

UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E BIOLÓGICAS
INSTITUTO DE BIOTECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOTECNOLOGIA

ÍNDICE DE INTEGRIDADE ECOLÓGICA PARA ECOSISTEMAS
LÓTICOS DA REGIÃO NORDESTE DO RIO GRANDE DO SUL

Aline Correa Mazzoni

Caxias do Sul, 2013

Aline Correa Mazzoni

ÍNDICE DE INTEGRIDADE ECOLÓGICA PARA ECOSISTEMAS
LÓTICOS DA REGIÃO NORDESTE DO RIO GRANDE DO SUL

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-
graduação em Biotecnologia da Universidade de
Caxias do Sul, visando à obtenção do grau de
Mestre em Biotecnologia.

Orientador: Dr. Alois Schäfer

Co-orientador: Dr^a Rosane Lanzer

Caxias do Sul, 2013

Aline Correa Mazzoni

**ÍNDICE DE INTEGRIDADE ECOLÓGICA PARA ECOSISTEMAS
LÓTICOS DA REGIÃO NORDESTE DO RIO GRANDE DO SUL**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Biotecnologia da
Universidade de Caxias do Sul, visando à
obtenção de grau de Mestre em
Biotecnologia

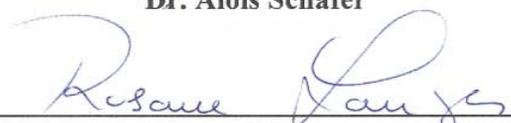
Orientador: Dr. Alois Schäfer

Co-orientadora: Dra. Rosane Lanzer

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 19 DE JULHO DE 2013.



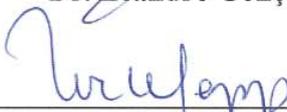
Dr. Alois Schäfer



Dra. Rosane Lanzer



Dr. Leandro Gonçalves Oliveira



Dr. Luiz Ubiratan Hepp



Dra. Fernanda Bettin

AGRADECIMENTOS

Aos doutores Rosane Lanzer e Alois Schäfer pela orientação profissional e pessoal, por terem compartilhado seus conhecimentos, pela dedicação e esforço na orientação deste trabalho, pela amizade, confiança, compreensão e pelo carinho que sempre tiveram comigo.

À minha mãe, Alida Corrêa Mazzoni, por ser meu exemplo de força, de responsabilidade, de honestidade, de justiça, de ética, de dedicação, de respeito ao próximo, de bondade e, principalmente, de sabedoria e amor incondicional.

À Fernanda Lang e Luciana Motta Silvestrin por sua amizade, pelas experiências compartilhadas e por me apresentarem os macroinvertebrados.

À Andriago Ulian Agostini, Annia Susin Streher, Marina Muller, Fernanda Regina Albé, Taísa Fedrizzi Maffazzioli, Elias Michalski, Letícia Frizzo, Viviane Marin, Cassiano Marchett e Andressa Fetter pela amizade, pelo companheirismo, pelo auxílio nas coletas, análises e triagens; e à todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

Aos integrantes dos projetos “Biomonitoramento informatizado da qualidade das águas em arroios da Serra Gaúcha, RS” e “Qualidade química e biológica e toxicidade das águas superficiais em áreas de possível recarga do Sistema Aquífero Guarani/Serra Geral no Nordeste do RS”, que forneceram a base de dados principal para a elaboração deste trabalho.

À Universidade de Caxias do Sul e ao Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia pelo apoio estrutural que possibilitou a realização desta dissertação, especialmente à Lucimara Serafini Rech e ao Dr. Aldo Pinheiro Dillon.

À CAPES pela bolsa de estudos que me permitiu a conclusão desta etapa acadêmica; e a FAPERGS e CNPq pelo apoio financeiro para a realização dos projetos que geraram os dados deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE QUADROS	VI
LISTA DE TABELAS	VII
LISTA DE FIGURAS.....	VIII
Resumo	XI
Abstract	XII
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 Avaliação da qualidade da água	3
2.2 Bioindicadores da qualidade ambiental.....	5
2.2.1 Macroinvertebrados bentônicos.....	8
2.3 Avaliação ecológica.....	9
2.4 Biomonitoramento da qualidade da água	13
2.4.1 Índices biológicos	14
2.4.2 Índices multimétricos	16
2.4.3 Modelos de predição de impacto	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	20
3.1 Área de estudo	20
3.2 Caracterização do hábitat	24
3.3 Caracterização físico-química	24
3.3.1 Coeficiente de variação	25
3.4 Coleta de macroinvertebrados	26
3.5 Caracterização das comunidades de macroinvertebrados	27
3.5.1 Riqueza, diversidade e equitatividade	27
3.5.2 Amplitude do nicho	28
3.5.3 Valência ecológica.....	28
3.5.4 Associação entre os táxons	29
3.6 Seleção dos táxons indicadores	30
3.7 Elaboração do Índice de Integridade Ecológica	30

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	31
4.1 Caracterização do hábitat	31
4.2 Caracterização das condições físicas e químicas.....	32
4.2.1 Coeficiente de variação	32
4.2.2 Índice Químico de Bach	36
4.3 Caracterização das comunidades	38
4.3.1 Seleção dos táxons indicadores	38
4.3.2 Riqueza, diversidade e equitatividade	39
4.3.3 Amplitude do nicho	41
4.3.4 Valências ecológicas.....	43
4.3.5 Associação entre os táxons	48
4.4 Índice de Integridade Ecológica (IIE)	51
4.4.1 Classificação e atribuição de pontuações aos macroinvertebrados	51
4.4.2 Classificação e atribuição de pontuações à condutividade.....	55
4.4.3 Classes do Índice de Integridade Ecológica	57
4.5 Validação do Índice de Integridade Ecológica.....	60
5. CONCLUSÕES.....	62
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
ANEXOS.....	76

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Classes do Índice Químico de acordo com Bach (1986).....	12
---------------------------------------------------------------------------	-----------

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Cursos d'água amostrados na região da serra nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil.	21
Tabela 2: Média \pm desvio padrão (SD), mediana, valores mínimo, máximo e coeficiente de variação dos parâmetros físico-químicos analisados em 88 pontos amostrais de 35 ecossistemas lóticos da serra nordeste do Rio Grande do Sul.....	32
Tabela 3: Coeficiente de determinação (r^2) e valor de significância (p) dos parâmetros físico-químicos componentes do Índice Químico de Bach aplicado em 88 amostras de 35 ecossistemas lóticos região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.....	37
Tabela 4: Valores de Riqueza (S), Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitatividade de Pielou (J') e valores do Índice Químico (IQ) nas 88 amostras coletadas em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.....	39
Tabela 5: Valores de Amplitude do nicho (FT) e frequência relativa de ocorrência de 38 táxons de macroinvertebrados bentônicos nas classes do Índice Químico em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.....	42
Tabela 6: Coeficientes de determinação (r^2) e valor de significância (p) dos parâmetros físico-químicos componentes do Índice Químico em relação ao Índice de Diversidade de Shannon em 88 amostras de 35 ecossistemas lóticos região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.	43
Tabela 7: Valores de tolerância (Pontuações- <i>Scores</i>) atribuídos aos macroinvertebrados encontrados nos ecossistemas lóticos da Região Nordeste do Rio Grande do Sul, RS.	52
Tabela 8: Valores de tolerância (<i>scores</i>) atribuídos aos macroinvertebrados límnicos no BMWP (<i>Biological Monitoring Working Party Score System</i>) e nas adaptações para Minas Gerais, Paraná, Goiás e no Índice de Integridade Ecológica (IIE) proposto para a serra nordeste do Rio Grande do Sul.	54
Tabela 9: Classificação proposta dos valores de condutividade com base em amostragens de 35 cursos d'água da Região Nordeste do Rio Grande do Sul.	57
Tabela 10: Classes de integridade ambiental do Índice de Integridade Ecológica estabelecidas a partir da análise de 35 ambientes lóticos na Região Nordeste do Rio Grande do Sul, RS.	58
Tabela 11: Aplicação do Índice de Integridade Ecológica em ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação esquemática das respostas a poluentes dentro de um sistema biológico	7
Figura 2: Perfil longitudinal hipotético de fatores característicos para diferentes zonas em um rio.....	10
Figura 3: Localização dos pontos amostrais na região da serra nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. ...	20
Figura 4: Pontos de amostragem na região da serra nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil	22
Figura 5: Organograma de construção do Índice de Integridade Ecológica.....	30
Figura 6: Características fisiográficas observadas em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.	31
Figura 7: Temperatura da água (A), pH (B) e saturação de oxigênio (C) em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.....	33
Figura 8: Nitrogênio amoniacal (A), fósforo de fosfato (B) e demanda bioquímica de oxigênio (5 dias) (C) em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.....	34
Figura 9: Condutividade (A) e nitrogênio de nitrato (B) em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.	35
Figura 10: Frequência de ocorrência das classes do Índice Químico nas 88 amostras de 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.....	36
Figura 11: Regressão entre a condutividade e o Índice Químico de Bach em 88 amostras de 35 ecossistemas lóticos na região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.....	37
Figura 12: Regressão entre o índice de Shannon e a condutividade em 88 pontos de amostragem na região da Serra do Rio Grande do Sul.	44
Figura 13: Regressão entre o índice de Shannon e o Índice Químico em 88 pontos de amostragem na região da Serra do Rio Grande do Sul.....	44
Figura 14: Amplitude de ocorrência dos táxons de macroinvertebrados nos valores de condutividade em ecossistemas lóticos da região da Serra do Rio Grande do Sul.....	45
Figura 15: Amplitude de ocorrência dos táxons de macroinvertebrados nos valores do Índice Químico em ecossistemas lóticos da região da Serra do Rio Grande do Sul.....	45
Figura 16: Similaridade da fauna de macroinvertebrados bentônicos de acordo com os valores de condutividade em 88 amostras de 35 cursos d'água da serra nordeste do Rio Grande do Sul.	49

Figura 17: Similaridade da fauna de macroinvertebrados bentônicos de acordo com os valores do Índice Químico em 88 amostras de 35 cursos d'água da serra nordeste do Rio Grande do Sul.	50
Figura 18: <i>Box plots</i> da distribuição dos valores de condutividade nas classes do Índice Químico em 35 cursos d'água da Região Nordeste do Rio Grande do Sul.	56
Figura 19: Regressão entre as classes de condutividade e os valores do Índice de Integridade Ecológica em 88 amostragens de ecossistemas lóticos na Região da Serra Nordeste do Rio Grande do Sul.	58
Figura 20: Frequência de ocorrência das classes do Índice de Integridade Ambiental nos 35 pontos de coleta em ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.	59

LISTA DE ABREVIATURAS

AQEM - *Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates*

ASPT – *Average Score per Taxon*

AusRivas - *Australian Rivers Assessment*

BEAST – *Benthic Assessment of Sediment*

BMWP – *Biological Monitoring Working Party Score System*

CV – Coeficiente de variação

CWA – *Clean Water Act*

DBO-5 - demanda bioquímica de oxigênio em cinco dias

EPA – *Environmental Protection Agency*

EPT – Índice de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

FBI – *Family Biotic Index*

FT – Amplitude do nicho de Smith

H' – Índice de Diversidade de Shannon

IBE – *Índice Biotico Esteso*

IIE – Índice de Integridade Ecológica

IQ – Índice Químico de Bach

J' – Índice de Equitatividade de Pielou

N-NH₃ - nitrogênio amoniacal

N-NO₃ - nitrogênio de nitrato

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

P-PO₄ - fósforo reativo solúvel

r² - coeficiente de determinação amostral

RBP – *Rapid Protocol Bioassessment*

RIVPACS - *River InVertebrate Prediction And Classification System*

S – Índice de Riqueza

D1 – Coeficiente de Distância Euclidiana

STAR - *Standardization of Rivers classification*

TBI – *Trent Biotic Index*

Resumo

O uso de macroinvertebrados bentônicos está estabelecido como um componente relevante na avaliação da integridade biológica de ecossistemas aquáticos. Diversos índices têm sido propostos no Brasil, demonstrando a necessidade da ampliação do conhecimento acerca do uso de comunidades bióticas na avaliação da qualidade de sistemas lóticos. Este estudo propõe um novo índice biológico para verificar a integridade ecológica de ecossistemas lóticos da serra nordeste do Rio Grande do Sul, baseado nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos e na medida de condutividade. Como base, foram utilizadas coletas efetuadas entre 2002 e 2011, em 35 cursos d'água das regiões dos Campos de Cima da Serra e Encosta Superior Nordeste, incluindo os municípios de Antônio Prado, Cambará do Sul, Caxias do Sul, Itati, São Francisco de Paula, São Marcos e Três Forquilhas. Os dados utilizados para a elaboração do Índice de Integridade Ecológica (IIE) incluíram 88 amostras e 1495 casos, possibilitando avaliar a valência ecológica de 38 táxons. O coeficiente de variação foi utilizado para determinar quais medidas físico-químicas melhor diferenciam os cursos d'água, segundo a sua qualidade ecológica. Análises de regressão linearizada (*Stepwise*) foram realizadas para verificar quais parâmetros físico-químicos melhor influenciam a estrutura das comunidades. Os parâmetros condutividade e Índice Químico, indicados por esta análise, foram utilizados para estimar a valência ecológica dos táxons. A associação entre os táxons (Distância Euclidiana) foi utilizada para determinar os grupos indicadores. Os resultados destas análises permitiram atribuir pontuações aos macroinvertebrados e aos valores de condutividade, conforme a sua indicação em um gradiente ambiental. Considerando essas pontuações, formulou-se um sistema de classificação da integridade ecológica para indicar o grau de impacto ambiental em ecossistemas lóticos da área estudada. Quando comparado ao Índice Químico, a aplicação do IIE evidencia um maior número de locais impactados, demonstrando maior sensibilidade na avaliação da integridade ecológica. O IIE pode ser uma ferramenta útil para auxiliar gestores na avaliação de risco ambiental nos ecossistemas lóticos da região.

Palavras-chave: macroinvertebrados bentônicos, integridade ambiental, biomonitoramento.

Abstract

The use of benthic macroinvertebrates has emerged as an important component to assessment of aquatic ecosystems biological integrity. Several indices based on benthic communities have been proposed in Brazil, demonstrating the need to expand the knowledge about the use of biotic communities in the assessment of the lotic ecosystems quality. This study aims to present a new biological index to examine the ecological integrity of mountain streams from Rio Grande do Sul, based on benthic macroinvertebrate communities and the conductivity measurement. The study was based on samplings performed during the period of 2002 to 2011, in 35 streams in the regions Campos de Cima da Serra and Encosta Superior Nordeste, including the cities of Antônio Prado, Cambara do Sul, Caxias do Sul, Itati, São Francisco de Paula, São Marcos and Três Forquilhas. The data used in the Integrity Ecological Index (IEI) development included 88 samples and 1495 cases, and allowed the evaluation of the ecological amplitude of 38 taxa. The coefficient of variation was used to determine which physical and chemical measures are best to differentiate the water courses ecological quality. Linearized regression analysis (*Stepwise*) were performed to determine which physicochemical parameters show the best relation with the structure of the communities. The parameters conductivity and Chemical Index, indicated by this analysis, were used to estimate the ecological valence of taxa. The association between taxa (Euclidean distance) was used to determine the indicator groups. With the results of these analyzes was possible to assign scores to the macroinvertebrates and to the conductivity values, according to their indication on an environmental gradient. A classification system of ecological integrity was formulated, considering these scores, to indicate the degree of environmental impact in mountain streams of the studied region. When compared to the Chemical Index, the IEI showed a larger number of affected sites, demonstrating to be more sensitive in the assessment of ecological integrity. The IEI could be a useful tool to help managers assess environmental risk in mountain stream ecosystems.

Key-words: Benthic macroinvertebrates, ecological integrity, biomonitoring.

1. INTRODUÇÃO

Na medida em que se torna mais intensa e diversificada a utilização de lagos, rios e suas bacias hidrográficas, maior é a necessidade de regulamentação do uso das águas, do conhecimento das características ecológicas e da estrutura das comunidades biológicas. Tais comunidades indicam efeitos de diferentes estressores (químicos, físicos e biológicos) e permitem mensurar de forma sistêmica o impacto agregado.

Visando preservar a qualidade e a integridade ecológica de ecossistemas aquáticos, justificam-se programas de monitoramento, fundamentados em criteriosa avaliação das características físicas, químicas e biológicas das águas. Através de análises físicas e químicas da água, obtêm-se informações sobre o tipo de poluente e sua concentração. Efeitos de longo prazo são registrados, por sua vez, através da análise biológica a partir de alterações nas comunidades bióticas.

Bioindicadores são organismos ou comunidades que respondem à poluição ambiental alterando suas funções vitais ou acumulando substâncias. Atualmente, os macroinvertebrados bentônicos são os organismos mais utilizados para execução de avaliações da qualidade ecológica em ecossistemas lóticos, uma vez que se observam diferenças na presença ou ausência, fisiologia, morfologia, abundância ou comportamento entre os táxons existentes em águas íntegras e em águas impactadas.

Diversos estudos já demonstraram a importância de indicadores biológicos na avaliação da qualidade ecológica da água em muitos países. Os métodos mais comumente utilizados são o desenvolvimento de índices multimétricos ou adaptações de índices biológicos, como o Sistema de Sapróbios, BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score*), ASPT (*Average Score per Taxon*), IBE (*Índice Biotico Esteso*) e FBI (*Family Biotic Index*). Índices mais genéricos, como o TBI (*Trent Biotic Index*) e EPT (*Índice biótico baseado nas ocorrências de organismos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera*) também são empregados na avaliação de águas correntes. No Brasil, o desenvolvimento de índices utilizando macroinvertebrados bentônicos é recente nas regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Norte; porém, ainda não existe um procedimento padronizado para avaliação ecológica de rios.

O escasso conhecimento da biodiversidade dos ecossistemas lóticos da Serra Gaúcha e, especialmente, de sua valência ecológica, requer um estudo detalhado da composição das comunidades em diferentes condições dos habitats. Esta informação é de grande importância

para que seja possível distinguir entre modificações naturais e perturbações causadas por impactos ambientais nas comunidades biológicas e, assim, tornar mais eficazes os métodos de biomonitoramento aplicados na região.

Desta forma, este estudo se propõe a relacionar os táxons de macroinvertebrados bentônicos às diferentes condições ecológicas de 35 sítios lóticos. Com base nestas relações, o objetivo geral deste trabalho foi propor um índice biológico, denominado Índice de Integridade Ecológica (IIE), para verificar a integridade ecológica de ecossistemas lóticos da região Nordeste do Rio Grande do Sul. Os objetivos específicos foram:

- verificar os fatores físicos ou químicos mais relacionados à estrutura das comunidades de macroinvertebrados;
- determinar a valência ecológica dos invertebrados bentônicos por meio de análises da amplitude das condições ambientais toleradas;
- determinar os táxons de macroinvertebrados bentônicos que podem ser utilizados como indicadores da qualidade ambiental;
- propor um Índice de Integridade Ecológica para a área de estudo com base nas análises realizadas;
- validar o Índice de Integridade Ecológica por meio da aplicação em ecossistemas lóticos não incluídos na elaboração do índice.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Avaliação da qualidade da água

Os ecossistemas aquáticos continentais caracterizam-se pela variabilidade e intensa dinâmica dos nutrientes que descrevem algumas das suas condições ambientais. Além do clima e do regime hídrico, o fluxo de substâncias e materiais das áreas adjacentes estão intimamente relacionadas com a hidrologia do sistema (Schäfer, 1985).

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados em diferentes escalas como consequência negativa de atividades antrópicas (como mineração, canalização, construção de represas, eutrofização artificial e retificação) (Callisto *et al.* 2001a). Segundo Baptista (2008), áreas impactadas seriam aquelas onde a magnitude do impacto excederia a capacidade de regeneração dos ecossistemas levando a um processo de degradação. Apesar de haver um aumento da evidência de que a degradação dos ecossistemas aquáticos atingiu níveis elevados, o que se verifica, atualmente, é a continuidade dessa degradação em um viés ainda mais acelerado, através do aumento do aporte de esgoto e lixo doméstico no leito dos rios, uso da água em culturas agrícolas, desperdício e contaminação, além de remoção da mata ripária (Copatti *et al.*, 2010).

A ideia de que o tratamento de água resolve todas as situações tem mudado para a percepção de que os corpos hídricos são ecossistemas complexos – requerendo a integração de diferentes áreas do conhecimento – e que um gerenciamento mais eficiente deve enfatizar a preservação das fontes de abastecimento e das reservas naturais dos recursos hídricos (Buss *et al.*, 2008). Até o final da década de 70 do século XX, as análises químicas eram os métodos mais utilizados para avaliar a qualidade das águas. Mas estes métodos mostraram-se ineficazes para detectar mudanças nas condições naturais dos rios quando estas eram provenientes de perturbações não pontuais ou de origem difusa. Diante desta situação, os métodos biológicos foram reavaliados e seu uso no monitoramento das condições dos ecossistemas lóticos vem aumentando nas últimas três décadas, e se convertendo em uma valiosa ferramenta complementar aos métodos químicos e bacteriológicos (Segnini, 2003).

Os rios refletem as atividades efetuadas em suas áreas de entorno, considerando-se o uso e ocupação do solo, formando parte de uma rede interativa entre os compartimentos terrestre e aquático. Suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, fornecem informações dinâmicas sobre a biodiversidade local/regional,

produtividade secundária e interações tróficas. Assim, alterações nestas comunidades podem auxiliar a detectar as consequências das ações do homem e fornecer subsídios para a manutenção da saúde dos ecossistemas (Callisto *et al.*, 2001a; Baptista, 2008).

Em países da Europa, na Austrália e nos Estado Unidos, agências de proteção ambiental realizam o monitoramento de bacias hidrográficas utilizando a avaliação das condições ecológicas em rios e comparando estas condições com as de locais de referência. Para utilizar esta abordagem é necessário ter um ou vários ecossistemas com condições naturais preservadas - as áreas de referência - para serem comparados com outros em diferentes níveis de impacto antrópico (Barbour *et al.*, 1999; AQEM, 2002; Parsons *et al.*, 2002; Hering *et al.*, 2004; Baptista, 2008; Buss *et al.*, 2008; EPA, 2012a).

A área considerada como referência é definida de forma diferenciada, conforme a metodologia utilizada. Na Europa, os países que adotam o sistema AQEM (*Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates*) utilizam a classificação de tipos de rios e determinam o estado ecológico de um sítio amostral comparando com áreas de referência “quase-naturais”. A determinação da área ecológica de referência adota critérios relativos às características hidromorfológicas, físico-químicas da água e características bióticas, além de características referentes à paisagem de entorno, obtidos por meio da aplicação de um protocolo de avaliação visual (Hering *et al.*, 2004). Nos Estados Unidos, a Agência de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Agency – EPA*) utiliza um protocolo de avaliação rápida como principal base na definição de áreas de referência. Neste protocolo, são observadas características físicas, químicas e biológicas dentro de uma ecorregião, que estejam relacionadas à capacidade de sustentação das comunidades biológicas no ambiente (Barbour *et al.*, 1999).

Em relação à legislação de recursos hídricos, alguns países estabeleceram políticas que contemplam a priorização da conservação da integridade ecológica do ecossistema e não somente da qualidade da água em si. As mais conhecidas são o *Clean Water Act*, dos Estados Unidos, e a *Water Framework Directive*, da União Europeia. Nos Estados Unidos, o principal instrumento legal na política de recursos hídricos é a Lei Federal de Controle de Poluição da Água (*Federal Water Pollution Control Act* ou *Clean Water Act - CWA*) criada em 1972. Esta lei dos rios prevê que a qualidade da água desejada deve ser capaz de sustentar e preservar a biodiversidade, através do estabelecimento de uma estrutura básica para a regulação de descargas de poluentes em corpos hídricos e da regulação de padrões de qualidade para águas superficiais (EPA, 2012a). Na Europa, foi publicada em 2000 a Diretiva do Quadro das Águas (*EU Water Framework Directive*), a qual estabelece diversas ações

comunitárias relacionadas a uma política de gestão integrada das bacias hidrográficas europeias, com o objetivo de garantir a proteção das águas e promover o uso sustentável dos recursos hídricos. Por meio desta diretiva, os países da União Europeia se comprometem a atingir um estado ecológico dos recursos hídricos considerado “bom”, de acordo com sua própria classificação, até 2015, e praticar ações para manter ou melhorar esta condição. Esta iniciativa tornou obrigatória a implementação do monitoramento biológico para guiar medidas de restauração e manejo em ecossistemas aquáticos (EC, 2000; AQEM, 2002; Hering *et al.* 2004). Os governos da Austrália e da Nova Zelândia também utilizam o monitoramento biológico buscando a conservação dos recursos hídricos. Na Austrália, foi desenvolvido pelo Governo Federal, em 1994, o *National River Health Program* (Programa Nacional de Saúde dos Rios), com o objetivo de fornecer as informações necessárias para reverter a degradação das águas interiores e manter altos valores ecológicos para suas águas superficiais (Parsons *et al.*, 2002; Davies, 2007). Em 1997, o Ministério do Ambiente da Nova Zelândia também desenvolveu uma metodologia padronizada, o *Macroinvertebrate Community Index* (MCI), para realizar um monitoramento biológico e medir a saúde dos rios neozelandeses com base nas comunidades de macroinvertebrados aquáticos (Stark & Maxted, 2007).

O Brasil promulgou em 1997, a Lei nº 9.433, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), buscando adequar a gestão de recursos hídricos a aspectos físicos, biológicos, sócio-econômicos e culturais do país, tendo como uma das metas a melhoria da qualidade dos recursos disponíveis (BRASIL, 1997). A PNRH foi complementada, em 2005, pela resolução Conama 357/05, que prevê os padrões para a classificação dos corpos de água segundo seus usos e menciona que “a qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas” (BRASIL, 2005). Porém, não há menção a que tipos de organismos ou métodos podem ser utilizados no monitoramento biológico (Buss *et al.*, 2008).

2.2 Bioindicadores da qualidade ambiental

A “integridade ecológica” pode ser definida como “a capacidade de manter uma comunidade de organismos em equilíbrio dinâmico, integrada e em condições naturais do ponto de vista evolutivo, possuindo diversidade e organização funcional semelhante às áreas que conservam o hábitat natural da região” (Karr & Dudley, 1981). A integridade do hábitat é

um dos fatores mais importantes no sucesso e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos ou lóticos (Marques *et al.*, 1999).

Organismos bioindicadores são espécies escolhidas devido a sua sensibilidade ou tolerância a vários parâmetros e que respondem à poluição ambiental alterando suas funções vitais ou acumulando substâncias (Segnini, 2003). Desta forma, os bioindicadores são capazes de refletir as condições ecológicas do hábitat onde vivem (Queiroz *et al.*, 2008).

A biota aquática está constantemente exposta a um grande número de substâncias tóxicas lançadas no ambiente, oriundas de diversas fontes de emissão. A descarga de lixo tóxico proveniente de efluentes industriais, os processos de drenagem agrícola, os derrames acidentais de lixo químico e os esgotos domésticos lançados em rios e mares contribuem para a contaminação dos ecossistemas aquáticos, com uma ampla gama de agentes tóxicos como metais pesados, agrotóxicos, compostos orgânicos, entre outros (Arias *et al.*, 2007).

