo

Para a aplicação do OPP foram utilizados 146 rios (106.088 insetos aquáticos de 58 famílias) do banco de dados da coleção de referência do Laboratório de Avaliação e Promoção da Saúde ambiental (LAPSA/FIOCRUZ). As coletas ocorreram no Estado do Rio de Janeiro em trechos de 1ª a 6ª ordens (a maior parte de 2ª a 4ª ordens), em altitudes de 0-1700 m.a.n.m e com diferentes usos do solo (áreas de referência, urbanizadas, de agricultura e de pastagem). Foi utilizado o método de coleta multihabitat com um coletor do tipo “Kick net” com malha de 500µm. Medidas de pH, condutividade e oxigênio dissolvido foram registradas em campo utilizando a sonda MPA 210p LabConte e a sonda 550A YSI. Em laboratório, foram registradas dureza total (mg/L CaCO₃), cloretos (mg/L Cl⁻), alcalinidade total (mg/L), sólidos totais dissolvidos e amônia (mg/l NH₄⁺), em equipamento HACH (modelo DR2500), seguindo os protocolos descritos pelo Standard Methods (APHA 2000).

As áreas de referência foram incluídas neste estudo para servirem de teste para o índice OPP, esperamos que os rios de referência sejam classificados como de melhor qualidade do que os rios impactados, o que significa obter maiores valores de índice OPP. Para que o índice OPP possa ser usado como uma ferramenta de monitoramento ele deve ser capaz de distinguir as diferentes classes de impacto.

Para determinar as características ambientais de cada local foram utilizados mapas de solo (IBGE, 2001) e de cobertura vegetal do Brasil (IBGE, 2002), ambos em escala 1:500000. O *software* ArcGis 10.3 foi utilizado para posicionar os pontos de coleta e verificar o tipo de vegetação, solo e altitude de cada local teste. As classificações de tipo de solo e vegetação na qual não houve registros de posicionamento de nenhum dos rios teste foram excluída das classificações, restando apenas as vegetações do tipo floresta ombrófila densa e estacional semidecidual e os solos do tipo cambissolo háplico, latossolo e argiloso. As classes de altitude foram classificadas em baixa (0m - 200m), média (>200m – 800m) e alta (>800m).

Os rios foram caracterizados quanto à classe de impacto como “referência” seguindo os critérios: pH entre 6-8; oxigênio dissolvido ≥ 6 mg/L e possuir uma classificação “boa” ou “ótima” no Protocolo de Avaliação de Habitat – PAH (BARBOUR et al., 1999). Através de análises de imagem de satélite foram verificados

ainda os seguintes critérios: uso do solo com no máximo 20% de área urbanizada e $\geq 75\%$ de área florestada a montante; largura da mata ripária $\geq 15\text{m}$ e ausência de canalização aparente no trecho analisado. Para a condição impactada, a área alterada à montante deveria ser $\geq 75\%$ e atingir a classificação “pobre” no PAH (BARBOUR et al., 1999). Os intermediários apresentaram valores que ficaram entre estes extremos. Em alguns rios classificados, previamente, como referência foram verificados sinais de assoreamento, urbanização e perda de mata ripária pela equipe de campo. Estes rios foram agrupados em outra categoria, “melhor alcançável” (BAC), segundo o RCA proposto por STODDARD et al. 2006, dentro da categoria de rios intermediários. Posteriormente, estas classificações foram utilizadas como uma das ferramentas para verificar a capacidade do modelo preditivo de distinguir diferentes classes de impactos.

3.4. *Cálculo do potencial de ocorrência dos táxons*

A matriz de táxons observados em cada local foi comparada à matriz do potencial de ocorrência (matriz de táxons esperados). A proporção entre táxons observados e táxons esperados conferiu o índice OPP para cada local (CHESSMAN & ROYAL, 2004; CHESSMAN, 2006; CHESSMAN et al. 2007). O índice possui uma escala de 0 a 1, onde valores próximos a zero indicam que poucas (ou nenhuma, no caso de $\text{OPP}=0$) famílias observadas eram esperadas para o local, indicando algum grau de impacto. Isto poderia ocorrer porque as famílias mais sensíveis seriam excluídas por causa do impacto, restantes apenas famílias invasoras ou resistentes. No caso de valores próximos a 1 indicam que a maior parte das famílias observadas no local eram esperadas para ocorrer (ou todas as observadas eram esperadas, no caso de $\text{OPP}=1$) segundo suas preferências aos atributos ecológicos avaliados. Isto seria um indicativo de que o ambiente aquático estaria com bom estado ecológico geral.

3.5. *Testes do índice OPP*

O teste foi feito de três formas: 1) verificando se o índice é capaz de separar estatisticamente as 4 classes (referência, melhor alcançável, intermediário e impactado), através de uma Análise de Variância (ANOVA); 2) verificando a correlação do índice com variáveis ambientais e 3) verificando a correlação do índice OPP com índices multimétricos criados para as bacias hidrográficas onde estes 146 pontos se localizam.

Para verificar se o índice OPP separa as 4 classes de impacto (referência, referência minimamente impactado, intermediário e impactado) foi utilizado ANOVA *oneway*, e posteriormente, para comparações par-a-par foi empregado o teste de Tukey (*Tukey post-hoc test*). Para verificar se o índice OPP responde a parâmetros ambientais importantes na caracterização de impacto antrópico, primeiro uma PCA foi calculada utilizando-se as variáveis ambientais medidas para cada localidade (amônia, condutividade, fósforo, nitrato e o protocolo de avaliação visual – PAV). Dos 146 locais, 110 foram usados para o cálculo desta PCA-ambiental devido à ausência de informações sobre estas variáveis ambientais em 36 localidades. Todos os dados foram transformados $\log_{10}(x + 1)$ para alcançar a condição assumida de normalidade dos dados. Posteriormente, uma correlação de Pearson foi calculada utilizando os valores do índice OPP com os valores da coordenada dos eixos da PCA-ambiental. Para verificar se o índice OPP foi correlacionado com os índices multimétricos, desenvolvidos especificamente para cada bacia hidrográfica, foi calculado o índice GMMI (Guapiaçu-Macacu Multimetric Index) (OLIVEIRA et al., 2011) para os rios pertencentes a bacia do Guapiaçu-Macacu (n=38); o índice PPPMI (Paquequer-Piabanha-Preto Multimetric Index) (BAPTISTA et al., 2011) para os rios pertencentes a bacia do Piabanha (n=7) e a do Paquequer (n=15); o índice MISB (Serra da Bocaina Mutimetric Index) (BAPTISTA et al., 2013) para os rios pertencentes a bacia da Bocaina foi calculado; índice IMMM (Macaé Multimetric Index) (SATAMINI et al., 2014) para os rios pertencentes a bacia do Macaé (n=29); e o índice ECMI (East Coast Multimetric Index) para os rios pertencentes a bacia do Desengano (PEREIRA et al., dados não publicados) (n=20). Os valores dos índices multimétricos obtidos foram correlacionados, através da correlação de Pearson, com o seu valor de índice OPP.