A inclusão de variáveis biológicas vem se mostrando uma importante abordagem para avaliações integradas e sistêmicas, principalmente porque muitos organismos são sensíveis aos impactos antrópicos (Roque & Trivinho-Strixino, 2000). A estrutura das comunidades biológicas relaciona-se com variações nas características ambientais dos ecossistemas lóticos, e é utilizada para gerar e testar hipóteses sobre os possíveis fatores que influenciam a estrutura da comunidade de rios e modelar as respostas da biota às mudanças naturais e antrópicas no ambiente (Silveira, 2005). Inventários da diversidade de hábitats aquáticos, avaliação dos recursos tróficos disponíveis e levantamentos de comunidades biológicas, principalmente de invertebrados bentônicos, representam importantes fatores ambientais para a proposição de estratégias de conservação e entendimento do funcionamento dos ecossistemas aquáticos continentais (Galdean *et al.*, 1999, 2000; Callisto *et al.*, 2001a).

Segundo Hellawell (1986), um indicador biológico “ideal” deve possuir as seguintes características: ser taxonomicamente bem definido e facilmente reconhecível por não especialistas; apresentar distribuição geográfica ampla; ser abundante ou de fácil coleta; ter baixa variabilidade genética e ecológica; preferencialmente possuir tamanho grande; apresentar baixa mobilidade e longo ciclo de vida; dispor de características ecológicas bem conhecidas e ter possibilidade de uso em estudos de laboratório.

A avaliação ecológica compreende a utilização de bioindicadores e análises físico-químicas para determinar o estado ecológico de águas superficiais. Tradicionalmente, as técnicas para a avaliação de impactos utilizando bioindicadores são divididas em duas abordagens principais (Figura 1). A metodologia “*top-down*” avalia impactos ambientais associados aos níveis superiores de organização, como populações, comunidades e

ecossistemas, por meio da observação de alterações da organização estrutural e funcional das comunidades biológicas ou dos ecossistemas. Os métodos “*bottom-up*” utilizam dados de laboratório por meio de experimentação em sistemas simples com subsequente extrapolação para sistemas mais complexos (Buss *et al.*, 2003). E as respostas fisiológicas dos organismos a um estressor são mensuradas por meio de testes ecotóxicológicos. Esta abordagem trata de alterações comportamentais, deformações congênitas, mudanças nas taxas de crescimento, reprodução, alimentação, alterações bioquímicas e fisiológicas – que incluem alterações na integridade da membrana celular, no transporte de íons, no metabolismo celular e em atividades enzimáticas (Arias *et al.*, 2007; Buss *et al.*, 2008).



Figura 1: Representação esquemática das respostas a poluentes dentro de um sistema biológico (adaptado de Arias *et al.*, 2007).

Embora os métodos *bottom-up* forneçam controle e velocidade na reação em testes de ecotoxicidade, dificilmente os resultados podem ser extrapolados para a realidade, limitando a sua aplicabilidade ao ambiente (Moulton, 1998; Buss *et al.*, 2003). Para a análise da qualidade ecológica em ambientes aquáticos, as ferramentas *top-down* representam o caminho mais rápido e prático para o manejo destes ecossistemas, pois avaliam a perda real da diversidade de espécies, em vez de analisar os efeitos indiretos dos agentes estressores. Avaliam, ainda, o efeito sinérgico das alterações antropogênicas ocorridas na bacia hidrográfica (por exemplo, a soma dos efeitos do desmatamento, da entrada de pesticidas e de efluentes domésticos), a qualidade da água por métodos relativamente simples e de baixo custo, o impacto de espécies exóticas sobre a fauna e flora locais e a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos (Buss *et al.*, 2003).

Quanto ao uso das comunidades biológicas, três grupos de organismos são,

geralmente, utilizados no monitoramento de ecossistemas aquáticos continentais: macrófitas, peixes e macroinvertebrados. Em geral, cada um possui vantagens em relação aos outros, dependendo do ecossistema de atuação. Em lagoas e reservatórios, sobressai-se o uso de macrófitas (Carvalho *et al.* 2003; Pompêo, 2008), analisando-se o crescimento dessas comunidades vegetais em função de alterações no corpo de água ou o acúmulo de metais pesados em algumas espécies. Rios de grande porte apresentam, em geral, misturas complexas de poluentes. Nestes ecossistemas, a alta especificidade de respostas dos peixes como bioindicadores é mais eficiente (Araújo, 1998; Arias *et al.*, 2007). Já em rios de pequenas dimensões, a fauna de macroinvertebrados pode ser extremamente rica, apresentando uma alta abundância em córregos de 1ª e 2ª ordens, onde normalmente existe uma dificuldade de amostrar eficientemente outros bioindicadores como peixes, cujos representantes, em geral, são de pequeno porte e de ciclo de vida mais curto (Barbour *et al.*, 1999, Arias *et al.*, 2007). De qualquer forma, indicadores em diferentes níveis de organização biológica fornecem informações complementares e necessárias para a análise de risco ecológico.

2.2.1 *Macroinvertebrados bentônicos*

Os macroinvertebrados bentônicos são todos os invertebrados que habitam o substrato de fundo (sedimentos, detritos, troncos, macrófitas aquáticas, algas filamentosas, entre outros) de ambientes aquáticos, em pelo menos uma fase de seu ciclo vital e são retidos por tamanho de malha de 200 a 500 micrômetros (Mugnai *et al.*, 2010). Segundo Segnini (2003), a fauna bentônica é representada por vários grupos taxonômicos como moluscos, anelídeos, platelmintos, crustáceos, ácaros e, principalmente, pelos estágios juvenis de várias ordens de insetos. Os macroinvertebrados constituem uma importante fonte alimentar para os peixes, são valiosos indicadores da degradação ambiental, além de influenciarem na ciclagem de nutrientes, na produtividade primária e na decomposição (Rosenberg & Resh, 1993; Callisto *et al.*, 2001b; Alan & Castillo, 2007; Esteves *et al.*, 2011).

A correnteza impõe uma grande limitação ao estabelecimento dos organismos no ambiente lótico. Os invertebrados encontrados em trechos montanhosos apresentam corpos hidrodinâmicos, morfologicamente adaptados para resistir à correnteza. Poucos são nadadores ativos, porém seus corpos apresentam formatos ou estruturas que evitam seu transporte pela água. Para se fixar e colonizar este ambiente, a biota apresenta estratégias adaptativas de morfologia do corpo, comportamento e orientação dentro do rio. Entre estas adaptações, estão a fixação ao substrato por ventosas, fios de seda, secreções aderentes, garras tarsais,

achatamento do corpo; o formato vermiforme de algumas larvas as torna capazes de enterrarem-se no leito, enquanto outros conseguem colonizar os espaços intersticiais dos substratos. Tais estratégias levam os organismos à seleção de microhabitats visando reduzir a exposição às fortes correntes (Pennak, 1978; Lopretto & Tell, 1995; Petts & Calow, 1996).

Segundo Plafkin *et al.* (1989) e Rosenberg & Resh (1993), essas comunidades têm sido amplamente utilizadas por uma série de razões: são ubíquos, podendo responder a perturbações em todos os ambientes aquáticos e em todos os períodos; o grande número de espécies oferece um amplo espectro de respostas; mesmo em rios de pequenas dimensões, a fauna pode ser extremamente rica; a natureza relativamente sedentária de várias espécies permite uma análise espacial eficiente dos efeitos das perturbações; o ciclo de vida relativamente longo permite o estudo temporal de mudanças provocadas por perturbações ambientais; apresentam metodologias de coleta simples e de baixo custo, que não afetam adversamente o ambiente. São, ainda, organismos de fácil coleta e identificação, pelo menos até o nível taxonômico de família, e possuem abundância populacional, fazendo com que a coleta de indivíduos para análises não interfira, significativamente, em sua dinâmica populacional (Hellawell, 1986; Rosenberg & Resh, 1993; Stark *et al.*, 2001).

O desenvolvimento de métodos para uso de macroinvertebrados como bioindicadores de qualidade da água em ambientes lóticos passa primeiramente por um profundo conhecimento das preferências do hábitat, principalmente com relação à concentração ou não de poluentes. Somente a partir do estudo da relação entre a frequência de ocorrência de um organismo e o grau de enriquecimento orgânico, podem-se determinar índices numéricos que permitirão indicar as condições de qualidade da água, empregando uma determinada biocenose (Junqueira, 1991). A vantagem do biomonitoramento com macroinvertebrados bentônicos no reconhecimento da integridade ecológica e totalidade dos efeitos poluentes é apresentar uma visão ampla das condições ambientais do local, somando-se ao baixo custo financeiro e interesse pelo “*status*” da comunidade biológica como medida de controle ambiental (Baldan, 2006).

2.3 Avaliação ecológica

O conceito de avaliação ecológica ou estado ecológico da água vem ganhando espaço diante de uma nova compreensão dos ambientes aquáticos que prioriza a funcionalidade destes ecossistemas ao invés de sua qualidade para a utilização pelo ser humano.

Com base na análise das comunidades aquáticas, o conceito de “estado ecológico da

água” permite ultrapassar as limitações impostas pelas análises físicas e químicas, já que as comunidades aquáticas traduzem as condições ambientais verificadas durante um período de tempo mais amplo, refletindo as condições críticas que poderão ter ocorrido (Baptista, 2008).

A falta de conhecimento da biodiversidade dos invertebrados de águas correntes, especialmente de sua valência ecológica, requer estudos detalhados da composição de comunidades em diferentes condições espaciais, uma vez que várias características hidrogeológicas e biológicas modificam-se naturalmente conforme a zonação dos rios, e determinam comunidades diferentes. As principais regiões definidas por essas características são as zonas de Ritral, (curso superior ou de montanha) e de Potamal (curso inferior ou de planície) (Schäfer, 1985), e suas condições estão sumarizadas na figura 2.

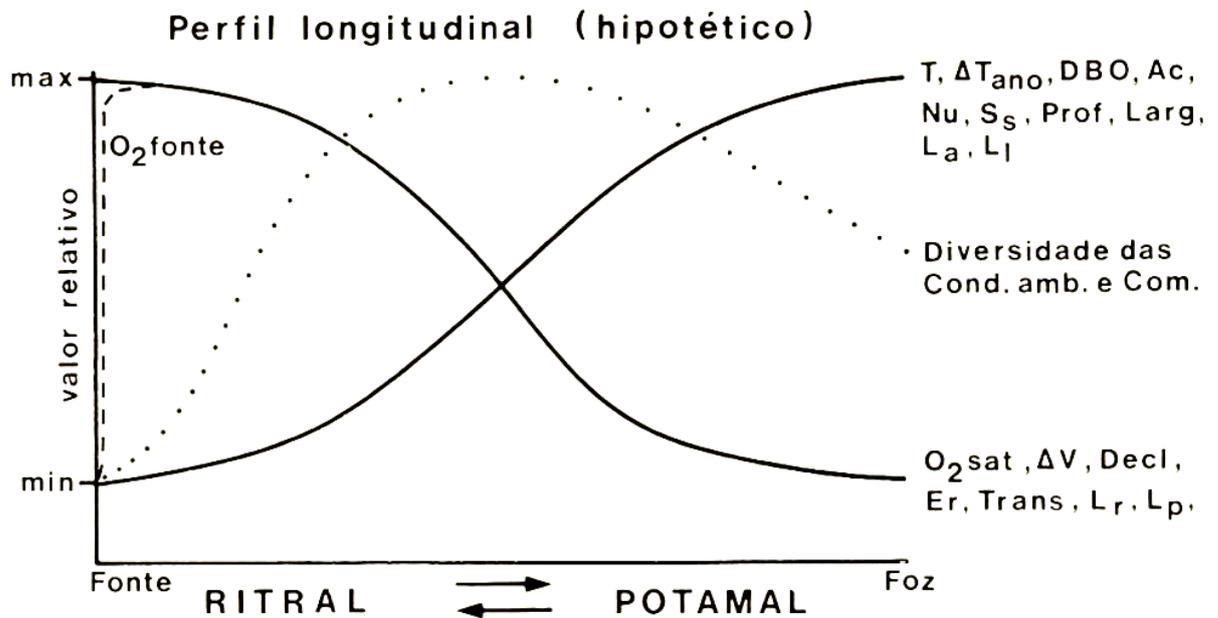
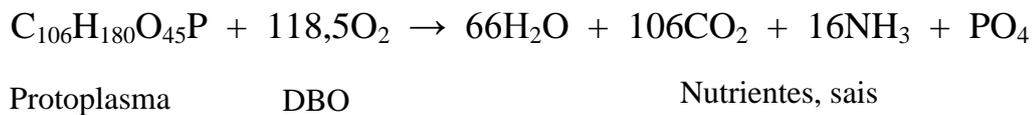


Figura 2: Perfil longitudinal hipotético de fatores característicos para diferentes zonas em um rio. T – Temperatura da água; ΔT_{ano} – variação anual da temperatura; DBO – demanda bioquímica de oxigênio; Ac – acúmulo de sedimentos; Nu – nutrientes; Ss – substâncias em suspensão; Prof – profundidade; Larg – largura; La – leito arenoso; Lr – leito rochoso; Lp – leito pedregoso; Ll – leito lodoso; $O_2 sat$ – saturação de oxigênio; ΔV – variação na velocidade; Decl – declividade; Er – erosão; Trans – transparência. A linha pontilhada descreve as modificações da diversidade das condições ambientais e das comunidades (Schäfer, 1985).

A observação destas modificações naturais nas condições ecológicas de ecossistemas lóticos permite diferencia-las daquelas causadas por impactos ambientais. Para tal, faz-se necessário o levantamento amplo de diferentes condições ambientais, ou seja, de níveis de poluição orgânica, identificados através de análises químicas ou pela aplicação de um índice

de qualidade química da água.

O Índice Químico modificado por Bach (1986) vem sendo empregado para diagnosticar a qualidade físico-química da água em ecossistemas lóticos da região nordeste do Rio Grande do Sul, mostrando-se um método adequado para identificar impactos por esgotos orgânicos (Streher & Schäfer, 2006, 2007a, 2007b; Buffon & Schäfer, 2009). Este índice descreve as características químicas da água ao longo de um trecho de autodepuração de esgotos orgânicos biodegradáveis, conforme a reação de decomposição do protoplasma apresentada a seguir:



Desta reação, derivam oito parâmetros, os quais são utilizados como base do Índice Químico: temperatura da água (°C), a qual influencia na velocidade dos processos; saturação de oxigênio (%), indicadora da disponibilidade de oxigênio no meio; pH; condutividade elétrica (µS/cm), indicadora da quantidade de íons; demanda bioquímica de oxigênio em (DBO-5) (mg/L), medida do consumo de oxigênio pela decomposição aeróbia e os teores dos nutrientes fósforo reativo solúvel (P-PO₄) (mg/L), nitrogênio de nitrato (N-NO₃) (mg/L) e nitrogênio amoniacal (N-NH₃) (mg/L) (Bach, 1986). Para compor o índice, Bach estipulou uma escala de qualidade variando de 0 até 100 para os valores medidos de cada parâmetro. Assim, um valor de 100 % de saturação de oxigênio, por exemplo, corresponde ao valor 100 da escala, representando o melhor valor possível de ser encontrado em águas correntes limpas. Cada parâmetro recebeu um peso relativo de indicação: a saturação de O₂ e a DBO tem um peso de 20% (0,2); a amônia de 15% (0,15); o pH e os nutrientes nitrato e fosfato de 10% (0,1); a temperatura da água de 8% (0,08) e a condutividade de 7% (0,07). O índice se torna 0 quando a temperatura da água ultrapassar 32°C ou quando o pH for maior ou igual a 12 ou menor ou igual a 3. Estes pesos tornam-se expoentes dos valores medidos na escala e, a partir desta exponenciação, foram organizadas tabelas de fatores de todos os valores em uma amplitude que pode ser encontrada em águas de diferentes níveis de poluição com esgotos orgânicos para cada um dos oito parâmetros. Para o cálculo de aplicação do Índice Químico, os fatores correspondentes ao valor medido de cada parâmetro são multiplicados. Isto é, a qualidade da água é dada pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes aos parâmetros que compõem o índice. O valor resultante varia de 0 (péssima qualidade) a 100

(ótima qualidade). O cálculo do Índice Químico é apresentado na equação 1. As classes deste índice são definidas no Quadro 1.

$$IQ = \prod_{i=1}^8 q_i^{w_i} \quad (\text{Equação 1})$$

Quadro 1: Classes do Índice Químico (Bach, 1986).

Classe IQ	Valores	Qualidade
I	100 a 83	Sem poluição
I – II	82 a 74	Pouca poluição
II	73 a 57	Poluição moderada
II – III	56 a 45	Poluição crítica
III	44 a 28	Poluição forte
III – IV	27 a 18	Poluição muito forte
IV	17 a 0	Poluição em excesso

Esta metodologia, quando aplicada de forma isolada, apresenta o mesmo problema de outras técnicas baseadas puramente em análises físicas e químicas. Por serem altamente específicos, registrando a situação do momento em que foram coletados, os indicadores físicos e químicos representam uma desvantagem quando um estressor não pode ser identificado antecipadamente (Queiroz *et al.*, 2000), tornando necessária a realização de um grande número de análises e um aumento dos custos, para que seja efetuado um monitoramento temporal eficiente (Buss *et al.*, 2003). Além disso, se as medidas físico-químicas forem feitas longe da fonte poluente, não serão capazes de detectar perturbações sutis sobre o ecossistema (Segnini, 2003).

Por sua vez, os organismos integram as condições ambientais durante toda a sua vida, oferecendo um histórico das condições do meio e permitindo que a avaliação biológica seja utilizada com bastante eficiência na detecção, tanto de lançamentos tóxicos agudos, quanto de despejos crônicos contínuos (De Pawn & Wanhooren, 1983). Devido a este fato, torna-se importante avaliar, juntamente com as condições físicas e químicas, as condições biológicas de um ecossistema, o que pode ser feito com a utilização de bioindicadores.

Mesmo estando dentro das normas legais de lançamento, os efluentes podem passar

por processos naturais de biomagnificação e/ou bioacumulação, ou seja, compostos que não são metabolizados e excretados pelos organismos podem ser transmitidos para um nível superior da cadeia trófica e/ou acumular-se nos organismos, causando problemas de toxicidade, como no caso de metais pesados e de pesticidas organoclorados (Magalhães & Ferrão Filho, 2008). Estes processos causam a degradação das inter-relações biológicas, extinção de espécies e geram problemas de qualidade de vida para as populações que utilizam o recurso hídrico (Buss *et al.*, 2003). Nestes casos, a biota aquática torna-se uma importante ferramenta na avaliação da qualidade do ecossistema.

2.4 *Biomonitoramento da qualidade da água*

A definição mais aceita de biomonitoramento é o uso sistemático de respostas de organismos vivos para avaliar as mudanças ocorridas no ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas (Buss *et al.*, 2003). Este processo interativo se baseia na análise das comunidades biológicas e sua comparação com comunidades de áreas preservadas (Queiroz *et al.*, 2008).

A preocupação com o monitoramento da qualidade da água tem um marco no início do século XX, na Alemanha, através do aparecimento dos primeiros indicadores biológicos da qualidade das águas. Kolkwitz & Marsson (1909) desenvolveram a ideia de saprobidade (o nível de poluição) em rios, como uma medida da extensão da contaminação por esgoto, resultante do decréscimo do oxigênio dissolvido na água, e o seu efeito na biota encontrada nesses habitats (Monteiro *et al.*, 2008). Através de um Índice de Saprobidade se verificava a relação entre a presença e a abundância dos organismos em diferentes trechos de rios em um gradiente de poluição orgânica. A sobrevivência dos organismos ocorreria devido a características fisiológicas e comportamentais que os permitiria tolerar estas condições. Localidades onde eram encontrados números elevados de organismos tolerantes eram classificadas como poluídas (Schäfer, 1985; Arias *et al.*, 2007; Baptista, 2008). Posteriormente, passou-se a considerar também a redução na abundância ou ausência dos grupos sensíveis, uma vez que os grupos tolerantes também ocorrem em ambientes íntegros (Buss *et al.*, 2003). O Sistema Saprobiótico foi baseado na presença de microrganismos indicadores (principalmente bactérias, algas, protozoários e rotíferos) que recebem valores crescentes de acordo com sua tolerância à poluição (Schäfer, 1985).

A partir da primeira tentativa de classificação de ambientes com base na fauna local, oferecida pelo Índice de Sapróbios, surgiram diversas metodologias, que podem ser divididas

em três grandes grupos: os índices biológicos, os índices multimétricos e os modelos de predição de impacto (Buss *et al.*, 2003).

2.4.1 Índices biológicos

Os índices biológicos funcionam atendendo à concepção de sensibilidade e tolerância dos táxons aos diferentes impactos, considerando, desta forma, os conceitos de saprobidade e diversidade em um único método (Segnini, 2003). Estes índices monométricos consistem em atribuir uma pontuação subjetiva para cada espécie, baseada em sua tolerância ao impacto, e o somatório desses valores determina a qualidade da água do local (Baptista, 2008). Czerniawska-Kusza (2005) define os índices biológicos como “expressões numéricas que combinam uma medida quantitativa da diversidade de espécies com informações qualitativas da sensibilidade ecológica de táxons individuais”.

No que se refere aos macroinvertebrados bentônicos, três índices são amplamente utilizados: o BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score System*), O FBI (*Family Biotic Index*) e o IBE (*Indice Biotico Esteso*). O BMWP foi criado em 1976, na Grã-Bretanha, sendo testado, revisado e aprimorado ao longo dos anos. Considera os macroinvertebrados bentônicos identificados ao nível taxonômico de família (Monteiro *et al.*, 2008). Cada família recebe uma pontuação (*score*) com valores variando entre 1 e 10, representativos da sua tolerância à poluição. Famílias sensíveis a altos níveis de poluição recebem valores mais altos, enquanto famílias tolerantes recebem valores mais baixos. Quanto maior for o número de famílias encontradas, maior é o somatório, ou seja, o valor final do BMWP, e mais íntegro é o rio. Associado ao BMWP pode ser utilizado o ASPT (*Average Score per Taxon*), que propõe que o valor obtido pelo somatório do BMWP seja dividido pelo número de famílias encontradas (Friedrich *et al.*, 1996; Hawkes, 1997). O valor do ASPT representa, desta forma, um valor médio de indicação biológica, corrigindo o valor do BMWP, que assim não é tão influenciado pelo tamanho do rio, mudanças sazonais ou variabilidade do hábitat (Hawkes, 1997). O BMWP foi amplamente empregado no Reino Unido e, posteriormente, adaptado também em outros países da Europa e na Tailândia (Alba-tercedor & Sánchez- Ortega, 1988; Mustow, 2002; Alonso & Camargo, 2005; Tolkamp 1985 *apud* Monteiro *et al.*, 2008). No território brasileiro, houve a adaptação do índice à Bacia do Rio das Velhas, em Minas Gerais (Junqueira *et al.* 1998; 2010), para o estado do Paraná (Loyola & Brunkow, 2001) e para o Estado de Goiás (Monteiro *et al.*, 2008). Os três trabalhos usaram o conceito de saprobidade para adaptação do índice.

Em 1988, Hilsenhoff propôs o FBI (*Family Biotic Index*), uma modificação de seu índice anterior, BI – *Biotic Index*. O propósito do BI era prover um valor de tolerância único, o qual seria a média dos valores de tolerância de todas as espécies dentro da comunidade de artrópodes bentônicos. Posteriormente, este índice foi modificado para indicar a tolerância média das famílias de macroinvertebrados bentônicos, surgindo o FBI. Nesse método, os macroinvertebrados bentônicos são identificados ao nível de família e associados a uma pontuação de tolerância, onde 0 representa menos tolerantes e 10 mais tolerantes à poluição orgânica. O índice é calculado multiplicando-se a pontuação de tolerância pelo número de indivíduos de uma dada família. Os resultados são somados e divididos pelo número total de indivíduos da amostra. O FBI é um dos índices utilizados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) como métrica dos Protocolos de Avaliação Rápida (RBPII) (Plafkin *et al.*, 1989; Barbour *et al.*, 1999).

O IBE foi desenvolvido na Itália, em 1986. Este índice requer a identificação de alguns grupos taxonômicos no nível de gênero e outros em família (Ghetti, 1986), o que restringe a sua aplicação em áreas onde o conhecimento taxonômico de macroinvertebrados ainda é emergente, como é o caso de muitos estados brasileiros. A aplicação do IBE propõe uma entrada vertical, onde se considera a sensibilidade de determinados grupos taxonômicos em ordem decrescente, e uma entrada horizontal onde são consideradas a riqueza total das Unidades Taxonômicas Operacionais (UTO) definidas para o índice (Ghetti, 1986). No Brasil, este índice foi adaptado e aplicado por Mugnai *et al.* (2008, 2011) para o estado do Rio de Janeiro, prevendo a detecção de impactos múltiplos.

Outro índice comumente utilizado é baseado na premissa de sensibilidade dos indivíduos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, denominado EPT. Este índice consiste na soma do número de indivíduos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (classe Insecta) em relação ao número de indivíduos de um grupo taxonômico resistente a condições ambientais adversas (normalmente Chironomidae), ou então em relação ao número total de indivíduos presentes na amostra. Estas três ordens tem sido frequentemente utilizadas como indicadoras da qualidade das águas, uma vez que esses organismos são considerados sensíveis à poluição, sendo que cursos de água onde esses macroinvertebrados estão presentes em grande número podem ser considerados de boa qualidade (Campello *et al.*, 2005).

No Brasil, deve-se destacar também a recente proposta de Buss (2008) de desenvolver um índice biológico (IBVol) para uso por voluntários na avaliação da qualidade da água de rios, visando a participação da sociedade no processo de gestão de recursos hídricos.

O uso de índices biológicos constituiu uma evolução conceitual importante na bioindicação, ao substituir o conceito de organismo indicador por comunidade indicadora (Segnini, 2003). De acordo com Barbour *et al.* (1999), o uso de comunidades biológicas no biomonitoramento apresenta as seguintes vantagens: elas refletem toda a integridade ecológica (biológica, física e química); integram os efeitos de diferentes tipos de perturbações, fornecendo uma ampla medida desses impactos agregados; integram estresse e tempo, permitindo uma medida ecológica das flutuações em condições ambientais; a rotina de monitoramento pode ser relativamente econômica quando comparada aos custos de testes toxicológicos; em locais onde não existe um critério para verificação de impactos ambientais no sistema aquático, as comunidades biológicas podem ser medidas práticas de avaliação.

Atualmente, os índices biológicos são a principal ferramenta de monitoramento biológico em corpos de água doce e, tradicionalmente, a mais utilizada por órgãos ambientais governamentais, por serem de fácil aplicação e compreensão. Além disso, estes índices mostram-se eficientes, tanto quando utilizados de forma isolada, analisando-se as modificações na estrutura e composição das comunidades bentônicas, quanto como uma métrica em avaliações mais amplas de impactos ambientais em bacias hidrográficas (Monaghan & Soares, 2012).