4. RESULTADOS

Considerando os critérios estabelecidos para determinar a classe de impacto, 35 rios foram classificados como referência, 20 rios como melhor alcançável, 55 rios intermediários e 36 rios como impactado. Os valores físico-químicos apresentaram amplitudes diferentes entre as classes de qualidade (Tabela 1), dando suporte a existência de gradiente de impacto orgânico (indicado pelas variáveis Amônia, Nitrato e Fósforo) e ambiental (Condutividade, Dureza total, TDS e Protocolo de avaliação visual) (Tabela 1). O protocolo de análise visual classificou a condição ambiental dos

rios referência como ótima (para rios com valores entre 16 e 20) e boa (valores entre 11 e 15), enquanto nos rios impactados a condição ambiental foi classificada como regular (valores entre 6 e 10) e ruim (valores entre 0 e 5).

Tabela 1. Média dos parâmetros físico-químicos e ambiental (com desvio padrão) para os rios classificados como referência (35), intermediário e melhor alcançável (75) e impactado (36).

Parâmetros	Referência	Intermediário e Melhor alcançável	Impactado
Protocolo Análise Visual	17,38 ($\pm 2,39$)	11,71 ($\pm 4,77$)	4,02 ($\pm 2,04$)
Amônia (mg/L NH ₃ -N)	0,02 ($\pm 0,02$)	0,07 ($\pm 0,25$)	0,54 ($\pm 0,93$)
Nitrogênio (mg/L N)	0,65 ($\pm 1,27$)	0,83 ($\pm 1,31$)	1,88 ($\pm 2,33$)
Fósforo (mg/L P)	0,50 ($\pm 0,22$)	0,46 ($\pm 0,22$)	0,87 ($\pm 0,69$)
Nitrato (mg/L NO ₃)	1,99 ($\pm 1,71$)	1,90 ($\pm 1,28$)	1,59 ($\pm 1,27$)
Oxigênio dissolvido (mg/L)	6,83 ($\pm 1,85$)	7,15 ($\pm 1,83$)	5,38 ($\pm 2,40$)
Condutividade (μ S/cm)	21,93 ($\pm 9,98$)	32,65 ($\pm 28,87$)	66,13 ($\pm 64,59$)
TDS (ppm)	15,44 ($\pm 18,96$)	17,70 ($\pm 18,97$)	26,29 ($\pm 27,36$)
pH	6,90 ($\pm 0,45$)	7,04 ($\pm 0,51$)	6,96 ($\pm 0,45$)
Dureza total (mg/L CaCO ₃)	8,70 ($\pm 2,84$)	14,00 ($\pm 13,52$)	26,96 ($\pm 21,89$)
Alcalinidade Total	22,08 ($\pm 12,14$)	20,78 ($\pm 13,26$)	56,71 ($\pm 50,15$)

4.1. Aplicação do Modelo preditivo

A análise baseada nos filtros identificou 58 famílias com potencial natural de ocorrer em pelo menos um dos 146 locais. A altitude foi o filtro ambiental que mais influenciou na distribuição dos táxons, sendo responsável por excluir a maioria das famílias do *pool* regional. A maior parte dos locais analisados possuiu vegetação do tipo Ombrófila Densa (136) e tipo de solo Cambissolo Háplico (104). Cabe destacar que estes percentuais não representam fidedignamente os percentuais disponíveis no Estado do Rio de Janeiro, sendo um artifício do banco de dados utilizado. Para o filtro altitude o número de rios foi melhor distribuído, sendo: 51 rios <200m; 60 rios 200-800m; 35 rios >800m. A combinação de filtros ambientais composto por altitude média (200-800m), Cambissolo Háplico e vegetação Ombrófila Densa teve o maior potencial de

ocorrência de famílias (53 famílias esperadas; Tabela 2), enquanto a combinação de filtros composto por rios com baixa altitude (<200m) e vegetação Estacional Semidecidual, tanto em Latossolo quanto em Argissolo, tiveram o menor número de famílias com potencial de ocorrência (35 famílias esperadas; Tabela 2). Não houve nenhum registro para as combinações Latossolo acima de 800m tanto para a vegetação Estacional Semidecidual quanto para Ombrófila Densa e de Argissolo com vegetação Semidecidual acima de 800m (Tabela 2).

Tabela 2. Número de famílias com potencial de ocorrência (esperadas) de acordo com as combinações de filtros ambientais presentes nos locais, independente da classe de impacto. O “N/R” representa a ausência de locais com a determinada combinação.

Solo	Vegetação	Altitude (m)	Número de rios analisados	Número de famílias esperadas
Cambissolo Háptico	Ombrófila Densa	<200	31	40
		200-800	39	53
		>800	34	51
Latossolo	Ombrófila Densa	0-200	4	36
		200-800	7	47
		>800	N/R	46
Latossolo	Estacional Semidecidual	<200	1	35
		200-800	4	43
		>800	N/R	43
Argilossolo	Ombrófila Densa	<200	12	40
		200-800	8	51
		>800	1	50
Argilossolo	Estacional Semidecidual	<200	3	35
		200-800	2	45
		>800	N/R	44

Em ecossistemas aquáticos íntegros é esperada a ocorrência de táxons tolerantes, medianamente tolerantes e sensíveis. Conforme aumenta o impacto no ecossistema os táxons mais sensíveis são eliminados, ao ponto que em ambientes extremamente degradados restam apenas os táxons mais tolerantes. Conforme esperado, os táxons considerados tolerantes ou medianamente tolerantes e que geralmente possuem alta abundância relativa (Elmidae, Chironomidae, Simuliidae, Baetidae, Leptohyphidae e Hydropsychidae), ocorreram na maioria dos locais para os quais foram previstos, independente da classe de qualidade (referência, intermediário, impactado) (Tabela 3). Nos rios classificados como referência, além das famílias tolerantes ou medianamente tolerantes, as famílias sensíveis – e que foram previstas baseadas nos filtros ambientais

para ocorrer nestas localidades – foram observadas (*e.g* as famílias Grypopterygidae e Perlidae ocorreram em aproximadamente 90% e 100% dos locais referência para os quais foram previstos, respectivamente) (Tabela 3), resultando em valores de índice OPP alto. Nos rios classificados como impactado, as famílias sensíveis – e que foram previstas baseadas nos filtros ambientais para ocorrer nestas localidades – não foram observadas (*e.g.* as famílias Grypopterygidae e Perlidae tiveram ocorrência prevista para todas as localidades impactadas e foram observadas em menos de 20% dos rios) (Tabela 3), contribuindo para valores de índice OPP baixo. Em síntese, nos locais de referência observamos valores de índice OPP maiores do que nos locais impactados, pois a maioria dos táxons esperados foram observados (E+O+), enquanto nos locais impactados a maioria dos organismo esperados não foram observado (E+O-) (Tabela 3), o que pode ter ocorrido em consequência do impacto.

Tabela 3. Número de locais de referência e impactados para os quais cada família teve potencial de ocorrência (esperado) e que ocorreu (observado) (E+O+) e que cada família teve o potencial de ocorrência (esperado) e que não ocorreu (não-observado) (E+O-).

Famílias	Rios Referência		Rios Impactados	
	E+O+	E+O-	E+O+	E+O-
Aeshnidae	12	12	3	20
Baetidae	35	0	25	10
Belostomatidae	9	21	2	30
Blephariceridae	13	17	0	30
Caenidae	5	20	1	24
Calamoceratidae	34	1	4	31
Calopterygidae	21	14	17	18
Ceratopogonidae	18	17	12	23
Chironomidae	35	0	35	0
Coenagrionidae	9	26	4	31
Cordullidae	3	18	1	22
Corixidae	0	4	0	5
Corydalidae	21	14	5	30
Dixidae	5	24	2	30
Dryopidae	4	20	0	23
Dytiscidae	1	23	0	23
Ecnomidae	0	2	0	3
Elmidae	35	0	26	9
Empididae	27	8	11	24
Ephryidae	1	28	2	30
Euthyplociidae	1	17	0	20
Glossosomatidae	1	23	1	22
Gomphidae	17	18	11	24
Grypopterygidae	31	4	2	33
Gyrinidae	8	16	3	20
Helicopsychidae	24	11	3	32
Helotrephidae	9	1	2	8
Hydraneidae	0	24	0	23
Hydrobiosidae	16	15	1	34
Hydropsychidae	35	0	24	11
Hydroptilidae	9	26	2	33

Leptoceridae	30	5	11	24
Leptohyphidae	35	0	22	13
Leptophlebiidae	31	4	14	21
Libellulidae	16	19	18	17
Lutrochidae	21	14	4	31
Megapodagrionidae	13	22	3	32
Mesoveliidae	1	9	0	10
Naucoridae	24	11	7	28
Odontoceridae	13	11	3	20
Oligoneuriidae	0	9	0	10
Perilestidae	0	9	2	8
Perlidae	35	0	8	27
Philopotamidae	21	14	10	25
Pleidae	11	24	0	35
Polycentropodidae	4	31	2	33
Protoneuridae	3	16	1	21
Psephenidae	23	12	6	29
Psychodidae	4	31	11	24
Ptilodactylidae	0	20	0	21
Pyralidae	24	11	8	27
Sericostomatidae	15	20	5	30
Simuliidae	34	1	30	5
Staphylinidae	16	19	9	26
Stratiomyidae	0	1	0	2
Tabanidae	5	19	0	23
Tipulidae	25	10	9	26
Vellidae	30	5	12	23

4.2. Testes do índice OPP

O índice OPP variou entre 0,02 e 0,75 (Figura 3). Os rios classificados como referência tiveram os maiores valores do índice (percentis 25%-75% = 0,46 e 0,60 respectivamente), os impactados tiveram os menores (percentis 25%-75% = 0,12 e 0,32 respectivamente), com as áreas de condições “melhor alcançável” e intermediárias ficando entre estes extremos (Figura 3). Os rios referência e melhor alcançável foram similares entre si (ANOVA Tukey post-hoc test $p=0,11$) e diferentes significativamente dos intermediários e impactados – sendo que estes, por sua vez, diferiram entre si (ANOVA Tukey post-hoc test $p < 0,01$ para todos os pares de dados). Apesar dos rios referência e melhor alcançável não serem diferentes estatisticamente eles apresentaram amplitudes de índice OPP diferentes: 75% dos valores do índice OPP para os rios melhor alcançável ficaram abaixo da mediana dos valores para os rios referência (Figura 3).

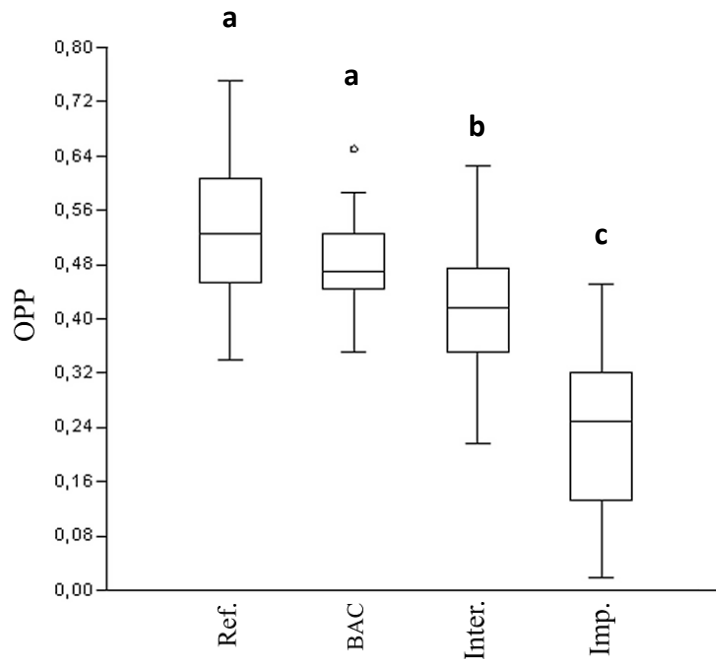


Figura 3. Índice OPP para diferentes classes de impacto: referência (REF); referência minimamente impactado/ melhor alcançável (BAC); intermediário (INT); impactado (IMP). Letras diferentes (a,b,c) indicam que foram significativamente distintas (ANOVA $F=56,9$; $p<0,001$). Ver texto para valores dos pares de dados.