2.4.2 Índices multimétricos

Os índices multimétricos utilizam um conjunto de medidas bioindicadoras para definir um sistema de classificação da qualidade ecológica da água. Este método parte do princípio de que as pressões provocadas por distúrbios no ecossistema podem ser refletidas por um conjunto de métricas. As medidas bioindicadoras selecionadas são, então, somadas para se obter um sistema de classificação do estado ecológico da qualidade da água entre excelente e péssimo (Barbour *et al.*, 1999; Perrin *et al.*, 2007; Baptista, 2008).

A base destes índices é a comparação entre áreas que refletem as condições mais próximas do natural (referência) e áreas impactadas (teste) (Oliveira *et al.*, 2008). As áreas de referência são definidas e diferenciadas de áreas com outras condições ambientais a partir de parâmetros físicos e químicos da água e da aplicação de um Protocolo de Avaliação do Habitat, por meio do qual se avaliam os elementos da paisagem. A qualidade ambiental do local é definida dentro de uma escala entre excelente e pobre. A classificação destes locais é, então, confirmada pela similaridade entre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos dentro de uma mesma ecorregião. Desta forma, define-se um conjunto de locais de referência

e comparam-se as métricas entre locais de referência e locais pobres (Barbour *et al.*, 1999; Plotnikoff & Wiseman, 2001). As ecorregiões são definidas por características fisiográficas, (geologia, tipo de solo, vegetação natural potencial e uso da terra), partindo do princípio de que comunidades biológicas dentro de uma região homogênea são similares. A estrutura e a variabilidade natural das comunidades encontradas nas bacias hidrográficas de uma ecorregião podem ser calculadas e as comunidades das áreas de referência podem servir como padrão para serem comparadas com outras localidades daquela ecorregião (Buss *et al.*, 2003). O desenvolvimento e teste dos índices multimétricos envolve o uso de análises estatísticas uni e multivariadas, tais como testes de hipóteses, análises de agrupamento e ordenação, análises de correlação e de regressão (Baptista, 2008; Melo & Hepp, 2008).

Nos Estados Unidos, os índices multimétricos são aplicados por meio de Protocolos de Avaliação Rápida (*Rapid Protocol Bioassessment - RBP*) (Barbour *et al.*, 1999). Nesses protocolos, as comunidades são comparadas com padrões de referência, definidos por diversos parâmetros, buscando-se definir limites considerados normais e o quanto a comunidade se desvia da normalidade, o que seria considerado um sinal de distúrbio (Baptista, 2008).

Na Europa, em resposta aos objetivos estabelecidos pela *Water Framework Directive*, surgiu o programa AQEM (*Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates*), que buscou desenvolver um sistema de monitoramento baseado em macroinvertebrados bentônicos e índices multimétricos (Hering *et al.*, 2004), resultando na classificação de 25 ecorregiões europeias avaliadas de acordo com a tipologia dos rios e comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Os rios são classificados de acordo com o *status* ecológico em alto, bom, moderado, pobre e ruim (AQEM, 2002). Em 2006, foi criado também o programa STAR (*Standardization of Rivers Classification*), com o objetivo de padronizar a metodologia dos índices multimétricos nos países da União Europeia, por meio da utilização de métricas comuns (Buffagni *et al.*, 2006).

No Brasil, propostas recentes de índices multimétricos com macroinvertebrados bentônicos foram apresentadas para rios dos estados do Rio de Janeiro (Silveira *et al.*, 2005; Baptista *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2011), São Paulo (CETESB, 2009) e Amazonas (Couceiro *et al.*, 2012).

2.4.3 Modelos de predição de impacto

Nos modelos de predição de impacto, também se comparam locais impactados com locais de referência, porém a integridade biótica é definida em termos da composição da biota. A integridade de um rio é dada pela diferença que existe na composição de táxons entre os locais impactados e os locais de referência, quando ambos os locais possuem condições físico-químicas similares. A premissa que sustenta esse ponto de vista considera que as perturbações produzem a perda ou a substituição dos táxons que compunham a biota existente em condições naturais. Deste modo, a composição da comunidade em um local impactado deve diferir da composição da comunidade em um local íntegro (Segnini, 2003). Comparando as comunidades observadas e esperadas pode-se medir o grau de impacto de uma localidade.

Em termos gerais, o processo de aplicação desta metodologia pode ser resumido em três partes: primeiro, selecionam-se os locais de referência, definidos pela composição das comunidades de macroinvertebrados e a similaridade destas entre os locais; a seguir são definidos, por meio de análises multivariadas, quais variáveis ambientais são capazes de prever as condições biológicas e, conseqüentemente, os grupos de rios que serviram como referência; a última etapa consiste na avaliação do grau de impacto em um local “teste”, por meio da análise dos parâmetros ambientais selecionados e da fauna de macroinvertebrados. As variáveis ambientais determinam a qual grupo de rio-referência pertence o local teste. As comunidades esperada (local de referência) e observada (local teste) são comparadas e as diferenças encontradas são indicadoras do grau de perturbação da localidade (Chessman, 1999, Buss, *et al.*, 2003; Segnini, 2003; Baptista, 2008).

Os modelos de predição de impacto de maior aplicação são o RIVPACS III (*River InVertebrate Prediction And Classification System*) (Clarke *et al.*, 2003), amplamente aplicado na Inglaterra (Segnini, 2003; Baptista, 2008); o AusRivAS (*Australian Rivers Assessment*), desenvolvido na Austrália com base no RIVPACS (Davies, 2007); e o BEAST (*BEnthic Assessment of SedimenT*), que surgiu no Canadá (Sylvestre *et al.*, 2005). Estes modelos são baseados no uso de *softwares*, modelos matemáticos específicos e bancos de dados para prever a fauna de macroinvertebrados esperada em locais de referência e o quanto a fauna observada se desvia do modelo. Este desvio fornece o grau de impacto ecológico (Buss *et al.*, 2003; Segnini, 2003; Baptista, 2008).

O modelo BEAST difere um pouco dos outros dois por não considerar a probabilidade da comunidade do local teste pertencer a um ou outro grupo de referência. O método assume que a qualidade de uma localidade teste é determinada pela diminuição no grau de similaridade do local de estudo comparado com locais de referência (Baptista, 2008; Moreno *et al.*, 2009). As análises estatísticas de escala multidimensional são utilizadas para construir

elipses usando o método *scatterplot* (três elipses de 90%, 99% e 99,9% de probabilidade de diferença). As camadas formadas pelas elipses indicam locais naturais (<90%), locais alterados (> 90% e < 99%) e locais degradados (> 99,9%) (Moreno *et al.*, 2009). Este modelo foi testado por Moreno *et al.* (2009) para a bacia do Rio das Velhas, em Minas Gerais, mostrando-se bastante aplicável quando combinado com dados de biomonitoramento.

Os índices multimétricos e modelos de predição de impacto são pouco aplicados no Brasil, uma vez que requerem rios de referência, ou seja, rios não poluídos onde a comunidade biológica seja bem conhecida e não perturbada (Gonçalves & Menezes, 2011). No Brasil, ainda não há um procedimento padrão estabelecido para a definição de áreas de referência (Baptista, 2008) e o biomonitoramento de ecossistemas lóticos tem se apoiado, principalmente, em índices biológicos (Junqueira *et al.*, 2000; Loyola & Brunkow, 2001; Campello *et al.*, 2005; Buss, 2008; Monteiro *et al.*, 2008; Mugnai *et al.*, 2008; Junqueira *et al.*, 2010; Gonçalves & Menezes, 2011; Mugnai *et al.*, 2011). Considerando a importância da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos processos que regulam a dinâmica dos ecossistemas lóticos, seu papel como bioindicadores e a falta de uma ferramenta de monitoramento biológico para a região da serra nordeste do Rio Grande do Sul, este trabalho propõe um índice biológico para a avaliação da integridade ambiental, auxiliando no biomonitoramento e gestão das águas correntes.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área de estudo, referida como serra nordeste ao longo do texto, se insere nas regiões fisiográficas Encosta Superior Nordeste e Campos de Cima da Serra, no estado do Rio Grande do Sul, Brasil (Figura 4). O estudo inclui coletas em 35 ecossistemas lóticos (Tabela 1), sendo nove no município de Cambará do Sul (Figuras 4A e 4B), seis no município de São Francisco de Paula (Figura 4C); três no município de Caxias do Sul (Figura 4D), seis no município de Antônio Prado (Figuras 4E e 4F); seis no município de São Marcos (Figuras 4G e 4H) e cinco pontos de coleta ao longo do Rio Três Forquilhas (Figuras 4I e 4J), entre as cidades Três

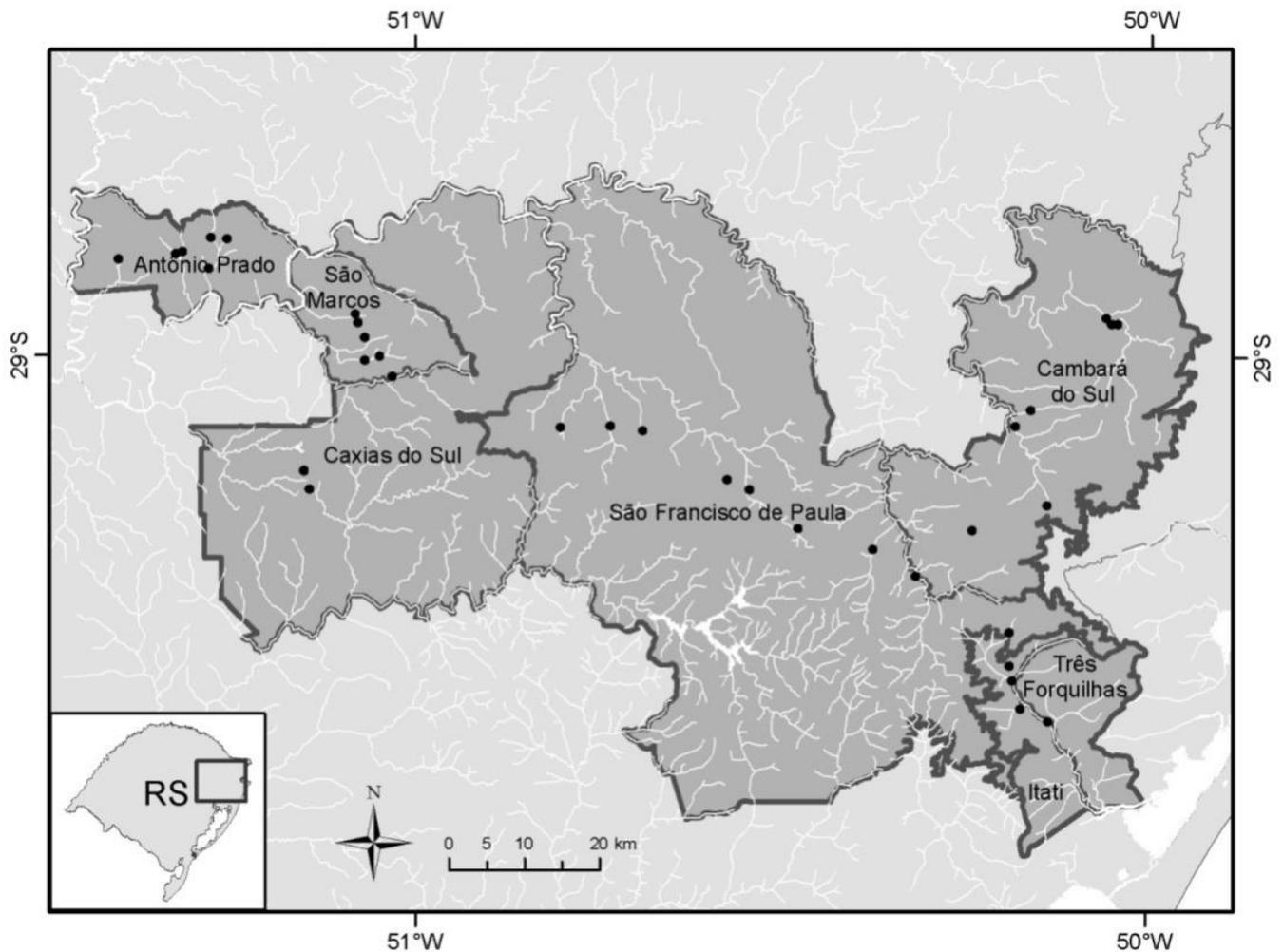


Figura 3: Localização dos pontos amostrais na região da serra nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil.

Tabela 1: Cursos d'água amostrados na região da serra nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil.

Município	Local de coleta	Código	x	y	Altitude (m)	Uso do solo
Antônio Prado	Arroio Taquara	APR001	475100	6807445	575	Mata-agricultura
Antônio Prado	Rio Leão	APR002	472995	6807650	610	Área urbana
Antônio Prado	Rio Leão	APR003	472640	6803520	397	Mata
Antônio Prado	Arroio do Inferno	APR004	469175	6805790	560	Agricultura-mata
Antônio Prado	Arroio Quaresma	APR005	468295	6805490	565	Mata-agricultura
Antônio Prado	Arroio Jararaca	APR006	460670	6804800	580	Mata-agricultura
Cambará do Sul	Rio Santana	CAM003	591725	6796789	868	Mata – Pastagem - industrial
Cambará do Sul	Rio Santana	CAM005	592518	6796051	876	Mata – Pastagem - industrial
Cambará do Sul	Nome desconhecido	CAM008	593300	6796051	903	Mata
Cambará do Sul	Arroio Restinga Feia	CAM009	581778	6784531	923	Mata-pastagem
Cambará do Sul	Rio Camisa	CAM011	579723	6782400	898	Mata-pastagem- Mata de <i>Pinus</i> sp.
Cambará do Sul	Nome desconhecido	CAM012	583913	6771868	941	Pastagem
Cambará do Sul	Arroio Baio Branco	CAM013	573936	6768496	925	Pastagem- Mata de <i>Pinus</i> sp.
Cambará do Sul	Rio Tainhas	CAM014	566440	6762431	866	Pastagem- Mata de <i>Pinus</i> sp.
Cambará do Sul	Arroio Ribeirão	CAM015	560808	6766063	850	Mata de <i>Pinus</i> sp.
Caxias do Sul	Arroio Dal Bó	DAL001	485266	6776633	800	Área urbana
Caxias do Sul	Nome desconhecido	DAL002	485333	6776540	809	Área urbana
São Francisco de Paula	Várzea do Cedro	LAG001	550869	6768800	955	Pastagem – Mata de <i>Pinus</i> sp.
São Francisco de Paula	Arroio Dizimeiro	LAG002	544404	6774041	885	Pastagem
São Francisco de Paula	Várzea do Cedro	LAG003	541476	6775326	911	Pastagem – Mata de <i>Pinus</i> sp.
São Francisco de Paula	Arroio do Moreira	LAG004	525940	6782495	857	Pastagem – Mata
São Francisco de Paula	Arroio Zé Biriva	LAG005	519302	6782361	873	Pastagem
São Francisco de Paula	Nome desconhecido	LAG008	530246	6781850	888	Pastagem
São Marcos	Rio São Marcos	SMR001	497080	6789120	605	Mata
São Marcos	Arroio Redondo	SMR002	495340	6791840	695	Mata-agricultura- pastagem
São Marcos	Arroio Redondo	SMR003	493375	6791300	640	Mata-agricultura
São Marcos	Nome desconhecido	SMR004	493405	6794300	720	Área urbana
São Marcos	Arroio Gravatá	SMR005	492450	6796280	680	Área urbana
São Marcos	Arroio Polo	SMR006	492155	6797445	665	Área urbana
Três Forquilhas/Itati	Rio Três Forquilhas	TRF001	579204	6748453	227	Mata
Três Forquilhas/Itati	Rio Três Forquilhas	TRF002	580349	6744725	114	Mata
Três Forquilhas/Itati	Rio Três Forquilhas	TRF003	584015	6743005	136	Mata
Três Forquilhas/Itati	Rio Três Forquilhas	TRF009	578896	6754924	863	Mata
Três Forquilhas/Itati	Rio Três Forquilhas	TRF010	578871	6750444	409	Mata
Caxias do Sul	Arroio da UCS	UCS001	485994	6774085	740	Área urbana



Figura 4: Pontos de amostragem na região da serra nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil A) Arroio Tainhas – Cambará do Sul, B) Rio Santana – Cambará do Sul, C) Arroio do Moreira – São Francisco de Paula, D) Arroio Dal Bó – Caxias do Sul, E) Arroio Taquara – Antônio Prado, F) Rio Leão – Antônio Prado.



Figura 4 (continuação): Pontos de amostragem na região da serra nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil G) Rio São Marcos – São Marcos, H) Arroio de nome desconhecido – São Marcos, I e J) Dois pontos amostrais no Rio Três Forquilhas – divisa entre os municípios de Três Forquilhas e Itati.

Segundo a classificação de Köppen, o Rio Grande do Sul se enquadra na zona temperada ou “C” e no tipo fundamental “Cf” ou temperado úmido, sem estação seca. A área em estudo inclui-se no tipo “Cfb”, que se caracteriza por apresentar chuvas durante todos os meses do ano e possuir temperatura média no mês mais quente superior a 22°C, e a no mês mais frio superior a 3°C (Peel *et al.*, 2007). O terreno, na região de estudo, é caracterizado por um relevo acentuado, recortado por diversos ecossistemas lóticos que formam estreitos vales, com predomínio da zona ritral nos cursos de água. A região situa-se dentro do Bioma Mata Atlântica, sua vegetação predominante é a floresta ombrófila mista, conhecida como Mata de Araucárias, intercalada pela Floresta Estacional Decidual, sem ocorrência de araucárias, e áreas de campo, onde predomina a vegetação rasteira, nos locais de menor altitude (Buckup *et al.*, 2007; Sonogo *et al.*, 2007). Atualmente, a paisagem encontra-se alterada, devido ao avanço das fronteiras agrícolas e à expansão da silvicultura de *Pinus eliotii*, *Pinus taeda* e *Eucalyptus* spp. (Buckup *et al.*, 2007; Sonogo *et al.*, 2007).

O substrato geológico da região é composto por rochas extrusivas ácidas e básicas.

Predominam os cambissolos nas superfícies aplainadas, associados com neossolos litólicos, caracterizados por serem pouco profundos, com altos teores de silte e permeabilidade muito baixa (Hasenack *et al.*, 2009).

Antônio Prado, Caxias do Sul, Cambará do Sul, São Francisco de Paula e São Marcos localizam-se parte na Encosta Superior Nordeste do Rio Grande do Sul, na extremidade leste da microrregião vitivinícola e parte no planalto dos Campos de Cima da Serra. A região apresenta uma altitude média de 880 m, chegando a mais de 950 m em Cambará do Sul. Três Forquilhas e Itati localizam-se na encosta da Serra Geral, no vale do Rio Três Forquilhas. O Rio Três Forquilhas nasce na Serra Geral, a 900 m de altitude, e desemboca na Lagoa Itapeva, a 3 m de altitude na Planície Costeira. Para este estudo foram escolhidos trechos do rio localizados a mais de 100 m de altitude, os quais apresentaram características hidrogeológicas semelhantes às dos demais pontos de coleta. O levantamento dos dados físicos, químicos e biológicos foi realizado no período entre 2002 e 2011, nas estações verão, outono e primavera, totalizando 88 amostragens.

3.2 Caracterização do hábitat

Todos os cursos d'água selecionados para a realização deste estudo são de primeira a terceira ordens, segundo a classificação de Strahler (1957). De acordo com este autor, são considerados de primeira ordem os canais que não recebem tributários (nascentes). Dois canais de primeira ordem que se unam formam um curso de segunda ordem. Da junção de dois rios de segunda ordem, origina-se um de terceira ordem, e assim sucessivamente.

As observações referentes ao tipo de substrato, presença de vegetação aquática, transparência, velocidade da água e profundidade do leito foram retiradas dos protocolos de avaliação visual em campo (Anexo 1).

3.3 Caracterização físico-química

Em todos os locais de coleta foram feitas amostragens da água e análises dos oito parâmetros do Índice Químico de Bach (1986): as medidas de condutividade elétrica específica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (método potenciométrico WTW LH 330/SET), temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) (método potenciométrico, WTW OXI 330/SET,) pH (método potenciométrico, WTW PH 330/SET) e saturação de oxigênio (%) (método amperimétrico, WTW OXI 330/SET) foram aferidas em campo utilizando sondas portáteis; medidas de DBO-5 (mg/L), os teores de

nitrogênio de nitrato (N-NO₃) (mg/L), nitrogênio amoniacal (N-NH₃)(mg/L) e fósforo reativo solúvel (PO₄⁻³) (mg/L) foram aferidos em laboratório, utilizando espectrofotômetro Hach DR/4000. As amostras de água foram acondicionadas segundo as técnicas e métodos descritos pela *American Public Health Association* (APHA, 1998).

A determinação dos teores de N-NO₃ foi realizada empregando o método da redução do cádmio, misturando-se 10 mL da amostra de água com o conteúdo de uma almofada do reagente Nitra-ver 5. A mistura foi homogeneizada por um minuto e deixada em repouso por cinco minutos. O espectrofotômetro foi zerado com o branco (10 mL de água destilada) e a leitura da amostra foi realizada utilizando-se o comprimento de onda de 500 nm. As concentrações de N-NH₃ foram determinadas pelo método do salicilato, no qual o conteúdo de uma almofada do reagente Ammonia Salicylate Reagent foi adicionado à 25 ml da amostra de água. Após agitação por três minutos, foi adicionado à mistura o conteúdo de uma almofada do reagente Ammonia Cyanurate Reagent. A solução resultante foi agitada até homogeneizar e deixada em repouso por quinze minutos. O branco (25 ml de água destilada) recebeu o mesmo tratamento das amostras. Após a calibração com o branco tratado, as amostras foram lidas em comprimento de onda de 655 nm. Os teores de fosfato foram medidos pelo método do ácido ascórbico, utilizando 25 ml da amostra de água adicionados do conteúdo de uma almofada do reagente Phos-ver3. A solução foi agitada para homogeneização e a reação ocorreu durante dois minutos. A leitura em branco foi realizada com 25 ml de água destilada e a amostra foi lida utilizando-se o comprimento de onda de 890 nm. Na análise da DBO-5, foi utilizado o método de incubação por cinco dias a 20°C, com diluição quando o valor do oxigênio dissolvido na amostra foi inferior a 5 mg/L (APHA, 1998).

Foi realizada uma análise de regressão linearizada (*Stepwise*) entre os valores obtidos pelo cálculo do Índice Químico e os valores medidos dos oito parâmetros componentes deste índice, com o objetivo de verificar quais destas variáveis possuem um peso maior na indicação da qualidade das águas correntes da área de estudo. A análise de regressão linearizada foi realizada por meio da transformação da variável “Índice Químico” pela equação $y = e^{(a + bx)}$.

3.3.1 Coeficiente de variação

O coeficiente de variação (CV) relaciona o desvio padrão com a média e é utilizado como critério independente da escala para indicar a variabilidade dos dados. Ele foi calculado para identificar quais variáveis abióticas mostram melhor as diferenças nas condições

ecológicas. O valor do CV é obtido por meio da equação 2:

$$CV = \frac{s}{\bar{x}} \times 100 \quad \text{(Equação 2)}$$

Onde: s = desvio padrão

\bar{x} = média

As variáveis que apresentaram variações próximas a 100% foram considerados os melhores para distinguir as condições ambientais. As frequências dos valores de cada variável abiótica foram apresentadas na forma de histogramas.

3.4 Coleta de macroinvertebrados

A coleta de macroinvertebrados bentônicos foi realizada através dos métodos *kick-sampling*, utilizando puçá, e por meio de coleta manual, realizada com auxílio de peneira (malha 0,5 mm) ou retirando os organismos diretamente das pedras do leito, com auxílio de pinças (15 minutos/dois coletores). Nos cursos d'água de Caxias do Sul, também foi empregada a exposição de substrato artificial (*basket sampler*). Em laboratório, os animais coletados foram triados e identificados ao estereomicroscópio (Leica MS5). A identificação dos táxons foi realizada segundo Pennak (1978), Roldán-Pérez (1988), Lopretto & Tell (1995), Pérez (1996), Buckup & Bond-Buckup (1999), Fernández & Domínguez (2001), Bouchard (2004), Salles *et al.* (2004), Pes *et al.* (2005), Benetti *et al.* (2006), Calor (2007), Lecci & Frohlich (2007), Mariano (2007), Souza *et al.* (2007), Azevedo & Hamada (2008), Pinho (2008), Mugnai *et al.* (2010), Calor (2011) e Segura *et al.* (2011). Os macroinvertebrados utilizados neste estudo foram tombados na Coleção Científica do Laboratório de Limnologia da Universidade de Caxias do Sul.

Os dados utilizados para a elaboração do Índice de Integridade Ecológica foram obtidos através dos registros no catálogo da coleção científica e nos Protocolos de Campo (Anexo 1). Nestes dados incluem-se os resultados finais dos projetos “Biomonitoramento informatizado da qualidade das águas em arroios da Serra Gaúcha, RS” (2004-2007) e “Qualidade química e biológica e toxicidade das águas superficiais em áreas de possível recarga do Sistema Aquífero Guarani/Serra Geral no Nordeste do RS” (2009-2011). Os dados sobre o Arroio Dal Bó foram obtidos de Silvestrin (2008 - dados não publicados).

3.5 Caracterização das comunidades de macroinvertebrados

A caracterização das comunidades encontradas em diferentes condições ecológicas foi realizada por meio de análises de riqueza, diversidade e equitatividade das comunidades, amplitude do nicho e valência ecológica de cada táxon. A análise de agrupamento foi realizada para verificar a similaridade entre os táxons, conforme a sua valência ecológica.

3.5.1 Riqueza, diversidade e equitatividade

A riqueza (S) foi estimada pelo número de táxons presentes nas amostras. A diversidade e equitatividade das comunidades nos ecossistemas lóticos amostrados foram estimadas pelo Índice de Diversidade de Shannon (H') e pelo Índice de Equitatividade de Pielou (J'), respectivamente (Krebs, 1999), utilizando as equações 3 e 4:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad \text{(Equação 3)}$$

Onde: H' = índice de diversidade de Shannon

S = número de táxons

p_i = proporção de indivíduos pertencentes ao táxon i

$\Delta = 0 - \infty$

$$J' = \frac{H'}{\ln S} \quad \text{(Equação 4)}$$

Onde: J' = índice de equitatividade de Pielou

H' = índice de diversidade de Shannon

S = número de táxons

$\Delta = 0 - 1$

O Índice de Diversidade de Shannon foi escolhido como métrica de descrição da estrutura da comunidade, por representar tanto uma medida de riqueza quanto de abundância proporcional dos táxons. Os valores do índice de diversidade de Shannon variam,

teoricamente, de zero (quando ocorre apenas um táxon) até o infinito e quanto maior o valor, maior a heterogeneidade da composição da comunidade (Krebs, 1999). A sua interpretação correta como critério de avaliação biológica depende da comparação dos seus valores entre ecossistemas que apresentem condições espaciais semelhantes.