A PCA-ambiental separou os rios principalmente por classe de impacto (referência, melhor alcançável, intermediário e impactado), sendo os parâmetros Amônia, Fósforo e Condutividade os maiores contribuintes (*eigenvalues*) para formação do eixo 1 – o único eixo considerado significativo segundo o modelo de broken-stick. Os valores do índice OPP obtidos para cada localidade foram significativamente correlacionados com as coordenadas do eixo 1 da PCA-ambiental ($r=0,74$; $p<0,01$), ou seja, o OPP respondeu ao gradiente de condições físico-químicas da água e ambiental dos locais analisados.

O índice OPP também foi altamente correlacionado com os índices multimétricos criados para as diferentes bacias hidrográficas do estado do RJ: PPPMI ($r=0,95$), GMMI ($r=0,82$), MISB ($r=0,72$), IMMM ($r=0,70$) e ECMI ($r=0,92$) ($p<0,01$ para todos os pares de dados) (Tabela 4).

Tabela 4. Correlação de Pearson entre o índice multimétrico e o índice OPP para cada uma das bacias. n= número de rios pertencentes a cada bacia.

ÍNDICE MULTIMÉTRICO	BACIA HIDROGRÁFICA	AUTOR	n	p	r
GMMI	Guapiaçu-Macacu	Oliveira et al. (2011)	38	<0,01	0,82
PPPMI	Paquequer-Piabanha- Preto	Baptista et al. (2011)	22	<0,01	0,95
MISB	Serra da Bocaina	Baptista et al. (2013)	16	<0,01	0,72
IMMM	Macaé	Satamini et al. (2014)	29	<0,01	0,70
ECMI	Desengano	Pereira et al. (2015)	20	<0,01	0,92

5. DISCUSSÃO

O índice OPP, desenvolvido como uma alternativa para definir condições de referência, foi aplicado, inicialmente, na Austrália apresentando bons resultados tanto para comunidade de macroinvertebrados bentônicos quanto para peixes (CHESSMAN & ROYAL, 2004; CHESSMAN, 2006). CHESSMAN & ROYAL (2004) concluíram que a abordagem de filtros ambientais foi mais sensível aos fatores de estresse do que as abordagens baseadas em locais de referência, como AUSRIVAS O/E (Australian River Assessment System Observed over Expected). O índice preditivo também apresentou capacidade de distinguir diferentes classes de impacto tão bem quanto o SIGNAL (Stream Invertebrate Grade Number Average Level), o que dá mais suporte para o uso desta metodologia alternativa (CHESSMAN et al., 2006).

O índice OPP desenvolvido neste estudo foi rigorosamente testado. Os resultados indicam que o índice foi capaz de distinguir os locais em diferentes classes de

impactos (referência, melhor alcançável, intermediário e impactado) e foi correlacionado com um conjunto complexo de variáveis ambientais – que era o objetivo principal do desenvolvimento desta ferramenta. Além disto, o OPP foi fortemente correlacionado com índices multimétricos desenvolvidos para diversas bacias hidrográficas. Este resultado chega a ser surpreendente, pois estes índices foram criados para cada bacia, separadamente, levando em consideração as variáveis ambientais e biológicas muito específicas de cada uma. Ainda assim, o OPP – um índice monométrico – foi capaz de reproduzir os valores do conjunto de métricas biológicas (multimétricas) de cada uma das bacias.

Ainda que o índice OPP tenha tido um bom desempenho, acreditamos que poderia ser ainda mais preciso com ajustes em três fatores principais: a utilização de níveis taxonômicos mais baixos do que família, o uso de descritores ambientais em escalas mais refinadas e ao adicionar mais informações sobre a autoecologia das espécies. Abaixo, serão debatidos cada um destes aspectos separadamente.

Alguns pesquisadores acreditam que o biomonitoramento baseado em níveis taxonômicos mais baixos (e.g. espécies e gêneros) possui melhor capacidade de detecção e distinção dos níveis de impactos do que os baseados em níveis taxonômicos altos (e.g. família) (HILSENHOFF et al., 1988; HAWKINS et al., 2000; GUEROLD, 2000; JIANG et al., 2013). Por outro lado, há autores que demonstram que o nível de família é suficiente para distinguir impactos e que podem ser usados em programas de monitoramento (MELO, 2005; FEIO et al., 2006; CHESSMAN et al., 2007; BUSS & VITORINO, 2010; MUELLER et al., 2013). O Brasil, como em outros países e regiões, carece de informações taxonômicas e de recursos para formação pessoal e treinamentos para realizar um controle rigoroso de qualidade da identificação (BUSS et al., 2015). O uso de níveis taxonômicos mais baixos (e.g. gênero) pode aumentar a precisão do modelo, pois as famílias são compostas por gêneros que podem diferir consideravelmente em suas exigências ecológicas (tolerâncias e preferências ambientais). Em regiões onde as famílias são compostas por poucos gêneros ou estes apresentam traços ecológicos semelhantes, a predição em nível de família será similar a da prevista para o(s) gênero(s). Entretanto, quando os gêneros diferem quanto às suas exigências ecológicas o uso de níveis taxonômicos mais altos (e.g. família) diminui a sensibilidade do modelo quanto ao gradiente de impacto e a previsibilidade. Por exemplo, uma família pode ser prevista para ocorrer em uma localidade devido à capacidade (preferência) do gênero A (sensível), quando, de fato, o observado pode

ocorrer devido ao gênero B (tolerante). Como o OPP se baseia apenas no nível de família, isto representaria uma informação que embute um grau de erro, fazendo com que o índice seja menos acurado. As famílias previstas que não foram observadas podem ter sido excluídas do local por impacto humano ou por filtros naturais que não foram incluídos no estudo.

Neste estudo, os valores obtidos pelo índice OPP para as áreas de referência apresentaram limites inferiores relativamente baixos ($OPP = 0,34$). Esta proximidade entre os valores de OPP das “piores referências” e zero pode ser explicado parcialmente pelo grande número de táxons esperados decorrente do uso de filtros ambientais “regionais” (vegetação original, tipo de solo e altitude). O uso de filtros mais “locais” pode ser limitado porque não há disponibilidade de informações sobre preferências dos grupos de insetos aquáticos para muitas variáveis ambientais de influência mais local. POFF (1997) defende que em abordagens de predição de fauna, similares às empregadas na construção do OPP, sejam utilizados filtros ambientais regionais e locais, pois os fatores ambientais associados a diferentes escalas podem influenciar na distribuição e abundância de táxons, aumentando o entendimento e a habilidade de fazer predições ecológicas. No entanto, uma crítica ao uso de variáveis de influência local é que estas seriam mais afetadas mesmo na ocorrência de impactos relativamente sutis no ambiente imediatamente ao redor dos rios. Por exemplo, a retirada de mata ciliar em um local específico não altera radicalmente a qualidade de uma bacia como um todo, mas provavelmente causará alterações ao nível local (p.ex. aumento da sedimentação). WALSH (2006) argumenta que o uso de filtros ambientais que sofrem interferência humana na construção de modelos preditivos faz com que algum nível de distúrbio humano se torne inerente ao modelo, resultando em locais com algum nível de degradação sendo classificados como íntegros. Assim, para um OPP “ideal” os filtros ambientais deveriam representar múltiplas escalas e não ser influenciadas por ações antropogênicas – uma tarefa difícil, mas que deve ser perseguida.

Para o refinamento do modelo (a inclusão de filtros locais e níveis taxonômicos mais baixos) há necessidade de utilizar informações a respeito de tolerâncias e preferências ambientais dos táxons. Infelizmente, no Brasil não existem estudos específicos que relacionem os traços ecológicos dos táxons com atributos ambientais. Em nosso estudo, determinar o potencial de ocorrência foi um passo importante para o desenvolvimento do modelo e desafiador devido a falta de estudos de autoecologia. O monitoramento e estudos referentes a comunidades de insetos aquáticos poderiam ser

melhorados se as características ecológicas e biológicas fossem mais amplamente difundidas para cada táxon. Os traços ecológicos vêm sendo utilizados no biomonitoramento (BRINK et al., 2011; CULP et al., 2011; PICAZO et al., 2012; AAZAMI et al., 2015). BONADA et al. (2006) analisaram dez abordagens de biomonitoramento, classificando-os quanto ao cumprimento de doze critérios (e.g. quanto ao potencial para discriminar áreas impactadas e tipos de impacto, custos operacionais, aplicabilidade regional e facilidade de comunicação de resultados, entre outros), para tentar definir o modelo de índice “ideal”. Nenhum modelo cumpre todos os critérios, mas daqueles que utilizam macroinvertebrados – os índices multimétricos e os índices que avaliam atributos biológicos (“biological traits”) foram os que pontuaram mais alto (cumprindo 10 de 12 critérios), sendo mais sensíveis para programas de biomonitoramento. No Brasil, abordagens baseadas em múltiplos traços ecológicos e biológicos podem ser interessantes, mas primeiramente temos que promover iniciativas como a da U.S. Geological Survey’s National Water-Quality Assessment Program que em cooperação com Colorado State University compilou um banco de dados com os traços ecológicos dos invertebrados da América do Norte (VIEIRA et al., 2006 - <http://pubs.usgs.gov/ds/ds187/>).

Como esperado, os rios classificados como referência obtiveram os maiores valores de índice OPP, pois na ausência de impacto a maioria das famílias esperadas – com potencial natural de ocorrência – foram observadas (tanto as famílias sensíveis quanto as famílias tolerantes e mediamente tolerantes; Tabela 3). Em contrapartida, nos locais impactados foram obtidos os menores valores de índice OPP, o que ocorreu como consequência da eliminação de famílias sensíveis (e.g. a família Perlidae foi observada em apenas 8 locais dos 35 para o qual foi previsto; Tabela 3). Segundo JONES et al. (2011), as ordens mais afetadas em rios impactados são Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, com exceção de algumas famílias (e.g. Baetidae, Hydropsychidae) principalmente devido a dependência por águas limpas e bem oxigenada, o que segundo CRISCI-BISPO et al. (2007) as torna bons indicadores da condição ecológica de rios. Com a perda das famílias sensíveis restam apenas famílias tolerantes (e.g. Chironomidae e Simuliidae, Batidae e Hydropsychidae) características destes locais impactados (BUSS et al., 2002).

Em nosso estudo, os rios referência e melhor alcançável apesar de estatisticamente semelhantes apresentaram amplitudes de valores de índice OPP diferentes (Figura 3). Esta diferenciação indica que os locais “melhor alcançável”

possuem, de fato, algum nível de impacto e que o OPP desenvolvido foi uma ferramenta sensível para separar mesmo diferenças sutis de impacto. Portanto, ao utilizá-los como áreas de referência para montar um índice o impacto nos rios testes poderia ser subestimado. CAO & HAWKINS (2011) apontam que a padronização na variação da qualidade dos locais de referência é essencial para que possamos confiar nas avaliações ecológicas individuais, comparar o monitoramento entre diferentes programas e regiões e compartilhar dados ao desenvolver e refinar novos índices. O uso de critérios subjetivos para classificar os locais de referência, como é praxe em vários estudos (e.g. BAPTISTA et al., 2011, 2013; OLIVEIRA et al., 2011; PARDO et al., 2012; FEIO et al., 2013; COLLIER & HAMER, 2013) pode gerar resultados incomparáveis entre si, além de não expressar toda extensão do impacto.

Alternativamente ao método OPP, outros métodos já foram desenvolvidos para avaliar regiões onde as áreas de referência são escassas ou inexistentes. Nestes casos, a definição da condição de referência é feita *a posteriori* à coleta dos dados. Em um dos métodos, as localidades de referência são definidas como aquelas com melhores condições físico-químicas e ambientais dentre os locais coletados, seja através de percentis pré-estabelecidos (BLOCKSOM & JOHNSON 2009) ou de valores pré-estabelecidos (BIRK et al. 2012). Outro método, proposto por FEND et al.(2005), define os locais de referência com base em dados físico-químicos e também biológicos (métricas) para definir graus de impacto a partir dos resíduos de regressões com dados de todos os locais, e com subconjuntos de locais (aqueles que apresentaram valores mais altos e mais baixos para as métricas biológicas). Estes modelos determinam locais com diferentes graus de impacto como áreas de referência, como consequência é provável que as avaliações ecológicas tenham um certo grau de comprometimento e incerteza, por subestimar (ou não considerar) parte do impacto existente. As abordagens baseadas em locais de referência são susceptíveis aos impactos humanos, pela dificuldade em evitá-los. A lógica do modelo OPP em prever a distribuição de táxons a partir de filtros ambientais – que são independentes de impacto – oferece uma boa alternativa ao uso de “condições de referência” por permitir avaliações que não sofrem interferência humanas e que podem ser aplicadas amplamente, tendo em vista bom desempenho em diferentes bacias hidrográficas.