O índice de Equitatividade de Pielou varia de zero a um, onde valores mais próximos de 0 representam uma distribuição heterogênea, com a presença de táxons dominantes, e valores próximos a 1 representam uma distribuição mais uniforme, com abundâncias semelhantes de todos os táxons. O valor 1, ou homogeneidade completa, nunca é alcançado (Krebs, 1999).

3.5.2 Amplitude do nicho

A amplitude relativa do nicho foi calculada pelo método de Smith (Krebs, 1999), considerando como nicho as classes do Índice Químico, com a finalidade de avaliar se há ocorrência dos táxons em determinadas condições ecológicas. O método é aplicado segundo a equação 5:

$$FT = \sum \sqrt{p_j a_j} \quad (\text{Equação 5})$$

Onde: FT = amplitude do nicho

p_j = proporção de indivíduos encontrados utilizando o recurso j

a_j = proporção do recurso j

$\Delta = 0 - 1$

Os valores da amplitude do nicho variam de zero a um. O valor 0 indica a preferência ou ocorrência exclusiva de um táxon em um nicho, enquanto o valor 1 indica uma ocorrência uniforme, sem preferência a um determinado nicho (Krebs, 1999).

3.5.3 Valência ecológica

A valência ecológica dos táxons foi determinada utilizando as variáveis que apresentaram a melhor relação com a estrutura das comunidades, representada pelo Índice de Shannon. Esta relação foi calculada por meio de análises de regressão linearizada (*Stepwise*).

Para estimar a valência ecológica dos táxons, inicialmente, foram realizadas duas análises de regressão entre as variáveis físico-químicas e o índice de diversidade de Shannon, a fim de selecionar as variáveis que melhor explicam a variação da estrutura das comunidades. Uma das regressões foi realizada utilizando os oito parâmetros do Índice Químico como descritores ambientais, enquanto na outra regressão incluiu-se, além dos oito parâmetros, o próprio Índice Químico como uma variável. A normalidade dos dados foi verificada por meio do teste de Kolmogorov-Smirnov. Para estes cálculos, a variável Índice Químico foi transformada por meio da equação $y = e^a + bx$. As variáveis que melhor explicaram a diversidade foram selecionadas para estimar a valência ecológica dos táxons.

A valência ecológica dos táxons é apresentada na forma de gráficos *Box-and-Whisker* (*Box plots*). A análise de regressão e os gráficos *Box-and-Whisker* foram processados com o software SPSS versão 17.

3.5.4 Associação entre os táxons

A associação entre os táxons foi utilizada para determinar os grupos indicadores a partir da amplitude das condições ambientais toleradas, caracterizadas pelos valores mínimo, máximo, a mediana e os quartis de 25% e 75% do Índice Químico e da condutividade. Nesta análise, foi utilizado o método de agrupamento hierárquico por ligação completa, empregando como algoritmo a Distância Euclidiana (Valentin, 2012), determinado pela equação 6:

$$D1 = \sum \sqrt{(x_{ij} - x_{ik})^2} \quad \text{(Equação 6)}$$

Onde: $D1$ = coeficiente de Distância Euclidiana (0-∞)

x_{ij} = táxon i no local j

x_{ik} = táxon i no local k

Para a análise de distância euclidiana e a confecção do dendrograma foi utilizado o programa Primer 6.1.5. O coeficiente de correlação cofenética foi calculado com o programa PAST 2.17b (Hammer *et al.*, 2001). O coeficiente de correlação cofenética representa a fidelidade do agrupamento no dendrograma em relação à matriz original, sendo o valor máximo 1 (um).

3.6 Seleção dos táxons indicadores

Os táxons que ocorreram em apenas um corpo de água ou em apenas um município foram excluídos das análises. A seguir, as análises de valência ecológica e associação entre os táxons foram obtidas por iterações com o objetivo de testar um número mínimo de ocorrência de cada táxon que pudesse indicá-lo como representativo da área de estudo, excluindo-se passo a passo, táxons que não corresponderam a essa exigência.

3.7 Elaboração do Índice de Integridade Ecológica

O Índice de Integridade Ecológica (IIE) foi elaborado utilizando os resultados das análises descritas anteriormente. Os passos para a construção do IIE encontram-se sumarizados na figura 5.

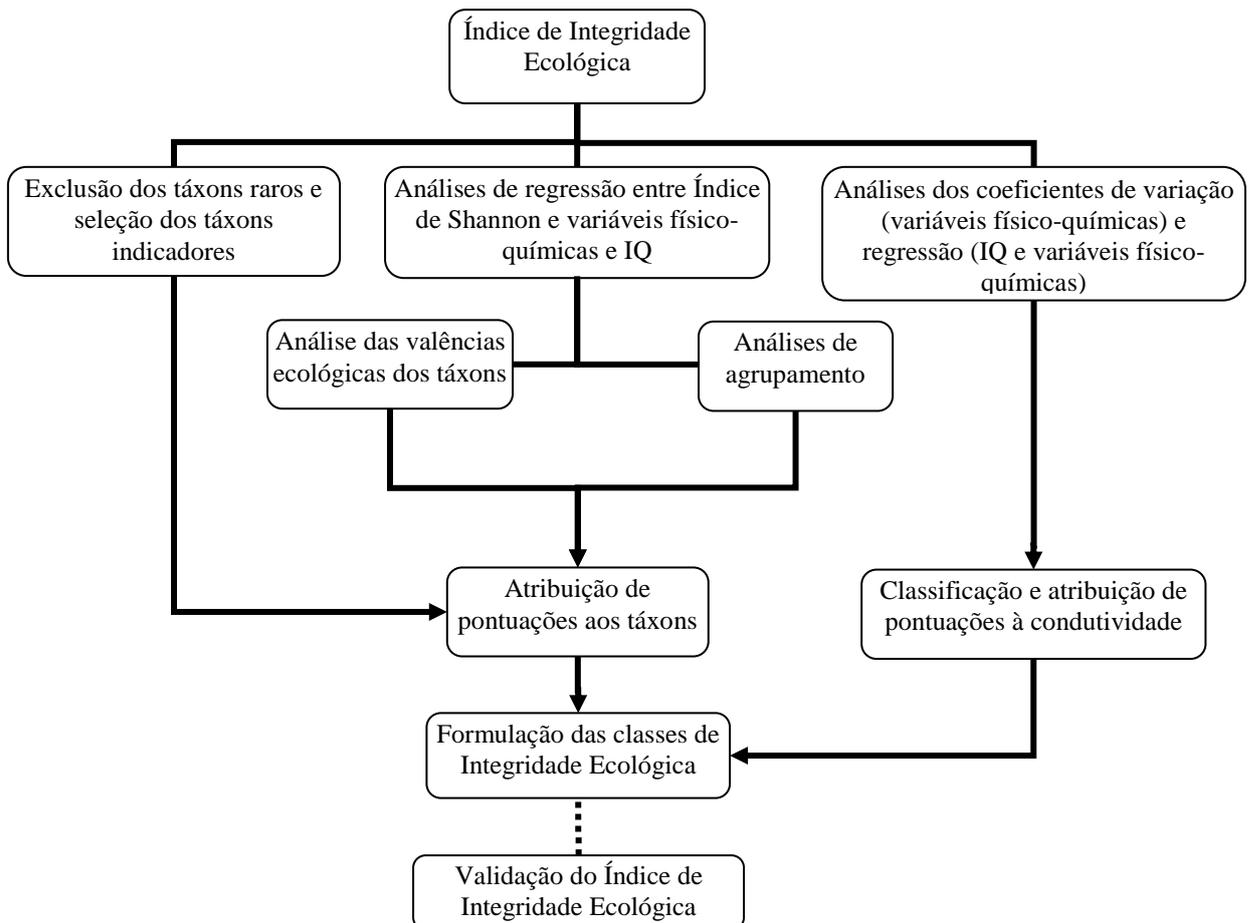


Figura 5: Organograma de construção do Índice de Integridade Ecológica.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização do hábitat

Este estudo se baseia em 35 ecossistemas lóticos, totalizando 88 pontos amostrados, nos períodos de outono, primavera e verão. A avaliação fisiográfica dos cursos de água, a partir dos protocolos de campo, mostrou que estes podem ser caracterizados por águas com velocidade rápida ou muito rápida (55%) (Figura 6A), límpidas ou pouco turvas (64%) (Figura 6B), profundidade entre 10 e 50 cm (76%) (Figura 6C), predominância do substrato rochoso (86%) (Figura 6D) e vegetação aquática ausente ou escassa (92%) (Figura 6E). Uma vez que as características fisiográficas podem ser consideradas relativamente homogêneas, as diferenças nas condições ecológicas entre os locais são, principalmente, devidas a alterações na qualidade da água.

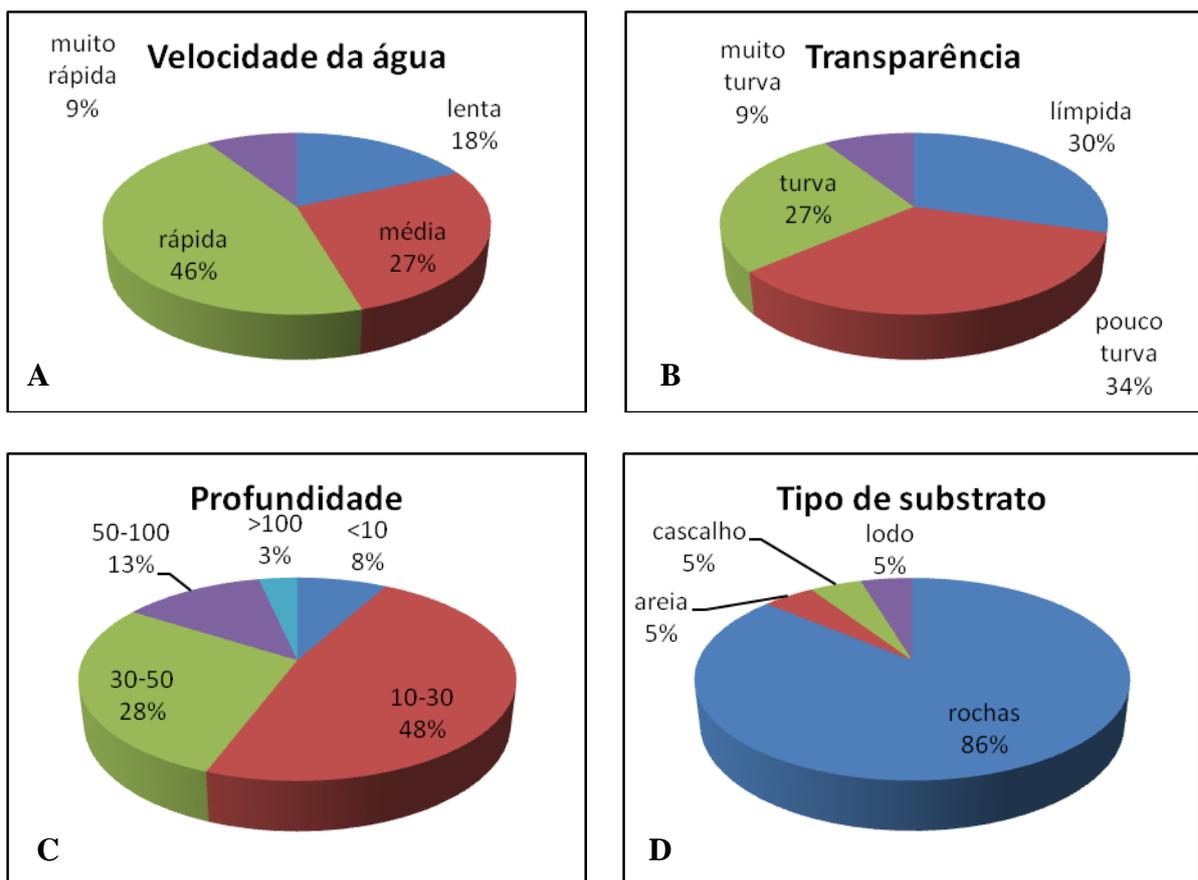


Figura 6: Características fisiográficas observadas em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul. A) Velocidade da água B) Transparência da água, C) Profundidade do leito, D) Tipo de substrato.

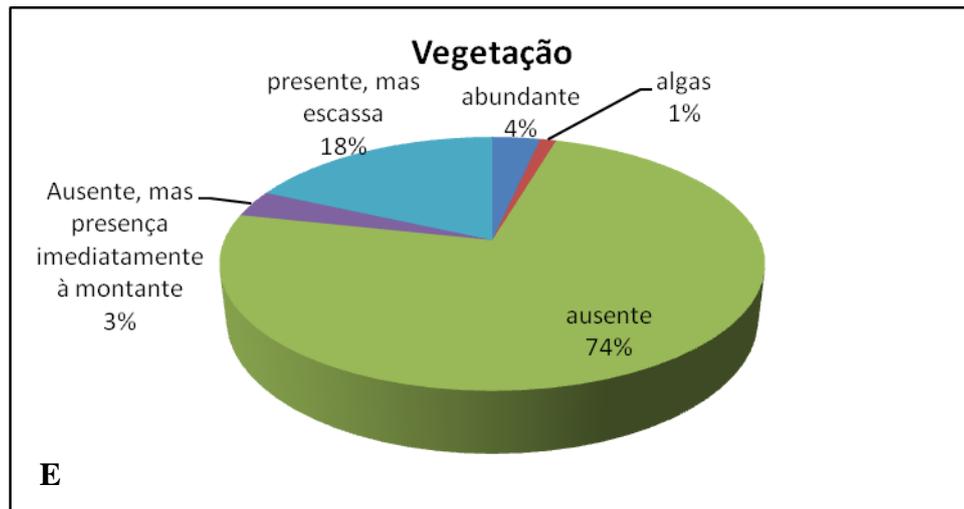


Figura 6 (continuação): Características fisiográficas observadas em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul. E) Vegetação.

4.2 Caracterização das condições físicas e químicas

Os valores de média, desvio-padrão, mediana, mínimo, máximo e coeficiente de variação calculados para os parâmetros temperatura da água (°C), DBO-5 (mg/L), pH, condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), saturação de O_2 (%), N-NO_3 (mg/L), N-NH_3 (mg/L) e P-PO_4 (mg/L) são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Média \pm desvio padrão (SD), mediana, valores mínimo, máximo e coeficiente de variação dos parâmetros físico-químicos analisados em 88 pontos amostrais de 35 ecossistemas lóticos da serra nordeste do Rio Grande do Sul

	Temperatura	DBO-5	pH	Condutividade	Saturação O_2	N-NO_3	N-NH_3	P-PO_4
Média \pm SD	18,37 \pm 4,04	4,76 \pm 18,3	7,07 \pm 0,4	49,26 \pm 33,71	97,47 \pm 8,37	4,56 \pm 3,9	0,32 \pm 1,13	0,11 \pm 0,25
Mediana	18,8	1,4	7,1	39,3	98,9	3,3	0,04	0,051
Mínimo	11	0	3,59	12	40	0	0	0,001
Máximo	31,3	172	8,5	267	118	26,14	19,2	2,66
CV (%)	21	294	8	87	12	92	328	295

4.2.1 Coeficiente de variação

O coeficiente de variação (CV) mostrou que os parâmetros com maior variabilidade foram N-NH_3 , P-PO_4 , DBO-5, N-NO_3 e condutividade (Tabela 2).

As variáveis temperatura da água (Figura 7A), pH (Figura 7B) e saturação de oxigênio (Figura 7C) apresentaram os menores CVs, indicando pouca variabilidade nos locais

amostrados. Os ecossistemas lóticos da área de estudo possuem características típicas de ritral, com correntezas fortes e águas frias e bem oxigenadas, mesmo em locais que apresentam poluição. Desta forma, o parâmetro saturação de O₂, usualmente relacionado ao estabelecimento de táxons não tolerantes à poluição (Lecci & Froehlich, 2006; Allan & Castillo, 2007; Calor, 2007) não se apresentou como fator limitante da ocorrência dos táxons de macroinvertebrados mais sensíveis.

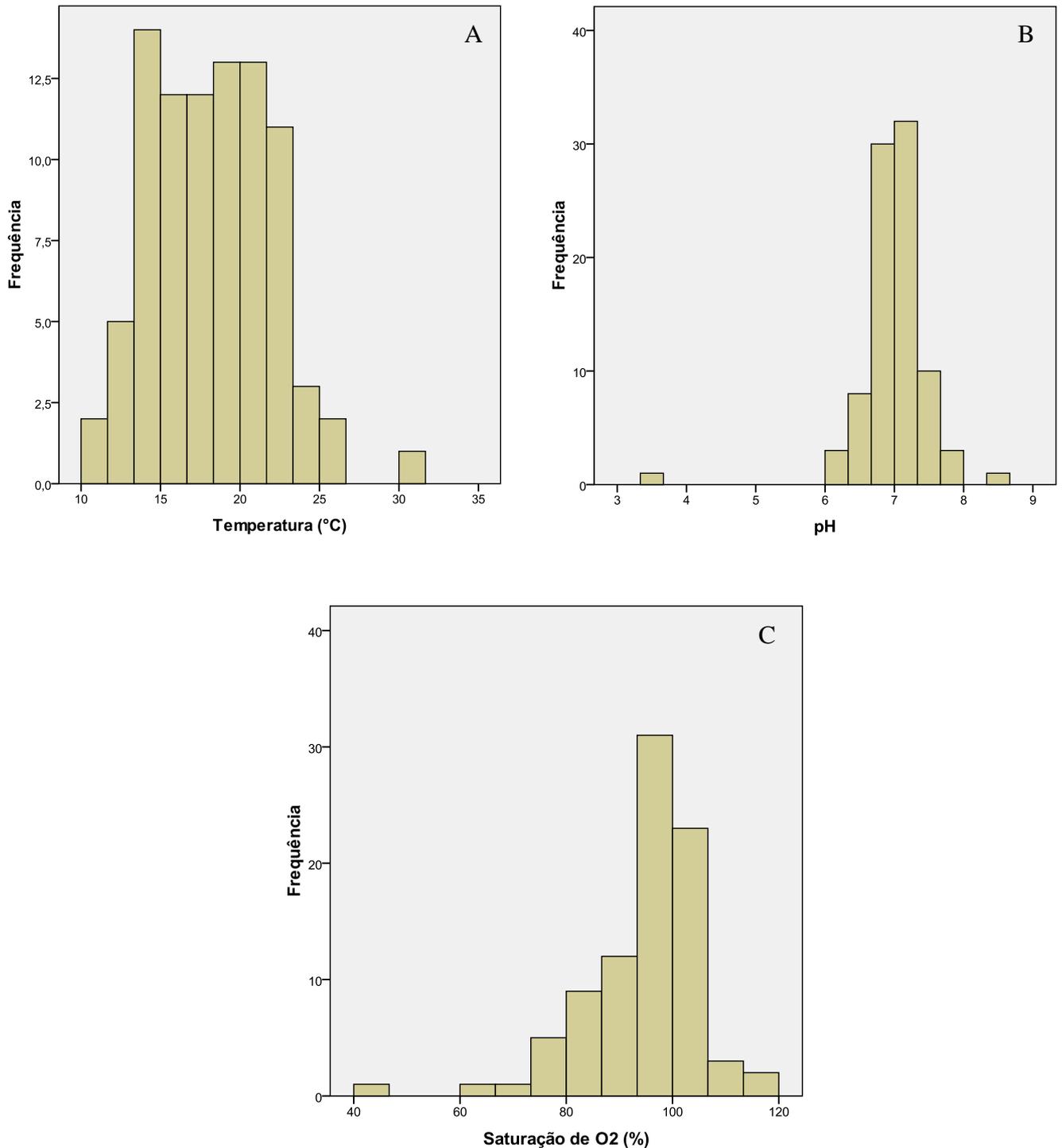


Figura 7: Temperatura da água (A), pH (B) e saturação de oxigênio (C) em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

Os parâmetros N-NH₃ (Figura 8A), P-PO₄ (Figura 8B) e DBO-5 (Figura 8C) apresentaram variações acima de 100%, porque, para estas variáveis, o desvio-padrão foi maior que a média, indicando uma distribuição assimétrica. Estas variáveis foram eficientes na diferenciação dos pontos mais poluídos, porém, quando analisadas isoladamente, são pouco úteis para distinguir locais limpos ou pouco poluídos de locais com poluição moderada.

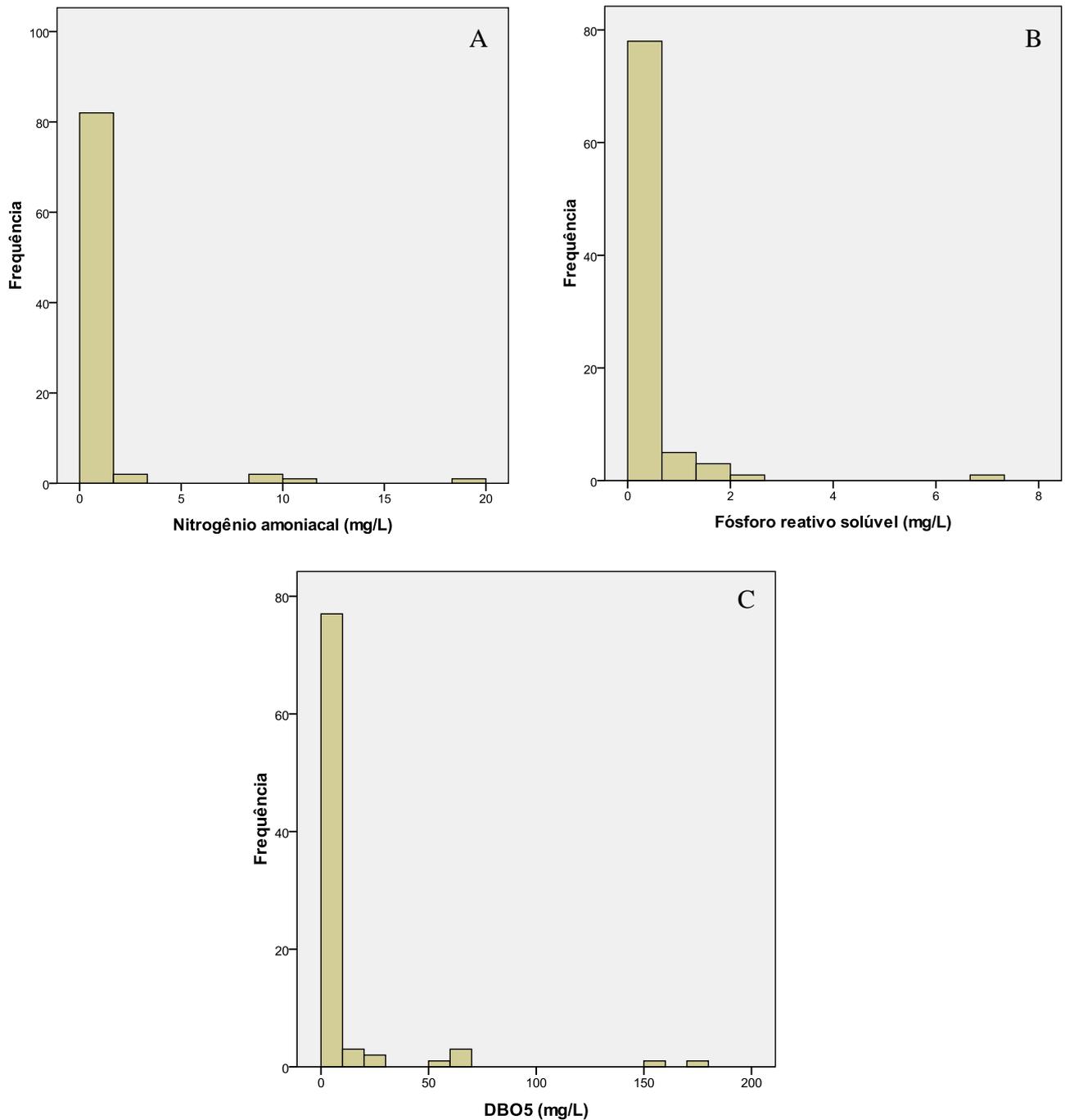


Figura 8: Nitrogênio amoniacal (A), fósforo de fosfato (B) e demanda bioquímica de oxigênio (5 dias) (C) em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

Os parâmetros condutividade (Figura 9A) e N-NO₃ (Figura 9B) apresentaram uma variação próxima de 100%, demonstrando ser mais apropriados para diferenciar locais sem poluição, com poluição moderada e muito poluídos.

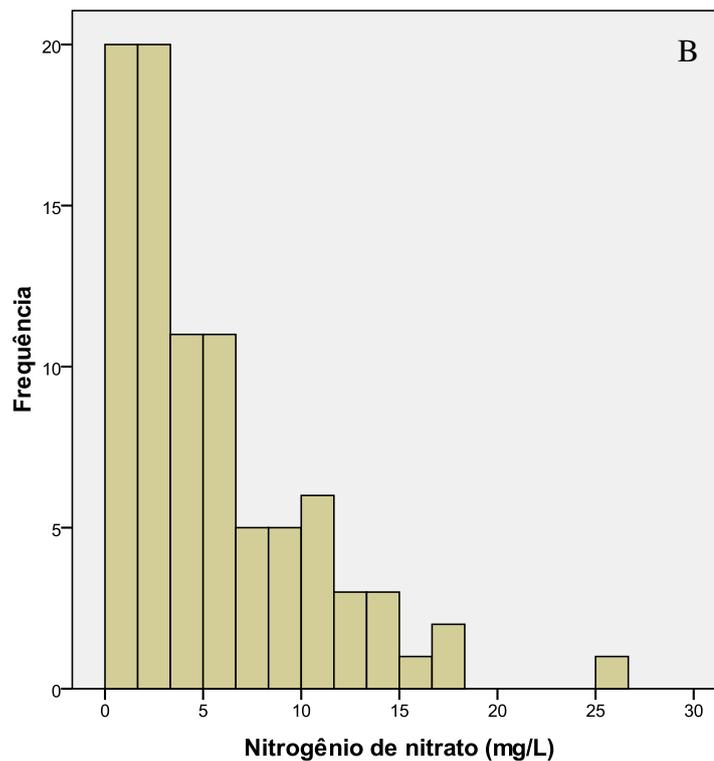
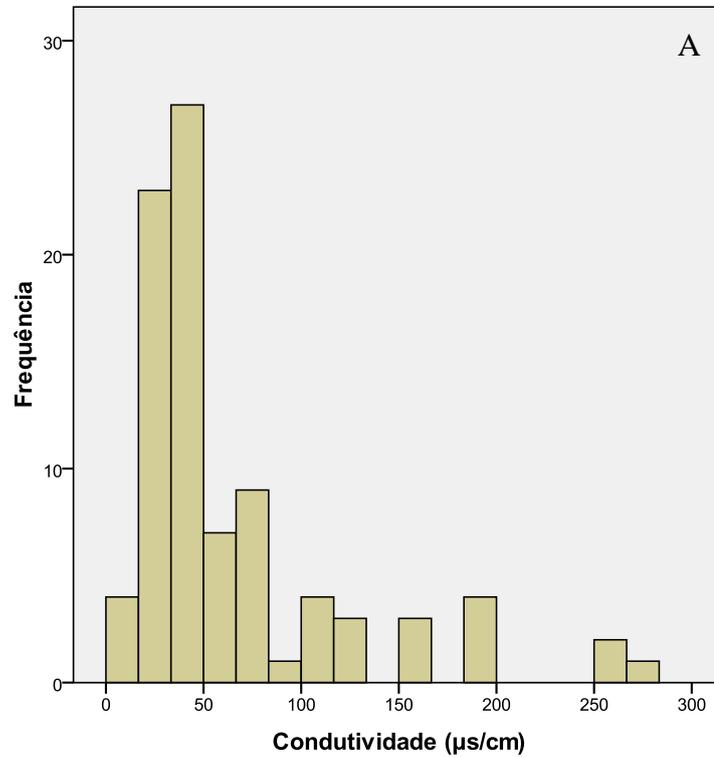


Figura 9: Condutividade (A) e nitrogênio de nitrato (B) em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

4.2.2 Índice Químico de Bach

A qualidade da água determinada pelo Índice Químico de Bach (1986) demonstra que a maioria dos locais estudados encontra-se nas classes I e I-II, sendo classificados como sem poluição e com pouca poluição, respectivamente (Figura 10).