6. BIBLIOGRAFIA

- AAZAMI, J.; ESMAILI SARI, A.; ABDOLI, A.; SOHRABI, H.; BRINK, P. J. VAN DEN. Assessment of Ecological Quality of the Tajan River in Iran Using a Multimetric Macroinvertebrate Index and Species Traits. **Environmental Management**, v. 3, 2015.
- ANGRADI, T. R.; PEARSON, M. S.; BOLGRIEN, D. W.; et al. Multimetric macroinvertebrate indices for mid-continent US great rivers. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, n. 4, p. 785–804, 2009.
- ASCHALEW, L.; MOOG, O. Benthic macroinvertebrates based new biotic score “ETHbios” for assessing ecological conditions of highland streams and rivers in Ethiopia. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 52, p. 11–19, 2015.
- BAPTISTA, D.; DORVILLÉ, L. F. M.; SOARES, L. H. J.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L. Distribuição de comunidades de insetos aquáticos no gradiente longitudinal de uma bacia fluvial no sudeste brasileiro. **Oecologia Brasiliensis**, 1998.
- BAPTISTA, D. F.; SOUZA, R. S. G. DE; VIEIRA, C. A.; et al. Multimetric index for assessing ecological condition of running waters in the upper reaches of the Piabanha-Paquequer-Preto Basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, n. 5, p. 619–628, 2011.
- BAPTISTA, D. F.; HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L. .; OLIVEIRA, R. B. S. .; et al. Development of a benthic multimetric index for the Serra da Bocaina bioregion in Southeast Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 73, n. 3, p. 573–583, 2013.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B.D.; STRIBLING, J.B. 1999. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish (Second Edition)**. EPA 841-b-99-002. U.S. Environmental Protection Agency Office of Water, Washington, DC.
- BIRK, S.; KOUWEN, L. VAN; WILLBY, N. Harmonising the bioassessment of large rivers in the absence of near-natural reference conditions - a case study of the Danube River. **Freshwater Biology**, v. 57, n. 8, p. 1716–1732, 2012.
- BISPO, P. C.; OLIVEIRA, L. G.; BINI, L. M.; SOUSA, K. G. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. **Brazilian journal of biology**, v. 66, n. 2B, p. 611–622, 2006.
- BLOCKSOM, K. A.; JOHNSON, B. R. Development of a regional macroinvertebrate index for large river bioassessment. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 2, p. 313–328, 2009.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual review of entomology**, v. 51, p. 495–523, 2006.
- BRINK, P. J. VAN DEN; ALEXANDER, A. C.; DESROSIERS, M.; et al. Traits-based approaches in bioassessment and ecological risk assessment: Strengths,

- weaknesses, opportunities and threats. **Integrated Environmental Assessment and Management**, v. 7, n. 2, p. 198–208, 2011.
- BUSS, D. F.; BAPTISTA, F.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. L.; DORVILL, F. M. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**, v. 125, p. 125–136, 2002.
- BUSS, D. F.; CARLISLE, D. M.; CHON, T.-S.; et al. Stream biomonitoring using macroinvertebrates around the globe: a comparison of large-scale programs. **Environmental monitoring and assessment**, v. 187, n. 1, p. 4132, 2015.
- BUSS, D. F.; VITORINO, A. S. Rapid Bioassessment Protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 29, n. March, p. 562–571, 2010.
- CAO, Y.; HAWKINS, C. P. The comparability of bioassessments: a review of conceptual and methodological issues. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 30, n. 3, p. 680–701, 2011.
- CHATZINIKOLAOU, Y.; DAKOS, V.; LAZARIDOU, M. Longitudinal impacts of anthropogenic pressures on benthic macroinvertebrate assemblages in a large transboundary Mediterranean river during the low flow period. **Acta hydrochimica et hydrobiologica**, v. 34, n. 5, p. 453–463, 2006.
- CHESSMAN, B. C. Prediction of riverine fish assemblages through the concept of environmental filters. **Marine and Freshwater Research**, v. 57, p. 601–609, 2006.
- CHESSMAN, B. C. Predicting reference assemblages for freshwater bioassessment with limiting environmental difference analysis. **Freshwater Science**, v. 33, n. 4, p. 1261–1271, 2014.
- CHESSMAN, B. C.; ROYAL, M. J. Bioassessment without reference sites: use of environmental filters to predict natural assemblages of river macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 23, n. 3, p. 599–615, 2004.
- CHESSMAN, B.; WILLIAMS, S.; BESLEY, C. Bioassessment of streams with macroinvertebrates: effect of sampled habitat and taxonomic resolution. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 26, n. 3, p. 546–565, 2007.
- COLLIER, K. J.; HAMER, M. P. Ecological response differentials: an alternative benchmark to inform stream and river bioassessment. **Freshwater Biology**, v. 58, n. 7, p. 1471–1483, 2013.
- COSTA, C.M.R.; RAMBALDI, D.M.; LAMAS, I.R.; FERNANDES, R.V. Fortalecimento dos Mosaicos de Unidades de Conservação do Corredor da Serra do Mar – Diagnóstico sobre o Mosaico Mantiqueira. Disponível em: <<http://www.mosaicomantiqueira.org.br/site/o-mosaico/>>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2015.
- COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P.; LUZ, S. L. B. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 118–125, 2012.

- CPRM. Estudo de Chuvas Intensas no Estado do Rio de Janeiro. Aspectos físicos e climatológicos. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/arquivos/pdf/rj/chuvas/chuvas_aspectos.pdf>. Acessado em: 30 de fevereiro de 2015.
- CULP, J. M.; ARMANINI, D. G.; DUNBAR, M. J.; et al. Incorporating traits in aquatic biomonitoring to enhance causal diagnosis and prediction. **Integrated environmental assessment and management**, v. 7, n. 2, p. 187–97, 2011.
- CZERNIAWSKA-KUSZA, I. L. I. Biological indices applied to benthic macroinvertebrates at reference conditions of mountain streams in two ecoregions (Poland , the Slovak Republic), p. 183–200, 2013.
- DAVIES, S. P.; JACKSON, S. K. The biological condition gradient: A descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. **Ecological Society of America**, v. 16, n. 4, p. 1251–1266, 2006.
- DUDGEON, D. Responses of benthic macroinvertebrate communities to altitude and geology in tributaries of the Sepik River (Papua New Guinea): The influence of taxonomic resolution on the detection of environmental gradients. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 1794–1812, 2012.
- DUMAS, L. L.; SANTOS, A. P. M. DOS; JARDIM, G. A.; FERREIRA JÚNIOR, N. F.; NESSIMIAN, J. L. Insecta, Trichoptera: New records from Brazil and other distributional notes. **Check List**, v. 6, n. 1, p. 7–9, 2010.
- ECONOMOU, A. N. **Defining Reference Conditions**. 2002.
- ELIAS, C. L.; CALAPEZ, A. R.; ALMEIDA, S. F. P.; FEIO, M. J. Determining useful benchmarks for the bioassessment of highly disturbed areas based on diatoms. **Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 51, p. 83–93, 2015.
- FEIO, M. J.; AGUIAR, F. C.; ALMEIDA, S. F. P.; et al. Least Disturbed Condition for European Mediterranean rivers. **The Science of the total environment**, v. 476-477, p. 745–56, 2013.
- FEIO, M. J.; REYNOLDSON, T. B.; GRAÇA, M. A. The influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 63, n. 2, p. 367–376, 2006.
- FEND, S.; CARTER, J.; KEARNS, F. Relationships of field habitat measurements, visual habitat indices, and land cover to benthic macroinvertebrates in urbanized streams of the Santa Clara Valley, California. **American Fisheries Society Symposium**, v. 47, p. 193 – 212, 2005.
- GRANADOS, M.; MANDRAK, N. E.; JACKSON, D. A. Synthesizing reference conditions for highly degraded areas through best professional judgment. **Journal of Great Lakes Research**, v. 40, p. 37–42, 2014.
- GUEROLD, F. Influence of taxonomic determination level on several community indices. **Water Research**, v. 34, n. 2, p. 487–492, 2000.
- HAWKINS, C. P.; NORRIS, R. H.; HOGUE, J. N.; et al. Development and Evaluation of Predictive Models for Measuring the Biological Integrity of Streams. **Ecological Applications**, v. 10, n. 5, p. 1456–1477, 2000.

- HEINO, J.; MUOTKA, T.; PAAVOLA, R. Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. **Journal of Animal Ecology**, v. 72, n. 3, p. 425–434, 2003.
- HEINO, J.; MYKRÄ, H.; KOTANEN, J.; MUOTKA, T. Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? **Ecography**, v. 30, n. 2, p. 217–230, 2007.
- HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; NESSIMIAN, J. L. Aquatic macroinvertebrate diversity and composition in streams along an altitudinal gradient in Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 3, p. 115–128, 2010.
- HEPP L.U.; SANTOS S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring Assessment*.v.157, p.305–318, 2009.
- HERBST, D. B.; SILLDORFF, E. L. Comparison of the performance of different bioassessment methods: similar evaluations of biotic integrity from separate programs and procedures Comparison of the performance of different bioassessment methods: similar evaluations of biotic integrity fro. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, n. 2, p. 513–530, 2006.
- HERLIHY, A. T.; PAULSEN, S. G.; SICKLE, J. VAN; et al. Striving for consistency in a national assessment: the challenges of applying a reference-condition approach at a continental scale. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, n. 4, p. 860–877, 2008.
- HILSENHOFF, W. L.; JOURNAL, S.; AMERICAN, N.; SOCIETY, B.; MAR, N. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 7, n. 1, p. 65–68, 1988.
- IBGE, 2001. Mapas de solos do Brasil (5000000). Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/interativos.html>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2014.
- IBGE, 2002. Mapas de vegetação do Brasil (5000000). Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/interativos.html>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2014.
- JIANG, X.; XIONG, J.; SONG, Z.; et al. Is coarse taxonomy sufficient for detecting macroinvertebrate patterns in floodplain lakes? **Ecological Indicators**, v. 27, p. 48–55, 2013.
- JONES, J. I.; MURPHY, J. F.; COLLINS, A. L.; et al. Editorial. **River Research and Applications**, v. 7, n. 4, p. 189, 2011.
- KEDDY, P. A. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 3, n. 2, p. 157–164, 1992.
- KOSNICKI, E.; SEFICK, S. A; PALLER, M. H.; et al. Defining the reference condition for wadeable streams in the Sand Hills subdivision of the Southeastern Plains ecoregion, USA. **Environmental management**, v. 54, n. 3, p. 494–504, 2014.
- MELO, A. S. Effects of taxonomic and numeric resolution on the ability to detect ecological patterns at a local scale using stream macroinvertebrates. **Arch. Hydrobiologie**, v. 164, n. 3, p. 309–323, 2005.