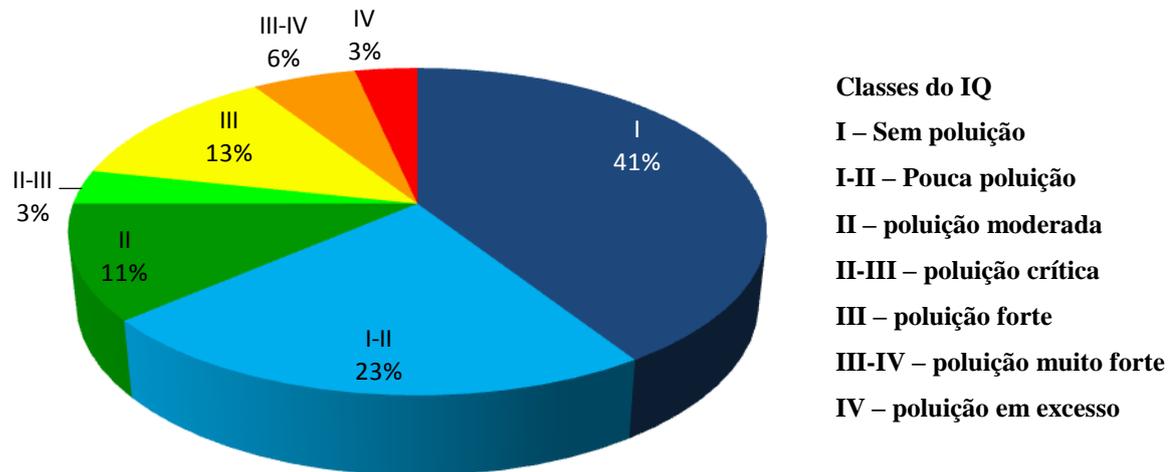


Figura 10: Frequência de ocorrência das classes do Índice Químico nas 88 amostras de 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

A maioria destes locais encontra-se em áreas com presença de mata ciliar ou vegetação de campo. A influência antrópica nestes locais resume-se a pequenas propriedades rurais e as águas são utilizadas, basicamente, para dessedentação de animais e recreação. Os locais que apresentaram poluição muito forte ou em excesso (Classes III-IV e IV) encontram-se, em sua maioria, próximos ou inseridos em centros urbanos e recebem despejos domésticos e industriais.

A análise de regressão linearizada (*Stepwise*) entre os oito parâmetros e o Índice Químico (Tabela 3) indicou que apenas a condutividade explica quase 50% ($r^2 = 0,475$; $p = 0,000$) da variação do Índice Químico (Figura 11). Os demais parâmetros contribuem muito pouco na variação deste índice.

Tabela 3: Coeficiente de determinação (r^2) e valor de significância (ρ) dos parâmetros físico-químicos componentes do Índice Químico de Bach aplicado em 88 amostras de 35 ecossistemas lóticos região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

Parâmetro	r^2	ρ	β
Condutividade ($\mu\text{s/cm}$)	0,475	0,000	-0,689
DBO-5	0,119	0,000	-0,391
Fósforo reativo solúvel(mg/L)	0,084	0,000	-0,314
Nitrogênio de nitrato (mg/L)	0,046	0,000	-0,262
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	0,04	0,000	-0,203
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	0,005	0,000	-0,092
Saturação de O_2 (%)	0,005	0,000	0,76
$\sum r^2$	0,774	0,000	

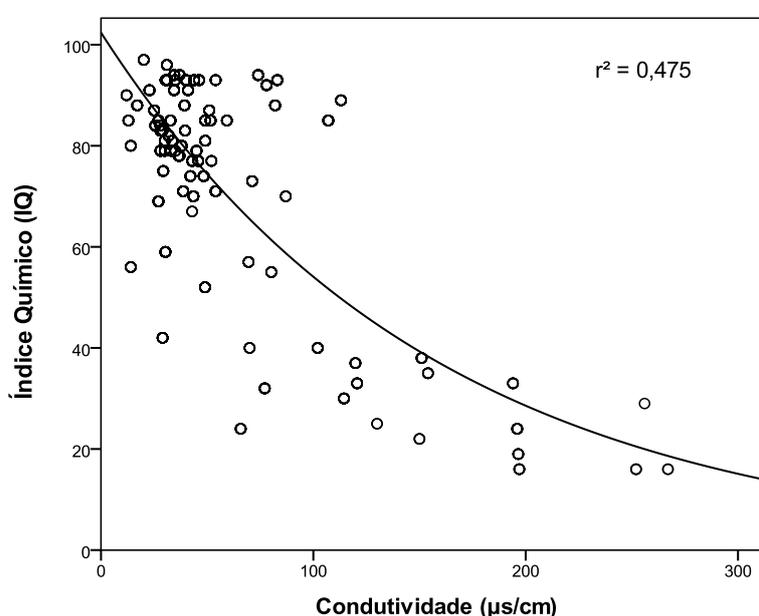


Figura 11: Regressão entre a condutividade e o Índice Químico de Bach em 88 amostras de 35 ecossistemas lóticos na região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

Fetter (2010-dados não publicados), avaliando as características químicas em águas correntes nos municípios de São Marcos e Antônio Prado, encontrou uma alta relação ($r^2 = 0,83$) entre o Índice Químico (Bach, 1986) e a condutividade e baixa contribuição da saturação de oxigênio e do pH. Estas variáveis tem um peso maior que a condutividade no cálculo deste Índice Químico, porém não representam fatores limitantes para as comunidades bentônicas na região de estudo. No presente estudo, os valores da saturação de oxigênio variam pouco, a maioria deles encontra-se perto da saturação e, por isto, tendem a elevar o valor do Índice Químico igualmente para todos os locais amostrados.

4.3 Caracterização das comunidades

4.3.1 Seleção dos táxons indicadores

Um total de 71100 espécimes foi coletado e 66 táxons identificados, em sua maioria, em nível de família. A análise dos dados para a elaboração do Índice de Integridade Ecológica incluiu 88 amostras e 1495 casos e possibilitou selecionar 38 táxons como bioindicadores para a área de estudo. Esta seleção foi realizada para evitar inferências errôneas a respeito dos táxons que foram menos frequentes e tornar mais precisa a informação de indicação dos táxons que fazem parte do índice. Como resultado dos cálculos iterativos de eliminação passo a passo, chegou-se a um número mínimo de quinze ocorrências como base para desenvolvimento do índice.

Assim, as famílias Hyriidae, Physidae, Sphaeriidae (Mollusca), Aeshnidae, Gomphidae (Hexapoda, Odonata), Blephariceridae, Culicidae, Stratiomyidae, Tabanidae (Hexapoda, Diptera), Belostomatidae, Corixidae, Hydrometridae, Notonectidae, Pleidae, Veliidae (Hexapoda, Hemiptera), Curculionidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Gyrinidae, Torridincolidae (Hexapoda, Coleoptera), Ecnomidae, Limnephilidae, Odontoceridae (Hexapoda, Trichoptera), Sialidae (Hexapoda, Megaloptera), Sysiridae (Hexapoda, Neuroptera), Dogielinotidae, Trychodactylidae (Crustacea) e o filo Nematoda não foram incluídos no novo índice biológico, devido à baixa frequência de ocorrência (<15) nos locais amostrados.

Os táxons utilizados no Índice de Integridade Ecológica foram os seguintes: Dugesiiidae (Platyhelminthes), Ancyliidae, Chilinidae, Hydrobiidae, Planorbidae (Mollusca), Glossiphoniidae, Oligochaeta (Annelida), Calopterygidae, Coenagrionidae, Libellulidae (Hexapoda, Odonata), Gripopterygidae, Perlidae (Hexapoda, Plecoptera), Baetidae, Caenidae, Leptohiphidae, Leptophlebiidae (Hexapoda, Ephemeroptera), Ceratopogonidae, Chironomidae, Chironomini, Empididae, Psychodidae, Simuliidae, Tipulidae (Hexapoda, Diptera), Naucoridae (Hexapoda, Hemiptera), Elmidae, Psephenidae (Hexapoda, Coleoptera), Calamoceratidae, Glossosomatidae, Helicopsychidae, Hydrobiosidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptoceridae, Philopotamidae, Polycentropodidae (Hexapoda, Trichoptera), Corydalidae (Hexapoda, Megaloptera), Pyralidae (Hexapoda, Lepidoptera) e Aegliidae (Crustacea).

Os resultados apresentados nos itens 4.3.2, 4.3.3, 4.3.4, 4.3.5 e 4.4 são referentes aos 38 táxons selecionados como bioindicadores.

4.3.2 Riqueza, diversidade e equitatividade

A riqueza máxima encontrada foi de 37 táxons, registrada para o Arroio Redondo em São Marcos, no verão. Os maiores valores dos índices de Shannon (H') e Pielou (J') foram observados em cursos d'água de Antônio Prado e nos rios São Marcos e Redondo, em São Marcos, com valores predominantes entre 2,5 e 2,7 (H') e 0,7 a 0,9 (J') (Tabela 4).

Tabela 4: Valores de Riqueza (S), Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitatividade de Pielou (J') e valores do Índice Químico (IQ) nas 88 amostras coletadas em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

Local de coleta	Data	S	H'	J'	IQ
APR001	09/03/10	29	2,439	0,717	85
APR001	15/05/10	18	2,561	0,886	94
APR001	17/02/11	30	2,439	0,717	71
APR001	15/10/10	31	2,491	0,725	94
APR002	09/03/10	16	1,714	0,572	30
APR002	15/05/10	20	2,027	0,731	40
APR002	15/10/10	9	0,913	0,416	24
APR002	17/02/11	8	2,027	0,731	24
APR003	09/03/10	22	2,348	0,739	73
APR003	15/05/10	17	2,113	0,746	93
APR003	15/10/10	13	2,132	0,831	89
APR003	17/02/11	24	2,244	0,726	71
APR004	09/03/10	34	2,657	0,753	85
APR004	15/05/10	19	2,321	0,788	93
APR004	15/10/10	16	2,065	0,763	88
APR004	17/02/11	15	2,699	0,759	77
APR005	09/03/10	29	2,699	0,759	81
APR005	15/05/10	22	2,259	0,731	93
APR005	15/10/10	31	2,699	0,759	92
APR005	17/02/11	35	2,325	0,677	70
APR006	09/03/10	28	2,198	0,711	87
APR006	15/05/10	22	2,750	0,774	93
APR006	15/10/10	23	2,750	0,774	93
APR006	17/02/11	35	2,272	0,682	74
Cam003	06/05/06	2	0,014	0,02	16
Cam005	06/05/06	20	1,012	0,327	85
Cam008	06/05/06	26	2,246	0,674	87
Cam009	06/05/06	21	2,338	0,756	96
Cam011	06/05/06	27	2,507	0,737	83
Cam012	06/05/06	6	0,976	0,545	79
Cam013	06/05/06	22	2,185	0,707	79
Cam014	06/05/06	22	2,138	0,692	42
Cam015	07/05/06	24	2,153	0,669	83
Dal001	03/01/02	7	0,431	0,18	35
Dal001	04/11/04	23	0,333	0,171	33
Dal001	08/11/07	23	1,345	0,612	37
Dal001	09/04/03	23	0,955	0,415	38
Dal001	25/10/03	23	1,294	0,589	40
Dal002	03/01/02	11	1,117	0,574	85
Dal002	04/11/04	26	1,117	0,574	90
Dal002	09/04/03	26	0,966	0,357	56
Dal002	15/04/02	13	0,929	0,362	80
Laj001	05/11/06	25	2,132	0,712	85

Tabela 4 (continuação): Valores de Riqueza (S), Índice de Diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitatividade de Pielou (J') e valores do Índice Químico (IQ) nas 88 amostras coletadas em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

Local de coleta	Data	S	H'	J'	IQ
Laj001	07/05/06	25	2,248	0,708	79
Laj002	05/11/06	36	2,345	0,677	83
Laj002	07/05/06	36	2,425	0,728	81
Laj003	05/11/06	18	1,804	0,666	85
Laj003	07/05/06	18	0,877	0,422	77
Laj004	05/11/06	33	2,236	0,645	93
Laj004	07/05/06	33	2,236	0,645	79
Laj005	05/11/06	21	1,869	0,66	81
Laj005	07/05/06	21	1,851	0,745	79
Laj008	05/11/06	29	2,335	0,745	94
Laj008	07/05/06	29	2,280	0,738	78
SMR001	14/10/10	24	2,529	0,796	85
SMR001	19/01/11	24	2,533	0,777	69
SMR001	26/01/10	20	2,279	0,717	84
SMR001	30/04/10	24	2,539	0,799	88
SMR002	14/10/10	22	2,385	0,81	93
SMR002	19/01/11	19	2,454	0,806	75
SMR002	26/01/10	20	2,140	0,692	84
SMR002	30/04/10	12	2,043	0,822	97
SMR003	14/10/10	35	2,665	0,75	91
SMR003	19/01/11	31	2,521	0,698	59
SMR003	26/01/10	37	2,521	0,698	82
SMR003	30/04/10	32	2,591	0,755	91
SMR004	14/10/10	3	0,393	0,567	16
SMR004	19/01/11	1	0,393	0,567	29
SMR004	26/01/10	2	0,402	0,365	25
SMR005	14/10/10	5	1,193	0,573	19
SMR005	19/01/11	6	1,193	0,573	33
SMR005	26/01/10	7	1,347	0,837	16
SMR005	30/04/10	3	1,068	0,596	22
SMR006	14/10/10	16	1,418	0,511	32
SMR006	19/01/11	12	1,418	0,511	57
SMR006	30/04/10	5	1,418	0,511	67
TRF001	11/01/06	32	2,271	0,655	79
TRF001	21/04/07	20	2,271	0,655	78
TRF002	11/01/06	30	2,280	0,67	77
TRF002	21/04/07	21	2,280	0,67	88
TRF003	11/01/06	28	2,052	0,505	52
TRF003	21/04/07	22	2,437	0,788	74
TRF009	11/01/06	34	1,917	0,544	80
TRF009	21/04/07	26	1,977	0,607	93
TRF010	11/01/06	32	2,682	0,774	91
UCS001	01/06/04	19	1,533	0,533	55
UCS001	04/11/04	19	1,378	0,537	70
UCS001	21/10/04	19	1,289	0,56	71

Em geral, os locais classificados como de boa qualidade, segundo o Índice Químico, apresentaram valores maiores de riqueza, diversidade e equitatividade, enquanto locais

considerados poluídos possuem diversidade (0,014 a 1,475), equitatividade (0,02 a 0,573) e riqueza (2 a 9 táxons) menores, com predomínio de Chironomini, Glossiphoniidae e Oligochaeta.

Segundo Paz *et al.* (2009), a riqueza e a diversidade de espécies de um córrego são variáveis sensíveis ao impacto de atividades humanas nos ecossistemas. Águas não poluídas contêm maior diversidade de organismos, sem dominância de nenhum táxon em especial. O enriquecimento orgânico remove seletivamente os organismos mais sensíveis, resultando no aumento das abundâncias de espécies mais tolerantes (Melo & Hepp, 2008). Além disso, muitos locais considerados de boa qualidade ambiental possuem maior cobertura de vegetação ripária nativa. Roque *et al.* (2000) e Baldan (2006) afirmam que áreas com maior cobertura vegetal devem apresentar maior riqueza e diversidade taxonômica devido ao maior aporte de matéria alóctone, a qual serve como recurso alimentar, abrigo e aumenta a oferta de substrato para a comunidade. A remoção da vegetação ciliar ou sua substituição por monoculturas com espécies exóticas diminui esta oferta de substratos e recursos, acarretando em valores menores de riqueza e diversidade de macroinvertebrados (Bueno *et al.*, 2003; Gonçalves, 2007), mesmo nos rios que não recebem diretamente uma carga de poluentes.

4.3.3 Amplitude do nicho

A análise de amplitude do nicho nas classes do Índice Químico mostrou valores entre 0,7 e 0,9 para a maioria dos táxons, o que indica pouca preferência por uma classe específica. Menores amplitudes do nicho foram registradas para Chironomini e Glossiphoniidae (0,5 e 0,68, respectivamente), os quais são abundantes nos locais mais poluídos, embora Glossiphoniidae seja encontrado em todas as condições ecológicas classificadas pelo Índice Químico (Tabela 5).

Os três táxons de macroinvertebrados que predominaram em águas poluídas (Chironomini, Glossiphoniidae e Oligochaeta) já foram apontados em vários estudos como os mais tolerantes a alterações ambientais, especialmente as provenientes de despejos orgânicos (Epler, 2001; Callisto *et al.*, 2001b; Egler, 2002; Goulart & Callisto, 2003; Alonso & Camargo, 2005; Pavé & Marchese, 2005; Baldan, 2006; Fernandes, 2007; Ribeiro, 2007; König *et al.*, 2008; Hepp *et al.*, 2010; Ferreira *et al.*, 2012). A família Glossiphoniidae caracteriza-se por apresentar organismos predadores e abundantes em águas relativamente poluídas com dejetos domésticos, mas podem ocorrer em águas correntes com boa oxigenação (Mugnai *et al.*, 2010). Chironomini e Oligochaeta são organismos capazes de viver em

condição de anóxia, ou seja, depleção total de oxigênio, por várias horas, além de serem organismos detritívoros, se alimentando de matéria orgânica depositada no sedimento, o que favorece a sua adaptação aos mais diversos ambientes (Goulart & Callisto, 2003). A abundância e densidade de Chironomini têm sido utilizadas como métricas em índices multimétricos (Moya *et al.*, 2011; Oliveira *et al.*, 2011; Couceiro *et al.*, 2012).

Tabela 5: Valores de Amplitude do nicho (FT) e frequência relativa de ocorrência de 38 táxons de macroinvertebrados bentônicos nas classes do Índice Químico em 35 ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

Táxon	FT	Frequência nas classes do Índice Químico (%)						
		I	I-II	II	II-III	III	III-IV	IV
Aeglidae	0,829245	76	22	2				
Ancylidae	0,949829	27	29	7		13	17	7
Baetidae	0,936161	56	31	8	1	3		1
Caenidae	0,841558	10	10	22		45	13	
Calamoceratidae	0,880822	44	34	19	3			
Calopterygidae	0,847989	26	46	25	2			
Ceratopogonidae	0,89742	77	15	4	1	3		
Chiliniidae	0,850744	38	47	14				
Chironomidae	0,875677	40	43	12	4			
Chironomini	0,5055			5		83	6	7
Coenagrionidae	0,902938	61	29	7		2		
Corydalidae	0,859903	37	48	7	8			
Dugesidae	0,852332	62	32	5				
Elmidae	0,867361	56	36	4	5			
Empididae	0,914632	34	47	2	4	13		
Glossiphoniidae	0,681644	1	1	20	1	59	11	7
Glossosomatidae	0,872014	62	17	20	2			
Gripopterygidae	0,811692	77	23	1				
Helicopsychidae	0,846329	54	44	2	1			
Hydrobiidae	0,824246	39	58	4				
Hydrobiosidae	0,863516	43	22	33	3			
Hydropsychidae	0,859806	51	30	5	15			
Hydroptilidae	0,920775	65	25	4	2	3		
Leptoceridae	0,880355	52	36	10	2			
Leptohyphidae	0,815786	20	48	11	20			
Leptophlebiidae	0,86214	50	31	5	13			
Libellulidae	0,901244	72	12	8		7		
Naucoridae	0,851182	59	36	5				
Oligochaeta	0,758194	14	8	10		33	8	
Perlidae	0,816134	55	38		6			
Philopotamidae	0,874406	40	41	11	7			
Planorbidae	0,886926	25	8	22	5	40		
Polycentropodidae	0,78067	19	17	44	21			
Psephenidae	0,867353	66	27	4	3			
Psychodidae	0,976455	53	18	8	1	15	5	
Pyralidae	0,836258	58	12	30				
Simuliidae	0,840245	73	23	4				
Tipulidae	0,883074	20	29	33	13	4		

*Legenda: Classe I – Sem poluição; classe I-II – Pouca poluição; Classe II – poluição moderada; Classe II-III – poluição crítica; Classe III – poluição forte; Classe III-IV – poluição muito forte; Classe IV – poluição em excesso.

As famílias com maior ocorrência e abundância foram, além de Chironomidae (88 amostras), Baetidae (72 amostras), Elmidae (70 amostras), Simuliidae (64 amostras) e Hydropsychidae (62 amostras). Todas essas famílias ocorreram desde ambientes sem poluição até locais com poluição forte, segundo a classificação do Índice Químico. As famílias Gripopterygidae, Perlidae, Aeglidae e a tribo Chironomini (Chironomidae) apresentaram ocorrências mais restritas, sendo as três primeiras com mais de 90% de registros em locais sem poluição ou com poluição moderada. Chironomini predominou, com 90% de ocorrência, em locais entre poluição forte e poluição em excesso.

4.3.4 Valências ecológicas

A análise de regressão entre o Índice de Shannon e as variáveis ambientais do Índice Químico (Tabela 6), indicou que a condutividade (Figura 12), embora tenha apresentado um coeficiente de determinação baixo ($r^2 = 0,297$), é o descritor que mais se relaciona à variação dos valores de diversidade das comunidades, mostrando uma contribuição bem maior que os demais parâmetros.

A análise de regressão incluindo o Índice Químico indicou que a melhor relação do descritor da comunidade foi com o próprio Índice Químico ($r^2=0,325$) (Figura 13).

Tabela 6: Coeficientes de determinação (r^2) e valor de significância (ρ) dos parâmetros físico-químicos componentes do Índice Químico em relação ao Índice de Diversidade de Shannon em 88 amostras de 35 ecossistemas lóticos região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

Variável	r^2	ρ	β
Condutividade ($\mu\text{s/cm}$)	0,297	0,000	-0,545
Saturação de O_2 (%)	0,128	0,000	0,380
Fósforo reativo solúvel(mg/L)	0,046	0,000	-0,241
pH	0,008	0,000	0,101
DBO-5	0,005	0,000	-0,079
Nitrogênio de nitrato (mg/L)	0,004	0,000	0,067
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	0,002	0,000	-0,063
Σr^2	0,49	0,000	

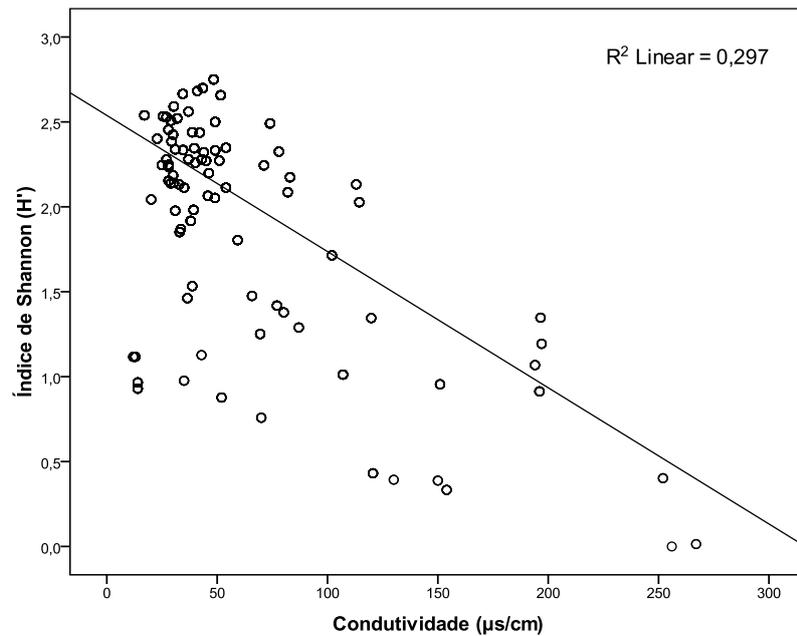


Figura 12: Regressão entre o índice de Shannon e a condutividade em 88 pontos de amostragem na região da Serra do Rio Grande do Sul.

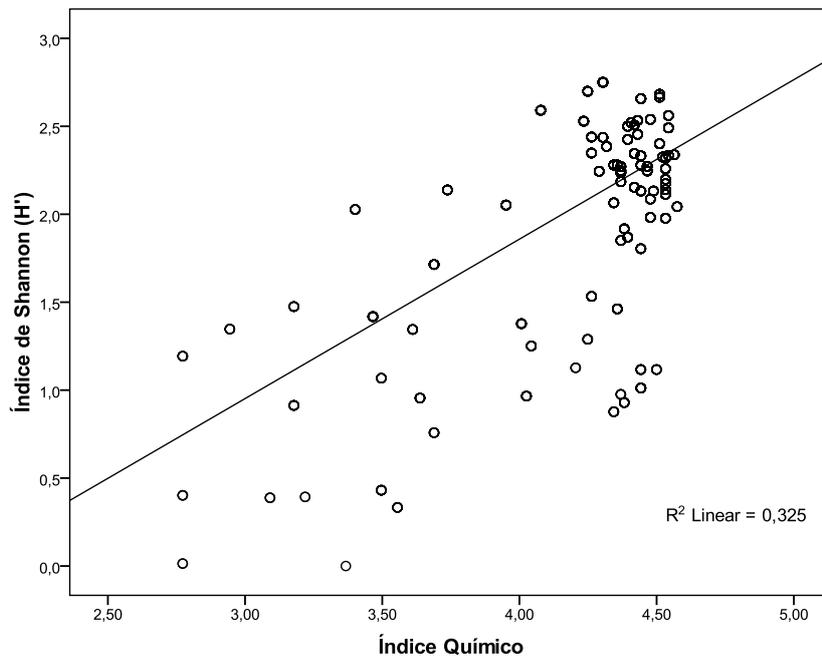


Figura 13: Regressão entre o índice de Shannon e o Índice Químico em 88 pontos de amostragem na região da Serra do Rio Grande do Sul.

Estes descritores, condutividade e Índice Químico, apontados pela análise de regressão como os que explicam melhor a variação da estrutura das comunidades, foram utilizados para estimar a valência ecológica dos táxons selecionados como indicadores. Para tal, foi analisada a amplitude de ocorrência de cada um dos táxons nos valores da condutividade (Figura 14) e do Índice Químico (Figura 15).

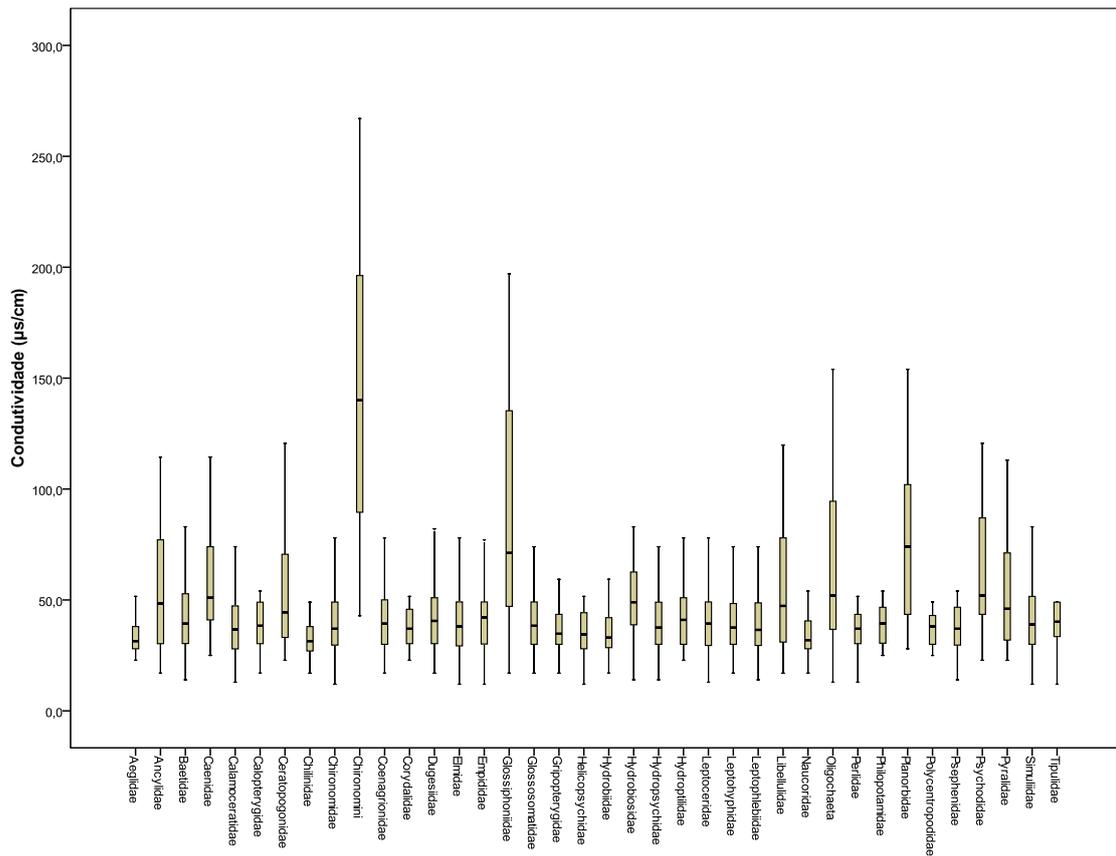


Figura 14: Amplitude de ocorrência dos táxons de macroinvertebrados nos valores de condutividade em ecossistemas lóticos da região da Serra do Rio Grande do Sul.

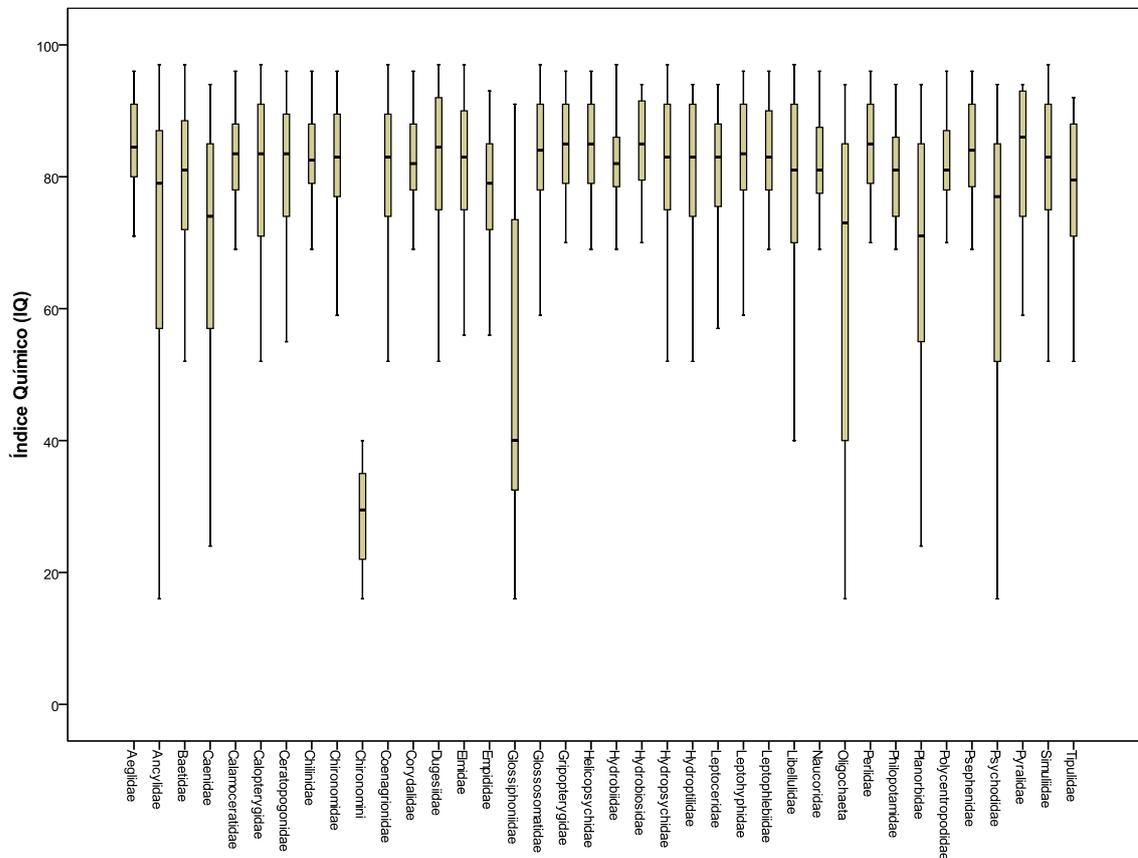


Figura 15: Amplitude de ocorrência dos táxons de macroinvertebrados nos valores do Índice Químico em ecossistemas lóticos da região da Serra do Rio Grande do Sul.

Os insetos aquáticos, Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, geralmente conhecidos como EPT, compreendem uma comunidade rica em táxons em ambientes lóticos pedregosos de pequena e média ordem (Bispo *et al.*, 2006) e constituem os principais grupos dentre os macroinvertebrados usados em avaliações ambientais de qualidade da água (Rosenberg & Resh, 1993). Sendo estes organismos sensíveis a perturbações ambientais, ocorrendo principalmente em águas claras e bem oxigenadas, a influência antrópica é um dos fatores que mais interfere na riqueza e diversidade desses insetos (Moore & Palmer, 2005). Dessa forma, muitos estudos de avaliação ambiental estão fundamentados nestes grupos (Buss *et al.*, 2002; Bispo *et al.*, 2006; Buckup *et al.*, 2007; Campelo *et al.*, 2007; Crisci-Bispo *et al.*, 2007).

No presente estudo, as famílias de Plecoptera mostraram-se sensíveis às condições ambientais dos pontos amostrados. Sua presença foi observada em águas até poluição moderada, porém com ocorrências mais frequentes (90%) em locais sem poluição ou com pouca poluição (Figura 15) e com condutividade em valores abaixo de 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 14). A família Perlidae, nas regiões temperadas, é indicadora de boa qualidade da água (Tomanova & Tedesco, 2007). Entretanto, Bispo *et al.* (2002) e Tomanova & Tedesco (2007) encontraram espécies do gênero *Anacroneturia* em locais com alto grau de contaminação orgânica, relacionada à deficiência de oxigênio, na bacia do Rio das Almas, em Goiás, e em rios da Bacia Amazônica, respectivamente.

Para a área abrangida por este estudo, a identificação em nível de família reflete bem as condições encontradas nos locais de amostragem, não sendo observada nenhuma náide de Perlidae em águas poluídas, sendo possível utilizar o táxon família para a indicação de águas de boa qualidade. Gripopterygidae é encontrado somente nas regiões tropicais, com exceção da África (Lecci & Froehlich, 2007), sendo a família dominante entre os Plecoptera encontrados na América do Sul (McLellan & Zwick, 2007). Até o momento, nos ecossistemas lóticos da serra nordeste do RS, esta família foi observada apenas em ambientes considerados íntegros (Bueno *et al.*, 2003; Buckup *et al.*, 2007; Bond-Buckup, 2008; Cavagnoli, 2010 – dados não publicados), com um número de ocorrências semelhante a Perlidae.

De um modo geral, a amplitude de ocorrência das famílias de Trichoptera, avaliada pelo Índice Químico, mostrou-se grande. Organismos desta ordem foram encontrados desde águas sem poluição até áreas com poluição forte (Hydropsychidae, Hydroptilidae). Apenas Calamoceratidae e Helicopsychidae apresentaram uma tolerância ambiental mais restrita, ocorrendo até poluição moderada (Figura 15) e com valores de condutividade abaixo de 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 14). Segundo Callisto *et al.* (2001b) e Calor (2007), a ordem Trichoptera vive em águas limpas e bem oxigenadas, com baixa quantidade de nutrientes. Porém, grandes

abundâncias de representantes das famílias Leptoceridae e Hydropsychidae já foram encontrados em locais com predomínio de atividades agrícolas e influência de fertilizantes (Arias *et al.*, 2007; König *et al.*, 2008).

As valências ecológicas determinadas pelo Índice Químico e condutividade para Ephemeroptera mostraram que a maioria das famílias encontradas possui uma ampla tolerância ambiental. As famílias Leptohyphidae e Leptophlebiidae apresentaram grande amplitude, dada pelo Índice Químico, permanecendo entre as classes I até III, sendo encontradas tanto em locais sem poluição quanto em locais classificados como com poluição forte (Figura 15) e em valores de condutividade acima de 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 14). A família Caenidae apresentou uma tolerância ambiental mais ampla, mostrando-se tolerantes a uma poluição muito forte e com mais de 50% das amostras em valores de condutividade entre 50 e 114 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A família Baetidae por sua vez, encontrada em quase todos os pontos de coleta, possui amplitude superior às três anteriores. Organismos desta família foram encontrados desde a classe I até a classe III-IV do Índice Químico. Estes dados indicam que a identificação taxonômica em nível de família é inadequada, sugerindo-se, para a utilização deste táxon no estudo da qualidade da água, classificá-lo em níveis taxonômicos de gênero e espécie. O índice de qualidade da água, *Trent Biotic Index*, criado por Woodwiss, em 1964, exclui a família Baetidae do grau de indicação de Ephemeroptera (Hellawell, 1986). Buss & Salles (2007), em estudo realizado na bacia do Rio Guapimirim, Rio de Janeiro, verificaram que nem todas as espécies de Baetidae têm a mesma resposta a impactos e assinalaram as espécies *Americabaetis labiosus* e *Zelusia principalis* como muito sensíveis, enquanto *Americabaetis alphas* foi indicada como tolerante a estresse ambiental.

Apenas Plecoptera e as famílias Helicopsychidae e Calamoceratidae (Trichoptera) mostraram-se sensíveis às alterações nas condições ecológicas. Desta forma, recomenda-se que a utilização do índice EPT deve ser feita com cautela nos ecossistemas lóticos da serra nordeste do Rio Grande do Sul, uma vez que a premissa de sensibilidade das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, utilizada pelo índice EPT, não se confirma para os ambientes da área estudada.

A família Chironomidae ocorreu em todos os locais de amostragem, sendo abundante em locais altamente impactados, onde a riqueza de táxons foi pequena. A distribuição e a abundância dos Chironomidae são influenciadas pelas condições físicas e químicas da água, assim como pelas características do substrato e pelas relações tróficas com outros organismos (Marques *et al.*, 1999). Em certas condições, como baixas concentrações de oxigênio dissolvido, os imaturos de Chironomidae podem ser os únicos insetos presentes no sedimento

(Epler, 2001). A presença de moléculas análogas à hemoglobina em algumas espécies lhes confere uma coloração vermelha e possibilita a sobrevivência dessas larvas em ambientes muito pobres em oxigênio, o que justifica a sua indicação relacionada a águas de baixa qualidade nos índices bióticos. Nos locais com alta carga de poluição orgânica, observaram-se somente as espécies que apresentam essa condição (Chironomini), enquanto nos demais locais estas estiveram ausentes. Sua ampla ocorrência em diferentes graus de poluição orgânica evidencia que o nível de família é inadequado à classificação da qualidade da água. Mesmo assim, vem sendo utilizado em diversos índices (Hellawell, 1986; Junqueira *et al.*, 2000; Loyola & Brunkow, 2001; Monteiro *et al.*, 2008; Mugnai *et al.*, 2008).

Chiliniidae, Corydalidae, Naucoridae e Aegliidae apresentaram amplitude de ocorrência em locais desde sem poluição até poluição moderada, e 75% dos valores de condutividade abaixo de 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$, indicando, portanto, ambientes pouco enriquecidos organicamente (Figuras 14 e 15). Calopterygidae, Hydrobiidae e Psephenidae ocorreram até poluição moderada, e com 75% dos valores de condutividade abaixo de 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figuras 14 e 15). Dugesiiidae, Pyralidae, Coenagrionidae, Libellulidae, Ceratopogonidae, Tipulidae, Empididae e Elmidae ocorreram até poluição muito forte, com faixas de condutividade variando de 12 $\mu\text{S}/\text{cm}$ até 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figuras 14 e 15). Simuliidae e Planorbidae ocorreram até poluição muito forte, e em condutividades variando de 17 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 196 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figuras 14 e 15). Psychodidae, Ancyliidae, Oligochaeta, Glossiphoniidae ocorreram até poluição em excesso, em valores de condutividade desde 14 $\mu\text{S}/\text{cm}$ até mais de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figuras 14 e 15).

4.3.5 Associação entre os táxons

A análise de associação foi utilizada para visualizar o padrão de semelhança nas ocorrências dos táxons conforme as amplitudes de tolerância indicadas pela condutividade (Figura 16) e pelo Índice Químico (Figura 17).

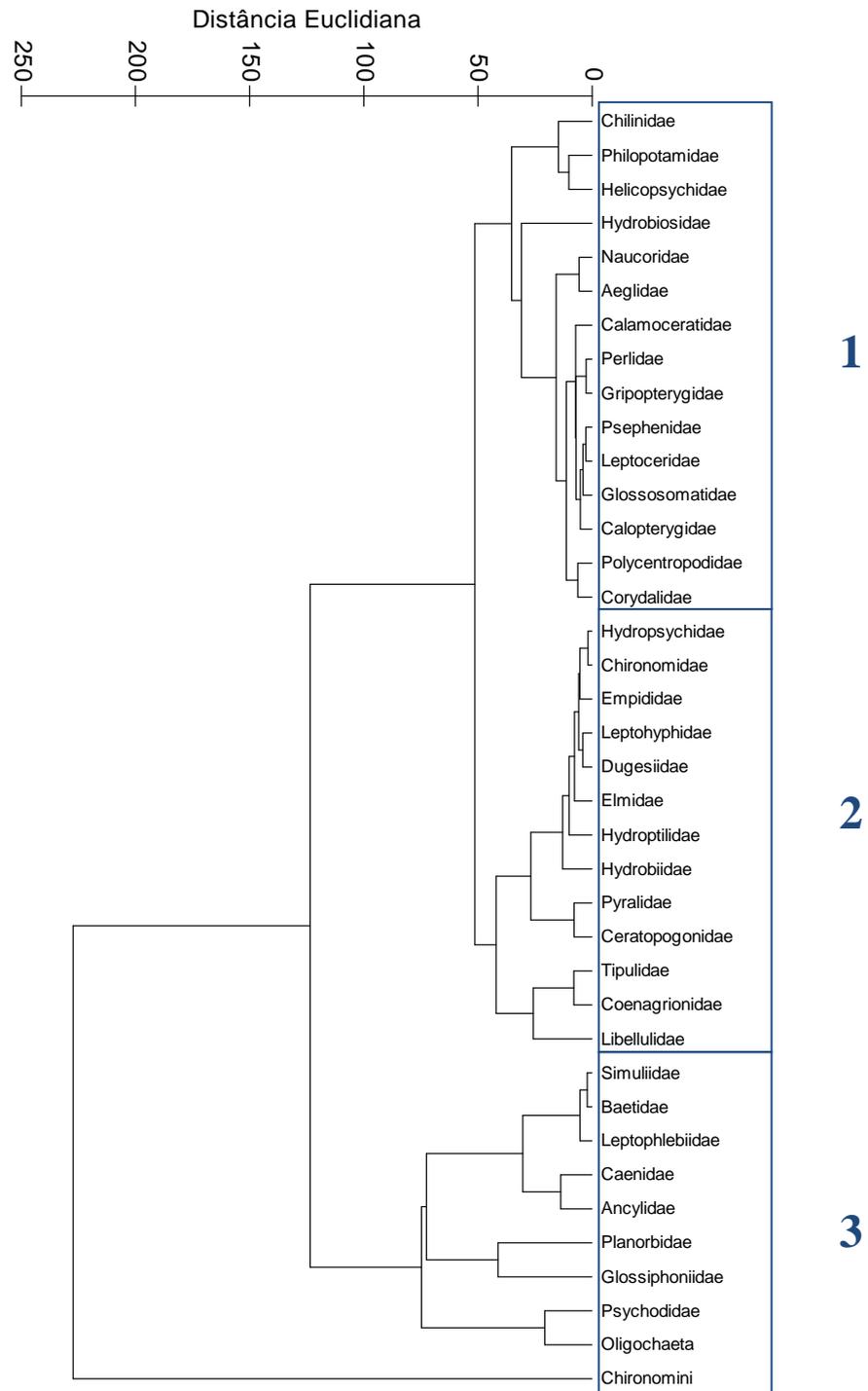


Figura 16: Similaridade da fauna de macroinvertebrados bentônicos de acordo com os valores de condutividade em 88 amostras de 35 cursos d'água da serra nordeste do Rio Grande do Sul. Correlação cofenética = 0,89.

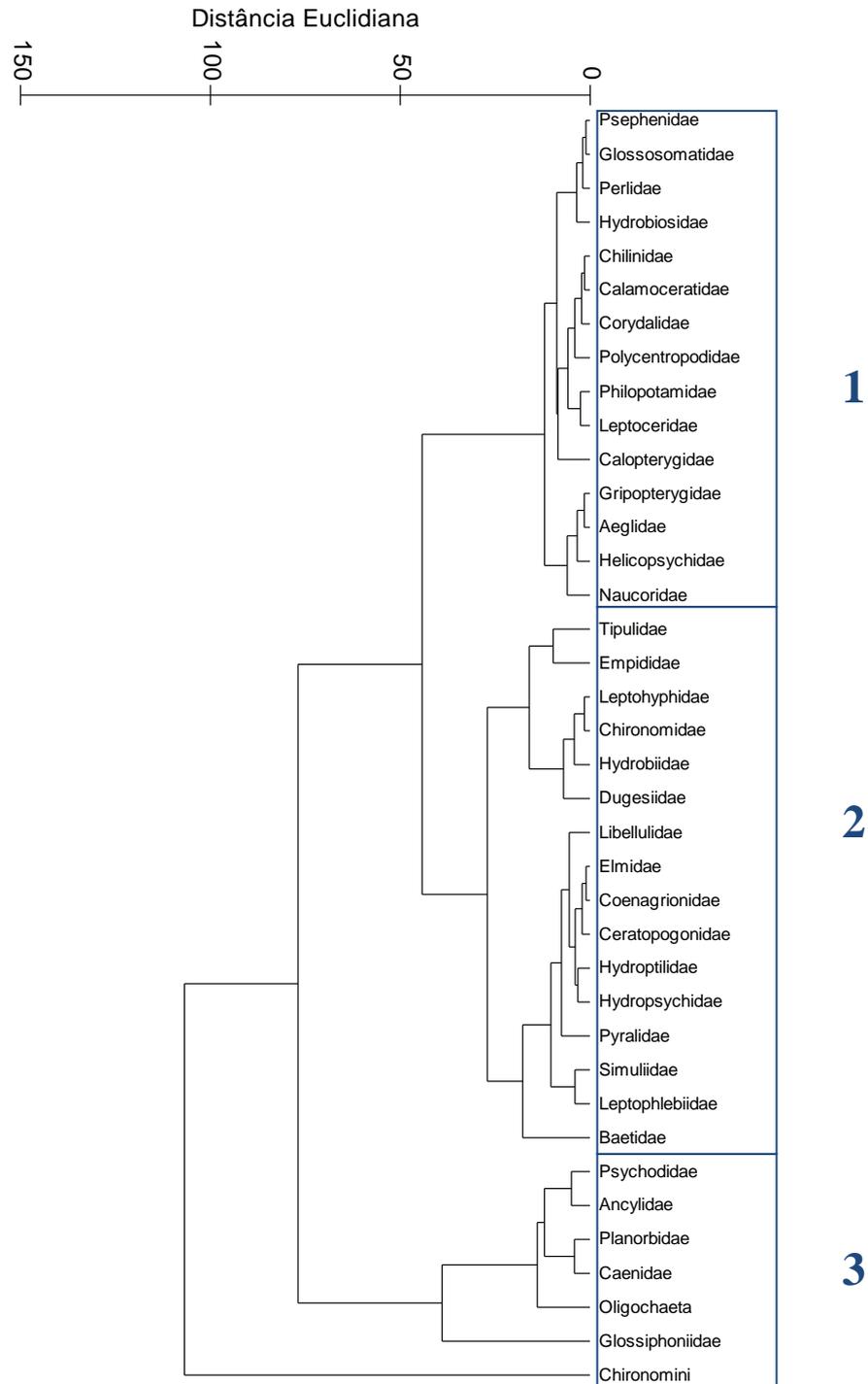


Figura 17: Similaridade da fauna de macroinvertebrados bentônicos de acordo com os valores do Índice Químico em 88 amostras de 35 cursos d'água da serra nordeste do Rio Grande do Sul. Correlação cofenética = 0,92.

Em ambas as análises, formaram-se três grupos principais: o primeiro grupo (1) formado pelos táxons que predominaram em ambientes com valores de condutividade abaixo de $90 \mu\text{S}/\text{cm}$, classificados desde não poluídos até com poluição crítica pelo Índice Químico;

no segundo grupo (2), encontram-se os táxons que ocorrem em valores de condutividade de até 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e são registrados também em locais com poluição forte; no terceiro grupo (3) estão os que táxons que ocorreram em ambientes com níveis de condutividade acima de 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$, classificados entre poluição muito forte e poluição em excesso pelo Índice Químico (Figuras 16 e 17).

A análise destes agrupamentos foi utilizada, juntamente com a análise das valências ecológicas, para embasar a atribuição de valores de tolerância aos táxons para a confecção do Índice de Integridade Ecológica.

4.4 Índice de Integridade Ecológica (IIE)

A base dos índices biológicos fundamentados em macroinvertebrados bentônicos é o fato de que alguns organismos tendem a desaparecer quando ocorrem alterações no ambiente, e serem substituídos por formas mais tolerantes, ou haver mudanças nos organismos que permanecem (Hellawell, 1986). Uma grande quantidade de índices bióticos foi proposta para avaliação da qualidade e monitoramento de ecossistemas lóticos. De acordo com De Pauw & Wanhooren (1983), mais de 50 métodos diferentes de avaliação da qualidade da água foram desenvolvidos em países de clima temperado. Contudo, em ecossistemas aquáticos tropicais, a aplicação dessas metodologias apresenta algumas restrições, na medida em que as espécies bioindicadoras não são exatamente as mesmas. Assim, os valores de tolerância das espécies devem ser recalculados ou determinados para que os índices biológicos possam ser utilizados em outras áreas.

O Índice de Integridade Ecológica (IIE) proposto neste estudo também se utiliza da atribuição de valores de tolerância aos táxons de macroinvertebrados bentônicos encontrados nos ecossistemas lóticos da região da serra gaúcha. Porém, o IIE se diferencia da maioria dos índices bióticos por agregar uma variável físico-química à indicação biológica dos táxons, combinando em um único valor final, tanto a informação biológica quanto a qualidade química do ambiente.

4.4.1 Classificação e atribuição de pontuações aos macroinvertebrados

A organização dos táxons seguiu os moldes do índice biológico BMWP (Hellawell, 1986). As pontuações atribuídas aos táxons de macroinvertebrados encontrados na área de estudo e considerados bioindicadores no Índice de Integridade Ecológica são apresentadas na

Tabela 7.

Os agrupamentos formados na análise de similaridade foram subdivididos para formar cinco grupos correspondentes aos valores de tolerância. Conforme sua tolerância à carga orgânica, foram atribuídos os valores 10, 8, 6, 4 e 2 aos táxons de macroinvertebrados bentônicos. As posições dos táxons dentro de cada grupo foram reajustadas conforme suas valências ecológicas em relação ao Índice Químico e à condutividade.

Tabela 7: Valores de tolerância (Pontuações-Scores) atribuídos aos macroinvertebrados encontrados nos ecossistemas lóticos da Região Nordeste do Rio Grande do Sul, RS.

Táxons	Pontuação (Score)
Aeglidae, Calamoceratidae, Chilinidae, Corydalidae, Gripopterygidae, Helicopsychidae, Naucoridae, Perlidae, Philopotamidae, Polycentropodidae	10
Calopterygidae, Glossosomatidae, Hydrobiosidae, Leptoceridae, Psephenidae	8
Ceratopogonidae, Chironomidae, Coenagrionidae, Dugesiididae, Elmidae, Empididae, Hydrobiidae, Hydropsychidae, Hydroptilidae, Leptohiphidae, Libellulidae, Pyralidae, Tipulidae	6
Baetidae, Caenidae, Leptophlebiidae, Planorbidae, Simuliidae	4
Ancylidae, Chironomini (vermelhos), Glossiphoniidae, Oligochaeta, Psychodidae	2
Todos os táxons de macroinvertebrados acima ausentes	0

Os táxons do primeiro grupo (Figuras 16 e 17) receberam os valores 10 e 8. O valor 10 foi atribuído aos táxons que apresentaram 75% dos valores de condutividade abaixo de 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e ocorreram até poluição moderada, enquanto o valor 8 foi atribuído aos táxons que ocorreram em valores similares de condutividade, porém até poluição crítica.