- MELO, A. S.; HEPP, L. U. FERRAMENTAS ESTATÍSTICAS PARA ANÁLISES DE DADOS PROVENIENTES. **Oecologia Brasiliensis**, v. 3, n. Gerritsen 1995, p. 463–486, 2008.
- MUELLER, M.; PANDER, J.; GEIST, J. Taxonomic sufficiency in freshwater ecosystems: effects of taxonomic resolution, functional traits, and data transformation. **Freshwater Science**, v. 32, n. 3, p. 762–778, 2013.
- MUXIKA, I.; BORJA, A.; BALD, J. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. **Marine pollution bulletin**, v. 55, n. 1-6, p. 16–29, 2007.
- NESTLER, J. M.; THEILING, C. H.; LUBINSKI, K. S.; SMITH, D. L. Reference Condition Approach to reastoration planning. **River Research and Applications**, v. 1219, n. January, p. 1199–1219, 2010.
- NICHOLS, S. J.; DYER, F. J. Contribution of national bioassessment approaches for assessing ecological water security: an AUSRIVAS case study. **Frontiers of Environmental Science & Engineering**, v. 7, n. 5, p. 669–687, 2013.
- NICHOLS, S. J.; REYNOLDSON, T. B.; HARRISON, E. T. Evaluating AUSRIVAS predictive model performance for detecting simulated eutrophication effects on invertebrate assemblages. **Freshwater Science**, v. 33, n. 4, p. 1212–1224, 2014.
- OLIVEIRA, R. B. S.; BAPTISTA, D. F.; MUGNAI, R.; CASTRO, C. M.; HUGHES, R. M. Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiaçu-Macau Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 6, p. 1584–1593, 2011.
- PARASIEWICZ, P.; RYAN, K.; VEZZA, P.; et al. Use of quantitative habitat models for establishing performance metrics in river restoration planning. **Ecohydrology**, v. 6, n. 4, p. 668–678, 2013.
- PARDO, I.; GÓMEZ-RODRÍGUEZ, C.; WASSON, J.-G.; et al. The European reference condition concept: A scientific and technical approach to identify minimally-impacted river ecosystems. **The Science of the total environment**, v. 420, p. 33–42, 2012.
- PICAZO, F.; MILLÁN, A.; DOLÉDEC, S. Are patterns in the taxonomic, biological and ecological traits of water beetles congruent in Mediterranean ecosystems? **Freshwater Biology**, v. 57, n. 11, p. 2192–2210, 2012.
- POFF, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **The North American Benthological Society**, v. 16, n. 2, p. 391 – 409, 1997.
- REYNOLDSON, T. B.; NORRIS, R. H.; RESH, V. H.; DAY, K. E.; ROSENBERG, D. M. The reference condition : a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 4, p. 833–852, 1997.
- RODRIGUES, HDD; MELO, A.; FERREIRA-KEPPLER, R. New records of Gerromorpha (Insecta : Hemiptera : Heteroptera) from Brazil. **Journal of species lists and distribution**, v. 8, n. 5, p. 908–913, 2012.

- SATTAMINI A.S. Abordagem multimétrica utilizando macroinvertebrados em uma bacia hidrográfica no Sudeste brasileiro. 2014.99 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.
- SEGURA M.O.; FONSECA-GESSNER, A.A.; SPIES, M.R.; SIEGLOCH, A. Water beetles in mountainous regions in southeastern Brazil. **Brazilian journal of biology**, v. 72, n. 2, p. 311–321, 2012.
- SIQUEIRA, T.; BINI, L. M.; ROQUE, F. O.; et al. Common and rare species respond to similar niche processes in macroinvertebrate metacommunities. **Ecography**, v. 35, n. 2, p. 183–192, 2012.
- STODDARD, J.; LARSEN, D. P.; HAWKINS, C. H. P.; JOHNSON, R. I. K.; NORRIS, R. H. Setting expectations for the ecological condition of streams: The concept of reference condition. **Freshwater Bioassessment**, v. 16, n. August, p. 1267–1276, 2006.
- SUGA, C. M.; TANAKA, M. O. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. **Hydrobiologia**, v. 703, n. 1, p. 203–213, 2013.
- SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A.; ROQUE, F. O.; FROEHLICH, C. G. Choice of macroinvertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 175, n. 1-4, p. 87–101, 2011.
- VIEIRA, B. N. K. M.; POFF, N. L.; CARLISLE, D. M.; et al. A Database of Lotic Invertebrate Traits for North America: U.S. Geological Survey Data Series 187.
- WALSH, C. J. Biological indicators of stream health using macroinvertebrate assemblage composition: a comparison of sensitivity to an urban gradient. **Marine and Freshwater Research**, v. 57, n. 1, p. 37, 2006.

CONCLUSÃO GERAL

Os dois capítulos desta dissertação contribuem para a implantação de programas de biomonitoramento e para a gestão de rios de grande porte no estado do Rio de Janeiro. O Capítulo I fornecendo informações que contribuem para a padronização de metodologias de subamostragem e o Capítulo II com um método alternativo que possibilita a avaliação de rios mesmo onde áreas de referências são escassas ou inexistentes, dificuldade comumente encontrada no biomonitoramento de rios de grande porte.

No CAPÍTULO I, os esforços necessários para subamostrar rios abundantes e pouco abundantes foram diferentes: um maior esforço relativo foi necessário para rios pouco abundantes do que rios muito abundantes. Para o método de área fixa, um esforço subamostral de 8 parcelas possibilitou o atendimento de todos os critérios estabelecidos (CV, Inclinação, Adicionar pelo menos um táxon não registrado) para trechos de pequeno e grande porte. Essa quantidade de parcelas permitiu a obtenção de pelo menos 70% da riqueza total da amostra independente da abundância total e com alta probabilidade de registrar inclusive táxons com baixa frequência de ocorrência. Já para o método de número fixo de indivíduos deve ser determinado um tamanho subamostral maior do que 500 indivíduos para atender aos critérios para rios de todas as situações. Números menores de indivíduo geralmente são usados em programas de monitoramento. No caso de amostras muito abundantes para capturar 500 indivíduos é necessário uma quantidade muito pequena de parcelas (pois de fato a unidade a ser amostrada é parcela). Porém, amostrar poucas parcelas (3, por exemplo, para alguns rios neste estudo com alta abundancia) subestimaria muito a riqueza. Em conclusão o método de número de parcelas confere uma estabilidade maior dos dados e possibilidade de padronização.

No CAPÍTULO II pode-se concluir que o índice OPP obteve um ótimo desempenho, sendo capaz de distinguir entre as classes de impactos. Foi altamente correlacionado com um conjunto de variáveis ambientais e com índices multimétricos desenvolvidos para diferentes bacias hidrográficas – que era o objetivo principal do desenvolvimento desta ferramenta. O modelo é vantajoso por não precisar do uso de

áreas de referência (minimamente impactadas) para avaliar os rios. A lógica do modelo em prever a distribuição de táxons a partir de filtros ambientais – que são independentes de impacto – oferece uma boa alternativa ao uso de “condições de referência” por permitir avaliações que não sofrem interferência humanas e que podem ser aplicadas amplamente, tendo em vista bom desempenho em diferentes bacias hidrográficas. Já as abordagens baseadas em área de referência são susceptíveis aos impactos humanos, pela dificuldade em evitá-los. Estes modelos determinam área de referência a partir de locais com diferentes níveis de impacto (“melhor alcançável”) fazendo com que as avaliações tenham certo grau de comprometimento e incerteza, por subestimar o impacto existente nos locais testes.