Aos táxons do segundo agrupamento (Figuras 16 e 17), foi atribuído o valor de tolerância 6. A maioria destes táxons foi encontrada desde ambientes sem poluição até locais com poluição forte e em valores de condutividade próximos de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. As famílias Baetidae, Leptophlebiidae e Simuliidae, embora pertençam a este segundo agrupamento no dendrograma do Índice Químico (Figura 17), receberam valor de tolerância 4, porque ocorreram em valores de condutividade elevados (196 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Os táxons do terceiro grupo (Figuras 16 e 17) foram subdivididos em dois grupos: os táxons que ocorreram até poluição muito forte receberam valor de tolerância 4, enquanto os

táxons que foram encontrados em ambientes com poluição em excesso e valores de condutividade acima de 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$, receberam valor de tolerância 2.

Optou-se por utilizar os valores 10, 8, 6, 4 e 2 para acentuar as diferenças entre os indicadores de ambientes íntegros ou pouco impactados (10 e 8), intermediários (6 e 4) e os que indicam poluição acentuada (2). Os táxons que se apresentaram mais sensíveis receberam pontuação 10 e são os táxons que se espera encontrar em ambientes íntegros. As pontuações vão diminuindo à medida que os táxons são mais tolerantes, até chegar-se ao valor 2, onde há ocorrência apenas dos táxons tolerantes à poluição acentuada, sendo os táxons que se espera encontrar em ambientes com poluição excessiva. Os táxons que se encontram em posição intermediária (*score* 6) são comuns em águas limpas, mas também estão presentes em águas com enriquecimento orgânico moderado, e dificilmente são encontrados em ambientes com poluição excessiva.

Algumas famílias que se encontram na área de estudo não estão incluídas no BMWP (Hellawell, 1986), como Calamoceratidae, Calopterygidae, Ceratopogonidae, Chilinidae, Coenagrionidae, Corydalidae, Dugesidae, Empididae, Glossosomatidae, Gripopterygidae, Helicopsychidae, Hydrobiosidae, Leptohiphidae, Psephenidae, Psychodidae e Pyralidae. Estas famílias, presentes em outras regiões do país, são referidas por Junqueira *et al.* (2000), Loyola & Brunkow (2001) e Monteiro *et al.* (2008), em suas adaptações do BMWP, porém com outros *scores* (Tabela 8).

As diferenças constatadas entre os *scores* de outras adaptações feitas ao BMWP no Brasil e os *scores* do índice biológico proposto são decorrentes de condições ecológicas e biogeográficas regionais. Provavelmente, as espécies que ocorrem em Goiás e Minas Gerais não são as mesmas encontradas na Serra Gaúcha.

Tabela 8: Valores de tolerância (scores) atribuídos aos macroinvertebrados límnicos no BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System) e nas adaptações para Minas Gerais, Paraná, Goiás e no Índice de Integridade Ecológica (IIE) proposto para a serra nordeste do Rio Grande do Sul.

Filo/Ordem	Família/Subclasse	BMWP (Hellawell, 1986)	BMWP- MG (Junqueira, 2000).	BMWP-PR (Loyola & Brunkow, 2001)	BMWP - GO (Monteiro, 2008).	Score para o IIE
Platyhelminthes	Dugesiiidae	-	5	5	-	6
Annelida	Glossiphoniidae	3	3	3		2
	Oligochaeta	1	1	1	6	2
Mollusca*	Ancylidae	6	6	6		2
	Chiliniidae	-	-	-		10
	Hydrobiidae	3	-	3		6
	Planorbidae	3	3	3		4
Arthropoda	Aeglidae	-	-	5		10
Crustacea*						
Hexapoda	Elmidae	5	5	5	7	6
Coleoptera	Psephenidae	-	8	7	9	8
Diptera	Ceratopogonidae	-	4	4	5	6
	Chironomidae	2	2	2	6	6
	Chironomidae (Chironomini)	-	-	-	-	2
	Empididae	-	4	4	-	6
	Psychodidae	-	2	4	-	2
	Simuliidae	5	5	5	6	4
	Tipulidae	5	5	5	9	6
Ephemeroptera	Baetidae	4	-	4	6	4
	Caenidae	7	-	4	-	4
	Leptohyphidae	-	8	6	6	6
	Leptophlebiidae	10	10	10	7	4
Hemiptera	Naucoridae	5	5	3	7	10
Lepidoptera	Pyralidae	-	8	7	6	6
Megaloptera	Corydalidae	-	4	4	6	10
Odonata	Calopterygidae	8	8	8	10	8
	Coenagrionidae	6	7	6	6	6
	Libellulidae	8	8	8	6	6
Plecoptera	Gripopterygidae	-	10	7	5	10
	Perlidae	10	8	10	7	10
Trichoptera	Calamoceratidae	-	-	10	-	10
	Glossosomatidae	-	7	8	7	8
	Helicopsychidae	-	10	10	5	10
	Hydrobiosidae	-	7	7	5	8
	Hydropsychidae	5	6	5	6	6
	Hydroptilidae	6	7	6	5	6
	Leptoceridae	10	7	10	5	8
	Philopotamidae	8	8	8	5	10
Polycentropodidae	7	7	7	5	10	

* Monteiro *et al* (2008) determinam score 4 para os táxons Crustacea, Gastropoda e Hirudinea.

O valor de tolerância de cada família representa um valor médio de tolerância dos gêneros e espécies (Pavluk *et al.*, 2000). A identificação taxonômica no nível de gênero ou espécie possibilitaria uma maior precisão na detecção de impactos em locais com perturbações antrópicas de baixa intensidade (Melo & Hepp, 2008). Porém, devido às atuais limitações no conhecimento taxonômico dos macroinvertebrados límnicos no Brasil, ainda não é possível identificar boa parte das formas imaturas nos níveis de gênero e espécie (Junqueira *et al.*, 2010). O nível taxonômico de família mostra-se adequado para detectar alterações nas condições limnológicas, mas faz-se necessário avaliar a amplitude de ocorrência dessas famílias dentro das características ecológicas regionais.

4.4.2 Classificação e atribuição de pontuações à condutividade

A condutividade é uma medida da capacidade da água conduzir corrente elétrica. Indica a quantidade de íons totais dissolvidos na coluna d'água e representa uma medida indireta da concentração de poluentes (APHA, 1998; Allan & Castillo, 2007). Cada curso de água em estado natural tende a ter uma amplitude de condutividade relativamente constante, a qual, uma vez estabelecida, pode ser utilizada como uma base de comparação com medidas provenientes de biomonitoramento.

Assim, mudanças significativas na condutividade são um indicador de que alguma fonte de poluição está atuando sobre o sistema (EPA, 2012b). Em geral, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, em ecossistemas lóticos, indicam ambientes impactados (Allan & Castillo, 2007; CETESB, 2009). A condutividade em ecossistemas lóticos é afetada, primariamente, pela geologia da área por onde corre o fluxo de água (Strohschoen, 2011). Rios que correm por áreas formadas por rochas basálticas tendem a ter condutividades mais baixas, uma vez que estas rochas são formadas por materiais mais inertes, que não são facilmente dissolvidos quando em contato com a água (EPA, 2012b). Assim, nos ecossistemas lóticos da área de estudo, formada primariamente por rochas basálticas (Hasenack *et al.*, 2009), valores mais altos de condutividade são representativos de alterações na quantidade e/ou composição dos íons presentes nos corpos de água, as quais são causadas, principalmente, por descargas de poluentes.

A medida de condutividade já foi indicada como uma variável importante na estruturação das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (Baptista *et al.*, 2001; Melo,

2009). Neste estudo, a condutividade também se destacou como medida de maior importância na diferenciação das condições ecológicas dos locais amostrados, tanto em relação ao Índice Químico (Figura 11), quanto em relação à diversidade de Shannon (Figura 12).

Desta forma, considerando-se a importância da condutividade para os macroinvertebrados e as vantagens que esta medida apresenta, foi elaborada uma proposta de classificação dos valores de condutividade, com o objetivo de agregar a análise desse parâmetro à indicação biológica do IIE.

As classes de condutividade foram calculadas com base nas classes do Índice Químico através da análise da mediana e quartis. A presença de diferenças entre as classes do Índice Químico, de acordo com os valores de condutividade, foi avaliada pelo teste de Mann-Whitney, que mostrou não haver diferenças significativas entre as classes I e I-II ($p=0,152$, $\alpha=0,05$) e entre II e II-III ($p=0,116$, $\alpha=0,05$) (Figura 18). As demais classes apresentaram diferenças significativas.

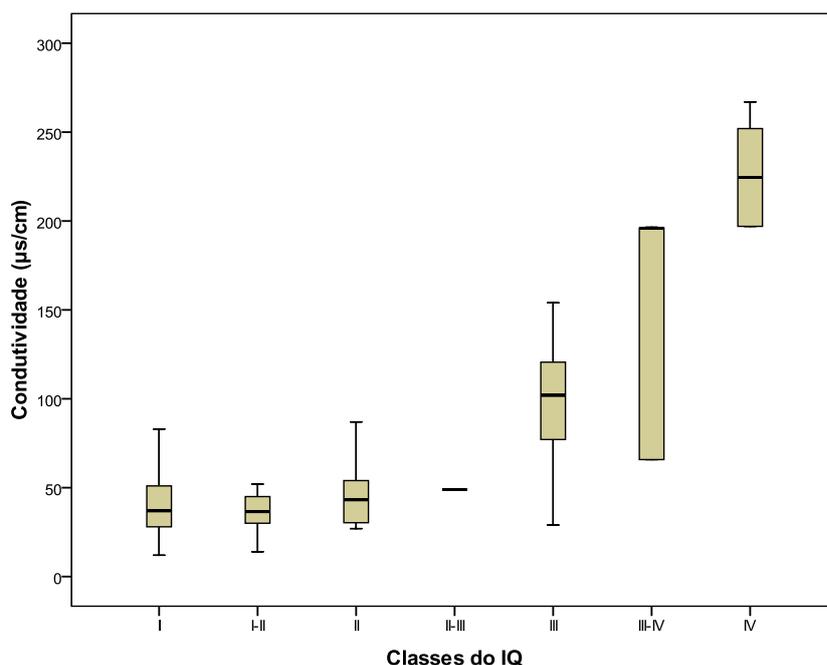


Figura 18: *Box plots* da distribuição dos valores de condutividade nas classes do Índice Químico em 35 cursos d'água da Região Nordeste do Rio Grande do Sul.

Desta forma, as classes I e I-II formaram uma única classe de condutividade, bem como as classes II e II-III, distinguindo-se um total de cinco classes de condutividade, mostradas na Tabela 9. Os limites de cada classe foram calculados a partir da mediana e dos quartis. Uma pontuação de 5 (melhor qualidade) a 1 (pior qualidade) foi atribuída a cada classe de condutividade para constar como um fator na equação índice biológico proposto.

Tabela 9: Classificação proposta dos valores de condutividade com base em amostragens de 35 cursos d'água da Região Nordeste do Rio Grande do Sul.

Valor	Classe	Qualidade	Pontuação
< 35	I	Sem poluição	5
36-50	II	Poluição fraca	4
51-114	III	Poluição moderada	3
115-196	IV	Poluição forte	2
>196	V	Poluição muito forte	1

Apesar de apresentar um peso muito pequeno no Índice Químico, a condutividade mostra-se, na área de estudo, uma variável bastante influente para as comunidades bentônicas e com um alto coeficiente de variação, sendo eficiente em diferenciar as condições ecológicas do ambiente. A agregação desta variável ao índice proposto contribui para diminuir os esforços e custos com análises laboratoriais, porém, sem perder a informação das condições físico-químicas, a qual fica representada apenas pela medida de condutividade.

Além disso, em termos práticos, a medida de condutividade é uma das mais simples e de menor custo, porque pode ser realizada com aparelhos portáteis, com sondas duráveis e que fornecem resultados imediatos e fáceis de serem interpretados.

4.4.3 Classes do Índice de Integridade Ecológica

Com as pontuações dos táxons e da condutividade determinados, foi realizada a aplicação do Índice de Integridade Ecológica nas 88 amostras dos ecossistemas lóticos da área de estudo conforme a seguinte equação:

$$IIE = \sum \frac{\text{scores das famílias presentes na amostra}}{\text{nº de famílias indicadoras}} \times \text{Score de condutividade}$$

A amplitude do Índice de Integridade Ecológica vai de 50 (plenas condições de vida para macroinvertebrados) até 0 (sem condições de vida para macroinvertebrados). O valor resultante da equação é indicativo do grau de contaminação orgânica, segundo a comunidade de macroinvertebrados encontrada e o valor de condutividade associado.

Para estabelecer classes de indicação, calculou-se uma regressão linear entre as classes de condutividade propostas e os valores resultantes da aplicação do Índice de Integridade Ecológica na área de estudo (Figura 19).

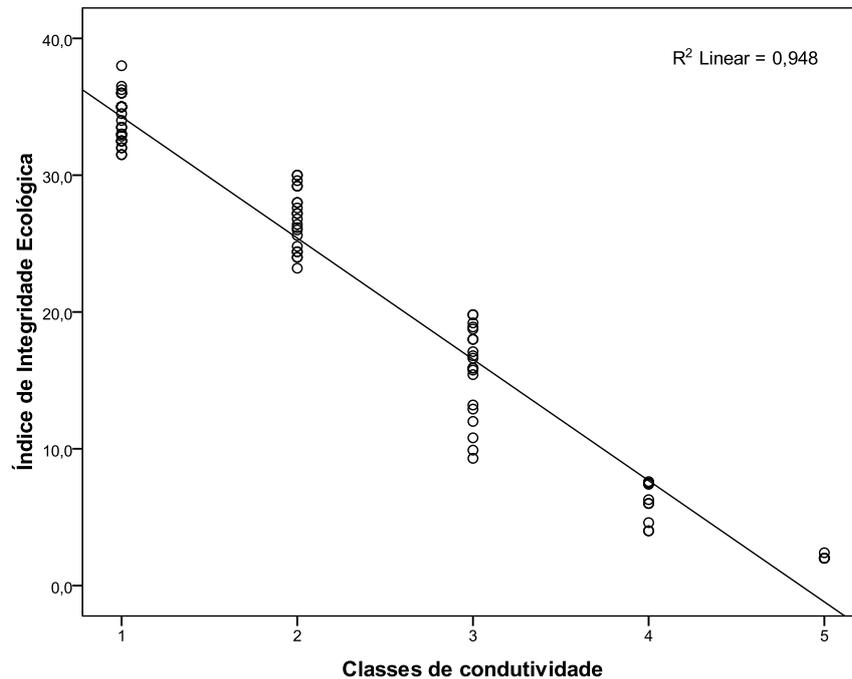


Figura 19: Regressão entre as classes de condutividade e os valores do Índice de Integridade Ecológica em 88 amostragens de ecossistemas lóticos na Região da Serra Nordeste do Rio Grande do Sul.

Com o resultado da regressão, foi possível estabelecer limites para as classes propostas no Índice de Integridade Ecológica, diferenciando-se cinco classes de acordo com o grau de impacto ambiental (Tabela 10).

Tabela 10: Classes de integridade ambiental do Índice de Integridade Ecológica estabelecidas a partir da análise de 35 ambientes lóticos na Região Nordeste do Rio Grande do Sul, RS.

Valor	Classe*	Ambiente
>30	I	Íntegro
24 a 30,99	II	Levemente impactado
11 a 23,99	III	Moderadamente impactado
4 a 10,99	IV	Fortemente impactado
0 – 3,99	V	Degradado

*Legenda: **Classe I** - Ambiente íntegro: a comunidade é a esperada para um ambiente lótico não impactado. Observam-se as espécies sensíveis associadas a uma grande diversidade de táxons. **Classe II** – Ambiente levemente impactado: há uma redução no número de táxons sensíveis e um aumento no número de indivíduos dos táxons que toleram poluição moderada. **Classe III** – ambiente moderadamente impactado: a comunidade encontrada é consideravelmente diferente da esperada em ambientes não impactados. Táxons sensíveis são raros e com poucos indivíduos. Há uma série de táxons tolerantes à poluição e com muitos indivíduos. **Classe IV** – Ambiente fortemente impactado: a comunidade está restrita aos táxons tolerantes, havendo dominância daqueles que toleram poluição elevada. Táxons sensíveis estão ausentes. **Classe V** – Ambiente degradado: a comunidade é composta somente pelas espécies mais tolerantes com um grande número de indivíduos destas.

Embora, matematicamente, o limite máximo de valores possíveis do IIE seja 50, um valor de IIE de aproximadamente 30 já indica que a comunidade de macroinvertebrados observada é próxima da esperada em um ambiente não impactado, enquanto valores mais baixos refletem comunidades com diferentes graus de impacto ambiental.

Para os ecossistemas lóticos da Serra Gaúcha, é importante ressaltar que a maioria apresenta condições específicas de ritral, com correnteza forte, substrato predominantemente rochoso e águas bem oxigenadas, mesmo quando poluídas. Por isso, torna-se importante realizar a avaliação biológica, juntamente com a avaliação química, pois a comunidade biológica fornece uma resposta integrada das alterações existentes. Junqueira *et al.* (2000) afirmam que, quando analisados isoladamente, os dados físico-químicos podem resultar em um ambiente lótico sendo classificado como de boa qualidade, quando estão presentes poluentes não especificamente testados pelo método, como herbicidas ou inseticidas, ou onde eventos de despejos periódicos e intermitentes não são detectados pelo monitoramento das características químicas. Além disto, é importante observar outras características gerais do hábitat, como correnteza, presença de vegetação e heterogeneidade do substrato, uma vez que são fatores diretamente relacionados com a biodiversidade (Callisto *et al.*, 2001b).

A aplicação do IIE nos ecossistemas lóticos utilizados para compor o índice indicou, assim como o Índice Químico, uma predominância de 59% de ambientes íntegros ou pouco impactados (Figura 20). Porém, o IIE resultou em uma proporção maior de locais com algum grau de impacto. Isso indica que, embora a água apresente boas condições físico-químicas, a comunidade de macroinvertebrado encontra-se alterada.

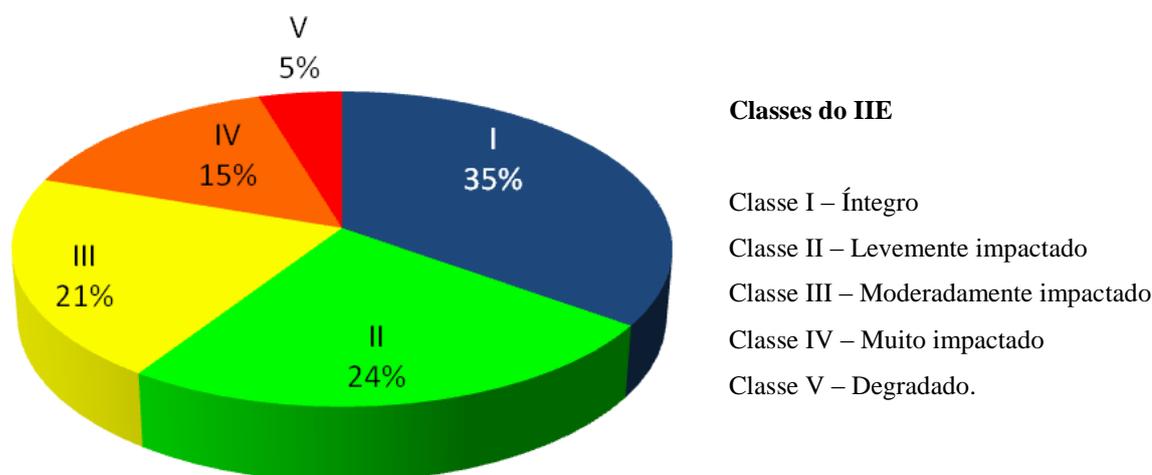


Figura 20: Frequência de ocorrência das classes do Índice de Integridade Ambiental nos 35 pontos de coleta em ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul.

4.5 Validação do Índice de Integridade Ecológica

Segundo Buss (2008), para que os resultados de um índice sejam considerados confiáveis é necessário testá-lo em cursos de água diferentes de onde foram criados. Assim, com o IIE configurado, foi feita a sua aplicação em ecossistemas lóticos dos municípios de Canela, Bento Gonçalves e Garibaldi, os quais não foram utilizados na construção do Índice de Integridade Ecológica. A Tabela 11 mostra os resultados da aplicação do IIE nestes ecossistemas, bem como as classificações quanto ao Índice Químico e à condutividade.

Tabela 11: Aplicação do Índice de Integridade Ecológica em ecossistemas lóticos da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul

Local de coleta	Município	Data	Riqueza	Classe do IQ	IIE	Classe IIE	Indicação IIE
CANELA1	Canela	07.III.2011	19	I	18	III	Moderadamente impactado
CANELA2	Canela	07.III.2011	21	I	20,4	III	Moderadamente impactado
CANELA3	Canela	07.III.2011	28	I	27,6	II	Levemente impactado
CANELA4	Canela	07.III.2011	12	I-II	16,8	III	Moderadamente impactado
MARRECÃO1	Garibaldi	10.V.2013	14	III-IV	3,0	V	Degradado
MARRECÃO2	Garibaldi	10.V.2013	14	III-IV	3,7	V	Degradado
MARRECÃO3	Bento Gonçalves	10.V.2013	38	I-II	12,4	III	Moderadamente impactado
LINHA 40	Bento Gonçalves	10.V.2013	33	I	18,7	III	Moderadamente impactado
ARROIO 22	Bento Gonçalves	10.V.2013	39	I	18,0	III	Moderadamente impactado
ARROIO RPPN	Bento Gonçalves	10.V.2013	44	I	18,2	III	Moderadamente impactado
MARRECÃO1	Garibaldi	1º.VIII.2013	8	III	2,0	V	Degradado
MARRECÃO3	Bento Gonçalves	1º.VIII.2013	43	I-II	19,5	III	Moderadamente impactado
LINHA 40	Bento Gonçalves	1º.VIII.2013	37	I	19,5	III	Moderadamente impactado
ARROIO 22	Bento Gonçalves	1º.VIII.2013	44	I	19,4	III	Moderadamente impactado
ARROIO RPPN	Bento Gonçalves	1º.VIII.2013	34	I	26,6	II	Levemente impactado
MARRECÃO1	Garibaldi	10.X.2013	11	III	2,3	V	Degradado
LINHA 40	Bento Gonçalves	10.X.2013	38	I	18,6	III	Moderadamente impactado
ARROIO 22	Bento Gonçalves	10.X.2013	37	I	18,8	III	Moderadamente impactado
ARROIO RPPN	Bento Gonçalves	10.X.2013	33	I	27,3	II	Levemente impactado

A classificação dos ecossistemas lóticos segundo o IIE apresentou resultados similares aos do Índice Químico para apenas dois locais (Canela3 e Arroio RPPN), considerados

levemente impactados, enquanto o Índice Químico indica ausência de poluição. Nos demais casos, o Índice Químico assinalou classes de qualidade melhores que o IIE, o qual se mostrou mais rigoroso, indicando que as condições físico-químicas se recuperaram mais rapidamente que as comunidades biológicas.

As congruências e diferenças constatadas entre a indicação biológica e química podem servir para precisar a adaptação de métodos para a avaliação da qualidade da água. É importante salientar que a implantação desta metodologia não representa a eliminação dos métodos analíticos. Tercedor (1996) afirma que as análises físico-químicas apresentam um resultado fornecendo valores numéricos dos parâmetros que são utilizados para a classificação de um curso d'água, os quais são facilmente interpretáveis por profissionais da área ambiental. Embora indiquem uma condição momentânea, o monitoramento periódico desses parâmetros fornece informações sobre as variações, naturais ou não, às quais o curso d'água encontra-se submetido.

O controle ambiental de riscos ecológicos deve envolver uma abordagem integrada, através do monitoramento da qualidade física, química e biológica da água, bem como a avaliação da qualidade estrutural de habitats (Goulart & Callisto, 2003). O que deve ficar claro no monitoramento de ecossistemas lóticos é que as informações dos índices químico e biológico são informações complementares e não conflitantes, e a soma dos métodos fornecerá uma avaliação mais precisa da integridade ambiental.

Segundo Arias *et al.* (2007), um dos desafios no desenvolvimento e aperfeiçoamento de metodologias de avaliação ambiental é tornar os dados científicos mais facilmente utilizáveis por técnicos, gestores, políticos, cooperativas, associações não governamentais e para o público em geral. O Índice de Integridade Ecológica proposto neste estudo constitui-se em um método de indicação de fácil aplicação, sem necessidade de grandes investimentos em aparelhagem laboratorial sofisticada ou esforços amostrais exaustivos, e que pode ser utilizado por técnicos municipais treinados, por exemplo. Deste modo, é uma ferramenta para programas de biomonitoramento e serve como uma indicação do grau de contaminação dos ecossistemas lóticos da região da Serra Gaúcha, a qual pode ser utilizada como subsídio para a tomada de ações de preservação destes recursos hídricos.

5. CONCLUSÕES

A qualidade da água na maioria dos ecossistemas lóticos amostrados é classificada como boa, considerando os valores obtidos no Índice de Integridade Ecológica e no Índice Químico; porém, o Índice de Integridade Ecológica é mais rigoroso na avaliação da qualidade ambiental dos ecossistemas lóticos, indicando uma proporção maior de ambientes com impacto moderado.

A condutividade é o parâmetro de maior importância na estruturação das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e é considerada como uma métrica a ser avaliada, associada aos dados biológicos.

A análise da amplitude de ocorrência dos táxons em diferentes condições ambientais, definidas pela condutividade e pelo Índice Químico, possibilitou determinar a valência ecológica de 38 táxons de macroinvertebrados bentônicos, os quais foram incorporados no Índice de Integridade Ecológica como indicadores de ambientes íntegros ou pouco impactados, ambientes com impacto intermediário e ambientes com poluição acentuada.

A identificação de Chironomidae e Baetidae em níveis taxonômicos de gênero e espécies e o conhecimento de suas valências ecológicas são recomendados para o aperfeiçoamento do índice biológico proposto, para sua futura aplicação em ecossistemas lóticos de situação distinta.

O exame usual dos parâmetros físicos e químicos de ecossistemas lóticos é comprovadamente insuficiente para mensurar sua qualidade. O monitoramento biológico pode revelar os efeitos da poluição não detectada pelo monitoramento químico, porque as condições químicas recuperam-se rapidamente, devido às propriedades de autodepuração de ambientes lóticos, enquanto a recuperação completa das comunidades biológicas pode refletir situações de longo prazo. A análise das comunidades aquáticas, juntamente com as análises físico-químicas permite verificar com mais precisão a integridade dos ecossistemas lóticos.

O aumento da utilização, e a consequente degradação dos recursos hídricos nos últimos anos demanda uma ferramenta de biomonitoramento adequada para a avaliação ecológica das águas correntes. A criação do Índice de Integridade Ecológica, um novo índice biológico para avaliação da integridade ambiental em ecossistemas lóticos da serra nordeste do Rio Grande do Sul, representa um avanço em direção ao estabelecimento de programas de biomonitoramento e poderá auxiliar na gestão dos recursos hídricos da região.

Os resultados aqui apresentados serviram como base para compor um modelo pioneiro

de avaliação ecológica das águas correntes da região da serra nordeste do Rio Grande do Sul. A continuação dos estudos sobre os táxons de invertebrados aquáticos existentes na região e sua utilização como bioindicadores das condições ecológicas deve ser realizada a fim de agregar conhecimentos que podem auxiliar a aprimorar o Índice de Integridade Ecológica proposto, para torná-lo uma ferramenta útil ao monitoramento ambiental.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alba-Tercedor, J.; Sanchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simples para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). **Limnetica**. 4: 51-56.
- Allan, J.D.; Castillo, M.M. (2007). **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. 2nd Edition. Springer, NY. 444p.
- Alonso, A.; Camargo, A.J. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. **Ecosistemas**. 14: 87-99.
- APHA – American Public Health Association. (1998). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington. 964 p.
- Araújo, F.G. (1998). Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**. 58: 547-558.
- Arias, A.R.L.; Buss, D.F.; Albuquerque, C.; Inácio, A.F.; Freire, M.M.; Egler, M.; Mugnai, R.; Baptista, D.F. (2007). Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. **Ciência & Saúde Coletiva**. 12: 61-72.
- 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, Version 1.0**. EVK1-CT1999-0002, AQEM, Essen, 198p.
- Azevêdo, C.A.S.; Hamada, N. (2008). Megaloptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). **Disponível (online)** <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline> (18 de junho).
- Bach, E. (1986). Ein chemischer Index zur Überwachung der Wasserqualität in Fließgewässern. **Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen**. 4/5: 102-106.
- Baldan, L.T. (2006). Composição e diversidade da taxocenose de macroinvertebrados bentônicos e sua utilização na avaliação da qualidade da água no rio do Pinto Morretes, Paraná, Brasil. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. 83 p.
- Baptista, D.F.; Dorvillé, L.F.M.; Buss, D.F.; Nessimian, J.L. (2001). Spatial and temporal organization of aquatic insects assemblages in the longitudinal gradient of a tropical river.

- Revista Brasileira de Biologia.** 61: 295-304.
- Baptista, D.F.; Buss, D.F.; Egler, M.; Giovanelli, A.; Silveira, M.; Nessimian, J.L. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest Streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia.** 575: 83-94.
- Baptista, D.F. (2008). Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento. **Oecologia Australis.** 12: 339-345.
- 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, D.C.
- Benetti, C.J.; Fiorentin, G.L.; Cueto, J.A.R.; Neiss, U.G. (2006). Chaves de identificação para famílias de coleópteros aquáticos ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation.** 1: 24-28.
- Bispo, P.C.; Froehlich, C.G.; Oliveira, L.G. (2002). Stonefly (Plecoptera) fauna of streams in a mountainous area of Central Brazil: abiotic factors and nymph density. **Revista Brasileira de Zoologia.** 19: 325-334.
- Bispo, P.C.; Oliveira, L.G.; Bini, L.M.; Sousa, K.G. (2006). 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.** 66: 611-622.
- Bouchard, R.W. (2004). **Guide to aquatic macroinvertebrates of the upper midwest.** Water Resources Center, University of Minnesota, St Paul, MN. 208p.
- BRASIL. Lei nº 9433/1997 – “Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.” – Data da legislação: 08/01/1997 - Publicado no D.O.U nº 6, de 09/01/1997, seção 1, p. 470.
- BRASIL. Resolução CONAMA Nº 357/2005 - "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." - Data da legislação: 17/03/2005 - Publicação D.O.U nº 053, de 18/03/2005, pp. 58-63.
- Buckup, L.; Bond-Buckup, G. (1999). **Os Crustáceos do Rio Grande do Sul.** 1.ed. Porto Alegre: Editora Da Universidade (UFRGS). 514p.
- Bond-Buckup, G. (org.). 2008. **Biodiversidade dos Campos de Cima da Serra.** Porto

- Alegre: Libretos. 196 p.
- Buckup, L.; Bueno, A.A. P.; Bond-Buckup, G.; Casagrande, M.; Majolo, F. (2007). The benthic macroinvertebrate fauna of highland streams in southern Brazil: composition, diversity and structure. **Revista Brasileira de Zoologia**. 24: 294-301.
- Bueno, A.A.P.; Bond-Buckup, G.; Ferreira, B.D.P. (2003). Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 20: 115-125.
- Buffagni, A.; Erba, S.; Cazzola, M.; Murray-Bligh, J.; Soszka, H.; Genoni, P. (2006). The STAR common metrics approach to the WFD intercalibration process: Full application for small, lowland rivers in three European countries. **Hydrobiologia**. 566: 379-399
- Buffon, P.; Schäfer, A. (2009). Integridade ambiental de rios e arroios da Região Nordeste do Rio Grande do Sul. In: XVII Encontro de Jovens Pesquisadores da UCS, Caxias do Sul. **Livro de Resumos do XVII Encontro de Jovens Pesquisadores da UCS**. Caxias do Sul, 2009.
- Buss, D.F.; Baptista, D.F.; Silveira, M.P.; Nessimian, J.L.; Dorvillé, L.F.M. (2002). Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia**. 481: 125–136.
- Buss, D.F.; Baptista, D.F.; Nessimian, J.L. (2003). Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**. Rio de Janeiro, 19: 465-473.
- Buss, D.F.; Salles, F.F. (2007). Using baetidae species as biological indicators of environmental degradation in a Brazilian river basin. **Environmental Monitoring and Assessment**. 130: 365-372.
- Buss, D.F.; Oliveira, R.B.; Baptista, D.F. (2008). Monitoramento biológico de ecossistemas aquáticos continentais. **Oecologia Australis**. 12: 425-441.
- Buss, D.F. (2008). Desenvolvimento de um índice biológico para uso de voluntários na avaliação da qualidade da água de rios. **Oecologia Australis**. 12: 520-530.
- Callisto, M.; Esteves, F.A.; Gonçalves, J.F. Jr.; Fonseca, J.J.L. (1998). Benthic macroinvertebrates as indicators of ecological fragility of small rivers (igarapés) in a bauxite mining region of Brazilian Amazonia. **Amazoniana**. 15:1-9.
- Callisto, M.; Moretti, M.; Goulart, M. (2001a). Macroinvertebrados bentônicos como ferramentas para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. 6: 71-82.
- Callisto, M.; Moreno, P.; Barbosa, F.A.R. (2001b). Habitat diversity and benthic functional

- trophic groups at Serra do Cipo, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**. 61: 259 – 266.
- Calor, A.R. (2007). Trichoptera. In: Guia on-line de Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. **Disponível (online)** http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/index_trico. (23 de outubro).
- Calor, A.R. (2011). Checklist dos Trichoptera (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**. 11: 619-630.
- Campello, F.D.; Braga, C.F.; Gonçalves, C.V.; Gonçalves, C.S.; Fuhro, D.; Santos, J.E.; Rodrigues, G.G.; Guerra, T.; Hartz, S.M. (2005). Avaliação preliminar da qualidade das águas da Floresta Nacional de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**. Porto Alegre, 3: 047-064.
- Carbayo, F.; Froehlich, E.M. (2008). Estado do conhecimento dos macroturbelários (Platyhelminthes) do Brasil. **Biota Neotropica**. 8: 177-197.
- Carvalho, F.T.; Galo, M.L.B.T.; Velini, E.D.; Martins, D. (2003). Plantas aquáticas e nível de infestação das espécies presentes no reservatório de barra bonita, no rio Tietê. **Planta Daninha**. 21: 15-19.
- Cavagnolli, M. (2010). Distribuição e ecologia de Plecoptera (Insecta) em arroios do nordeste do Rio Grande do Sul. **Trabalho de Conclusão de Curso**. (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade de Caxias do Sul.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. (2009). Índices de Qualidade das Águas. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo, Brasil. São Paulo: CETESB. 310p.
- Chessman, B.C. (1999). Predicting the macroinvertebrate faunas of rivers by multiple regression of biological and environmental differences. **Blackwell Science**. 41: 747-757.
- Clarke, R.T.; Wright, J.F.; Furse, M.T. (2003). RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrates fauna and assessing the ecological quality of rivers. **Ecological modeling**. 160: 219-233.
- Copatti, C.E.; Schirmer, F.G.; Machado, J.V.V. (2010). Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. **Perspectiva**. 34: 79-91.
- Couceiro, S.R.M.; Hamada, N.; Forsberg, B.R.; Pimentel, T.P.; Luz, S.L.B. (2012). A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators**. 18: 118-125.

- Crisci-Bispo, V.L.; Bispo, P.C.; Froehlich, C.G. (2007). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages in litter in a mountain stream of the Atlantic Rainforest from Southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 24: 545-551.
- Czerniawska-Kusza, I. (2005). Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment. **Limnologia**. 35: 169-176.
- Davies, P. (2007). AusRivAS: its utility, possible future governance and funding arrangements. **Report to Department of the Environment and Water Resources**. 16 p.
- De Pauw, N.; Wanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment for watercourses in Belgium. **Hydrobiologie**. 100: 153-168.
- Egler, M. (2002). Utilizando a Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Avaliação da Degradação de Ecossistemas de Rios em Áreas Agrícolas. **Dissertação de Mestrado**. Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. 166 p.
- EPA – Environmental Protection Agency. (2012a). Clean Water Act (Federal Water Pollution Control Amendments of 1972) **Disponível (online)** <http://www.epa.gov/lawsregs/laws/cwa.html> (23 de agosto).
- EPA – Environmental Protection Agency. (2012b). Water: Monitoring & Assessment – Conductivity. **Disponível (online)** <http://water.epa.gov/type/rsll/monitoring/vms59.cfm> (6 de julho).
- Epler, J. H. (2001). **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina**. North Carolina, North Carolina Dep. Envir. Natural Resources, Div. Water Quality, 526p.
- Esteves, F.A.; Leal, J.J.F.; Callisto, M. (2011). Comunidade Bentônica. In: **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, p. 581-607.
- European Community (EC), 2000. **Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy**. Official Journal of the European Communities L 327, 22.12.2000, 1-72.
- Fernandes, A.D.M. (2007). Macroinvertebrados bentônicos como indicadores biológicos de qualidade da água: proposta para elaboração de um índice de integridade biológica. **Tese de Doutorado**. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade de Brasília. Brasília, Brasil.
- Fernández, H.R.; Domínguez, E. (2001). **Guia para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Universidade de Tucumán, San Miguel de Tucumán, 282p.

- Ferreira, W.R.; Rodrigues, D.N.; Alves, C.B.M.; Callisto, M. (2012). Biomonitoramento de longo prazo da bacia do Rio das Velhas através de um índice multimétrico bentônico. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. 17: 253-259.
- Fetter, A. B. (2010). Avaliação química de arroios nos municípios de São Marcos e Antônio Prado. **Trabalho de Conclusão de Curso**. (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade de Caxias do Sul.
- Friedrich, G., Chapman, D., Beim, A. (1996). **The use of biological material in water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**, 2nd ed. Deborah Chapman (ed.). E & FN Spon, New York.
- Galdean, M. Callisto, M.; Barbosa, F.A.R. (1999). Benthic macroinvertebrate of the headwaters of River São Francisco (National Park of Serra da Canastra, Brazil). **Travaux Du Muséum National D'histoire Naturelle "Grigore Antipa"**. 16: 455-464
- Galdean, M.; Callisto, M.; Barbosa, F.A.R. (2000). Lotic ecosystems of Serra do Cipó, Southeast Brazil: water quality and a tentative of classification based on the benthic macroinvertebrates community. **Aquatic Ecosystem Health & Management**. 3: 545-552.
- Ghetti, P.F. (1986). I macroinvertebratin analisi di qualità dei corsi d'acqua. **Manuale di applicazione**. 169 p.
- Gonçalves, F.B. (2007). Análise comparativa de índices bióticos de avaliação de qualidade de água, utilizando macroinvertebrados, em um rio litorâneo do estado do Paraná. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná. 52p.
- Gonçalves, F.B.; Menezes, M.S. (2011). A comparative analysis of biotic indices that use macroinvertebrates to assess water quality in a coastal river of Paraná state, southern Brazil. **Biota Neotropica**. 11: 26-36.
- Goulart, M.; Callisto, M. (2003). Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**. Ano 2, nº 1.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. (2001). **PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis**. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hasenack, H.; Cordeiro, J.L.P.; Both, R. (2009). Unidades de Paisagem. In: Boldrini, I.I. (org.), **Biodiversidade dos campos do planalto das araucárias**. Brasília: MMA, 240 p.
- Harris, J.H.; Silveira, R. (1999). Large – scale assessments of river health using a Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. **Freshwater Biology**. pp.235-252.

- Hawkes, H.A. (1997). Origin and development of the Biological Monitoring Working Party score system. Technical note. **Water Research**, 32: 964-968.
- Hellawell, J.M. (1986). **Biological Indicators of freshwater pollution and environmental management**. Elsevier Applied Science, London. 546p.
- Hepp, L.U.; Milesi, S.V.; Biasi, C.; Restello, R.M. (2010). Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**. 27: 106–113.
- Hering, D.; Moog, O.; Sandin, L.; Verdonschot, P.F.M. (2004). Overview and application of the AQEM assessment system. **Hydrobiologia**. 516: 1-20.
- Junqueira, M.V.; Campos, M.C.S. (1991). Notas preliminares sobre o desenvolvimento de métodos bioindicadores de qualidade da água em ambientes lóticos tropicais. **Arquivos de Biologia e Tecnologia**. 34: 109-124.
- Junqueira, M.V.; Campos, M.C.S. (1998). Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**. 10: 125–135.
- Junqueira, M.V.; Amarante, M.C.; Dias, C.F.S.; França, E.S. (2000). Biomonitoramento da qualidade das águas da Bacia do Alto Rio das Velhas (MG/Brasil) através de macroinvertebrados. **Acta Limnologia Brasiliensia**. 12: 73-87.
- Junqueira, M.V.; Friedrich, G.; Araújo, P.R.P. (2010). A saprobic index for biological assessment of river water quality in Brazil (Minas Gerais and Rio de Janeiro states). **Environmental Monitoring and Assessment**. 163: 545-554.
- Karr, J.R.; Dudley, D.R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**. 5:55-68.
- König, R.; Suzin, C.R.H.; Restello, R.M.; Hepp, L.U. (2008). Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**. 3: 84-93.
- Krebs, C.J. (1999). **Ecological Methodology**. 2nd. ed., A. Wesley Longman, NY, USA.
- Lecci, L.S.; Froehlich, C.G. (2007). Plecoptera. In: Levantamento e biologia de Insecta e Oligochaeta aquáticos de sistemas lóticos do Estado de São Paulo. **Disponível (online)** <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce> (16 de junho).
- Lopretto, E. C.; Tell, G. (1995). **Ecosistemas de aguas continentales: metodología para su estudio**. La Plata: Edicione Sur. 1401 p.
- Loyola, R.G.N.; Brunkow, R.F. (2001). Monitoramento da qualidade das águas de efluentes da margem esquerda do Reservatório de Itaipu, Paraná, Brasil, através da análise

- combinada de variáveis físico-químicas, bacteriológicas e de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores. Curitiba, IAP. **Relatório Técnico**, 26p.
- Magalhães, D.P.; Ferrão-Filho, A.S. (2008). A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**. 12: 355-381.
- Mariano, R. (2007). Trichoptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). **Disponível (online)** <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline> (20 de novembro).
- Marques, M.M.G.S.M.; Barbosa, F.A.R.; Callisto, M. (1999). Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in South-east Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**. 59: 553-561.
- McLellan, Ian D.; Zwick, P. (2007). New species of and keys to South American Gripopterygidae (Plecoptera). **Illiesia**. 3: 20-42.
- Melo, A.S.; Hepp, L.U. (2008). Ferramentas estatísticas para análises de dados provenientes de biomonitoramento. **Oecologia Australis**. 12: 463-486.
- Melo, A.S. (2009). Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables. **Zoologia** (Curitiba, Impr.) 26: 79-84.
- Moore, A.A.; Palmer, M.A. (2005). Invertebrate biodiversity in agricultural and urban headwater streams: implications for conservation and management. **Ecological Applications**. 15: 1169-1170.
- Monaghan, K.A.; Soares, A.M.V.M. (2012). Bringing new knowledge to an old problem: Building a biotic index from lotic macroinvertebrate traits. **Ecological Indicators**. 20: 213–220.
- Monteiro, T.R.; Oliveira, L.G.; Godoy, B.S. (2008). Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos: Adaptação do índice biótico BMWP' à bacia do rio Meia Ponte-GO. **Oecologia Australis**. 12: 553-563
- Moreno, P; França, J.S.; Ferreira, W.L.; Paz, A.D. Monteiro, I.M.; Callisto, M. (2009). Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. **Hydrobiologia**. 12 p.
- Moulton, T.P. (1998). Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. p. 281-298. In: Nessimian, J.L.; A. L. Carvalho (eds), **Ecologia de Insetos Aquáticos (Oecologia Brasiliensis vol V)** PPGEUFRJ, Rio de Janeiro.
- Moya, N.; Hughes, R.M.; Domínguez, E.; Gibon, F-M.; Goitia, E.; Oberdoff, T. (2011). Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. **Ecological Indicators**. 11: 840–847.

- Mugnai, R.; Oliveira, R.B.; Carvalho, A. L.; Baptista, D.F. (2008). Adaptation of the Indice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro State, Brazil. **Tropical Zoology**. 21: 57-74.
- Mugnai R.; Nessimian, J.L.; Baptista, D.F. (2010). **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 1° ed. 176p.
- Mugnai, R.; Buss, D.F.; Oliveira, R.B.O.; Sanfins, C.; Carvalho, A.L.; Baptista, D.F. (2011). Application of the biotic index IBE-IOC for water quality assessment in wadeable streams in south-east Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 23: 74-85.
- Mustow, S.E. (2002). Biological monitoring of rivers in Thailand: use and adaptation of the BMWP score. **Hydrobiologia**. 479: 191-229.
- Oliveira, R.B.S.; Castro, C.M.; Baptista, D.F. (2008). Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**. 12: 487-505.
- Oliveira, R.B.S.; Castro, C.M.; Baptista, D.F.; Mugnai, R.; Castro C.M.; Hughes, R.M. (2011). Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiaçu-Macau Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators**. 11: 1584–1593.
- Parsons, M., Thoms, M.; Norris, R. (2002). **Australian River Assessment System: Review of Physical River Assessment Methods — A Biological Perspective**. Monitoring River Health Initiative Technical Report no 21, Commonwealth of Australia and University of Canberra, Canberra.
- Pavé, P.J.; Marchese, M. (2005). Invertebrados bentônicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). **Ecología Austral**. 15: 183-197.
- Pavluk, T.I., Bij de Vaate, A.; Leslie, H.A. (2000). Development of an index of trophic completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. **Hydrobiologia**. 427: 135-141.
- Paz, A.; Moreno, P., Rocha, L.; Callisto, M. (2009). Efetividade de áreas protegidas na conservação da qualidade das águas e biodiversidade aquática em sub-bacias de referência no Rio das Velhas (MG). **Neotropical Biology & Conservation**. 3: 149-158.
- Peel, M.C.; Finlayson, B.L.; McMahon, T.A. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**. 11: 1633–1644.
- Pennak, R.W. (1978). **Fresh-water invertebrates of the United States**. John Wiley, New York. 767 p.

- Pérez, G.R. (1996). **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Fondo Fen Colombia, Colciencias, Universidad de Antioquia, 217p.
- Perrin, C.J., Bennett, S.; Linke, S.; Downie, A.J.; Tamblyn, G.; Ells, B.; Sharpe, I.; Bailey, R.C. (2007). **Bioassessment of streams in north-central British Columbia using the reference condition approach**. Report prepared by Limnotek Research and Development Inc. and B.C. Ministry of Environment for the B.C. Forest Science Program. 135p.
- Pes, A.M.O.; Hamada, N. Nessimian, J.I (2005). Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**. 49(2): 181-204.
- Petts, G.; Calow, P. (1996). River biota: diversity and dynamics. Osney Mead, Oxford, **Blackwell Science**. 257p.
- Pinho, L.C. (2008). Diptera. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). **Disponível (online)** <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline> (14 de outubro).
- Plafkin, J.L.; Barbour, M.T.; Porter, K.D.; Gross, S.K.; Hughes, R.M. (1989). Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. EPA 440/4-89/001. **EPA, Office of Water**, Washington. 170p.
- Plotnikoff, R.W.; Wiseman, C. (2001). Benthic macroinvertebrate biological monitoring protocols for Rivers and streams. **Washington State Department of Ecology**, Washington. 34 p.
- Pompêo, M. (2008). Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. **Oecologia Australis**, 12: 406-424.
- Queiroz, J.F., Trivinho-Strixino, S.; Nascimento, V.M.C. (2000). Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade de água da bacia do médio São Francisco. **Série Comunicado Técnico da Embrapa Meio Ambiente**, 3: 1-4.
- Queiroz, J.F.; Silva, M.S.G.M; Trivinho-Strixino, S. (2008). **Organismos Bentônicos: biomonitoramento da qualidade de água**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 91p.
- Ribeiro, L.O. (2007). Resistência e resiliência de macroinvertebrados frente a perturbações físicas em riachos. **Tese de Doutorado**. Insituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista. Botucatu, São Paulo. 71 p.
- Rocha, O. (2003). Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil: Águas doces (versão preliminar). **Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de**

- Biodiversidade e Florestas, Brasília.** 70 p.
- Roldán-Pérez, G. (1988). **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Bogotá**, Editorial Presença. 217 p.
- Roque, F.O.; Trivinho-Strixino, S. (2000). Avaliação preliminar da qualidade da água dos córregos do Município de Luiz Antônio (SP) utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores: subsídios para o monitoramento ambiental. **Ciências Biológicas e do Ambiente.** 2: 21-34.
- Rosenberg, D.M.; Resh, V.H. (1993). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates.** Chapman & Hall, London, 486 p.
- Salles, F.F., Silva, E.R.; Hubbard, M.D.; Serrão, J.E. (2004). As espécies de Ephemeroptera (Insecta) registradas para o Brasil. **Biota Neotropica.** 4: 1-34.
- Schäfer, A. (1985). **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais.** 1ºed. Porto Alegre: UFRGS. 532 p.
- Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. **Ecotropicos** 16 (2): 45-63.
- Segura, M.O., Valente-Neto, F.; Fonseca-Gessner, A.A. (2011). Family level key to aquatic Coleoptera (Insecta) of Sao Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica.** 11(1): 393-412.
- Silveira, M.P.; Baptista, D.F.; Buss, D.F.; Nessimian, J.L.; Egler, M. (2005). Application of biological measures for stream integrity assessment in south-east Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment.** 101: 117–128.
- Silvestrin, L.M. (2008). Bioindicação e função da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em ecossistemas lóticos subtropicais do sul do Brasil. 2008. **Trabalho de Conclusão de Curso.** (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade de Caxias do Sul.
- Sonego, R.C.; Backes, A.; Souza, A.F. (2007). Descrição da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil, utilizando estimadores não-paramétricos de riqueza e rarefação de amostras. **Acta botânica brasilica.** 21: 943-955.
- Souza, L.O.I; Costa, J.M.; Oldrini, B.B. (2007). Odonata. In: Guia on-line: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo. Froehlich, C.G. (org.). **Disponível online** <http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline> (7 de janeiro).
- Stark, J.D.; Boothroyd, I.K.G; Harding, J.S. (2001). **Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams.** New Zeland Macroinvertebrate Working Group Repost N°1, Ministry for the Environment, p.57.
- Stark, J.D.; Maxted, J.R. (2007). **A user guide for the Macroinvertebrate Community**

- Index. Prepared for the Ministry for the Environment.** Cawthron Report No.1166. 58p.
- Strahler, H.N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. **American Geophysical Union Transactions**. 38: 913-920.
- Streher, A.S.; Schäfer, A. (2006). Aplicação do Índice Químico no perfil longitudinal do rio Três Forquilhas. In: XVIII Salão de Iniciação Científica - UFRGS, **CD de resumos**. Porto Alegre, 2006.
- Streher, A.S.; Schäfer, A. (2007a). Avaliação do estado trófico e aplicação do Índice Químico (BACH, 1980) em arroios dos Campos de Cima da Serra, RS.. In: III Jornada de Iniciação Científica do Meio Ambiente, **CD de resumos**. Porto Alegre, 2006.
- Streher, A.S.; Schäfer, A. (2007b). Utilização do Índice Químico (BACH, 1980) no Rio Três Forquilhas, RS, como instrumento de avaliação da qualidade da água. In: 14º Jornada Nacional de Iniciação Científica, Belém. **Livro de Resumos da 14º Jornada Nacional de Iniciação Científica – SBPC**, Belém, 2007.
- Strohschoen, A.A.G. (2011). Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia hidrográfica do rio Forqueta (RS, Brasil) em múltiplas escalas espaciais. **Tese de Doutorado**. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Rio Grande do Sul. 56 p.
- Sylvestre, S.M.; Fluegel, M.; Tuominen, T. (2005). **Benthic Invertebrate Assessment of Streams in the Georgia Basin using the Reference Condition Approach: Expansion of the Fraser River Invertebrate Monitoring Program 1998-2002**. Environment Canada, Vancouver BC. EC/GB/04/81 194 p.
- Tercedor, J.A. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In: **Simpósio del agua en Andalucía (SIAGA)**, Almeria: p.203-213.
- Tomanova, S.; Tedesco, P.A. (2007). Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de *Anacroneuria* spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. **Revista de Biología Tropical**. 55: 67-81
- Valentin, J.L. (2012). **Ecologia Numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência. 168p.

ANEXO 1

PROTOCOLO DE CAMPO

1. Data ____/____/____ 1.1 Horário: _____
2. Ponto: _____ 2.1 Altitude: _____
3. Curso da água: _____ 3.1 Largura Média do Local: _____
4. Referência do Local: _____
5. Localização Georeferencial: X _____ Y _____
6. Condições meteorológicas (últimos três dias): _____
7. Data da última chuva: _____
8. Profundidade média do local:

<10cm	10 – 30cm	30 – 50 cm	50 – 100cm	>100cm
-------	-----------	------------	------------	--------

9. Tipo de fundo

- Pedras/rochas Cascalho Arenoso Lodoso Misto

10. Velocidade da água:
- Muito rápida (água apresenta turbilhões) Lenta (água flui lentamente, quase não se observa movimento)
- Rápida (fluxo rápido, mas sem formação de turbilhões) Parada (não se observa movimento)
- Média (água flui com movimento bem evidente)

11. Transparência da água:
- Límpida Turva (vê-se o fundo com dificuldade)
- Pouco turva (vê-se o fundo com facilidade) Muito turva

12. Vegetação aquática do local de coleta:
- Ausente Musgos
- Ausente, mas presença imediatamente à montante Apenas plantas completamente submersas (excluindo musgos)
- Presente, mas escassa Plantas com uma parte fora da água
- Abundante

13. Características Físicas

Ponto	T (°C) Ar	T(°C) Água	O ₂ (mg/L)	O ₂ (%)	Cond (µs/cm)	pH

14. DBO-5

Diluição:	Frasco Número	Valor Inicial	Valor após 5 dias	Diferença	Média: _____
_____					X
_____					Diluição: _____
_____					=

DBO₅ Valor Final: _____

15. Características químicas

N-NH ₃	N-NO ₃	P-PO ₄	Clorofila A	Turbidez

Observações: