



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ / CAMPUS DE CASCAVEL
CENTRO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA
SISTEMAS BIOLÓGICOS E AGROINDUSTRIAIS
RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL



**VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA MICROBACIA DO RIO LONTRA NA
REGIÃO SUDOESTE DO ESTADO DO PARANÁ.**

SÉRGIO BAZILIO

CASCAVEL – PR

Fevereiro – 2014

SÉRGIO BAZILIO

**VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA COMUNIDADE DE
MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA MICROBACIA DO RIO LONTRA NA
REGIÃO SUDOESTE DO ESTADO DO PARANÁ.**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação “*Stricto Sensu*” em Engenharia Agrícola, em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Marcio Antonio Vilas Boas

CASCADEL – PR

Fevereiro – 2013

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)
Ficha catalográfica elaborada por Jeanine da Silva Barros CRB-9/1362

B349v

Bazilio, Sérgio

Variabilidade de espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na Microbacia do Rio Lontra na Região Sudoeste do Estado do Paraná. / Sérgio Bazilio — Cascavel, PR: UNIOESTE, 2014.
111 f. ; 30 cm.

Orientador: Prof. Dr. Márcio Antonio Vilas Boas
Tese (Doutorado) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná.
Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia Agrícola,
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas.
Bibliografia.

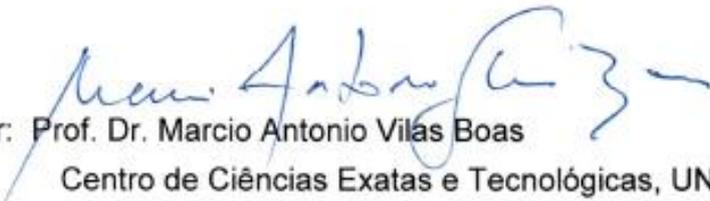
1. Descritores ambientais. 2. Morfometria. 3. Diversidade. 4. Modelo amostral hierárquico. 5. Partição de variância. 6. Mesohabitats. I. Universidade Estadual do Oeste do Paraná. II. Título.

CDD 21. ed. 551.48

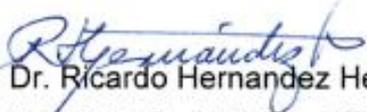
SERGIO BAZILLIO

"Variabilidade espaço temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na microbacia do Rio Lontra na Região Sudoeste do Estado do Paraná"

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação "*Stricto Sensu*" em Engenharia Agrícola em cumprimento parcial aos requisitos para obtenção do título de doutor em Engenharia Agrícola, área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, **aprovada** pela seguinte banca examinadora:


Orientador: Prof. Dr. Marcio Antonio Vilas Boas
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE


Prof.^a Dr.^a Yara Moretto
Coordenação de Biotecnologia, UFPR


Prof. Dr. Ricardo Hernandez Hernandez
Departamento de Agrárias, UTFPR


Prof.^a Dr.^a Dinéia Tessaro
Coordenação de Engenharia Ambiental, UTFPR


Prof. Dr. Eloy Lemos de Mello
Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UNIOESTE

BIOGRAFIA

Sérgio Bazilio, nascido em 15/08/1966 natural de Guarapuava – PR, concluiu o ensino médio em 1988 e no ano de 1989 prestou vestibular para a Universidade Estadual do Centro-Oeste – UNICENTRO e foi aprovado para cursar a graduação em Ciências Biológicas Licenciatura Plena. Obteve o diploma de licenciado em Biologia em 1994, ano em que prestou seleção para cursar mestrado na Universidade Federal do Paraná (UFPR). Cursou entre 1995 a 1997 Mestrado em Ciências Biológicas, conceito CAPES 5, com área de concentração em Entomologia. Teve como trabalho de dissertação o seguinte tema: “Melissocenose de uma área restrita de Floresta de Araucária do Distrito do Guará (Guarapuava, PR)” sob a orientação do professor Dr. Sebastião Laroca. Trabalhou como professor do curso de Biologia da Universidade Paranaense (UNIPAR), Campus de Francisco Beltrão, Centro Universitário de Palmas (UNICS), Faculdade Novo Ateneu de Guarapuava, PR entre os anos de 1998 e 2003, onde ministrou disciplinas de Zoologia, Ecologia, Estágio Supervisionado em Ciências e Biologia, Metodologia do Ensino de Ciências e Biologia, Saúde Ambiental, Paleontologia, Geologia, entre outras. Atualmente, é professor assistente do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual do Paraná (UNESPAR) – Campus de União da Vitória, PR onde trabalha com as disciplinas de Zoologia de Invertebrados e Vertebrados. No ano de 2010, ingressou no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, sob a orientação do Prof. Dr. Márcio Antônio Vila Boas, cujo tema estudado foi: Estudo da Variabilidade Espaço-temporal da Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos na Microbacia do Rio Lontra na Região Sudoeste do Estado do Paraná.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, pela educação, apoio, preocupação e afeto, apesar da distância;

Aos meus filhos e esposa, pela paciência e incentivo;

Ao Prof. Dr. Márcio Antônio Vila Boas, pela orientação, dedicação e disponibilidade, imprescindíveis à realização deste trabalho;

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da UNIOESTE, Campus Cascavel, PR, pela qualidade de ensino e aprendizado;

A FUNDAÇÃO ARAUCÁRIA de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Paraná, vinculada à Secretaria de Estado da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior do Estado do Paraná (SETI) pelo apoio financeiro ao projeto de pesquisa e pela bolsa de estudos através do Programa de Apoio à Verticalização do Ensino Superior Estadual Bolsas de Mestrado e Doutorado através do Edital através da Chamada de Projetos nº 14/2010;

À Universidade Estadual do Paraná, na pessoa do Diretor Bacharel Valderley Sanches pelo afastamento para cursar a pós-graduação;

Aos colegas do Curso de Ciências Biológicas da UNESPAR – Campus de União da Vitória, por assumirem as aulas que ministro enquanto cursava a pós-graduação;

Às minhas estagiárias, Cláudia Golec, Elvira de Bastiani e Cleunisse Lopes Nepomucemo, que me auxiliaram na coleta e identificação dos macroinvertebrados bentônicos;

A todas as pessoas que, de alguma forma, colaboraram para a concretização deste trabalho.

VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA MICROBACIA DO RIO LONTRA NA REGIÃO SUDOESTE DO ESTADO DO PARANÁ

RESUMO

Os macroinvertebrados bentônicos constituem uma importante comunidade em riachos, pois participam do fluxo de energia, logo são um importante recurso alimentar para níveis tróficos adjacentes e superiores. Formam uma fauna bastante diversificada e a estrutura dessa comunidade pode ser influenciada por diversos fatores ambientais, os quais variam no tempo, no espaço e na escala analisada. Realizaram-se amostragens de macroinvertebrados bentônicos e descritores ambientais nos períodos de inverno, primavera e verão de 2012 e outono de 2013 em dez pontos amostrais na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil). O presente estudo objetivou: a) caracterizar morfometricamente a microbacia do Rio Lontra com dados do projeto da Missão do Radar Transportado Espacial (SRTM). b) analisar a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em nível taxonômico de família e de grupos funcionais; c) investigar a variação sazonal (nas quatro estações do ano) e a variação espacial da estrutura da comunidade em função de diferenças espaciais nas características morfofisiográficas dos trechos amostrados; d) identificar a variabilidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em três escalas espaciais (rio, segmento de rio e mesohabitat) com ênfase nas escalas espaciais que melhor explicam a estrutura da comunidade nesta bacia; e) investigar quais descritores ambientais mensurados influenciam a estrutura da comunidade e f) qual porcentagem da variabilidade na riqueza de organismos pode ser explicada pelos descritores ambientais locais mensurados.

Palavras-chave: Descritores ambientais, morfometria, diversidade, modelo amostral hierárquico, partição de variância, mesohabitats.

SPACE-TIME VARIABILITY OF BENTHIC MACROINVERTEBRATE COMMUNITY IN LONTRA RIVER WATERSHED IN SOUTHWESTERN PARANÁ STATE

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrate community is very important to streams, since they make part of the energy flow and are also an important food source for adjacent and upper trophic levels. They form a very diversified fauna and their structure may be influenced by several environmental factors, which vary in time, space and in an analyzed scale. Samples were taken from benthic macroinvertebrates and environmental descriptors during winter, spring and summer of 2012 and autumn of 2013 in ten sampling points in Lontra river watershed (Paraná, Brazil). Thus, this study aimed at: a) characterizing the watershed morphometry in Lontra river with data from the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM); b) analyzing the structure of benthic macroinvertebrate community according to their taxonomic family level and functional groups; c) investigating seasonal variation (during the four seasons) and spatial variation of this community structure due to spatial differences in morphological and physiographic characteristics of the sampled sections; d) identifying the community variability of benthic macroinvertebrates at three spatial scales (river, river segment and mesohabitat) emphasizing spatial scales, which best explain the community structure in this watershed; e) investigating which measured environmental descriptors influence on the community structure and f) which variability percentage in organisms richness can be explained by the measured local environmental descriptors.

Keywords: Environmental descriptors, morphometry, diversity, sample hierarchical model, variance partition, mesohabitats.

SUMÁRIO

Artigo 1: Determinação automática de parâmetros morfométricos da microbacia hidrográfica do Lontra no município de Salto do Lontra-PR, através de dados SRTM	14
Artigo 2: Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região sudoeste do Paraná, Brasil	37
Artigo 3: Escalas de variabilidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região sudoeste do Paraná, Brasil.	72

LISTA DE TABELAS

Artigo 1	Determinação automática de parâmetros morfométricos da microbacia hidrográfica do Lontra no município de Salto do Lontra-PR, através de dados SRTM.	14
Tabela 1:	Resultados obtidos da caracterização morfométrica da microbacia hidrográfica do Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.	32
Artigo 2	Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região sudoeste do Paraná, Brasil.	37
Tabela 1:	Características ambientais dos dez pontos amostrais da microbacia do Rio Lontra (PR, Brasil). Pontos amostrais (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10) e ordem dos rios, segundo sistema de classificação de STRAHLER (1957).	44
Tabela 2:	Descritores ambientais (média e desvio padrão) dos dez locais de amostragem da bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), no inverno, primavera e verão de 2012 e outono de 2013.	48
Tabela 3:	Classificação diamétrica do material do leito (ROSGEN, 1994) e percentual da matéria orgânica do sedimento nos oito locais amostrados da bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), inverno, primavera e verão de 2012 e outono de 2013.	51
Tabela 4:	Abundância total (nº de ind.) de macroinvertebrados bentônicos em dez sítios de amostragem na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10) coletados no inverno, primavera e verão de 2012 e outono de 2013.	53
Tabela 5:	Densidade média (ind/m ²) (D), Riqueza taxonômica (Rt) e Riqueza rarefeita (Rr) obtidas a partir da coleta de macroinvertebrados bentônicos em dez pontos de amostragem (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) no inverno, primavera e verão de 2012 e outono de 2013.	57
Artigo 3	Escalas de variabilidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região Sudoeste do Paraná, Brasil.	72
Tabela 1:	Descritores ambientais dos mesohabitats (rem: remanso; cor: corredeira) pertencentes aos dez sítios amostrais da bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) no verão de 2012. Legenda: Temp.: temperatura da água (°C), Vel.: Velocidade da corrente (m/s), Larg.: Largura do leito do rio (m), pH: potencial hidrogeniônico, ORP: proporção de oxigênio redutor (mg/L), Cond.: Condutividade (µS/cm), Turb.: turbidez (UT), OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L), OD (%): Porcentagem de Oxigênio Dissolvido	

	(%), TDS: Sólidos Totais Dissolvidos (gr/L) e SAL: Salinidade (g/L).	87
Tabela 2:	Composição, abundância e riqueza de macroinvertebrados bentônicos coletados em dez pontos de amostragem na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10) no mesohabitat (rem. = remanso e cor. = corredeira) no verão de 2012.	88
Tabela 3:	Resultados da análise de componentes de variância (<i>nested</i> ANOVA) para riqueza rarefeita de macroinvertebrados bentônicos em três escalas espaciais (entre rios, segmentos dentro de rios, mesohabitats dentro de segmentos e rios). Legenda: FV= Fonte de Variação, gl = graus de liberdade, QM = quadrado médio, F = valor do teste, $p < 0,05$, CV = componentes de variância (em %).	91
Tabela 4:	Resultados da análise de variância multivariada permutacional (permanova) para a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em três escalas espaciais (entre rios, segmentos dentro de rios, mesohabitats dentro de segmentos e rios). Legenda: gl = graus de liberdade, QM= quadrado médio, F = valor do teste, $p < 0,05$.	92
Tabela 5:	Autovalores, correlação espécie/ambiente e porcentagem cumulativa da variância explicada nos três eixos da Análise de Redundância parcial (pRDA) para as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e para os descritores ambientais estudados na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil), amostragem no verão de 2008.	92
Tabela 6:	Correlações inter-set dos dois primeiros eixos da Análise de Redundância parcial (pRDA) com os descritores ambientais registradas na bacia do Lontra (PR, Brasil), amostrados no verão de 2012.	93

LISTA DE FIGURAS

Artigo 1:	Determinação automática de parâmetros morfométricos da microbacia hidrográfica do Lontra no município de Salto do Lontra-PR, através de dados SRTM	14
Figura 1:	Localização da área de estudo e da microbacia do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra no Estado do Paraná.	17
Figura 2:	Modelo Numérico do Terreno (MNT) após a interpolação e discretização do limite da microbacia do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil	24
Figura 3:	Curvas de nível de 20 em 20 m da microbacia hidrográfica do Rio Lontra da entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.	25
Figura 4:	Hidrografia da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.	27
Figura 5:	Sobreposição da hidrografia sobre os intervalos de curvas de níveis da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil	28
Figura 6:	Classes de declividade da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.	29
Figura 7:	Orientação do terreno da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.	31
Artigo 2:	Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região Sudoeste do Paraná, Brasil	37
Figura 1:	Localização da área de estudo e da microbacia do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra no Estado do Paraná.	41
Figura 2:	Pontos de amostragem P1, P2, P3, P4, e P5 pertencentes ao município de Nova Esperança do Sudoeste e P6, P7, P8, P9, P10 ao município de Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná.	42

Figura 3:	Abundância total (nº de ind.) de macroinvertebrados bentônicos coletados nos dez pontos de amostragem da bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), no inverno, primavera e verão de 2012 e outono de 2013.	56
Figura 4:	Dendrograma obtido a partir da Análise de Agrupamento pelo método de Morisita com dados de abundância transformados pela raiz quadrada. Pontos de amostragem P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10 nos períodos do inverno, primavera, verão de 2012 e outono de 2013. Correlação fonética = 0.90.	59
Figura 5:	Abundância total (%) de macroinvertebrados bentônicos pertencentes aos grupos funcionais (raspadores, predadores, detritívoros, coletores-filtradores e coletores de depósitos).	60
Artigo 3:	Escalas de variabilidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região sudoeste do Paraná, Brasil.	72
Figura 1:	Localização da área de estudo e da microbacia do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra no Estado do Paraná.	78
Figura 2:	Pontos de amostragem P1, P2, P3, P4, e P5 pertencentes ao município de Nova Esperança do Sudoeste e P6, P7, P8, P9, P10 ao município de Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná.	80
Figura 3:	Ordenação da similaridade de Bray-Curtis pelo método de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletados no verão de 2012 na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil). Legenda: R = remanso, C = corredeira, P1 a P8 segmentos amostrados. Stress = 0,177.	91
Figura 4:	Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Redundância parcial (pRDA) para os descritores ambientais, famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados em oito pontos de amostragem (segmentos de rio) na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil), verão de 2012.	94
Figura 5:	Partilha da variância da explicabilidade da estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos obtidos pela Análise de Redundância parcial (pRDA), considerando os descritores ambientais (desc. ambientais) e a matriz geográfica (pos. geog.) para as famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) no verão de 2012.	95

LISTA DE QUADROS

Artigo 1:	Determinação automática de parâmetros morfométricos da microbacia hidrográfica do Lontra no município de Salto do Lontra-PR, através de dados SRTM	14
Quadro 1:	Características primárias e índices calculados para a microbacia do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, PR.	20
Quadro 2:	Comprimento total e porcentagem de ocorrência de cada uma das ordens dos cursos d'água da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.	27
Quadro 3:	Quantificação das áreas homogêneas por classes de declividade para a microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.	30
Quadro 4:	Quantificação das áreas homogêneas por classes de exposição, para a microbacia hidrográfica entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.	32
Artigo 2:	Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região sudoeste do Paraná, Brasil.	37
Quadro 1	Pontos de amostragem com os sítios de coletas de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros físicos e químicos entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, região Sudoeste do Paraná.	43
Artigo 3:	Escalas de variabilidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos no Rio Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região Sudoeste do Paraná, Brasil.	72
Quadro 1:	Pontos de amostragem com os sítios de coletas de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros físicos e químicos entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, região Sudoeste do Paraná.	81

Artigo 1. DETERMINAÇÃO AUTOMÁTICA DE PARÂMETROS MORFOMÉTRICOS DA MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO LONTRA NO MUNICÍPIO DE SALTO DO LONTRA-PR, ATRAVÉS DE DADOS SRTM

RESUMO

O presente estudo teve como objetivo caracterizar morfometricamente a microbacia do Rio Lontra com dados da Missão Topográfica do Radar Transportado (SRTM). O estudo foi desenvolvido na microbacia do Rio Lontra, localizado na região Sudoeste do Estado do Paraná. Os dados SRTM foram obtidos a partir do Serviço Geológico do Estados Unidos (USGS), com informação original disponível para a América do Sul se referindo à banda C InSAR, com resolução espacial de 90 m e elipsoide de referência WGS84. A caracterização morfométrica da bacia hidrográfica foi desenvolvida em ArcGIS 9.3 (ESRI, 2006), juntamente com as extensões (plugins) Spatial Analyst e Hidrologia de modelagem. O processamento de dados SRTM consistiu nas seguintes etapas: preencher falhas, direção de fluxo, acúmulo de fluxo e de bacias hidrográficas. As ferramentas de SIG, utilizadas no presente trabalho, permitiram realizar de forma eficiente o modelo digital da microbacia do Rio Lontra. Os procedimentos utilizados contribuíram para determinação dos parâmetros morfométricos da microbacia hidrográfica do Lontra, sendo imprescindíveis à tomada de decisão sob o ponto de vista ambiental. O Modelo Digital de Elevação (MDE), proveniente dos dados SRTM, apresentou elevado potencial de utilização e contribuiu com informações para as ações de planejamento ambiental no âmbito das bacias hidrográficas. O uso de dados SRTM integrados em SIG por contribuírem para a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas podem ser aplicados na gestão dos recursos hídricos e contribuir no processo para a tomada de decisão.

Palavras-chave: Imagens de satélite, sistemas de informação geográfica, morfometria de bacias hidrográficas, modelo digital de elevação.

Article 1. AUTOMATIC DETERMINATION OF MORPHOMETRIC PARAMETERS FROM THE LONTRA RIVER WATERSHED IN SALTO DO LONTRA MUNICIPALITY, PARANÁ STATE, WITH SRTM DATA

ABSTRACT

The present study aimed at characterizing morphometric characteristics of Lontras River watershed with SRTM project data. The study was carried out in Lontras River microbasin in southwestern Paraná State. SRTM data were obtained from the USGS, whose original information is available for South America and refers to InSAR C-band, with 90 m spatial resolution and WGS84 ellipsoid reference. The watershed morphometric characterization was developed in ArcGIS 9.3 (ESRI, 2006), plus the extensions (plugins) *Spatial Analyst* and *Hydrology Modeling*. The SRTM data processing consisted of the following steps: fill gaps, flow and watershed direction. The GIS tools, used in this trial, allowed an efficient use of the digital model in Lontra river watershed. The applied procedures have contributed to determine morphometric parameters of Lontras microbasin, which are essential to a decision-making on an environmental point of view. The Digital Elevation Model (DEM) from SRTM data presented a high potential to be used. It also contributes to inform the actions of environmental planning concerning watersheds. The use of SRTM data, integrated in GIS, has contributed for the morphometric characterization of watersheds and can be applied in water resources management to support the decision-making process.

Keywords: Satellite imagery, geographic information systems, watershed morphometry, digital elevation model.

INTRODUÇÃO

A Lei Federal nº 9.433/97 do Brasil estabelece a bacia hidrográfica como unidade territorial para a aplicação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH). O conhecimento e a fixação dessas unidades básicas envolvem a abrangência de aplicação dos instrumentos da PNRH, tais como: outorga, enquadramentos dos corpos d'água e cobrança pelo uso de recursos hídricos. Assim, padronização e automatização do traçado de bacias hidrográficas e sua morfometria são fundamentais para a efetivação adequada da PNRH, a fim de que se evitem possíveis conflitos de utilização dos recursos hídricos.

Analisar as características morfométricas de bacias hidrográficas é fundamental para a condução de estudos ambientais. É preciso considerar que as características de ordem física e biótica são de fundamental importância no contexto de uma bacia hidrográfica, assim como nos processos do ciclo hidrológico.

A utilização de Sistema de Informações Geográficas – SIG – permite a obtenção qualitativa e quantitativa de dados computacionais geográficos para possibilitar a gestão dos recursos e a aplicação de técnicas otimizadas baseadas em diagnóstico georreferenciado (CAVALLARI, et al., 2007). A partir de um Sistema de coordenadas (latitude, longitude, altitude), de suas propriedades (atributos) e de suas relações (topologia), o SIG descreve aspectos e parâmetros de fenômenos reais em um conjunto de dados espaciais e não espaciais.

A combinação do sensoriamento remoto e do sistema de informação geográfica é essencial para a localização de áreas degradadas e áreas suscetíveis à degradação ambiental. Ressalta-se ainda a importância da utilização do Modelo Digital de Terreno (MDT), obtido dos dados da Shuttle Radar Topography Mission - SRTM integrados em SIG como ferramenta poderosa para oferecer suporte à tomada de decisão (MERCANTE & ANTUNES, 2010).

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo realizar a caracterização morfométrica da microbacia do Rio Lontra a partir de dados do projeto SRTM.

MATERIAL E MÉTODOS

Área em estudo

O estudo foi realizado com base na microbacia do Rio Lontra, localizada entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste (25°54'02"S; 53°15' 44"W) e Salto do Lontra (25°47'02"S; 53°18'31"W), com área aproximada de 17.316 ha e extensão aproximada de 38 km entre os limites do município de Salto do Lontra e 17 km de extensão aproximada no município de Nova Esperança do Sudoeste, onde se encontram as nascentes. Inserida na Região Sudoeste do Estado do Paraná (Figura 1), esta bacia está localizada em um relevo bastante acidentado e faz parte da Bacia do Paraná no Terceiro Planalto Paranaense.

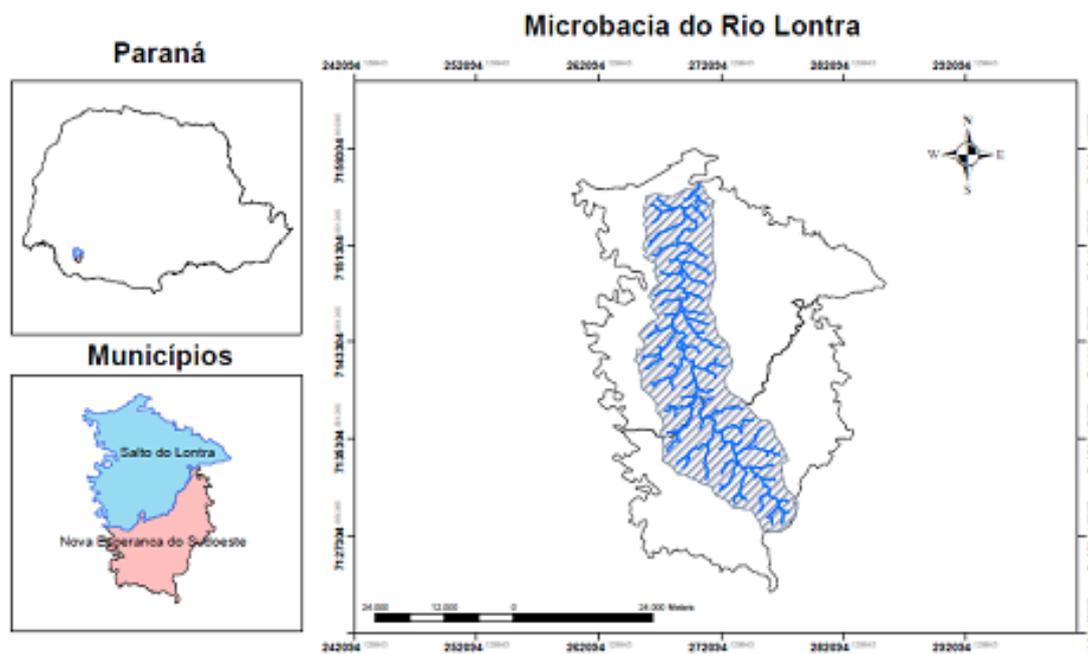


Figura 1. Localização da área de estudo e da microbacia do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra no Estado do Paraná.

Processamento dos dados SRTM

Dados da Missão Topográfica do Radar Transportado (SRTM) foram obtidos junto ao Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS), com informações originais disponíveis para a América do Sul, referentes à banda C do equipamento InSAR. Esses apresentaram resolução espacial de 90 m e elipsoide de referência WGS 84. O processo de caracterização morfométrica da bacia hidrográfica foi desenvolvido no SIG ArcGIS 9.3 (ESRI, 2006), juntamente com as extensões (plugins) *Spatial Analyst* e *Hydrology Modeling*.

Para o processamento dos dados, o SRTM foi subdividido em quatro etapas, sendo: preenchimento de sinks - *fill sinks*; direção de fluxo - *flow direction*; fluxo acumulado - *flow accumulation* e delimitação de bacias - *Watershed*.

O Modelo Numérico do Terreno (MNT) que segue os dados do SRTM apresenta falhas em áreas do globo, que podem ser provenientes da presença de corpos hídricos e também das irregularidades naturais do relevo. Essas são mais frequentes em áreas cuja inclinação da superfície é maior que 20 graus, devido ao sombreamento ocasionado pelo radar (LUEDELING et al., 2007). Tais falhas apresentam-se na forma de pequenas depressões, que podem ser preenchidas por um tratamento dado à matriz de altitudes, de acordo com a função *fill sinks*. Esta função permite correções no MNT, de modo que considera as altitudes dos “pixels” vizinhos para preencher os *sinks*, para suavizar a consistência no mapa de MNT.

A direção de fluxo refere-se às relações hidrológicas entre pontos diferentes dentro de uma bacia hidrográfica. Neste sentido, Rennó et al (2008) enfatizam que a sequência para as direções de fluxo é expressa pelas variáveis topológicas indispensáveis para que uma drenagem funcional possa existir. Assim, há a necessidade de um elemento principal do canal que represente um ponto de convergência, o que significa que devem existir dois ou mais caminhos de fluxos convergentes (curvatura horizontal). Também o perfil do canal deve ser côncavo, com potencial menor para mudar de elevação do que a média dos elementos localizados para cima dele (curvatura vertical).

Para definição da direção de fluxo de água na rede de drenagem, utilizou-se a função *flow direction*, que origina uma grade regular, define as direções de fluxo e adota por base a linha de maior declividade do terreno. Esta nova grade numérica gerada determina a direção de maior declividade de um pixel em relação aos seus oito pixels vizinhos. Deste modo, ocorre a descrição numérica da direção que o fluxo de água irá percorrer.

O valor do fluxo acumulado foi obtido pela função *flow accumulation* com base na grade regular de direção de fluxo. Este fluxo acumulado refere-se à rede hidrográfica; no entanto, é possível obter uma nova grade contendo os respectivos valores de acúmulo de água dentro de cada pixel. A partir da direção de fluxo, o fluxo acumulado é obtido pela soma da área das células (quantidade de células) na direção do fluxo (ou escoamento).

A delimitação de bacias é realizada com base nos mapas de direção de fluxo e fluxo acumulado na função *Watershed*. O respectivo valor de área em cada bacia hidrográfica a ser determinado corresponde à quantidade de células que são

processadas. Como cada célula do MDE, obtida da SRTM, possui pixels de 90 m, a área de cada pixel é equivalente a 8.100 m².

Processaram-se as informações na função *Watershed*, gerando a delimitação das bacias que, na sequência, foram convertidas para o formato vetorial, na função *Raster to Features* da extensão *Spatial Analyst*. Após a delimitação das bacias hidrográficas, utilizou-se o comando *Stream Network* para delimitação da hidrografia, tanto para os resultados da direção de fluxo como para fluxo acumulado, adotando-se o valor 500 como o número mínimo de células para a geração de fluxo.

Foram obtidos ainda resultados de altitude, declividade e informações que serviram para a caracterização morfométrica da bacia, incluindo as variáveis: comprimento da bacia, comprimento do rio principal e ordem dos cursos d'água.

Morfometria da bacia hidrográfica

De posse dos resultados obtidos pela base de dados da SRTM, obtiveram-se as características primárias e os seguintes índices da microbacia do Rio Lontra (Quadro 01).

Quadro 1. Características primárias e índices calculados para a microbacia do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, PR.

Características geométricas	
Área total (A)	Fator de forma (Kf)
Perímetro total (P)	Coeficiente de compacidade (Kc)
Características do relevo	
Declividade média	Altitude média
Declividade máxima	Altitude máxima
Declividade mínima	Altitude mínima
Declividade média dos cursos d'água	Altitude mediana
Características da rede de drenagem	
Ordem dos cursos de água	Gradiente de canais (Gc)
Comprimento do curso principal (Lc)	Densidade de drenagem (Dd)
Comprimento total dos cursos d'água (Lt)	Densidade hidrográfica (Dh)
Comprimento do eixo da bacia (L)	Extensão média do escoamento superficial (I)

O coeficiente de compacidade (K_c), obtido pela Equação 1, relaciona a forma da bacia com um círculo e constitui a relação entre o perímetro da bacia e a circunferência de um círculo de área igual à da bacia (CARDOSO et al., 2006).

$$K_c = 0.28 \frac{P}{\sqrt{A}} \text{ em que:} \quad (\text{Equação 1})$$

K_c – coeficiente de compacidade;

P – perímetro da bacia (m);

A – área de drenagem (m^2).

De acordo com Oliveira et al. (2010), as bacias hidrográficas, cuja forma se aproxima à de um círculo, tendem a proporcionar a conversão do escoamento superficial para um trecho pequeno do rio principal. Assim, quanto mais próximo de um for este índice, maior a potencialidade de picos de enchentes na bacia hidrográfica.

O fator de forma (K_f) relaciona a forma da bacia com a de um retângulo e corresponde à razão entre a largura média e o comprimento axial da bacia (Equação 2).

$$K_f = \frac{A}{L^2} \text{ em que:} \quad (\text{Equação 2})$$

K_f – fator de forma;

A – área de drenagem (m^2);

L – comprimento do eixo da bacia (m).

Uma bacia com K_f baixo possui menor propensão a enchentes do que outra com a mesma área, mas com K_f maior, pois em uma bacia estreita e longa (K_f baixo), ocorre menor possibilidade de ocorrência de chuvas intensas, capazes de cobrir, simultaneamente, toda a sua extensão.

Segundo Cardoso et al. (2006), simultaneamente ao K_c , o índice de circularidade (IC) tende para a unidade à medida que a bacia se aproxima da forma circular e diminui sempre que a forma se torna alongada. No cálculo do IC, utilizou-se a Equação 3.

$$IC = \frac{12.57A}{P^2} \text{ em que:} \quad (\text{Equação 3})$$

IC – índice de circularidade;

A – área de drenagem (m^2);

P – perímetro (m).

A rede hidrográfica foi ordenada de acordo com Strahler (1957), que considera todos os canais sem tributários como de primeira ordem. Os canais de segunda ordem, por outro lado, se originam da confluência de dois canais de primeira ordem e os de terceira ordem, por sua vez, se formam pela junção de canais de ordem 2.

A declividade do terreno consiste na relação da variação de altitude entre dois pontos do terreno e a distância horizontal que os separa. Na obtenção dos dados de declividade, utilizaram-se os MDE gerados a partir das diferentes bases de dados (SRTM) e aplicou-se a função *slope* disponível na extensão *Spatial Analyst* do ArcGIS 9.3.

A densidade de drenagem (Dd) fornece indícios sobre o nível de desenvolvimento do sistema de drenagem em uma bacia hidrográfica. O reconhecimento da sua eficiência é obtido a partir do cálculo de Dd, que é expresso pela relação entre o somatório do comprimento total dos canais e a área da bacia de drenagem, conforme apresentado na seguinte equação (Equação 4).

$$Dd = \frac{L_t}{A} \quad \text{em que:} \quad \text{(Equação 4)}$$

Dd – densidade de drenagem (km km⁻²);

L_t – comprimento total de todos os canais (km);

A – área de drenagem (km²).

A extensão média do escoamento superficial (I) se constitui na distância média em que a água da chuva teria que escoar sobre os terrenos de uma bacia, caso o escoamento ocorresse em linha reta, desde o ponto de queda na bacia até o curso d'água mais próximo (Equação 5).

$$I = \frac{A}{4L_t} \quad \text{em que:} \quad \text{(Equação 5)}$$

A – área de drenagem (km²);

L_t – comprimento total de todos os canais (km).

Embora a extensão do escoamento superficial que efetivamente ocorre sobre os terrenos possa ser diferente daquela determinada pela equação acima, devido a diversos fatores de influência, este índice constitui uma indicação da distância média do escoamento superficial.

O Gradiente de canais (G_c) é expresso pela relação entre a cota máxima e o correspondente do canal principal expresso em porcentagem (Eq. 6) e sua finalidade é indicar a declividade dos cursos d'água (HORTON, 1945).

$$G_c = \frac{a.máx}{L_c} (100)\% \text{ em que:} \quad (\text{Equação 6})$$

a.máx – altitude máxima (m);

L_c – comprimento do canal principal (m).

A densidade hidrográfica (D_h) é o número de canais e/ou segmentos de rios presentes na área (km^2) de uma bacia hidrográfica, segundo Christofolletti, 1970 (Equação 7).

$$D_h = \frac{\text{n}^\circ \text{ de cursos de água}}{A} \text{ em que:} \quad (\text{Equação 7})$$

A – área de drenagem (km^2)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O modelo numérico do terreno (MNT), antes de sua reclassificação, para a microbacia hidrográfica (Figura 2), é formado por uma matriz contendo um milhão de células ou *pixels* às quais, cada uma delas contém valores de altitude. Os resultados mostram que, realmente, as áreas mais baixas da bacia estão localizadas ao Norte, motivo pelo qual o Rio Lontra movimenta-se para esta direção.

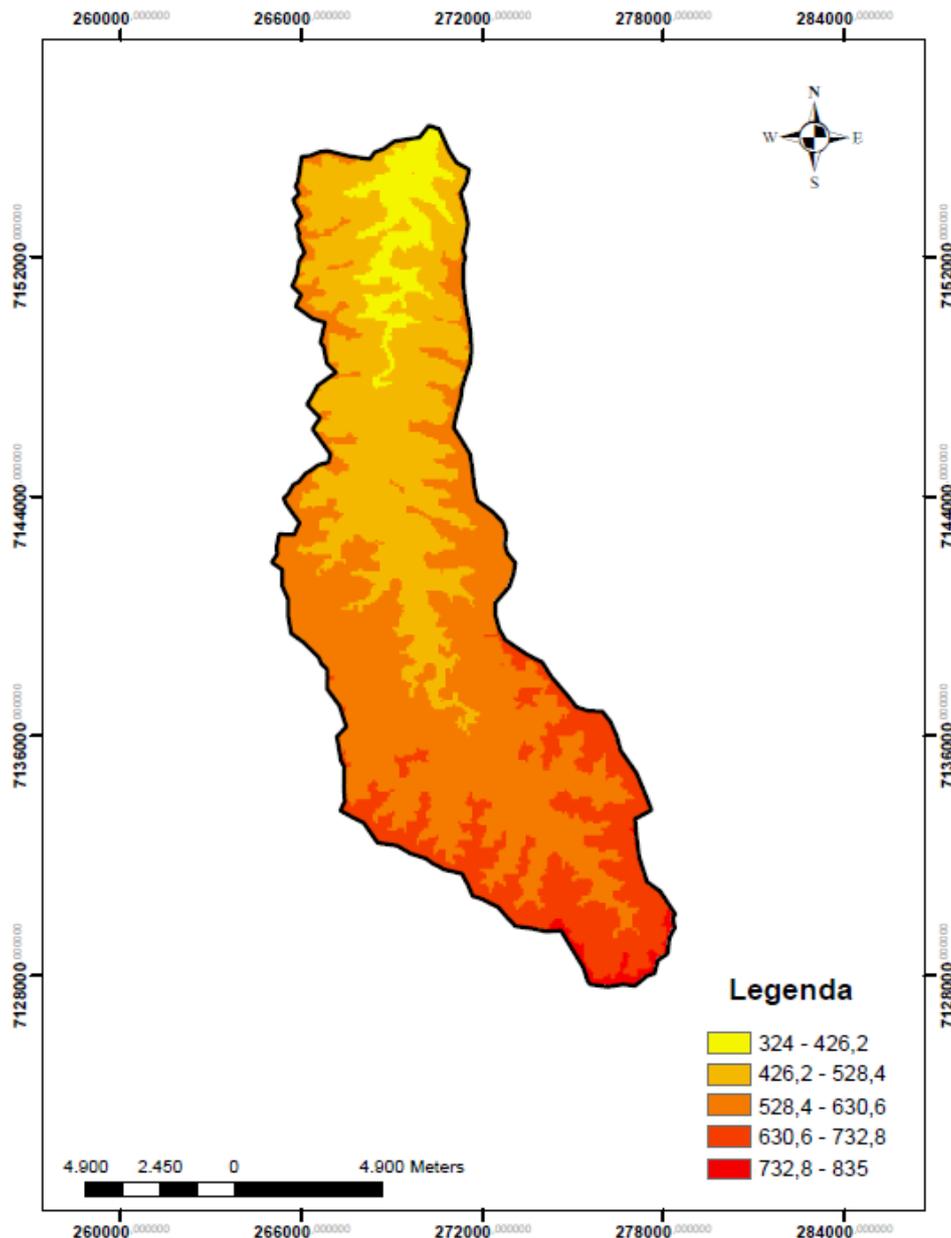


Figura 2. Modelo Numérico do Terreno (MNT) após a interpolação e discretização do limite da microbacia do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.

O mapa hipsométrico de determinada área possibilita verificar o índice de dissecação de um relevo e o nível de interferência nos processos erosivos, os quais normalmente são causados pelo escoamento superficial das águas. O mapa hipsométrico da microbacia do Rio Lontra revela que as nascentes estão localizadas entre a cota de 528.4 e 732.8 m de altitude no município de Nova Esperança do Sudoeste e sua foz, de 324 a 426.2 m no município do Salto do Lontra.

Observa-se que as curvas de nível variam de 68 a 570 metros de altitude (Figura 3) em intervalos de 20 em 20 metros. Apenas os cinco primeiros intervalos (640 a 740 metros) correspondem a 60.04 % (248.0 km²) da área total da bacia, enquanto as cotas acima de 800 metros correspondem a 5.6 % (22.75 km²).

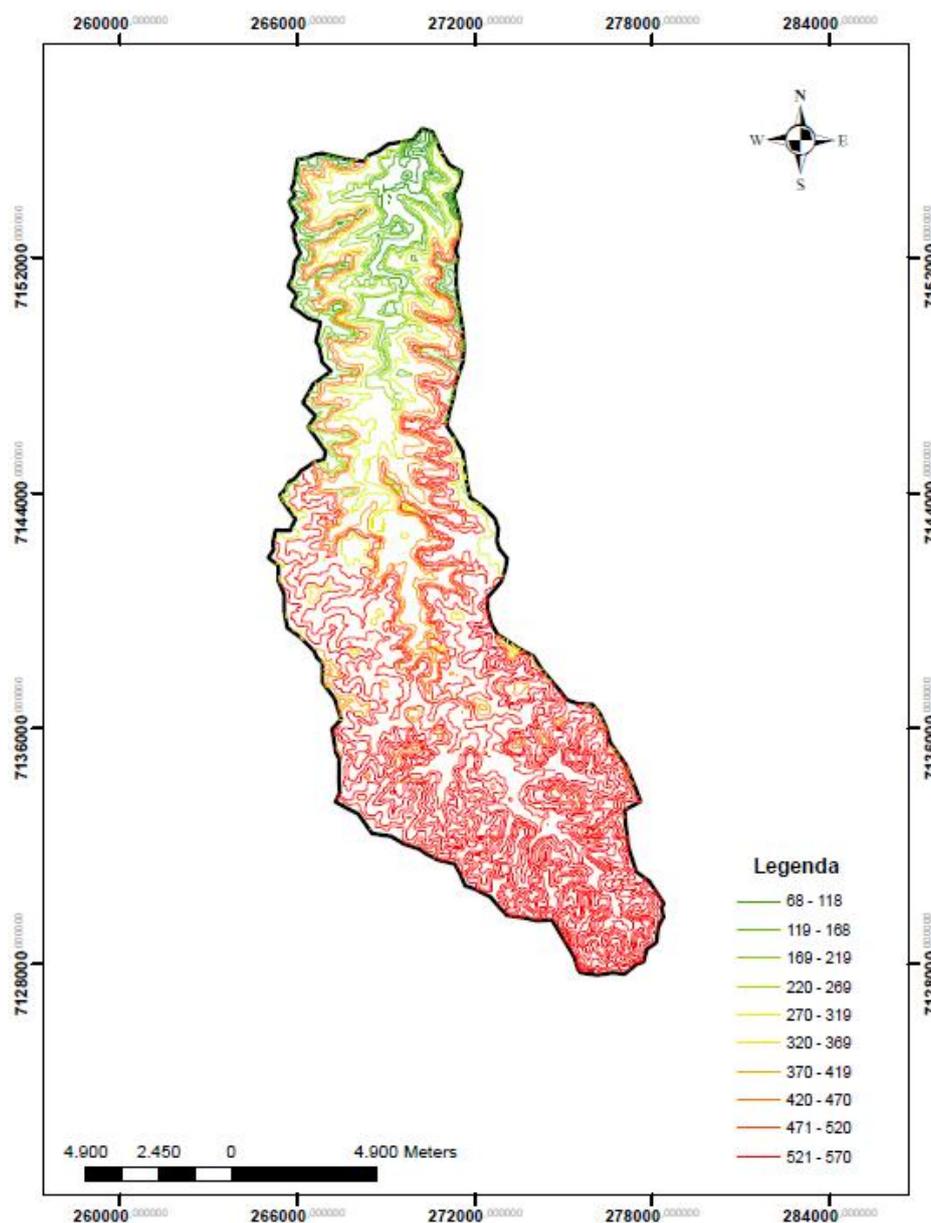


Figura 3. Curvas de nível de 20 em 20 m da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.

A Figura 4 apresenta o mapa de hidrografia (classificação de Strahler, 1952) da microbacia hidrográfica e observa-se que o rio principal (Ordem 4) aparece em destaque, todavia, seu movimento ocorre da direção Sudeste para Norte.

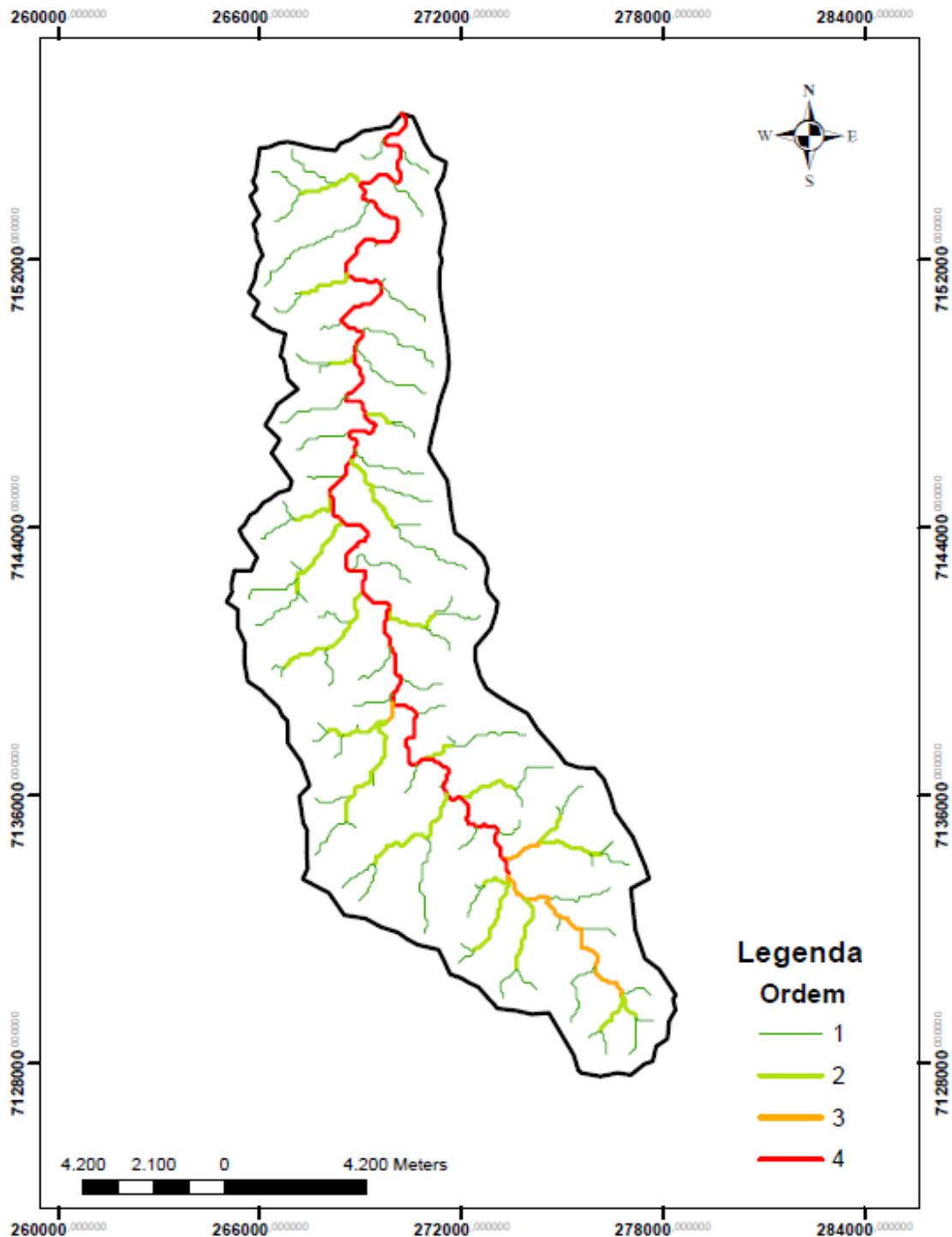


Figura 4. Hidrografia da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.

O Quadro 2 apresenta o comprimento total e a porcentagem de ocorrência de cada uma das ordens dos cursos d'água.

Quadro 2. Comprimento total e porcentagem de ocorrência de cada uma das ordens dos cursos d'água da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os Municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.

Ordem	Comprimento (km)	Porcentagem (%)
1	95.14	51.54
2	43.24	23.42
3	8.27	4.47
4	37.97	20.57

A ordem dos canais é uma classificação que reflete o grau de ramificação ou bifurcação dentro de uma bacia. Observou-se que a microbacia em estudo possui uma ramificação de 4ª ordem, ou seja, o sistema de drenagem da microbacia é muito ramificado. Tonello et al. (2006) destacaram que ordem inferior ou igual a quatro é comum em pequenas bacias hidrográficas e reflete os efeitos diretos do uso da terra, pois, quanto mais ramificada a rede, mais eficiente será o sistema de drenagem. A rede de drenagem da bacia caracteriza-se por ter um padrão dendrítico.

A sobreposição da hidrografia sobre os intervalos de curvas de nível da microbacia, reclassificados em intervalos de 20 em 20 metros, é representada na Figura 5. Observa-se perfeitamente que, os cursos d'água e, sobretudo, o rio principal, tendem a movimentarem-se das áreas de maior elevação para as áreas mais baixas da bacia. Isso comprova que o modelo numérico do terreno realmente representou a realidade dos cursos d'água.

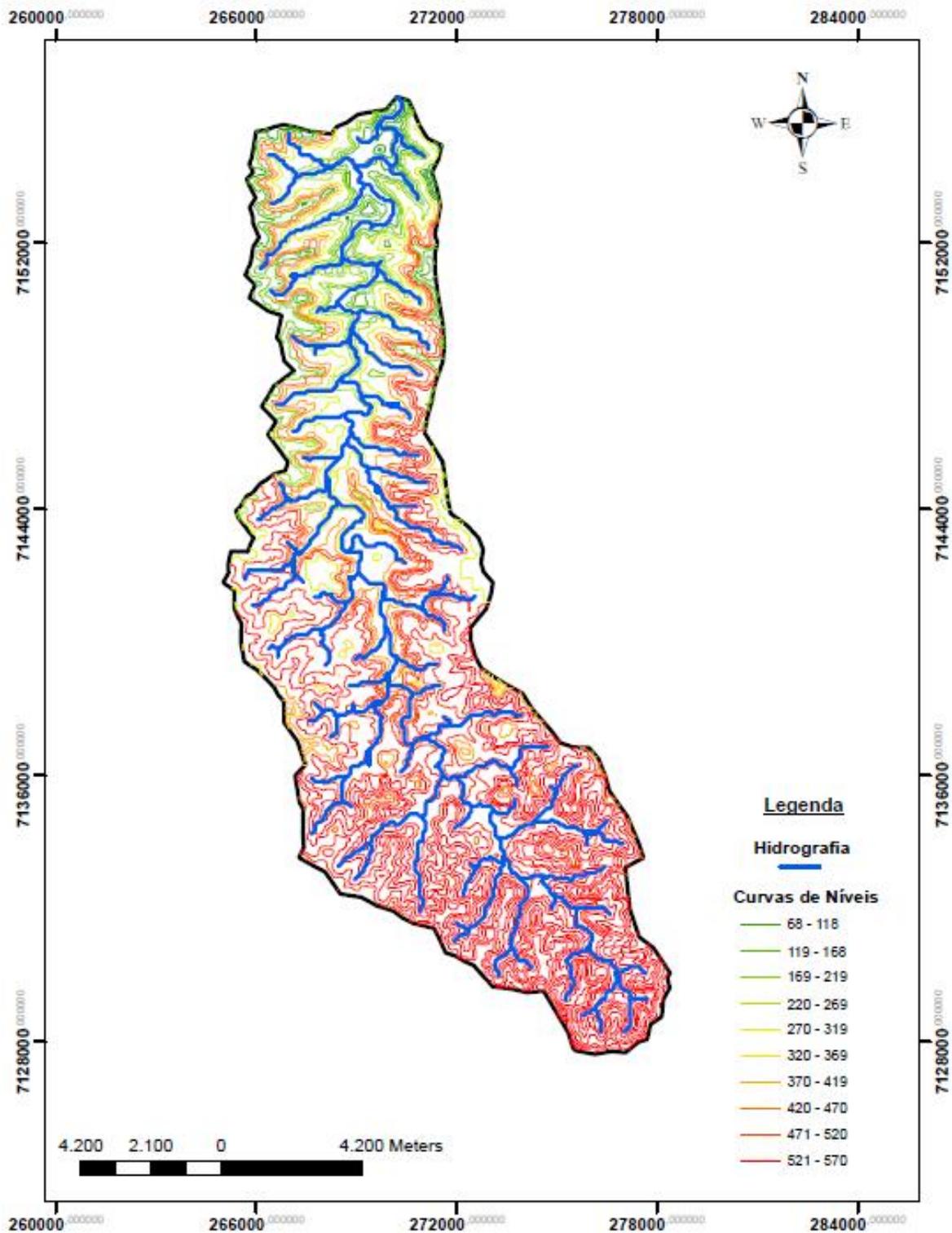


Figura 5. Sobreposição da hidrografia sobre os intervalos de curvas de nível da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.

A declividade de uma área é definida como a variação de altitude entre dois pontos do terreno, em relação à distância que os separa. Podemos observar as características da declividade do terreno (Figura 6) e as informações quantitativas associadas (Quadro 3) bem como constatar que a maior parte do relevo da bacia tende a variar de plano a ondulado.

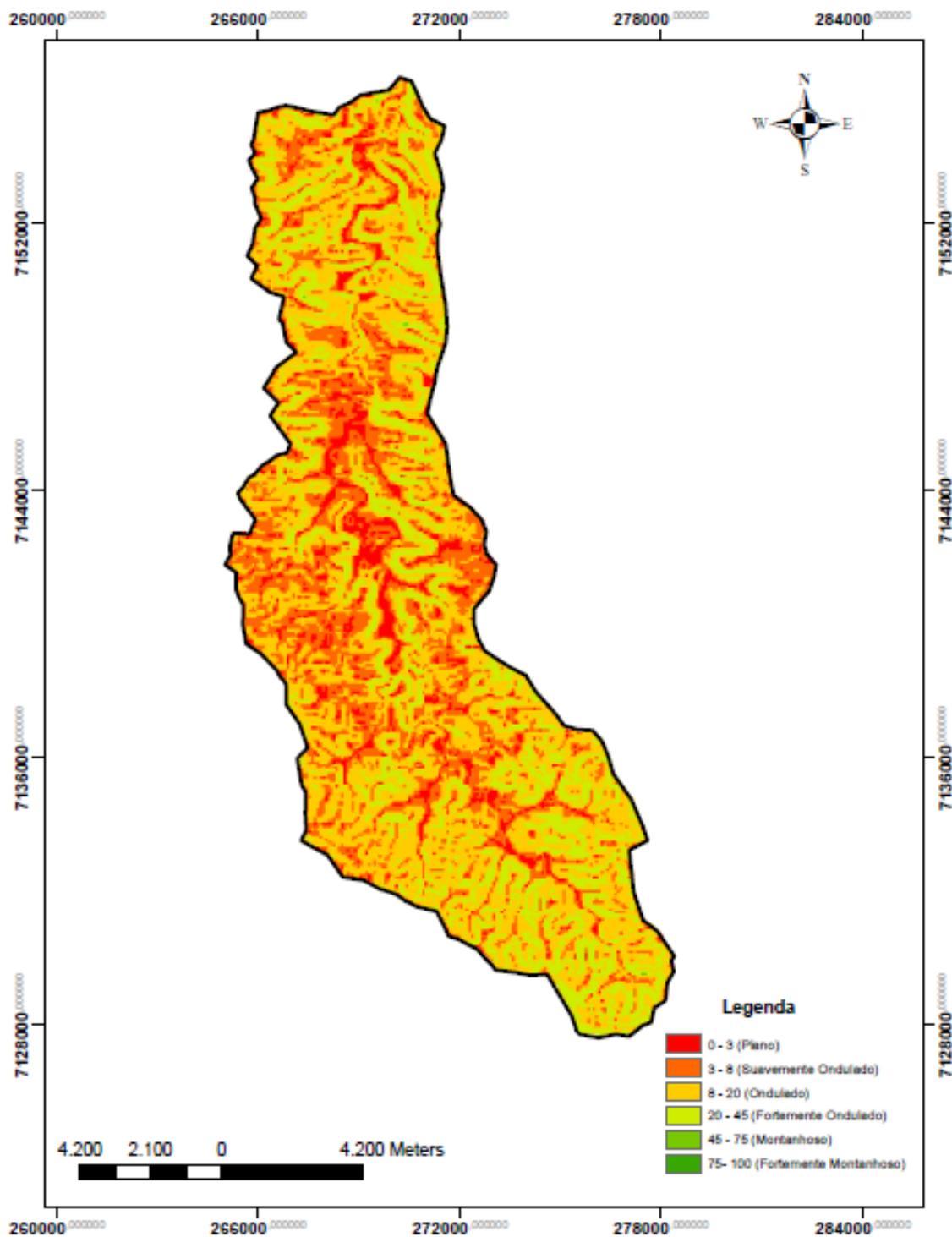


Figura 6. Classes de declividade da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.

Quadro 3. Quantificação das áreas homogêneas por classes de declividade para a microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.

Declividade (%) Embrapa (1979)	Superfície (km²)	% relativa ao total da bacia
0 - 3 (plano)	13.37	7.52
3 - 8 (ondulado suave)	47.55	26.78
8 - 20 (ondulado)	82.56	46.48
20 - 45 (ondulado forte)	34.08	19.20
45 - 75 (montanhoso)	0.04	0.02
> 75 (montanhoso forte)	0	0

Quando se utilizou a classificação proposta pela Embrapa (1979), que relacionou declividade e relevo, observou-se que a maior parte da área da microbacia do Lontra tem relevo ondulado, ou seja, declividade entre 8 e 20%.

Observa-se, na Figura 7, a orientação do terreno da microbacia, em valores agrupados, de acordo com as oito principais direções cardinais. Porém, o Quadro 4 apresenta a superfície ocupada por cada classe de exposição na bacia. Observa-se que aproximadamente 20.5% da área total da bacia apresenta orientação do terreno voltada para a direção Oeste – Noroeste, enquanto as outras classes apresentam pequenas variações entre seus valores.

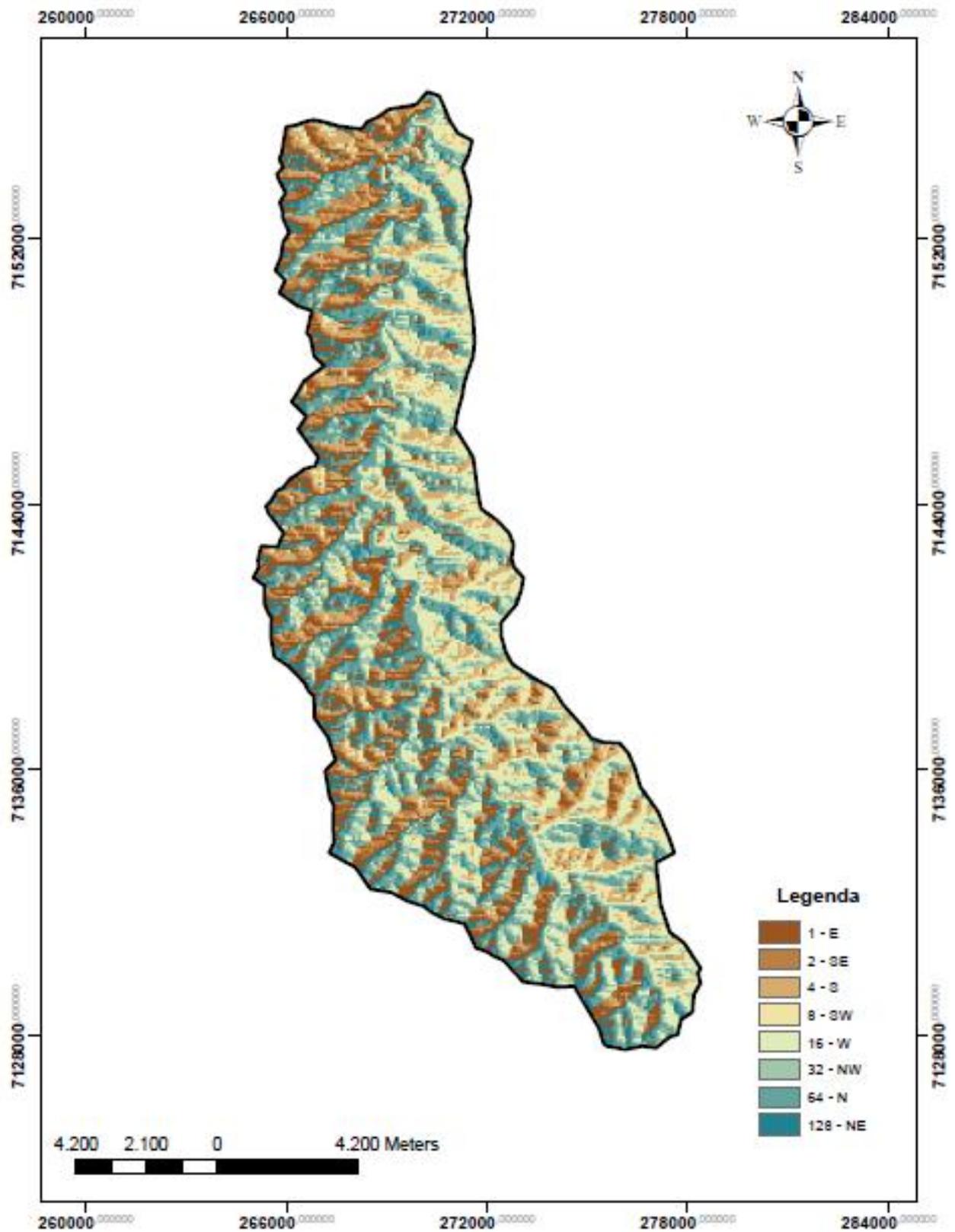


Figura 7. Orientação do terreno da microbacia hidrográfica do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.

Rosa et al. (1991) destacaram que o mapa de declividade do terreno, quando devidamente correlacionado com outros tipos de fenômenos topográficos, constitui importante instrumento de apoio aos estudos de potencialidade de uso agrícola de determinada área.

Quadro 4. Quantificação das áreas homogêneas por classes de exposição, para a microbacia hidrográfica entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.

Classe	Superfície (km ²)	% relativa ao total da bacia
1	29.58	16.70
2	11.45	6.46
4	21.64	12.22
8	12.09	6.83
16	32.14	18.16
32	16.63	9.38
64	36.32	20.50
128	17.26	9.75

Análise morfométrica da bacia

Os resultados da caracterização morfométrica da microbacia hidrográfica do Rio Lontra encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1. Resultados obtidos da caracterização morfométrica da microbacia hidrográfica do Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil.

Características Físicas	SRTM
Área de drenagem (Km ²)	177.61
Perímetro (Km)	77.92
Lt (Km)	184.61
L (km)	28.77
Kc	1.63
Kf	0.21
IC	0.36
Altitude máxima (m)	835
Altitude mínima (m)	324
Altitude média (m)	579.5
Gc (%)	2
Lc (m)	41,909.48
Ac (%)	0.02
Dh (Km ²)	0.42
Ordem da Bacia	4
Dd (kmkm ⁻²)	1.04

A microbacia pode ser classificada como de baixa suscetibilidade a enchentes em condições normais de precipitação, evento constatado em virtude do coeficiente de compacidade ($K_c = 1.63$) apresentar o valor afastado da unidade e o fator de forma ($K_f = 0.21$) exibir um valor baixo (Tab. 1). Deste modo, pode-se considerar que a microbacia em estudo não possui forma circular e, sim, tendência alongada.

De acordo com os resultados do coeficiente de compacidade ($K_c = 1.63$) e do fator de forma ($K_f = 0.21$), há menos possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo simultaneamente toda a extensão da bacia e, em conjunto com o fato da contribuição dos tributários atingir o curso d'água principal em vários pontos, a bacia hidrográfica do Rio Lontra constitui uma área com baixa probabilidade de enchentes.

Quanto ao grau de desenvolvimento do sistema de drenagem, pode-se afirmar, por meio do índice de densidade de drenagem ($D_d = 1.04 \text{ kmkm}^{-2}$), que a bacia em estudo é bem drenada, ou seja, tem boa eficiência de drenagem.

A ordem do curso d'água principal, segundo Strahler (1952), é quatro, e isso demonstra uma elevada extensão de ramificação da bacia. O gradiente de canais ($G_c = 2 \%$) apresentou uma declividade baixa dos cursos d'água. Com relação à densidade hidrográfica ($D_h = 0.42 \text{ Km}^2$), o número de canais e/ou segmentos de rios presentes na área por quilômetro quadrado é relativamente baixo.

Outro índice que indica a forma da bacia é o de circularidade (IC). De acordo com Schumm (1956), valores maiores do que 0.51 mostram que a bacia tende a ser mais circular e isso favorece os processos de inundação (picos de cheias). Já os valores menores que 0.51 sugerem que a bacia tende a ser mais alongada, portanto, contribui para o processo de escoamento. Como o $IC = 0.36$, a microbacia contribui para o escoamento da água em picos de cheias.

A densidade de drenagem (D_d) indica o grau de desenvolvimento do sistema de drenagem e esses valores podem variar de 0.5 kmkm^{-2} , ou mais, em bacias bem drenadas (VILLELA; MATTOS, 1975). O valor calculado para D_d nesse estudo foi de 1.04 kmkm^{-2} , que é considerado baixo. Entretanto, esse índice não deve ser analisado isoladamente, pois ele indica que a água escoar de forma lenta. Porém, o formato alongado da microbacia indica que a precipitação sobre ela ocorrerá em diferentes pontos, conseqüentemente contribuirá para amenizar a influência da intensidade de chuvas, as quais poderiam causar maiores variações da vazão do curso d'água e enchentes.

CONCLUSÃO

As ferramentas de SIG utilizadas no presente trabalho permitiram criar, de forma eficiente, o modelo digital da microbacia do Rio Lontra. Os procedimentos utilizados contribuíram para a determinação dos parâmetros morfométricos da microbacia hidrográfica do Lontra, os quais foram imprescindíveis à tomada de decisão sobre ponto de vista ambiental.

O Rio Lontra apresenta baixa suscetibilidade a enchentes e, em condições normais de precipitação, é bem drenado, ou seja, apresenta tanto boa eficiência no processo de drenagem como uma elevada extensão de ramificação. Apresenta baixa declividade dos cursos d'água e é considerado um rio de 4ª Ordem segundo Strahler, 1952.

A modelagem do terreno foi eficiente e confiável bem como permitiu realizar a modelagem hidrológica e a análise morfométrica da bacia. O Modelo Digital de Elevação proveniente dos dados SRTM apresenta elevado potencial de utilização e contribuiu com informações para as ações de planejamento ambiental no âmbito das bacias hidrográficas. Por conseguinte, o uso de dados SRTM integrados em SIG, por contribuir para a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas, pode ser aplicado na gestão dos recursos hídricos e contribuir para o processo da tomada de decisão.

REFERÊNCIAS

- ALCARAZ, S. A.; SANNIER, C.; VITORINO, A. C. T.; DANIEL, O. 2009. Comparison of methodologies for automatic generation of limits and drainage networks for hydrographic basins. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.14, p.369-375.
- CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. 2006. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, v.30, n.2, p.241-248.
- CAVALLARI, R. L.; TAMAE, R. Y.; ROSA, A. J. 2007. A importância de um sistema de informações geográficas no estudo de microbacias hidrográficas. **Revista Científica eletrônica de Agronomia**. Ano VI, nº. 11.
- CHRISTOFOLETTI, A. 2006. **Geomorfologia**. São Paulo: Edgard Blucher, 1974. 150p. ESRI – **Environmental Systems Research Institute**. Inc. ArcGIS Professional GIS for the desktop, version 9.2. Software.
- FAIRFIELD, J.; LEYMARIE, P. 1991. Drainage networks from grid digital elevation models. **Water Resources Research**, v.27, n.5, p.709-717.
- LUDWIG, R.; SCHNEIDER, P. 2006. Validation of digital elevation models from SRTM X-SAR for applications in hydrologic modeling. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v.60, p.339-358.
- LUEDELING, E.; SIEBERT, S.; BUERKERT, A. 2007. Filling the voids in the SRTM elevation model – A TIN-based delta surface approach. **ISPRS Journal of Photogrammetry & Remote Sensing**, v.62, p.283-294.
- MERCANTE, E.; ANTUNES, J. F. G. 2010. Simulação de trajetos de um gasoduto integrando dados de sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica. **Acta Scientiarum**. v. 32, n. 2, p. 171-178.
- OLIVEIRA, C. G.; PARADELLA, W. R. 2008. An assessment of the altimetric information derived from space borne SAR (RADARSAT-1, SRTM3) and optical (ASTER) data for cartographic application in the Amazon region. **Sensors**, v.8, p.3819-3829.
- OLIVEIRA, P. T. S.; SOBRINHO, T. A.; STEFFEN, J. L.; RODRIGUES, D. B. B. 2010. Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. V. 14, n. 8, p. 819-825.
- RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. 2008. A new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, New York, v.112, n.9, p.3469-3481.
- RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P.; SANTOS, R. M.; SOARES, C. P. B. 2008. Estruturação topológica de grandes bases de dados de bacias hidrográficas. **Revista Árvore**, v.32, n.4, p.687-696.

ROSA, R.; LIMA, S. C.; ASSUNÇÃO, W. L. 1991. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia. **Revista Sociedade & Natureza**, v.3, n.5-6, p.91-108.

SOBRINHO, T. A.; OLIVEIRA, P. T. S.; RODRIGUES, D. B. B.; AYRES, F. M. 2010. Delimitação automática de Bacias Hidrográficas utilizando dados SRTM. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.1, p.46-57.

SCHUMM, S. A. 1956. Evolution of drainage systems and slopes in badlands of Perth Amboy. **Geological Society of America Bulletin**, v.67, n.5, p.597-646.

STRAHLER, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Transaction of **American Geophysical Union**, v.38, p.913-920.

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; ALVARES, C. A.; RIBEIRO, S.; LEITE, F. P. 2006. Morfometria da Bacia Hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhões – MG. **Revista Árvore**, v.30, n.5, p.849-857.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. 1975. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 245p.

Artigo 2. ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO RIO LONTRA ENTRE OS MUNICÍPIOS DE BOA ESPERANÇA DO SUDOESTE E SALTO DO LONTRA, NA REGIÃO SUDOESTE DO PARANÁ, BRASIL

RESUMO

A estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi analisada na bacia do Rio Lontra entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região Sudoeste do Paraná, em nível taxonômico e de grupos funcionais, no período de inverno, primavera, verão de 2012 e outono de 2013 a fim de se verificar a influência da sazonalidade. Analisou-se a relação entre a geomorfologia fluvial, descritores ambientais (temperatura da água, velocidade de corrente, largura do rio, pH, oxigênio dissolvido, proporção de oxigênio dissolvido, proporção de oxigênio dissolvido, sólidos totais dissolvidos, turbidez e condutividade; além de granulometria e matéria orgânica do sedimento) e a comunidade de macroinvertebrados, para obter inferências quanto à influência destes sobre a estrutura da comunidade. O teste de Mantel não identificou correlação significativa entre a abundância de macroinvertebrados bentônicos e os descritores ambientais. Não foi observada influência significativa da sazonalidade sobre a estrutura da comunidade. Esta foi caracterizada por uma baixa diversidade, presença de muitas famílias raras e poucos abundantes. Houve predomínio de coletores de depósito nos ambientes analisados. Estes resultados servirão de base para futuros estudos sobre a diversidade e a conservação dessa fauna em relação às alterações antrópicas neste ambiente.

PALAVRAS-CHAVE. Descritores ambientais, geomorfologia, riqueza.

Article 2. STRUCTURE OF THE BENTHIC MACROINVERTEBRATE COMMUNITY IN LONTRA RIVER BETWEEN THE CITIES OF BOA ESPERANÇA DO SUDOESTE AND SALTO DO LONTRA, IN THE SOUTHWEST REGION OF PARANÁ, BRAZIL.

ABSTRACT

The structure of the benthic macroinvertebrate community was analyzed in the basin of Lontra River between the cities of Boa Esperança do Sudoeste and Salto do Lontra, in the Southwest Region of Paraná, in taxonomic level and functional groups, during winter, spring, summer of 2012 and autumn of 2013 to verify the influence of seasonality. Was analyzed the relationship between fluvial geomorphology, environmental descriptors (water temperature, current velocity, river width, pH, dissolved oxygen, dissolved oxygen , proportion of dissolved oxygen, total dissolved solids, turbidity and conductivity, as well as grain size and organic matter of sediment) and macroinvertebrate community for inferences about the influence of these on the community structure. The Mantel test did not identify a significant correlation between the abundance of benthic macroinvertebrates and environmental descriptors. No significant influence of seasonality on the community structure was observed. This was characterized by a low wealth, the presence of many rare families and few abundant. Predominated of collector tank in the analyzed environments. These results provide a basis for future studies on diversity and conservation of this fauna in relation to anthropogenic changes in this environment.

Keywords: Environmental descriptors, geomorphology, wealth

INTRODUÇÃO

Rocha *et al.* (2000), Brigante e Espindola (2003) relatam que a bacia hidrográfica é uma das melhores escalas para estudos ecológicos que visam ao planejamento regional, pois é o resultado da interação da água e de outros recursos naturais, tais como material de origem, topografia, vegetação e clima. Os rios são ecossistemas abertos por estarem em íntima relação com o ambiente terrestre e heterotrófico em razão das grandes entradas de matéria e energia. Assim, na realidade, o ecossistema não seria somente o rio, mas toda a bacia hidrográfica (BRIGANTE; ESPINDOLA, 2003) e que para Frissell *et al.* (1986), pode ser dividida em uma estrutura hierárquica (segmentos, setores, mesohabitat e microhabitat).

As condições que caracterizam esta estrutura hierárquica resultam da interação entre a geomorfologia (Wallace & Webster, 1996), hidrologia (Rempel *et al.*, 2000), temperatura (Haideckker & Hering, 2008), qualidade da água, disponibilidade de recursos, tipo de substrato, oxigênio dissolvido, entre outros (Vannote *et al.*, 1980; Bispo *et al.*, 2006; Elozegi *et al.*, 2010; Ludlam & Magoulick, 2010) e que podem sofrer alterações naturais ou antrópicas (PECHER *et al.*, 2010).

Todos estes fatores interagem entre si ao longo do rio e criam um mosaico de microhabitats, os quais abrigam comunidades biológicas distintas, definidas por adaptações morfológicas, hábitos alimentares, locomoção e exigências fisiológicas (SANDIN; JOHNSON, 2004). Os fatores que atuam em escalas regionais são responsáveis principalmente pela estrutura taxonômica das comunidades e os fatores em escala local (mesohabitat) influenciam primariamente a estrutura funcional (HEINO *et al.*, 2007).

Os macroinvertebrados bentônicos (animais maiores que 500 μm) vivem parte, ou o ciclo completo de vida no ambiente aquático, e estão associados a diversos substratos, orgânicos e inorgânicos. Tanto a distribuição quanto a diversidade destes organismos são, dentre outros fatores, diretamente influenciados pela estrutura destes substratos e pela quantidade de detritos orgânicos (CUMMINS & LAUFF, 1969; BEISEL *et al.* 1998; 2000).

Ambientes estáveis tendem a apresentar maior densidade e diversidade bentônica (GIBBINS *et al.*, 2010). Alguns táxons respondem de forma expressiva às alterações no fluxo d'água (JAMES *et al.*, 2009). Alguns são mais sensíveis às mudanças provocadas por essas alterações, como diversidade de habitats, na sedimentação e na disponibilidade de perifíton como recurso alimentar (DEWSON *et al.*, 2007).

Os macroinvertebrados apresentam hábitos onívoros ou ainda participam de mais de um grupo funcional durante seu ciclo de vida (RESH & ROSENBERG, 2010). As adaptações morfológicas e nutricionais determinam os mecanismos de alimentação desses organismos (MERRITT & CUMMINS, 1996). Esses autores propuseram uma classificação para os macroinvertebrados bentônicos do hemisfério Norte em grupos funcionais: coletores de depósito, fragmentadores, raspadores, coletores-filtradores e predadores. Apesar de não ter sido ainda realizada uma validação deste sistema de classificação para as espécies de macroinvertebrados de rios brasileiros, alguns autores têm verificado o enquadramento de macroinvertebrados de ecossistemas límnicos em grupos funcionais de acordo com o sistema citado (CALLISTO *et al.*, 2001; ROQUE & TRIVINHO-STRIXINO, 2001).

Para a compreensão dos padrões biológicos, principalmente àqueles relacionados à distribuição espacial e temporal, é fundamental conhecer as relações entre os organismos e o ambiente, considerando que esses sofrem pressões seletivas ao longo da história evolutiva, que determinam seu sucesso na colonização dos habitats (POWER & DIETRICH, 2002). Em ecossistemas fluviais, a geomorfologia é citada como condicionante da distribuição dos organismos, por determinar os níveis de estruturação dos habitats aos quais eles estão associados.

Considerando as predições acima, no presente estudo, foi analisada a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em nível taxonômico e de grupos funcionais. São escassos os dados sobre a diversidade e a estrutura das comunidades de invertebrados aquáticos em bacias hidrográficas do Sul do Brasil (BUENO *et al.*, 2003). Assim, escolheu-se uma bacia hidrográfica na região Sudoeste paranaense, especificamente a bacia do Rio Lontra.

Os objetivos deste trabalho foram:

- a) avaliar a influência da variação sazonal sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos;
- b) avaliar a interferência das características espaciais da bacia hidrográfica sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos;
- c) avaliar a influência dos descritores ambientais sobre a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A microbacia hidrográfica do Rio Lontra está localizada entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região Sudoeste do Estado do Paraná, com latitude aproximada de 24° 44' S e longitude aproximada de 53° 54' W (Figura 1).

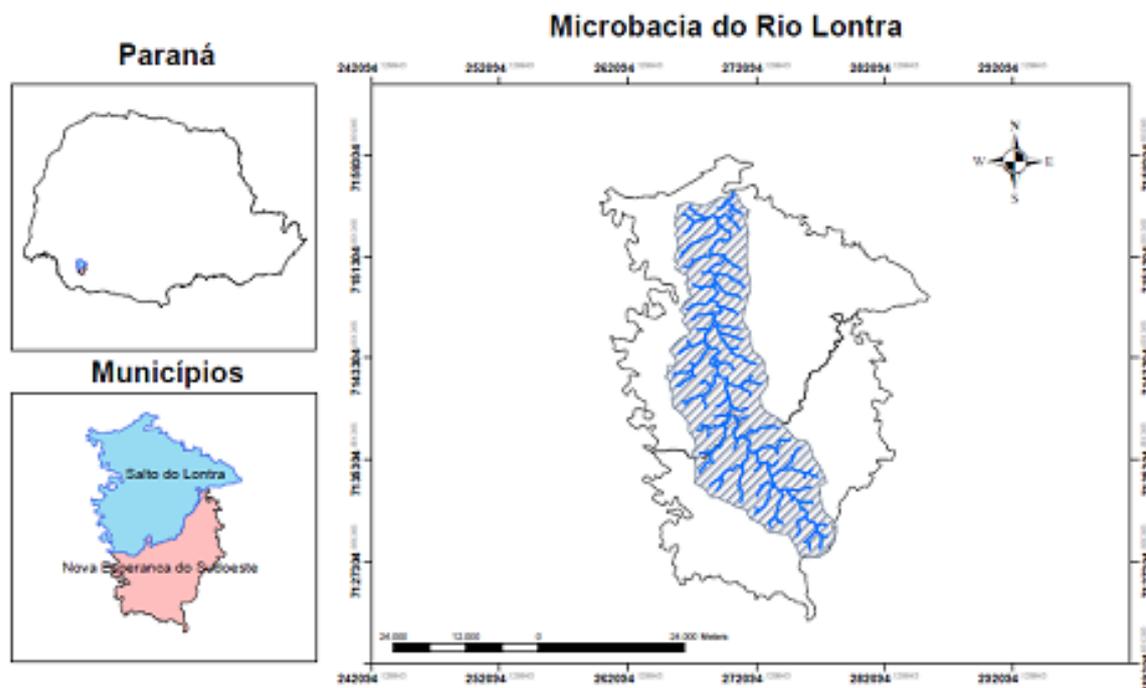


Figura 1. Localização da área de estudo e da microbacia do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra no Estado do Paraná.

A microbacia possui uma área aproximada de 178 Km² de extensão de 55 km aproximadamente, sendo 17 km em Nova Esperança do Sudoeste e 38 km em Salto do Lontra. Suas nascentes estão localizadas na comunidade conhecida com Cabeceiras do Lontra. Corta o município de Nova Esperança do Sudoeste de ponta a ponta onde recebe praticamente toda a carga de efluentes do município e, na sua margem direita, localizam-se os poços artesanais que abastecem a cidade. O trecho médio e baixo do Rio pertencem ao município do Salto do Lontra.

A água da microbacia é utilizada pelos dois municípios, principalmente para abastecimento público, escoamento de efluentes domésticos e industriais, irrigação, dessedentação de suínos, aves e para recreação.

Planejamento amostral

A coleta dos macroinvertebrados bentônicos seguiu um delineamento amostral hierárquico e foi planejado levando-se em consideração as seguintes escalas espaciais de amostragem, consideradas importantes no desenvolvimento de padrões de distribuição espacial em comunidades de macroinvertebrados bentônicos em ecossistemas lóticos (FRISSEL *et al.*, 1986; STROHSCHOEN, 2011; KRUPEK, 2010):

1º Escala regional – nesta escala, foram consideradas as bacias de drenagem, definidas como a área de um sistema de escoamento de águas superficiais, originadas de nascentes e/ou chuva, ocupadas por um rio e seus tributários e limitadas pelo interflúvio que divide topograficamente esta área de outras bacias de drenagem vizinhas.

2º Escalas locais – os mesohabitats e segmentos foram considerados nestas escalas.

Para amostrar a escala regional, foram selecionados três rios pertencentes à microbacia do Lontra: Rio dos Porcos, Gavião e Lontra (Figura 2).

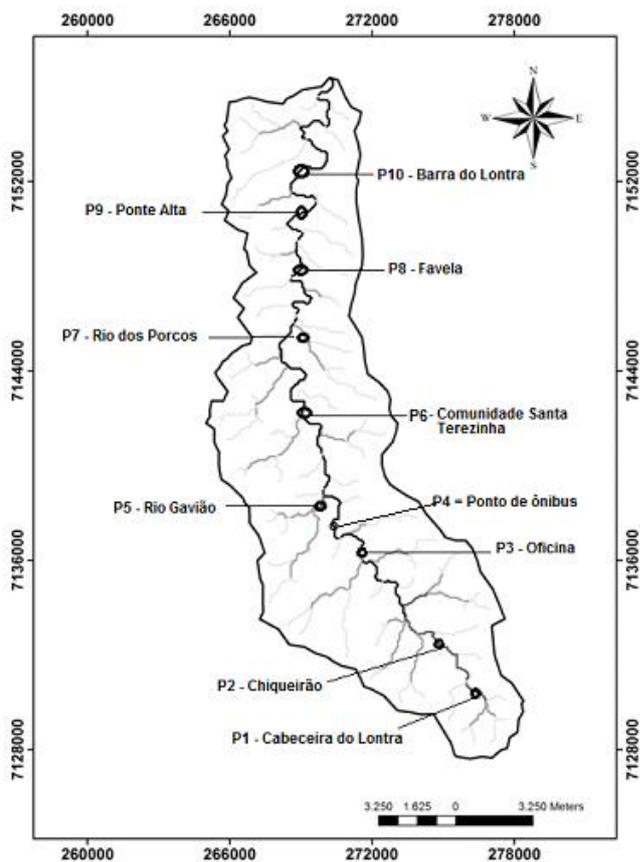


Figura 2. Pontos de amostragem P1, P2, P3, P4 e P5, pertencentes ao município de Nova Esperança do Sudoeste e P6, P7, P8, P9 e P10, ao município de Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná.

O Quadro 1 apresenta breve descrição dos principais usos e impactos ambientais dos pontos amostrais bem como suas coordenadas geográficas e altitude.

Quadro 1. Pontos de amostragem com os sítios de coletas de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros físicos e químicos entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, região Sudoeste do Paraná.

Pontos	Coordenadas	Principais usos e impactos
P1 Cabeceira do Lontra	25°56'23,7" S 53°14'08,4" W elev. 639 m	Próximo às nascentes do Rio Lontra; área rural; pastagem; mata ciliar com menos de 10 metros de largura e granjas abaixo do ponto de coleta.
P2 Chiqueirão	25°54'39,5" S 53°14'33,4" W elev. 575 m	Ponte de concreto; próximo à margem esquerda chiqueiro e esterqueira; limite entre área rural e urbana de Boa Esperança do Sudoeste; entrada de sedimento, Mata ciliar descaracterizada com menos de 10 m e aviário a 50 m do ponto à margem direita.
P3 Oficina	25°53'56,5" S 53°15'39,9" W elev. 541 m	Ponte na saída da cidade; moradias à margem direita; madeireira à margem esquerda; oficina de veículos pequenos; restos de peças jogadas dentro do rio e presença de óleo às margens do rio.
P4 Ônibus escolar	25°53'30,6" S 53°15'51,9" W elev. 545 m	Margens alteradas; mata ciliar com menos de 10 m; entrada de sedimento; pastagens, limite entre área urbana e rural.
P5 Rio Gavião	25°52'43,5" S 53°16'50,4" W elev. 538 m	Próximo à Vila Rural; margens alteradas; rio represado para o gado poder beber água; pastagens em ambas as margens; moradias da vila acima do ponto de coleta.
P6 Comunidade Santa Terezinha	25°50'11,7" S 53°17'45,1" E elev. 557 m	Limite entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra; pastagens em ambas as margens; mata ciliar alterada; entrada de sedimentos, fundo rochoso e muitas corredeiras.
P7 Rio dos Porcos	25°47'53,4" S 53°17'49,7" W elev. 453m	Limite entre área urbana e rural do município de Salto do Lontra; margens alteradas; mata ciliar com menos de 10 m; entrada de sedimento; fundo rochoso com sedimento na área de remanso.
P8 Favela	25°46'44,9" S 53°18'20,4" W elev.444 m	Presença de moradias de baixa renda na margem direita e áreas de pastagem na margem esquerda. Localizada no Bairro São Francisco; apresenta fundo rochoso, pouco sedimento, presença de muito lixo e esgoto.
P9 Ponte Alta	25°46'14,8" S 53°18'52,0" W elev. 453 m	Divisa entre a área urbana e rural, margens parcialmente conservadas, pastagem em ambas as margens; e gado tem acesso à margem direita.
P10 Barra do Lontra	25°42'48,0" S 53°18'05,0" W elev. 362 m	Pastagens em ambas as margens; mata ciliar alterada; entrada de sedimento; fundo rochoso; número grande de corredeiras.

Para a escala local, dez (10) segmentos foram amostrados, formados por duas corredeiras e dois remansos consecutivos cada.

Para os mesohabitats, remanso e corredeira foram amostrados. O remanso foi considerado o local no qual a velocidade da correnteza apresenta-se extremamente baixa ou mesmo inexistente (entre 0 e 11.8 cm.s⁻¹) e corredeira, na qual predomina alto fluxo da água com velocidades da correnteza (superiores a 11.8 cm.s⁻¹).

Como critério de escolha dos sítios de amostragem para a escala de segmento, foi considerada a presença de duas corredeiras e de dois remansos consecutivos, facilidade de acesso ao local, além do estado de preservação.

O sistema de classificação de rios de STRAHLER (1957), com base na morfometria da microbacia do Rio Lontra, foi utilizado para agrupar os sítios de amostragem neste estudo (Tabela 1; Figura 2).

Tabela 1. Características ambientais dos dez pontos amostrais da microbacia do Rio Lontra (PR, Brasil) e ordem dos rios, segundo sistema de classificação de STRAHLER (1957).

Pontos de Amostragem	Classificação Strahler	Substrato no leito do rio	Mata Ciliar	Agricultura (raio de 100 m)
P1 – Rio Lontra	2 ^a	Cascalhos, areia e silte	< 10 m	Sim
P2 - Rio Lontra	2 ^a	Cascalhos, areia e silte	< 10 m	Sim
P3 - Rio Lontra	3 ^a	Cascalhos, areia e silte	< 10 m	Cidade
P4 - Rio Lontra	3 ^a	Cascalhos, areia e silte	< 10 m	Cidade
P5 – Rio Gavião	2 ^a	Cascalhos, areia e silte	< 10 m	Vila de Rural
P6 - Rio Lontra	4 ^a	Cascalhos, areia e silte	< 10 m	Sim
P7 - Rio dos Porcos	2 ^a	Cascalhos, areia e silte	< 10 m	Vila Rural
P8 – Rio Lontra	4 ^a	Matações e seixos	< 10 m	Cidade
P9 – Rio Lontra	4 ^a	Rocha e silte	< 10 m	Sim
P10 – Rio Lontra	4 ^a	Rocha e silte	< 10 m	Sim

Metodologia de amostragem

Foram realizadas quatro amostragens da macrofauna bentônica, uma no período de junho, novembro e dezembro 2012 (inverno, primavera e verão) e outra no período de março de 2013 (outono) nos dez sítios de amostragem pré-selecionados (Figura 2).

Cada sítio foi amostrado uma única vez em cada estação. O sítio de amostragem, neste estudo, foi formado por um segmento de rio, de cerca de 20 metros, contendo corredeiras e remansos.

As amostragens quantitativas foram realizadas com amostrador Surber (malha: 250 μm ; área: 0.16 m^2) (HAUER & LAMBERTI, 1996). As coletas ocorreram de margem a margem nas duas corredeiras e nos dois remansos pertencentes a cada sítio de amostragem e o material foi obtido, reunido e considerado como unidade amostral. O material obtido foi fixado em solução de álcool 70%.

Realizou-se triagem em peneira de malha 250 μm em estereomicroscópio, conservando-se em álcool 70% para identificação e quantificação dos macroinvertebrados bentônicos. Para a identificação dos organismos coletados, foi utilizado o nível de família, com o auxílio de chaves dicotômicas de classificação (MCCAFFERTY, 1981; ROLDÁN-PÉREZ, 1988; MERRITT & CUMMINS, 1996; MUGNAI *et al.*, 2010).

A identificação dos indivíduos no nível de família para índices multimétricos pode ser uma alternativa satisfatória, considerando que a identificação dos indivíduos é muito demorada para os níveis taxonômicos menores (KARR & CHU, 1999; BUSS & VITORINO, 2010; MOYA *et al.*, 2011). Além disso, as chaves de identificação para macroinvertebrados, para o nível de gênero ou de espécie, são limitadas para regiões neotropicais (MOYA *et al.*, 2011).

Para a determinação dos grupos tróficos funcionais, foram utilizadas as categorias descritas em Merritt & Cummins (1996). Em cada sítio de amostragem, foram obtidos os seguintes descritores ambientais: Largura do leito do rio (m), Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$) e Velocidade da água (m/s), Parâmetros Físicos e Químicos com base na Resolução n.º 357/2005 CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. As medidas realizadas no campo utilizaram aparelho controlador da qualidade de águas marca HORIBA, modelo U-52, com cabo de dois metros, o qual analisa simultaneamente oito parâmetros: pH: potencial hidrogeniônico, ORP: proporção de oxigênio redutor (mV), COND: Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), TUR: turbidez (UT), OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L), OD (%): Porcentagem de Oxigênio Dissolvido (%), TDS: Sólidos Totais Dissolvidos (gr/L) e Sal: Salinidade.

A análise da composição granulométrica das amostras de sedimento foi feita pela técnica do peneiramento, conforme metodologia proposta pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). As classes diamétricas do material do leito do rio seguiram a metodologia de Rosgen (1994). Para a determinação do conteúdo de matéria orgânica no sedimento, coletou-se amostra dos primeiros centímetros e foi feita a análise segundo APHA (1995).

Para a medição da velocidade líquida, foi utilizado um micro molinete hidrométrico, modelo MLN-07. Os dados de temperatura e precipitação foram obtidos junto ao Instituto Tecnológico SIMEPAR (Sistema Meteorológico do Paraná) para o período de estudo.

Análise dos dados

Para analisar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos, na bacia do Rio Lontra, foram utilizadas técnicas uni, bi e multivariadas, considerando os descritores ambientais, locais de amostragem e estações do ano (inverno, primavera, verão e outono). Estimaram-se a densidade de organismos (ind./m²), a abundância relativa (densidade de cada táxon/densidade total de organismos na amostra), a riqueza taxonômica (observada) e a riqueza rarefeita. Os resultados dos dados acima foram obtidos por intermédio de uma análise de rarefação (GOTELLI & COLWELL, 2001), utilizando o programa EstimateS 8.2 (COLWELL, 2006). Essa análise utiliza a interpolação dos dados das amostras coletadas de menor valor a fim de evitar a incompatibilidade entre amostras que apresentam quantidades diferentes de indivíduos amostrados. Assim, foram reduzidos os dados amostrados para um nível comum de abundância (MAGURRAN, 2004; MELO, 2008).

A homogeneidade das variâncias dos dados foi obtida a partir do teste de Cochran's C, e para efeito de padronização dos dados, os descritores ambientais foram transformados por raiz quadrada. Da mesma forma, se procedeu com os dados da matriz biológica. Mesmo após a transformação, os dados não apresentaram normalidade. Assim, foi realizada a análise de Kruskal-Wallis para testar a densidade de organismos, a abundância relativa e a riqueza rarefeita diferia espacial e sazonalmente (inverno, primavera, verão e outono) considerando $\alpha = 5\%$ como nível de significância, pelo programa BioEstat 5.0 (AYRES *et al.*, 2007). Igualmente procedeu-se com os descritores ambientais, inclusive com os dados referentes à geomorfologia fluvial.

A Análise de Agrupamento pelo método de grupo pairado a partir da matriz de dados biológicos foi utilizada como análise exploratória multivariada, objetivando descrever as relações de similaridade entre os trechos amostrados na bacia (variação espacial) e entre as quatro estações do ano (variação temporal). Para as análises citadas, utilizou-se o programa PAST ver. 2.05 (HAMMER *et al.*, 2001).

A correlação entre a abundância dos macroinvertebrados bentônicos e os descritores ambientais foi testada pelo teste de Mantel. Foram realizadas análises multivariadas e determinadas as medidas de congruência, além dos testes de significância dos eixos de ordenação, nitidez de grupos nas análises de agrupamentos detectados a partir de auto-reamostragem (*bootstrap*) com 1.000 interações, $\alpha = 0,01$ e testes de aleatorização. Tais análises basearam-se em medidas de dissimilaridade com distância Euclidiana e utilizou-se o aplicativo MULTIV versão 2.3 (PILLAR, 2004).

RESULTADOS

Descritores ambientais

As variáveis da água: temperatura, pH, condutividade, concentração de oxigênio dissolvido, porcentagem de oxigênio dissolvido, proporção de oxigênio redutor e sólidos totais dissolvidos apresentaram diferenças altamente significativas entre os sítios amostrais e também entre as variações sazonais (inverno, primavera, verão e outono Kruskal-Wallis, $p < 0,0001$).

As menores médias de temperaturas e pH para água foram registradas no inverno (Temp. = $13.02 \pm 0.15^\circ\text{C}$ no ponto P1 e $\text{pH} = 5.02 \pm 0.23$ no ponto P8) e as maiores no outono (Temp. = $27.43 \pm 0.12^\circ\text{C}$ e $\text{pH} = 7.78 \pm 0.21$ no ponto P10).

Para a concentração de oxigênio dissolvido, os valores obtidos durante a primavera (Tabela 02) apresentaram, de forma geral, os menores valores na primavera e os maiores no inverno. Para a condutividade elétrica, observou certa uniformidade nos valores em todas as estações (Tabela 02).

As menores porcentagens de oxigênio dissolvido (% OD) foram obtidas na primavera no ponto P1 (% OD = 54.08 ± 0.59) e as maiores, no inverno no ponto P9 (% OD = 181.55 ± 41.77). Verificou-se também que o potencial de oxirredução (ORP) teve os maiores valores no inverno no P1 (519.71 ± 96.99 mV) e o menor na primavera no P10 (171.18 ± 19.4 mV).

A menor média registrada para a turbidez ocorreu na primavera, no sítio amostral P10 (Turb. = 0 NTU) e a maior média ocorreu no verão no ponto P5 (72.44 ± 0.80 NTU). Para os Sólidos Totais Dissolvidos (TDS), a maior média registrada foi no ponto P2 (0.11 ± 0.16 gr/L) durante o verão e a menor média foi registrada no ponto P7 (0.02 ± 0.0005 gr/L), no verão e no outono.

A presença de salinidade foi registrada nos pontos P3 e P4 na primavera e no outono em ambos os pontos. Os locais de amostragem também foram comparados quanto à classificação granulométrica do sedimento e percentual de matéria orgânica (Tabela 3). O teor de matéria orgânica no sedimento variou entre 0.1% e 11.8% do peso seco no verão e entre 0.1 e 3.8% no inverno; o ponto de amostragem P3 apresentou os maiores valores.

Os pontos de amostragem P1, P2, P3, P4 e P7 apresentaram predomínio de matações, seixos e areias grossas em seu leito. O sedimento fino foi característico das áreas de remansos em praticamente todos os pontos.

Tabela 2. Descritores ambientais (média ± desvio padrão) dos dez locais de amostragem da bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), no Inverno (Inv.), primavera (Prim.) e verão (Ver) de 2012 e outono (Out) de 2013. Legenda: Temp.: temperatura da água (°C), Vel.: Velocidade da corrente (m/s), Larg.: Largura do leito do rio (m), pH: potencial hidrogeniônico, ORP: proporção de oxigênio redutor de (mV), Cond.: Condutividade (µS/cm), Turb.: turbidez (UT), OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L), OD (%): Porcentagem de Oxigênio Dissolvido (%), TDS: Sólidos Totais Dissolvidos (gr/L) e SAL: Salinidade (g/L).

P1					P2				
Local	Lontra				Lontra				
Ordem rio	2ª				3ª				
Substrato	Rochoso, cascalho e areia				Rochoso, cascalho e areia				
Agricultura	Presente, Granja de aves				Presente, Granja de suínos e aves				
Descritores	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	
Larg	2.5±0.5	3.0±0.6	3.2±0.3	3.5±0.2	10±0.5	11±0.5	10±0.5	10±0.3	
Vel	0.11±0.02	0.101±0.03	0.090±0.02	0.101±0.05	0.13±0.03	0.12±0.04	0.11±0.02	0.14±0.05	
Temp	13.02±0.15	19.696±1.23	23.08±0.5	23.35±0.41	13.02±0.73	21.32±0.56	24.34±0.24	23.72±0.46	
pH	5.84±1.13	7.13±0.79	7.46±0.15	6.95±0.07	5.03±1.71	6.41±0.26	6.92±0.33	7.15±0.03	
ORP	519.71±90.99	419.8±40.02	208±9.58	293.75±10.95	373.87±89.80	349.62±18.15	266.26±4.16	289.88±7.52	
Cond	0.07±0.01	0.10±0.03	0.118±0.01	0.09±0.01	0.07±0.003	0.10±0.001	0.07±0.03	0.08±0.0005	
Turb	11.15±3.87	16.94±9.01	5.5±1.58	3.82±5.57	17.56±9.40	18.91±10.20	41.99±37.22	3.46±1.90	
OD	11.57±1.53	4.69±0.59	9.71±1.15	6.54±1.12	12.08±2.43	5.15±1.54	9.32±3.21	7.36±1.10	
OD (%)	113.55±15.03	54.08±10.75	116±12.34	78.72±12.85	118.35±22.71	59.61±17.67	113.79±39.27	88.8±13.18	
TDS	0.04±0.0057	0.07±0.009	0.077±0.02	0.11±0.15	0.04±0.001	0.06±0.0007	0.05±0.02	0.11±0.16	
Sal	0	0	0	0	0	0	0	0	
P3					P4				
Local	Lontra				Lontra				
Ordem rio	3ª				4ª				
Substrato	Rochoso, Matações				Rochoso, matações				
Agricultura	Zona Urbana				Presente				
Descritores	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	
Larg	12±0.8	11±0.5	10±1	11±0.4	11±0.7	12±0.8	11±0.9	11±0.5	
Vel	0.15±0.02	0.14±0.04	0.15±0.06	0.17±0.05	0,206±0.03	0,199±0.04	0,200±0.01	0,198±0.07	
Temp	14.37±0.96	21.45±0.39	24.71±0.43	25.57±0.48	13.25±0.87	21.97±0.37	22.50±0.14	21.84±0.40	
pH	5.95±1.19	7.94±0.66	7.07±0.28	7.34±0.04	5.64±0.71	6.19±0.21	7.31±0.10	7.10±0.14	
ORP	304.71±68.10	371.87±32.89	274.37±8.93	253.92±67.18	306.93±36.89	305.5±14.62	275.69±23.58	266.75±25.00	
Cond	0.078±0.006	0.12±0.001	0.11±0.03	0.08±0.05	0.07±0.005	0.11±0.0005	0.08±0.0005	0.11±0.001	
Turb	14.34±7.18	16.54±10.10	7.40±1.33	2.12±1.28	14.05±6.77	7.93±5.90	31.26±3.27	3.46±1.82	
OD	12.19±1.75	6.75±1.6	6.35±0.67	6.50±0.46	12.70±2.20	6.05±0.72	7.57±0.64	6.50±1.33	
OD (%)	123.02±16.61	78.09±18.61	75.23±10.43	80.91±6.15	125.23±21.27	70±8.44	89.24±7.40	75.96±16.01	
TDS	0.05±0.003	0.08±0.001	0.07±0.01	0.08±0.004	0.05±0.002	0.07±0.0005	0.05±0.0005	0.07±0.0004	
Sal	0	0.01±0	0.01±0	0.01±0	0	0.01±0	0	0.01±0	

Tabela 2. Descritores ambientais (média ± desvio padrão) dos dez locais de amostragem da bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), no Inverno (Inv.), primavera (Prim.) e verão (Ver) de 2012 e outono (Out) de 2013. Legenda: Temp.: temperatura da água (°C), Vel.: Velocidade

da corrente (m/s), Larg.: Largura do leito do rio (m), pH: potencial hidrogeniônico, ORP: proporção de oxigênio redutor de (mV), Cond.: Condutividade ($\mu\text{S/cm}$), Turb.: turbidez (UT), OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L), OD (%): Porcentagem de Oxigênio Dissolvido (%), TDS: Sólidos Totais Dissolvidos (gr/L) e SAL: Salinidade (g/L).

P5					P6			
Local					Local			
Rio Gavião					Lontra			
Ordem rio					Ordem rio			
2ª					5ª			
Substrato					Substrato			
Rochoso, matações					Rochoso, cascalhos/seixo, areia			
Agricultura					Agricultura			
Presente					Presente			
Descritores	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	Inv.	Prim.	Ver.	Out.
Larg.	3±0.5	2.8±0.5	3.3±0.6	2.9±0.3	9±1	8±2	7.8±1.5	8±0.6
Vel.	0.10±0.03	0.11±0.02	0.11±0.04	0.09±0.04	0.14±0.01	0.11±0.05	0.13±0.04	0.14±0.03
Temp.	15.24±0.1	19.45±0.03	21.62±0.27	21.62±0.27	13.71±0.27	20.07±0.08	23.46±0.24	23.32±0.18
pH	6.46±0.23	6.80±0.09	7.12±0.04	7.12±0.04	6.26±0.38	6.61±0.33	6.75±0.27	7.18±0.24
ORP	266.12±7.26	250.19±11.04	268.18±13.95	268.18±13.95	268.14±31.73	265.43±14.54	304.62±9.14	293.18±9.67
Cond.	0.07±0.008	0.09±0.0005	0.07±0.0007	0.07±0.0007	0.07±0.003	0.07±0.001	0.06±0.0005	0.06±0.0005
Turb.	8.48±1.26	3.34±2.45	10.2±1.60	10.23±1.60	20.44±15.3	3.35±1.72	72.44±0.80	2.55±1.50
OD	11.10±1.85	5.54±0.95	7.51±0.76	7.51±0.76	12.88±1.27	6.04±0.70	6.46±0.73	7.27±0.73
OD (%)	103.93±16.22	60.71±11.30	85.3±8.47	85.3±8.47	128.25±12.25	68.44±7.90	77.98±7.71	86.99±8.54
TDS	0.05±0.004	0.06±0.0005	0.04±0.001	0.04±0.001	0.05±0.001	0.04±0.0009	0.04±0.0002	0.03±0.0004
Sal	0	0	0	0	0	0	0	0
P7					P8			
Local					Local			
Rio dos Porcos					Lontra			
Ordem rio					Ordem rio			
2ª					4ª			
Substrato					Substrato			
Rochoso, cascalhos					Rochoso, matações			
Agricultura					Agricultura			
Presente – Vila Rural					Presente – Zona urbana – Favelas			
Larg.	2.3±0.4	2.4±0.2	2.0±0.3	1.8±0.1	9.3±1.5	8.5±2.3	9.5±1.3	10.5±2.5
Vel.	0.12±0.03	0.11±0.01	0.09±0.02	0.13±0.05	0.9±0.02	0.7±0.03	0.6±0.02	0.8±0.02
Temp.	16.08±0.16	20.71±0.14	23.26±0.34	23.27±0.34	16.12±2.6	20.66±0.31	24.16±0.13	23.36±0.4627
pH	6.51±0.22	6.34±0.15	6.80±0.15	6.80±0.15	5.02±0.23	6.15±0.37	6.99±0.12	7.11±0.1459
ORP	279.43±11.90	196.25±16.93	175.18±15.63	175.18±15.63	343.5±27.42	299.75±20.63	286.37±4.91	271.16±73.4524
Cond.	0.05±0.0005	0.05±0.0008	0.043±0.0004	0.04±0.0004	0.06±0.006	0.06±0.002	0.06±0.002	0.05±0.004
Turb.	6.22±1.2	0.90±1.95	4.85±2.63	4.85±3.22	18.27±6.50	0.90±2.03	59.43±5.32	4.07±3.23
OD	15.22±3.74	5.96±0.89	7.48±0.81	7.48±0.81	11.00±2.70	7.94±1.19	7.55±0.32	7.07±0.98
OD (%)	145.31±18.63	67.53±16.38	89.67±10.02	89.67±10.02	108.89±34.56	91.33±13.54	90.53±3.99	85.69±10.40
TDS	0.03±0.001	0.03±0.0005	0.02±0.0005	0.02±0.0005	0.04±0.003	0.04±0.001	0.04±0.001	0.03±0.0009
Sal	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabela 2. Descritores ambientais (média ± desvio padrão) dos dez locais de amostragem da bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), no Inverno (Inv.), primavera (Prim.) e verão (Ver.) de 2012 e outono (Out.) de 2013. Legenda: Temp.: temperatura da água (°C), Vel.: Velocidade da corrente (m/s), Larg.: Largura do leito do rio (m), pH: potencial hidrogeniônico, ORP: proporção de oxigênio redutor de (mV), Cond.: Condutividade

Tabela 3. Classificação granulométrica do material do leito (ROSGEN, 1994) e percentual da matéria orgânica do sedimento nos dez locais amostrados da bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), inverno, primavera e verão de 2012 e outono de 2013

Pontos	Classificação granulométrica (médias das estações)			% Matéria orgânica			
	Seixos (blocos), matacões > 64 mm (%)	Cascalhos 64 a 2 mm (%)	Areia e silte < 2 mm (%)	Inverno	Primavera	Verão	Outono
P1	48	25	27	0,3±0,1	0,4±0,2	0,6±0,1	0,5±0,1
P2	42	40	18	0,3±0,1	0,5±0,2	0,7±0,1	0,7±0,1
P3	58	33	9	0,5±0,1	0,5±0,2	0,7±0,1	0,6±0,1
P4	47	26	27	0,3±0,1	0,6±0,2	0,6±0,1	0,6±0,2
P5	63	10	27	0,4±0,1	0,7±0,2	0,8±0,1	0,6±0,1
P6	68	28	4	0,3±0,1	0,5±0,2	0,6±0,1	0,5±0,1
P7	61	20	19	0,4±0,1	0,6±0,2	0,6±0,1	0,5±0,1
P8	55	15	30	0,3±0,1	0,5±0,2	0,7±0,1	0,7±0,1
P9	65	25	10	0,3±0,1	0,5±0,2	0,6±0,1	0,6±0,1
P10	68	23	9	0,5±0,1	0,7±0,2	0,8±0,2	0,7±0,1

Ao serem separados os sítios de amostragem pertencentes aos rios de segunda ordem, P1, P5 e P7, dos sítios de terceira e quarta ordens, P2, P8, P9 e P10, observou-se diferença significativa entre os descritores ambientais (KRUSKAL-WALLIS, $p < 0,001$).

Comunidade de macroinvertebrados bentônicos

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do Rio Lontra, PR foi representada, neste estudo, por 49516 indivíduos distribuídos em 47 grupos taxonômicos (Tabela 4). A maior riqueza registrada nos dez pontos amostrais ocorreu no inverno com 47 táxons, seguidos por 45 táxons na primavera; 44 no verão e 42 no outono.

A maior abundância total de organismos foi observada no período de inverno (18.424 indivíduos), seguida da primavera com 12975; em outono com 9962 e a menor no verão com 8.157 indivíduos. Simuliidae (Diptera) apresentou o maior número de indivíduos coletados, 10.362 nos dez locais amostrados, representando 20,92% da abundância total de macroinvertebrados, os quais foram dominantes em todos os períodos de amostragem. O segundo táxon mais abundante foi Chironomidae= 9.271 (Diptera) seguidos pelos táxons: Leptophlebiidae= 6.602, Baetidae= 6.117 (Ephemeroptera), Hydropsychidae = 5.045 (Trichoptera) e Chironomidae (Diptera) ocorreram em todos os locais de amostragens nos quatro períodos de amostragem.

A maior porcentagem de indivíduos coletados foi no inverno com 37,21%, seguida pela primavera (26,20%), outono (20,12%) e a menor no verão (16,47%).

Tabela 4. Abundância total (nº de ind.) de macroinvertebrados bentônicos em dez sítios de amostragem na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10) coletados no Inverno (Inv.), Primavera (Prim.) e Verão (Ver.) de 2012 e outono de 2013. Legenda: GF: grupo funcional; Ras: Raspadores; Col.: Coletores de depósito; Pred.: Predadores; Col-Filt: Coletores-filtradores; Det.: Detritívos.

Táxon	GF	P1				P2				P3				P4				P5				Total
		Inv.	Prim.	Ver.	Out.																	
Hirudinae																						
Sanguessuga	Pred.	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	9	2	0	0	0	0	4	0	0	1	27
Acarina																						
Hydracarina	Pred.	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Mollusca																						
Pelycipoda	Col-Fil	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	8	0	2	4	0	0	1	0	0	0	19
Gastropoda																						
Physidae	Ras	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	26	1	0	36	19	18	19	128
Oligochaeta																						
Naididae	Col.	34	0	1	0	89	1	2	3	79	0	16	17	29	0	18	5	32	16	18	22	382
Decapoda																						
Aeglidae	Pred.	25	23	6	3	20	25	4	25	8	8	15	13	17	2	10	17	5	6	8	11	251
Ephemeroptera																						
Baetidae	Col.	121	44	39	92	38	23	22	76	54	23	3	9	26	23	47	83	162	59	69	181	1194
Caenidae	Col.	264	64	58	5	156	16	40	8	44	17	3	2	32	32	83	0	72	16	16	0	928
Ephemeridae	Col.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Leptohyphidae	Col.	11	1	0	0	17	0	2	0	6	0	0	16	40	0	0	7	54	5	5	10	174
Leptophlebiidae	Col.	514	309	82	138	381	258	88	352	58	2	9	105	51	11	70	331	198	94	104	188	3343
Odonata																						
Calopterygidae	Pred.	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	3	7
Coenagrionidae	Pred.	24	7	8	14	19	12	1	6	13	3	2	8	11	0	5	21	10	1	1	9	175
Corduliidae	Pred.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Gomphidae	Pred.	2	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	1	0	2	0	0	0	0	0	9

Táxon	GF	P1				P2				P3				P4				P5				Total
		Inv.	Prim.	Ver.	Out.																	
Odonata																						
Libellulidae	Pred.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	Frag.	13	0	0	1	6	1	0	6	0	0	0	1	2	0	1	2	0	0	0	2	35
Plecoptera																						
Gripopterygidae	Frag.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Perlidae	Pred.	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	1	6
Hemiptera																						
Belostomatidae	Pred.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Corixidae	Pred.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	6
Gerridae	Pred.	7	3	0	0	2	0	7	0	0	0	1	1	0	0	5	1	0	1	1	1	30
Notonectidae	Pred.	0	0	0	4	0	0	10	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Pleidae	Pred.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vellidae	Pred.	0	0	1	2	0	0	1	7	6	0	0	1	0	0	0	4	12	32	20	6	92
Megaloptera																						
Corydalidae	Pred	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	5
Coleoptera																						
Dytiscidae	Pred.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	Col.	103	24	4	14	87	2	1	34	13	0	8	22	284	2	57	26	38	10	12	17	758
Gyrinidae	Pred.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3
Hydrophilidae	Pred.	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	2	0	1	1	0	10
Psephenidae	Pred.	118	25	5	44	74	24	5	30	4	1	0	11	6	2	0	8	7	1	1	9	375
Trichoptera																						
Ecnomidae	Col-Fil	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4
Hydrobiosidae	Col-Fil	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	1	13
Hydropsychidae	Col.	33	43	0	6	20	4	1	56	6	0	11	30	22	0	73	86	70	30	40	56	587
Hydroptilidae	Ras	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	12	0	0	0	14

Táxon	GF	P1				P2				P3				P4				P5				Total
		Inv	Prim	Ver	Out	Inv	Prim	Ver	Out	Inv	Prim	Ver	Out	Inv	Prim	Ver	Out	Inv	Prim	Ver	Out	
Trichoptera																						
Leptoceridae	Frag	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	1	0	0	0	5
Odontoceridae	Frag	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Philopotamidae	Filt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	8	0	0	0	22
Polycentropidae	Col	7	0	0	0	17	1	0	1	0	0	0	1	3	0	7	0	0	1	1	1	40
Lepidoptera																						
Pyralidae	Frag	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	10	0	0	15
Diptera																						
Ceratopogonidae	Pred	0	0	0	0	0	0	0	0	1	13	0	3	0	0	2	0	0	0	0	0	19
Chironomidae	Col	316	40	114	21	655	129	40	17	287	282	194	91	108	166	76	145	339	100	80	50	3250
Culicidae	Col-Fil	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	7	7	12	31
Empididae	Pred	2	0	1	0	8	0	2	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	16
Ephydriidae	Col	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Estratiomyidae	Col	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
Psycodidae	Col	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Simuliidae	Col-Filt	16	1	0	7	12	0	0	1	24	0	0	1	4	0	0	0	760	875	675	537	2913
Tabanidae	Pred	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total		1615	587	323	354	1609	498	226	623	622	353	291	347	643	270	471	743	1837	1279	1082	1138	14911

Táxon	GF	P6				P7				P8				P9				P10				Total
		Inv.	Prim.	Ver.	Out	Inv.	Prim.	Ver.	Out.													
Hirudinae																						
Sanguessuga	Pred.	0	1	1	0	2	0	1	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	9
Acarina																						
Hydracarina	Pred.	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Mollusca																						
Pelcipoda	Col-Fil	0	0	2	0	0	5	0	0	7	0	0	0	0	3	2	0	0	2	0	0	21
Gastropoda																						
Physidae	Ras	20	3	22	10	0	22	0	0	74	95	208	113	103	76	116	139	1278	7	4	26	2316
Oligochaeta																						
Naididae	Col.	1	28	96	17	51	16	10	9	2	4	7	29	30	3	0	3	7	0	0	3	316
Deapoda																						
Aegidae	Det.	14	38	38	8	9	41	10	14	8	22	2	1	3	2	1	12	3	4	0	1	231
Ephemeroptera																						
Baetidae	Col.	261	349	216	71	78	34	30	28	275	271	115	122	316	572	285	360	603	412	271	254	4923
Caenidae	Col.	4	2	9	0	7	2	0	0	38	7	8	0	2	1	48	2	124	14	8	0	276
Ephemeridae	Col.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptohyphidae	Col.	4	12	45	29	17	7	3	3	7	3	21	22	51	4	7	40	147	19	0	25	466
Leptophlebiidae	Col.	304	730	637	524	77	28	35	39	72	31	107	118	63	22	15	30	203	134	51	39	3259
Odonata																						
Calopterygidae	Pred.	1	0	3	1	1	0	0	0	0	1	0	2	0	2	4	1	0	0	0	0	16
Coenagrionidae	Pred.	14	7	14	36	8	4	0	0	6	11	6	19	19	0	2	0	1	7	0	0	154
Corduliidae	Pred.	0	0	0	0	0	0	1	1	7	0	0	5	1	1	0	5	10	0	1	0	32
Gomphidae	Pred.	35	30	23	12	14	11	4	5	12	6	4	3	15	1	1	0	4	14	0	0	194
Libellulidae	Pred.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2

Táxon	GF	P6				P7				P8				P9				P10				Total
		Inv.	Prim.	Ver.	Out.	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	Inv.	Prim.	Ver.	Out.	
Trichoptera																						
Philopotamidae	Col-Fil	5	3	8	0	1	0	0	0	0	16	1	1	4	14	16	0	3	0	58	0	130
Polycentropidae	Col	3	0	5	0	6	0	0	0	1	1	13	16	3	0	0	3	0	22	4	0	77
Lepidoptera																						
Pyralidae	Frag.	0	0	2	0	0	0	0	0	14	5	2	25	217	95	20	34	34	48	45	13	554
Diptera																						
Ceratopogonidae	Pred.	1	0	7	0	12	3	6	6	0	1	0	1	6	0	8	0	0	10	2	4	67
Chironomidae	Col.	208	161	286	87	516	518	100	159	217	175	44	111	406	898	199	567	464	566	163	176	6021
Culicidae	Col-Fil	0	0	1	2	0	7	0	0	0	5	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	18
Empididae	Pred.	0	0	36	0	11	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	2	3	0	0	0	56
Ephydriidae	Col.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Estratiomyidae	Col.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	12
Psycodidae	Col.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Simuliidae	Col-Fil.	209	101	0	41	740	623	200	82	702	328	6	170	528	989	14	274	1448	642	33	319	7449
Tabanidae	Pred.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2
Tipulidae	Det.	5	10	12	12	0	2	3	3	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	0	51
Total		1466	1865	1989	1307	1878	1455	472	437	1801	1055	596	1087	1925	3243	1241	2223	5028	2370	1466	1701	34605

Observou-se maior abundância total no período de inverno em praticamente todos os pontos, exceto nos pontos P6 e P9. Destacam-se os pontos P3 com menor e o ponto P10 com maior abundância de organismos no inverno (Figura 3). Salienta-se que esses dois pontos apresentam características semelhantes, como influência agrícola, mata ciliar estreita, sendo de terceira e quarta ordens, respectivamente.

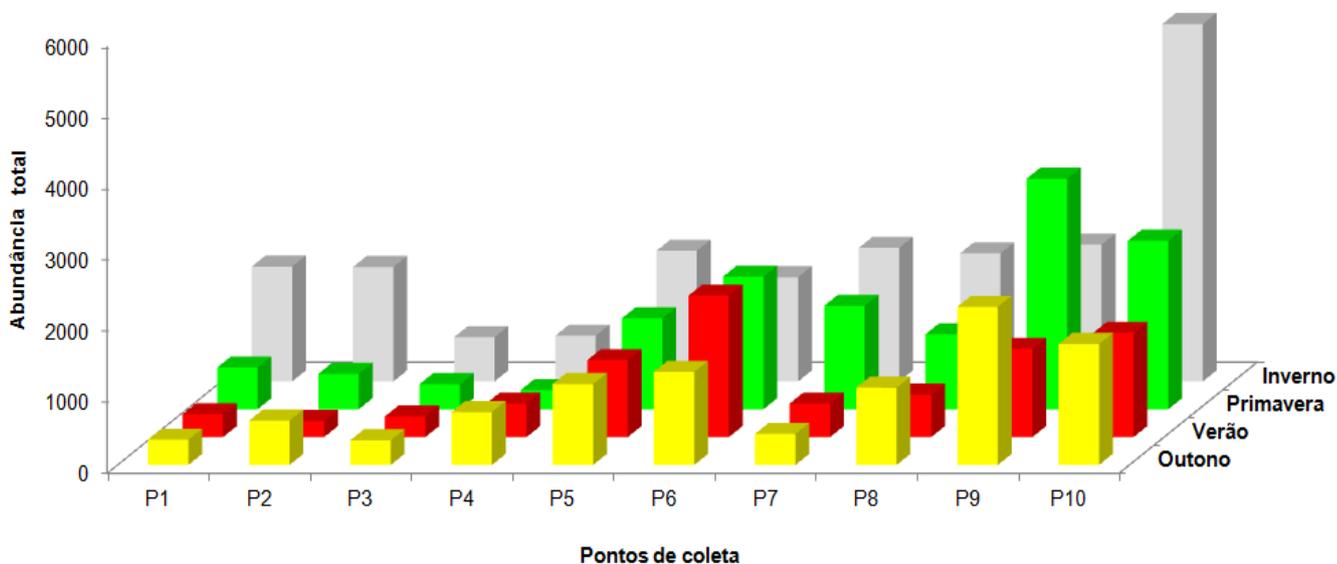


Figura 3. Abundância total (nº de ind.) de macroinvertebrados bentônicos coletados nos dez pontos de amostragem da bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), no inverno, primavera e verão de 2012 e outono de 2013.

Na primavera, em P9, foi obtida a segunda maior abundância onde foram coletados 3243 espécimes. No verão, observou-se a menor abundância em praticamente todos os pontos, com exceção do P6, onde foram coletados 1989 indivíduos, ou seja, a maior abundância registrada para o ponto. Os pontos de maior abundância no outono foram P9 e P10, pontos mais próximos à foz do Salto do Lontra e os de menor abundância, P1 e P3, próximos à cabeceira.

De uma forma geral, a abundância total foi aumentando com a ordem do rio ou em direção a sua foz. Esse padrão foi quebrado pelos P3, P4 e P8 que são os pontos com maior pressão antrópica (Figura 3).

Comparando-se a densidade de macroinvertebrados bentônicos (número de indivíduos por metro quadrado), a riqueza taxonômica (observada) e a riqueza rarefeita durante os quatro períodos de amostragem (inverno, primavera, verão e inverno), não houve diferença significativa ao nível de 5% entre eles (KRUSKAL-WALLIS, $p > 0,05$). Da mesma forma, comparando-se os dez sítios de amostragem, não houve diferença significativa (KRUSKAL-WALLIS, $p > 0,05$) (Tabela 5).

Tabela 5. Densidade média (ind./m²) (D), Riqueza taxonômica (Rt) e Riqueza rarefeita (Rr), obtidas a partir da coleta de macroinvertebrados bentônicos em dez sítios amostrais (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) no inverno, primavera e verão de 2012 e outono de 2013.

	Inverno			Primavera			Verão			Outono		
	D	Rt	Rr	D	Rt	Rr	D	Rt	Rr	D	Rt	Rr
P1	438.90	21	19	366.88	14	13	252.30	15	14	201.14	15	14
P2	419.00	24	21	389.06	14	14	176.60	15	15	243.36	15	16
P3	162.00	22	20	275.78	11	10	113.70	16	15	135.54	20	19
P4	251.20	20	19	210.94	11	9	196.30	15	14	290.23	17	18
P5	717.58	25	23	570.98	21	19	422.70	21	23	474.16	22	21
P6	654.46	23	21	728.51	22	19	777.00	33	30	510.54	21	20
P7	733.59	25	21	568.36	25	23	184.40	21	20	182.08	22	23
P6	703.52	22	23	412.11	26	25	232.80	23	24	425.00	26	24
P9	751.95	25	24	1266.80	28	27	484.80	26	25	868.36	27	25
P10	1964.10	24	23	925.78	22	19	610.80	18	23	664.45	17	18

Quando se considerou a geomorfologia fluvial, observou-se maior riqueza rarefeita nos pontos localizados na unidade hidromorfológica partes média e baixa da bacia, ou seja, os trechos de maior ordem.

A análise de agrupamento dos macroinvertebrados bentônicos demonstrou a formação de cinco grupos e apresentou valor de correlação cofenética de $r = 0.9033$. O primeiro grupo é formado pelos rios Gavião (P5) e dos Porcos (P7); o segundo grupo é formado pelos sítios amostrais localizados na parte baixa do Rio Lontra (P8, P10 e P9); terceiro grupo formado pelos pontos na região mais próxima as nascentes (P1, P2 e P4) e os pontos P6 e P3 formaram grupos distintos. Não foi observado padrão de diferenciação da microbacia do Lontra, segundo a análise de Cluster (Figura 3).

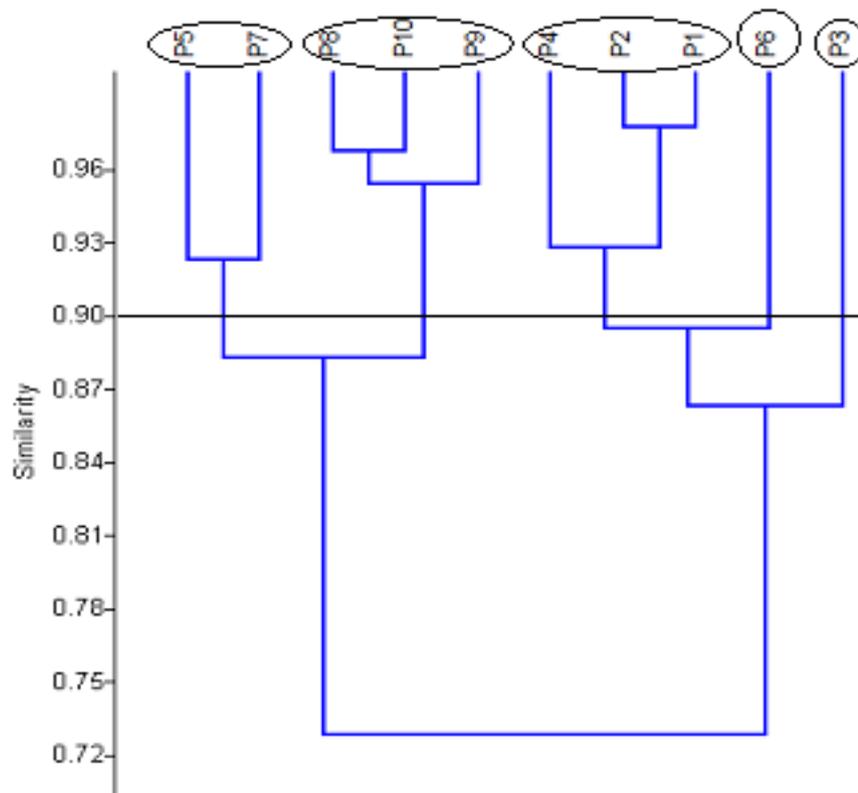


Figura 4. Dendrograma obtido a partir da Análise de Agrupamento pelo método do grupo pairado pela medida de Similaridade de Morisita com dados de abundância transformados pela raiz quadrada. Pontos de amostragem P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10 nos períodos do inverno, primavera e verão 2012 e outono de 2013. Correlação fonética = 0,9033.

A composição dos grupos funcionais de macroinvertebrados bentônicos (Figura 5) foi caracterizada pela predominância de coletores de depósito (56,04%) e de coletores-filtradores (23,97%) em todos os períodos de amostragem. Observou-se diferença altamente significativa (Kruskal-Wallis, $p < 0.0001$) entre a abundância total de indivíduos dos grupos funcionais e os dez locais de amostragem, porém entre as estações não foram observadas diferenças significativas (Kruskal-Wallis, $p = 0.59$).

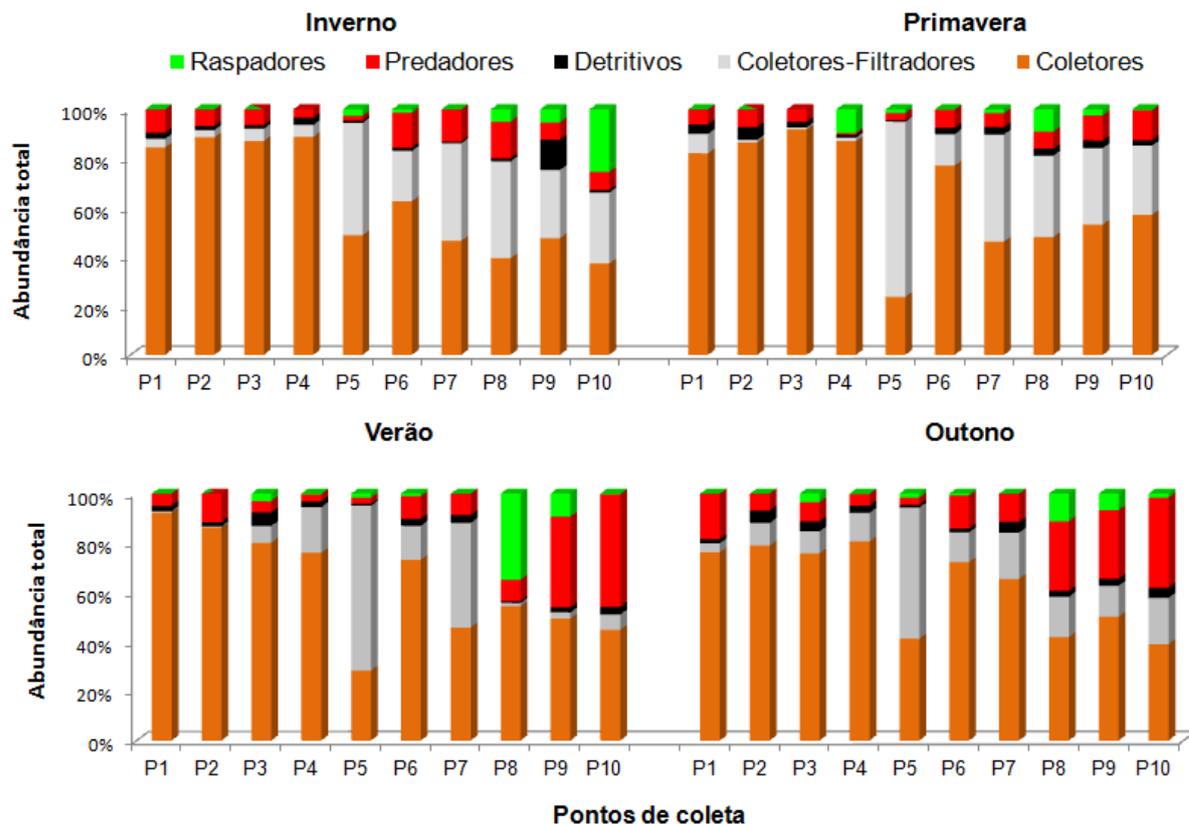


Figura 5. Abundância total (%) de macroinvertebrados bentônicos pertencentes aos grupos funcionais (raspadores, predadores, detritivos, coletores-filtradores e coletores de depósitos).

O teste de Mantel não identificou correlação significativa entre a abundância de macroinvertebrados bentônicos e os descritores ambientais utilizados.

DISCUSSÃO

De maneira geral, a qualidade das águas da microbacia do Lontra atende à legislação - Resolução CONAMA 357 (MMA, 2005), que estabelece os padrões de qualidade da água para consumo humano. Concentrações de oxigênio dissolvido, próximas a 5 mg/L^{-1} , registradas em alguns sítios de amostragens, valor mínimo estabelecido pela legislação, foram encontradas na primavera cuja média de precipitação para o mês de amostragem foi a mais baixa (0.21 mm) e com temperaturas média de $20.61 \text{ }^\circ\text{C}$ (Dados SIMEPAR). Os baixos valores de oxigênio dissolvido, que podem também estar relacionados ao aporte de matéria orgânica no sistema, têm diversas implicações do ponto de vista ambiental, como a dificuldade de manutenção de vida dos organismos aeróbios no ambiente aquático. O oxigênio dissolvido é uma das variáveis mais importantes na caracterização limnológica pela sua importância biológica e por sua participação em várias reações químicas na água (TUNDISI e MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

Nos sistemas analisados, a temperatura da água durante as coletas não exerceu papel limitante e a variação foi de 13.02 °C (inverno) a 27.43 °C (outono), valores esses próximos às médias registradas para os meses de coletas (15.03 °C junho de 2012 e 23.91 °C fevereiro 2013, segundo SIMEPAR). A importância da temperatura ocorre devido ao seu potencial em influenciar a distribuição dos macroinvertebrados, uma vez que possui a capacidade de alterar a dissolução de gases, como o oxigênio, na água (MAIER, 1978; BISPO *et al.*, 2006).

O pH apresentou variações espaciais consideráveis e valores extremos. No inverno, nos pontos (P1, P2, P3, P4 e P8), foram obtidos os menores valores registrados e podem estar relacionados à baixa precipitação (média do mês de coleta 0.42 mm – Simepar). Não ocorreu diferença significativa entre as estações verão e outono (Kruskal-Wallis $H=27.87$ $p= 0,0000$ e Student-Newman-Keuls $p\text{-valor}= 0.9695$). Geralmente, este parâmetro influencia a fauna quando da ocorrência de extremos para acidez ou alcalinidade ou quando há associação de seus valores à poluição orgânica (BISPO *et al.*, 2006).

O Potencial de Oxirredução (ORP) não possui limites exigidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) e permite avaliar o processo de oxidação da matéria orgânica no corpo hídrico. Guevara (2007) sugere que os valores de ORP abaixo de 400 mV indicam que a geração da drenagem ácida encontra-se em estágios iniciais e valores acima de 500 mV indicariam que a oxidação dos sulfetos e o aumento da concentração do íon férrico (Fe^{+3}) são bastante expressivos.

A maioria dos pontos de amostragens apresentaram valores inferiores a 400 mV. Valores maiores que 450 mV e que indicam um ambiente com forte oxidação e efetiva participação bacteriana (bactérias ferro-oxidantes) no processo de oxidação. Foi registrado valor superior a 500 mV em P1 durante a Primavera e, no mesmo ponto, o mesmo valor foi registrado durante o inverno.

A Resolução CONAMA 357/2005 estabelece como valor limite para os Sólidos Totais Dissolvidos (STD) 500 mg/L para águas das Classes 1, 2, 3 e todos os pontos apresentaram valores abaixo do determinado pela legislação.

Algumas das variáveis avaliadas na microbacia do Lontra estão intrinsecamente relacionadas às flutuações sazonais da região, como variações de temperatura e frequência de chuvas que interferem indiretamente em outros parâmetros ambientais, como teores de oxigênio dissolvido e pH (SCHEFFER & BUSCH, 2010).

Vários fatores ambientais, tais como profundidade, disponibilidade de alimento, concentração de oxigênio e tipo de substrato têm sido apontados como reguladores da estrutura da comunidade de invertebrados em rios e reservatórios (OLIVEIRA *et al.*, 2005; PAMPLIM & ROCHA, 2007; HEINO, 2009).

Os pontos amostrados apresentaram boa qualidade da água comprovada pela alta oxigenação, baixos valores de turbidez e pH próximo da neutralidade. Valores extremos dessas características são relacionados como fatores intervenientes na distribuição da fauna, ou quando associados à poluição orgânica (BISPO *et al.*, 2006; SONG *et al.*, 2009; ENCALADA *et al.*, 2010).

Quanto aos períodos de amostragem (inverno, primavera, verão e outono), observaram-se diferença significativa na temperatura e condutividade (valores superiores para verão) e turbidez (superior no inverno), semelhantes ao observado em outros estudos na região Sul do Brasil, BUENO *et al.* (2003), STRIEDER *et al.* (2006).

A concentração de matéria orgânica e a granulometria foram semelhantes em praticamente todos os pontos (Tabela 3). Também ocorreram maiores valores nos sítios de amostragem P5, P8, P9 e P10. Isto se deve, provavelmente, ao fato de haver atividade agrícola, plantio de fumo, além de criação de animais próximos à área. Logo, pode provocar o carreamento de diferentes substratos orgânicos para o leito do rio.

Neste estudo, apesar de ocorrer maior concentração de matéria orgânica nesses locais, não se observou diferença significativa na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, em relação aos demais.

Em sistemas lóticos, há uma tendência ao aumento da densidade de organismos em períodos de menores precipitações, onde a velocidade da corrente é menor, pois diminui o *drift* (carreamento) de sedimentos e organismos e facilita a fixação desses ao substrato (HYNES, 1970). Baptista *et al.* (2001) observaram maior densidade de organismos em épocas de menor precipitação em estudo desenvolvido na bacia do rio Macaé, RJ. Todavia, Moreno & Callisto (2006) relataram maior riqueza taxonômica e maior diversidade no período de chuva. Os autores supracitados registraram que, nesse período, houve aumento tanto na quantidade de substratos submersos quanto na diversidade de hábitat.

O número de táxons registrados (Tabela 5) neste estudo reflete o padrão verificado para os riachos tropicais preservados. A riqueza taxonômica é elevada em comparação aos ambientes do mesmo tamanho, submetido a ações humanas mais pronunciadas (BAGATINI, *et al.* 2012). Durante oito anos de estudos, Biasi *et al.* (2010) avaliaram a riqueza e a diversidade de macroinvertebrados em oito municípios da Região Alto do Uruguai, ao coletarem 62 táxons, sendo 20 em Barão de Cotegipe,

a área de maior pressão antrópica. Milesi *et al.* (2009) registraram 47 táxons ao avaliarem a distribuição espacial e temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em nove riachos, na região Norte do Rio Grande do Sul, com diferentes graus de impacto e Mormul *et al.* (2009) realizaram um estudo em um rio impactado na bacia do rio Ivaí e registraram apenas 14 táxons.

No presente estudo, não se observou diferença significativa na densidade média de organismos nem na riqueza das quatro estações (Tabela 5).

No entanto, pôde-se observar maior abundância (Figura 3) de organismos no inverno (18424 indivíduos). A pequena variação entre os períodos deve-se, provavelmente, ao fato de que, no inverno (junho 2012), houve baixa pluviosidade (média do mês de coleta = 0.42 mm – dados SIMEPAR) em comparação ao período de verão (dezembro de 2013, média do mês de coleta 9.75 mm – dados SIMEPAR).

A baixa precipitação e as elevadas temperaturas para novembro e dezembro foram responsáveis pela ausência de corredeiras nos pontos (P1, P2, P3 e P4) durante a amostragem de verão, ou seja, os sítios de corredeiras ficaram com velocidades abaixo de 11.8 cm.s^{-1} , característica de área de remanso, portanto, não foi possível realizar a amostragem nas áreas de corredeiras.

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos esteve representada, principalmente, por insetos, neste estudo. Conforme Hynes (1970), esse grupo compõe a maior parte da fauna de águas correntes. Os grupos que se destacaram nesta bacia foram: Diptera (Simuliidae e Chironomidae), seguido de Ephemeroptera (Leptophlebiidae e Baetidae), Trichoptera (Hydropsychidae) e Elmidae (Coleoptera). Salienta-se que tais organismos estão predominantemente presentes em ambientes considerados de boa qualidade (CALLISTO *et al.*, 2001).

Destaca-se a ocorrência da maioria dos *taxa* em todos os sítios de amostragem, com o predomínio de Chironomidae e Simuliidae (Diptera), devido ao grande potencial de adaptação deste grupo (KLEINE & TRIVINHO-STRIXINO, 2005; MILESI *et al.*, 2009; LECRAW & MACKERETH, 2010). Esses dados corroboram outros trabalhos desenvolvidos em rios brasileiros, onde se observa a predominância desse grupo sobre os demais (AAGARD *et al.*, 2004; MORETTI & CALLISTO, 2005; MORENO & CALLISTO, 2006; AYRES-PERES *et al.*, 2006; CORBI & TRIVINHO-STRIXINO, 2008; MILESI *et al.*, 2009).

Os pontos de amostragem P1, P2, e P4 apresentaram semelhança na comunidade de macroinvertebrados bentônicos pela análise de agrupamento (FIGURA 4). Tais locais possuem mata ciliar restrita, com menos de 10 m, leito formado por matações, seixos e cascalhos e estão localizados próximos à cabeceira do Rio Lontra.

Os pontos P8, P9 e P10 apresentam trechos sombreados e, provavelmente, são influenciados pela agricultura e pela área urbana de Salto do Lontra (FIGURA 4). Nestes pontos, foi observada a maior riqueza rarefeita e os pontos apresentam a mesma ordem.

Os dois rios (Gavião e Porcos), afluentes do Rio Lontra, apresentaram a mesma semelhança (Figura 4) pela análise de agrupamento e os pontos P6 e P3 não formaram grupo algum, provavelmente, devido à presença de famílias exclusivas (Dysticidae no P6 e Glossonatiidae no P3).

A classificação dos macroinvertebrados em grupos funcionais tem sido muito útil para a compreensão dos padrões de distribuição de organismos em riachos. Embora muitos desses invertebrados possam apresentar maior plasticidade, de acordo com a disponibilidade de alimentos no ambiente (BAGATINI, *et al.*, 2010). Em geral, compreende-se que os padrões de ocorrência de grupos funcionais estão de acordo com os pressupostos definidos pelo conceito contínuo fluvial (CCR) (VANNOTE *et al.* 1980).

A abundância dos organismos coletores de depósito e coletores-filtradores (Figura 5) é corroborada com outros trabalhos desenvolvidos em ecossistemas lóticos brasileiros que têm demonstrado um predomínio desses (CALLISTO *et al.*, 2001; BUENO *et al.*, 2003; KLEINE & TRIVINHOS-TRIXINO, 2005; SILVA *et al.*, 2008).

De acordo com Tomanova *et al.* (2006), o grupo dos coletor-coletores são considerados como dominante em riachos tropicais pela abundância de recursos produzidos e rápida degradação da matéria orgânica alóctone.

A pequena porcentagem de fragmentadores, na maioria dos pontos investigados (Figura 5), pode estar relacionada a diversos vários fatores. Segundo Nislow & Lowe (2006), existe uma relação negativa entre abundância deste grupo trófico, desmatamento e assoreamento de rios de cabeceira. Para MARQUES *et al.* (1999), a quantidade e a qualidade inferior da matéria orgânica cedida pela vegetação ripária (alóctone) são alguns dos fatores responsáveis pela diminuição da abundância de organismos fragmentadores e raspadores.

Os fragmentadores estão presentes em áreas com dossel denso, como em lagoas ou em rios com matas de galerias, onde coexistem com outras categorias, como os raspadores. Esses últimos podem ser mais comuns em áreas mais iluminadas, com maior disponibilidade de substratos. Os coletores e filtradores são mais frequentes em rios maiores e lagos, nos pontos de maior correnteza. Os predadores, por serem menos restritivos, são encontrados em vários tipos de ambientes (VANNOTE *et al.*, 1980; WILLIAMS & FELTMATE, 1992).

O Rio Lontra apresenta rede dentrítica e segundo, Campbell-Grant *et al.* (2007), essa estrutura influencia a dinâmica das comunidades aquáticas. Destaca-se a importância do deslocamento de organismos entre rios tributários e a heterogeneidade de habitats associada a nós ou confluências.

Em rios de maior ordem Vannote *et al.*, (1980), a riqueza de invertebrados é elevada em virtude da maior disponibilidade de tipos de habitat e alimento, tendo como representantes organismos coletores, filtradores e raspadores. Nos rios de pequena ordem, por sua vez, a fauna é mais pobre e diferente; composta por organismos retalhadores e, geralmente, especialistas (SILVEIRA *et al.* 2006, CLARKE *et al.* 2008, FINN *et al.* 2011). Porém, esta relação positiva entre riqueza e ordem de riacho pode não ser evidente, pois a posição dos tributários dentro da bacia hidrográfica pode interferir nestes padrões (BRUNS *et al.* 1984, FINN *et al.* 2011).

A forma dentrítica da microbacia do Lontra pode ter influenciado a similaridade e dissimilaridade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nos dez pontos amostrais da microbacia do Lontra. O fator hidromorfologia pode ser considerado como uma chave no controle dos ecossistemas dinâmicos. A importância relativa e absoluta das influências dos processos geomorfológicos varia entre os organismos (MONTGOMERY, 1999).

A partir das análises realizadas, não se observou diferença significativa na distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre áreas com atividade agrícola (P2, P5 e P6), área urbana (P3, P4, P7 e P8) e áreas mais preservadas (P1, P9 e P10). Isto pode ser devido, possivelmente, ao fato de que as áreas amostradas não foram suficientemente atingidas pela atividade antrópica a ponto de demonstrar alteração na estrutura da comunidade. Além disso, os organismos encontrados foram capazes de explorar ambientes com diferentes características ambientais (KRATZER; BATZER, 2007). A mata ciliar presente nos pontos apresenta-se tão restrita que não representa um diferencial significativo na estrutura da comunidade de macroinvertebrados. Para CORTES *et al.* (2009), são necessários estudos em que o ambiente seja analisado em múltiplas escalas espaciais para detectar tais padrões de alteração.

CONCLUSÃO

A partir dos descritores ambientais analisados e dos organismos identificados, foi possível reunir aspectos que caracterizam a microbacia do Rio Lontra na região Sudoeste do Paraná, além de permitir inferências sobre a similaridade entre os ambientes característicos desta região. Destaca-se a contribuição semelhante dos descritores ambientais locais na estruturação das comunidades.

Considerando-se as hipóteses analisadas no presente estudo, observou-se que a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos não demonstrou significativamente ser influenciada pela variação sazonal e a menor diversidade de táxons foi registrada no outono enquanto a menor abundância ocorreu no verão.

A estrutura da comunidade não variou espacialmente, nem tampouco em função das pequenas diferenças espaciais nas características dos trechos amostrados. Os descritores ambientais analisados mostraram-se semelhantes em todos os sítios de amostragem, da mesma forma que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos.

Os resultados obtidos nesta pesquisa não permitiram a definição de um padrão de distribuição espacial e temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos que conduzisse a uma organização padronizada dos táxons, mas, revelaram características da ecologia e distribuição dos macroinvertebrados bentônicos encontrados na bacia hidrográfica do Lontra que podem ser utilizadas para subsidiar estratégias de monitoramento ambiental na região.

Novos estudos, com maior refinamento no nível de identificação dos organismos e abordagem relacionada às múltiplas escalas espaciais nesta bacia, são necessários a fim de determinar o grau de importância da hidromorfologia, a importância dos demais descritores na estruturação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e sutis alterações na estrutura da comunidade.

REFERÊNCIAS

- AAGARD, K., SOLEM, J.O., BONGARD, T. & HANSEN, O. 2004. Studies of Aquatic Insects in The Atna River 1987-2002. **Hydrobiologia** **521**: 87-105.
- APHA. 1995. **Standard Methods**. Washington. American Public Health Association. 1193p.
- AYRES, M., AYRES JR.M., AYRES, D.L. & SANTOS, A.A.S. 2007. **Bioestat – aplicações estatísticas nas Áreas das Ciências Biomédicas**. 5 ed. Belém. Mamirauá.
- AYRES-PERES, L., SOKOLOWICZ, C.C. & SANTOS, S. 2006. Diversity and abundance of the benthic macrofauna in lotic environments from the central region of Rio Grande do Sul State, Brazil. **Biota Neotropica** **6**(3): 21-32.
- BAGATINI, Y.M., BENEDITO, E. & HIGUTI, J. 2010. Effect of the environmental factors on the caloric content of benthic and phytophilous invertebrates in neotropical reservoirs in the Paraná State, Int. Rev. **Hydrobiol.** **95**:246-259.
- BAGATINI, Y.M., DELARIVA, R.L. & HIGUTI J. 2012. Benthic macroinvertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná State, Brazil. **Biota Neotrop.** **12**(1): <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n1/en/abstract?short-communication+bn00912012012>.
- 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.
- BEISEL, J.N., USSEGLIO-POLATERA, P., THOMAS, S.; MORETEAU, J.C. 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. **Hydrobiologia** **389**: 73-88.
- BEISEL, J.N., USSEGLIO-POLATERA, P.U. & MORETEAU, J.C. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macro-invertebrate communities. **Hydrobiologia** **422/423**: 163-171.
- BIASI, C.; KÖNIG, R.; MENDES, V.; TONIN, A. M.; SENSOLO, D.; SOBCZAK, J. R.S.; CARDOSO, R.; MILESI, S. V.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. 2010. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do Alto Uruguai (RS). **Perspectiva, Erechim**. v. **34**, n. 125, p. 67-77, março/2010.
- BISPO, P.C., OLIVEIRA, L.G., BINI, L.M. & SOUZA K.G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera for riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immature. **Brazilian Journal of Biology** **66** (2B): 611-622.

BISPO, P.C.; FROELICH, C.G.; OLIVEIRA, L.G. 2001. Spatial distribution of Plecoptera nymphs in streams of a mountainous area of central Brazil. **Brazilian Journal of Biology**. **62**(3): 409-417.

BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L. G. 2003. **Limnologia Fluvial: Um Estudo no Rio Mogi-Guacu**. Ed. Rima, 255p.

BRUNS, D.; MINSHALL, G.; CUSHING, C.; CUMMINS, K.; BROCK, J.; VANNOTE, R. 1984. Tributaries as modifiers of the river continuum concept: analysis by polar ordination and regression models. **Archives of Hydrobiology** **99**: 208-220.

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

BUSS, D. F. & A. S. VITORINO, 2010. Rapid bioassessment protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. **Journal of the North American Benthological Society** **29**: 562-571. doi: 10.1899/09-095.1.

CALLISTO, M., MORENO, P. & BARBOSA, F.A.R. 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Biologia** **61**: 259-266.

CAMPBELL-GRANT, E. H. 2011. Structural complexity, movement bias, and metapopulation extinction risk in dendritic ecological networks. **Journal of the North American Benthological Society** **30**(1): 252-258.

CLARKE, A.; MAC NALLY, R.; BOND, N.; LAKE, P. S. 2008. Macro-invertebrate diversity in headwater streams: a review. **Freshwater Biology** **53**:1707–1721.

COLWELL, R.K. 2006. **EstimateS (?) 8.2**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> (último acesso em 07/nove/2012).

CORBI, J.J. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2008. Relationship between sugar cane cultivation and stream macro-invertebrate Communities. **Brazilian Archives of Biology and Technology** **51**(4): 769-779.

CORTES, R.M.V., HUGHES, S.J., VARANDAS, S.G.P., MAGALHÃES, M. & FERREIRA, M.T. 2009. Habitat variation at different scales and biotic linkages in lotic systems: consequences for monitorization. **Aquatic Ecology** **43**: 1107-1120.

CUMMINS, K.W. & LAUFF, G.H. 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macro-benthos. **Hydrobiologia** **34**: 145-181.

DEWSON, Z.S., JAMES, A.B.W., DEATH, R.G. 2007. A review of the consequences of decreased flow for in stream habitat and macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society** **26**(3): 401-415.

ELOSEGI, A., DÍEZ, J. & MUTZ, M. 2010. Effects of hydromorphological integrity on biodiversity and functioning of river ecosystems. **Hydrobiologia**. Doi: 10.1007/S10750-0090083-4.

ENCALADA, A.C., CALLES, J., FERREIRA, V., CANHOTO, C.M. & GRAÇA, M.A.S. 2010. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane stream. **Freshwater Biology** **55**: 1719-1733.

FINN, D. S.; POFF, N. L. 2011. Examining spatial concordance of genetic and species diversity patterns to evaluate the role of dispersal limitation in structuring headwater meta-communities. **Journal of the North American Benthological Society** **30**: 273-283.

FRISSELL, C.A., LISS, W.J.; WARREN, C.E. & HURLEY, M.D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environmental Management** **10**: 199-214.

GIBBINS, C.N., VERICAT, D., BATALLA, R.J. 2010. Relations between invertebrate drift and flow velocity in sand-bed and riffle habitats and the limits imposed by substrate stability and benthic density. **Journal of the North American Benthological Society** **29**(3): 945-958.

GOTELLI, N.J. & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters** **4**: 379-391.

GUEVARA, L. R. Z. 2007. **Predição do potencial de drenagem ácida de minas utilizando o Método Cinético da Coluna de Lixiviação**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Metalúrgica e dos Materiais, PUC-Rio.

HAIDEKKER, A. & HERING, D. 2008. Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany : A multivariate study. **Aquatic Ecology** **42**: 463-481.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T & RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica** **4**(1): http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (último acesso em 07/out/2012).

HAUER, F.R. & LAMBERTI, G.A. 1996. **Methods in Stream Ecology**. Academic Press. 667p.

HEINO, J. 2000. Lentic macroinvertebrates assemblages structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. **Hydrobiologia**, **418**: 229-242.

HEINO, J., MYKRÄ, H., KOTANEN, J. & MUOTKA, T. 2007. Ecological filters and variability in stream macro-invertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? **Ecography** **30**: 217-230.

HYNES, H.B. 1970. **The ecology of running waters**. Liverpool Univ. Press. Liverpool. 555p.

JAMES, A.B.W., DEWSON, Z.S., DEATH, R.G. 2009. The influence of flow reduction on macroinvertebrate drift density and distance in three New Zealand streams. **Journal of the North American Benthological Society** **28**(1): 220-232.

KARR, J. R. & E. W. CHU, 1999. **Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring**. Island Press, Washington, DC.

KLEINE, P. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2005. Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnologica Brasiliensia** **17**(1): 81-90.

KRATZER, E.B. & BATZER, D.P. 2007. Spatial and temporal variation in aquatic macroinvertebrates in the Okefenokee Swamp, Georgia, USA. **Wetlands** **27**(1): 127-140.

KRUPEK, R. A. 2010. **Análise da variação espaço-temporal em diferentes escalas sobre a distribuição ecológica das comunidades de macroalgas de duas bacias de drenagem da região Centro-Sul do Estado do Paraná**. Tese em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Vegetal. Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Paulista Júlio de Mesquita Filho. Rio Claro, SP. 96p.

LECRAW, R. & MACKERETH, R. 2010. Sources of small-scale variation in the invertebrate communities of headwater streams. **Freshwater Biology** **55**: 1219-1233.

LUDLAM, J.P. & MAGOULICK, D.D. 2010. Environmental conditions and biotic interactions influence ecosystem structure and function in a drying stream. **Hydrobiologia** **644**:127-137.

MAGURRAN, A.E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford. Blackwell. 256p.

MAIER, M.H. 1978. Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos. **Bolm. Inst. Pesca** 5 (2): 75-90.

MARQUES, M. G. S. M.; FERREIRA, R. L. & BARBOSA, F. A. R. 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas carioca e da barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia** 59(2):203-210.

MCCAFFERTY, W.P. 1981. **Aquatic entomology**: the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives. Jones and Bartlett Publishers, Boston. 448p.

MELO, A.S. 2008. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica** 8(3): 21-27.

MERRITT, R.W. & CUMMINS, K.W. 1996. Trophic relations of macroinvertebrates. *In*: HAWER, R. & LAMBERT, G. **Methods in stream ecology**. New York. Academic Press. p. 453-474.

MILESI, S. V.; BIASI, C.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. 2009. Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia** 21:419-429.

MONTGOMERY, D.R. 1999. Process domains and the river continuum. **Journal of the American Water Resources Association** 35: 397-410.

MORENO, P. & CALLISTO, M. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. **Hydrobiologia** 560: 311-321.

MORETTI, M.S. & CALLISTO, M. 2005. Biomonitoring of benthic macroinvertebrates in the middle Doce River watershed. **Acta Limnologica Brasiliensia** 17(3): 267-281.

MORMUL, R.P., PRESSINATTE JUNIOR, S., VIEIRA, L.A., MONKOLSKI, A. & POVH, E.B. 2009. Caracterização das condições ambientais de um rio neotropical a partir da densidade, composição e riqueza de taxa de invertebrados bênticos. **Acta Sci.** 31(4):379-386.

MOYA, N., R. M. HUGHES, E. DOMÍNGUEZ, M. F. GIBON, E. GOITIA & T. OBERDORFF, 2011. Macro-invertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. **Ecological Indicators** 11: 840-847. doi:10.1016/j.ecolind.2012.10.012.

MUGNAI, R., NESSIMIAN, J.L. & BAPTISTA, D.F. 2010. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro. Technical Books. 176p. il.

NISLOW, K. H. & LOWE, W. H. 2006. Influences of logging history and riparian forest characteristics on macroinvertebrates and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in watershed streams (New Hampshire, U.S.A.). **Freshwater Biology** **51**: 388-397.

OLIVEIRA, A.; MORGAN, F. L.; MORENO, P.; CALLISTO, M. 2005. Inventário da fauna de insetos aquáticos na estação Ambiental de Peti (CEMIG). *In*: Silveira, F. ed. **Anais da ANEEL - projeto Peti/UFMG**. Belo Horizonte, EDUFMG. p.25-30.

PILLAR, V.D. 2004. **MULTIV**: Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling: User's guide v.2.3: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br> (último acesso em 13/set/2012).

POWER, M.E. & DIETRICH, W.E. 2002. Food webs in river networks. **Ecological Research** **17**: 451-471.

REMPEL, L.L., RICHARDSON, J.S. & HEALEY, M.C. 2000. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. **Freshwater Biology** **45**: 57-73.

RESH, V.H. & ROSENBERG, D.M. 2010. Recent trends in life-history research on benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society** **29**(1): 207-219.

ROCHA, O.; PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. **A bacia hidrográfica como unidade de estudo**. *In*. EEPINDOLA, E. L. G.; SILVA, J. S. V.; MARINELLI, C. E.; ABDON, M. M. (eds.) **A bacia hidrográfica do rio Monjolinho**. São Carlos. Ed. Rima,1-16p, 2000.

ROLDÁN-PÉREZ, G. 1988. **Guia para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá, Colômbia. Editorial Presencia Ltda. 217p.

ROQUE, F.O. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2001. Benthic macroinvertebrates in mesohabitat of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos, SP). **Acta Limnologica Brasiliensia** **13**: 69-77.

ROSGEN, D.L. 1994. A classification of natural rivers. **Catena** **22**: 169-199.

SANDIN, L.; JOHNSON, R. K. Local, landscape and regional factors structuring benthic macro-invertebrate assemblages in Swedish streams. **Landscape Ecology** **19**: 501-514p., 2004.

SCHÄFER, A. 1985. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais**, Porto Alegre: EDUNISUL.

SCHEFFER, E. W. O. & BUSCH, O. M. S. 2010. Qualidade da água. *In*: GEALH, A. M.; MELO, M. S. & MORO, R. S. eds. **Pitangui, rio de contrastes: seus peixes, seus lugares e sua gente**. Ponta Grossa, UEPG. p.43-51.

SILVA, F.L. DA, MOREIRA, D.C., BOCHINI, G.L. & RUIZ, S.S. 2008. Hábitos alimentares de larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) no córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, Brasil. **Biotemas** 21(2):155-159.

SILVEIRA, M. P.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in southeastern Brazilian river. **Brazilian Journal of Biology** 66:623-632.

SONG, M-Y., LEPRIEUR, F., THOMAS, A., LEK-ANG, S., CHON, T-S. & LEK, S. 2009. Impact of agricultural land use on aquatic insect assemblages in the Garonne river catchment (SW France). **Aquatic Ecology** 43: 999-1009.

STRAHLER, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of American Geophysical Union** 38: 913-920.

STRIEDER, M.N., RONCHI, L.H., STENERT, C., SCHERER, R.R. & NEISS, U.G. 2006. Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no sul do Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia** 28: 17-24.

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 Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade com ênfase em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFGRS, 56p.

TOMANOVA, S.; GOITIA, E. & HELESIC, J. 2006. Níveis tróficos e grupos funcionais alimentares de macroinvertebrados em riachos neotropicais. **Hydrobiologia** 556: 251-264. *In* Hieringa em inglês Iheringia, Sér. Zool. vol.100, nº.4 Porto Alegre dezembro 2010.

TUNDISI, J.G.; MATSUMARA-TUNDISI, T. 2008. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 63p.

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

WALLACE, J.B. & WEBSTER, J.R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review of Entomology** 41: 115-139.

WILLIAMS, D.D.; FELTMATE, B.W. 1992. **Aquatic insects**. Trowbridge: Redwood Books, 358p.

Artigo 3. ESCALAS DE VARIABILIDADE DA COMUNIDADE DE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NO RIO LONTRA ENTRE OS MUNICÍPIOS DE BOA ESPERANÇA DO SUDOESTE E SALTO DO LONTRA, NA REGIÃO SUDOESTE DO PARANÁ, BRASIL

RESUMO

Este estudo visou analisar a variabilidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em três escalas espaciais (rio, segmento de rio e mesohabitat) na microbacia do Rio Lontra na região Sudoeste do Paraná, Brasil. Além disso, foram investigados tanto a porcentagem da variabilidade na riqueza de organismos que pode ser explicada pelos descritores ambientais locais como quais descritores ambientais mensurados influenciam a estrutura da comunidade. As amostragens seguiram delineamento amostral hierárquico. Foram amostrados dez segmentos de rio, formados pelos mesohabitats: corredeira e remanso, no verão de 2012. A análise *nested* Anova mostrou que a comunidade de macroinvertebrados bentônicos varia de acordo com as escalas analisadas. E a comunidade está estruturada principalmente de acordo com a escala de mesohabitat. 48,5% da variação na riqueza foram explicadas pelas diferenças entre os mesohabitats. Nesta escala, houve maior variação na estrutura da comunidade, segundo a Permanova. A Análise de Redundância parcial (pRDA) evidenciou a temperatura e o pH como os descritores que mais contribuíram para explicar a estrutura espacial da comunidade. A partilha da variância mostrou que 14% da variabilidade da comunidade foi explicada puramente pelos descritores ambientais; 7% pelos descritores ambientais indissociáveis da matriz geográfica; 28% somente pela posição geográfica dos pontos de amostragem e 51% da variabilidade manteve-se sem explicação. Os resultados mostram a variabilidade da comunidade nas escalas espaciais analisadas e ressaltam a correspondência entre a distribuição das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e os descritores ambientais. Isto demonstra a importância das variações em mesoescala para o estudo da distribuição destes organismos nesta bacia.

PALAVRAS-CHAVE: Descritores ambientais, mesohabitats, macroinvertebrados

Article 3. VARIABILITY SCALES OF BENTHIC MACROINVERTEBRATE COMMUNITY IN LONTRA RIVER BETWEEN THE CITIES OF BOA ESPERANÇA DO SUDOESTE AND SALTO DO LONTRA, IN SOUTHWESTERN PARANÁ, BRAZIL

ABSTRACT

This study aimed at analyzing the variability of benthic macroinvertebrate community at three spatial scales (river, river segment and mesohabitat) in Lontra River watershed, in Southwestern Paraná, Brazil. Furthermore, both percentage variability in the organisms' richness, which can be explained by local environmental descriptors, and which measured environmental descriptors influence on the community structure. The samplings followed a hierarchical sampling design. Ten segments of the river were sampled, formed by mesohabitats: rapids and backwater, in the summer of 2012. The *nested* Anova analysis showed that benthic macroinvertebrate community varies according to the analyzed scales. And the community is mainly structured according to the mesohabitat scale. 48.5% variation in richness were explained by differences among mesohabitats. On this scale, there was greater variation in community structure, according to Permanova. The partial redundancy analysis (pRDA) pointed out temperature and pH as the descriptors that contributed most to explain the community spatial structure. The variance sharing showed that 14% community variability were purely explained by environmental descriptors; 7% by the environmental descriptors that are inseparable from the geographic matrix; 28% only by the geographical position of sampling points and 51% variability remained unexplained. The results show some community variability in spatial scales that have already been analyzed. They also emphasize the correspondence among the distribution of benthic macroinvertebrate communities and environmental descriptors. This shows the importance in mesoscale variations to study the distribution of these organisms in this watershed.

Keywords: Environmental descriptors, mesohabitats, macroinvertebrates

INTRODUÇÃO

As comunidades de macroinvertebrados mostram grandes variações temporais e espaciais em relação à variação dos fatores ambientais que caracterizam uma bacia ou corpo d'água (STROHSCHOEN, 2011; OLIVEIRA & NESSIMIAN, 2010a; OLIVEIRA & NESSIMIAN, 2010b).

Uma das principais questões a serem analisadas, ao abordar o estudo ecológico de determinada comunidade biológica, é o grau de variabilidade que mostra tanto espacial como temporalmente (HUSTON, 1994). Também é necessário compreender a dinâmica, que são os fatores que determinam a composição taxonômica e estrutura de uma comunidade biológica e identificar escalas espaciais e temporais em que operam (RICKLEFS & MILLER, 2000).

Parece que a estrutura e a composição das comunidades biológicas são influenciadas por interações estabelecidas por um conjunto de fatores ambientais e biológicos que atuam em conjunto em diferentes populações que compõem uma comunidade (RICKLEFS & MULLER, 2000). Assim, concentrando-se no estudo de comunidades de macroinvertebrados bentônicos dos ecossistemas típicos de rio, deve-se levar em consideração a variabilidade inerente de fatores ambientais, como as relações estabelecidas entre os diferentes membros dessas comunidades. Devido à complexidade e heterogeneidade das condições que os ecossistemas fluviais apresentam, as características ambientais podem ser analisadas em diferentes escalas espaciais, que vão desde o nível das partículas que formam o leito, para as bacias diferentes presentes em determinada área geográfica.

Poff & Ward (1990) abordaram a variabilidade da comunidade de macroinvertebrados, tanto no nível espacial como temporal e indicaram que a dinâmica estabelecida pelos elementos físicos do ecossistema em diversos níveis hierárquicos planejados determina a grande parte da variabilidade desses.

Moya *et al.*, 2008; Oyanedel *et al.*, 2009 descreveram como a distribuição de macroinvertebrados bentônicos variou de acordo com diferentes variáveis hidráulicas, dentre as quais podemos destacar o número de Froude, o número de Reynolds ou tensão de cisalhamento, que indicam o grau de estresse hidráulico exercido sobre os organismos bentônicos. Esses estudos mostraram resultados consistentes no que diz respeito aos requisitos hidráulicos que vários grupos taxonômicos necessitam, de modo que, podemos entender como estresse hidráulico a influência a distribuição deles. Verificou-se que a abundância de dípteros da família Simuliidae aumentou em locais onde a água aumenta de velocidade (EEDY & GIBERSON, 2007; SAGNES *et*

al., 2008). Oyanedel *et al.* (2009) verificaram através de regressões múltiplas que uma única variável ambiental (o número de Froude) explicou os padrões de distribuição dos macroinvertebrados coletados no rio Aysén na Patagônia Chilena.

Temporalmente, as condições hidráulicas que caracterizam o habitat fluvial de determinado ponto oscila em função de regime hidrológico que o caracteriza. Clausen & Biggs, (1997) e Death & Winterbourne, (1995) concluíram que a frequência e a magnitude das perturbações causadas por eventos extremos no fluxo podem ser consideradas como elementos-chave do regime hidrológico na hora de explicar mudanças sazonais em comunidades ribeirinhas.

No caso de bacias de regiões temperadas, a estrutura e a composição das comunidades de macroinvertebrados são muito influenciadas pela frequência e duração das secas (BONADA *et al.*, 2006). Por outro lado, no caso de rios de regiões tropicais, o fluxo de inundação pode ser considerado como eventos que têm maior perturbação nas comunidades bentônicas e regulam a dinâmica de recursos tróficos diferentes bem como a estabilidade e a composição do substrato (SCARSBROOK & TOWNSEND, 1993).

Calado (2011), ao avaliar as teias tróficas dos macroinvertebrados nas escalas espacial e temporal do rio Sambaqui em Morretes, PR em períodos de seca, encontrou teias tróficas mais complexas, por proporcionar um local mais estável com menor incidência de flutuações ambientais. Enquanto os períodos de cheia reduziram a força das ligações tróficas, por limitar a taxa de encontro entre as espécies. A autora sugere que mecanismos como *turnover*, resiliência, resistência e facilitação estão fortemente associados às perturbações ambientais e auxiliam na manutenção das interações tróficas. A análise desses mecanismos deve ser incorporada nos estudos das teias alimentares para análises mais conclusivas.

Todos os macroinvertebrados bentônicos mantêm relacionamento direto com o substrato pelo menos durante algum estágio de seu ciclo de vida. Os macroinvertebrados utilizam o substrato como camuflagem, abrigo e alimento, assim qualquer mudança drástica afetará a estrutura e composição das comunidades de macroinvertebrados.

Diversas características do substrato, tais como tamanho de partícula (OLIVEIRA & NESSIMIAN, 2010a), estabilidade em relação à perturbação física (IMBERT *et al.*, 2005) bem como sua heterogeneidade e complexidade estrutural (BEISEL *et al.*, 1998) não somente mostram diferenças na bacia, mas também

desempenham papel importante na distribuição de macroinvertebrados entre os diferentes microhabitats que aparecem no trecho do rio.

Alguns trabalhos têm encontrado diferentes comunidades de macroinvertebrados para um mesmo trecho do rio em função do substrato dominante em cada microhabitat. Assim, diferenças notáveis são descritas entre as comunidades presentes em substratos com maior quantidade de partículas grossas caracterizadas pela dominância de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera. Por outro lado, determinados dípteros e gastrópodes, e comunidades que se desenvolvem sobre substratos finos, onde dominam oligoquetas, quironomídeos, borrachudos e alguns efemerópteros escavadores como do gênero *Ephemera* (GILLER & MALMQVIST, 1997; OLIVEIRA & NESSIMIAN, 2010^a; e STROHSCHOEN, 2011).

A qualidade e a quantidade dos recursos tróficos são fatores que determinam a distribuição de macroinvertebrados. Assim, a disponibilidade de recursos alimentares diferentes presentes ao longo do rio, juntamente com a análise de outros fatores, tem servido como base para o *River Continuum Concept* - RCC (VANNOTE *et al.*, 1980). Com base na teoria do balanço energético, o RCC sugere que a distribuição de macroinvertebrados seja definida como a utilização máxima dos recursos disponíveis em cada segmento de bacia e época do ano.

A disponibilidade de recursos alimentares, não só afeta a distribuição de macroinvertebrados na bacia, mas também influencia sua microdistribuição dentro de um trecho do rio dado (OLIVEIRA & NESSIMIAN, 2010b). Callisto & Esteves (1998) descreveram relacionamentos positivos na distribuição de diversos táxons de fragmentadores e coletores-raspadores e a presença de detritos no fundo do rio. Da mesma forma, eles também indicam que a distribuição de diferentes táxons pertencentes a outros grupos de alimentação funcional não parece demonstrar qualquer presença direta com relação aos restos vegetais, portanto, descarta sua utilização como abrigo.

Reice (1980) obteve resultados semelhantes e notou que vários táxons de fragmentadores aumentaram na presença de restos vegetais, embora, ao contrário do que sustentam Callisto & Esteves (1998) que apontaram que os táxons de outros grupos tróficos aparecem associados ao acúmulo de folhas, independente de suas necessidades tróficas. Além disso, LeRoy & Marks (2006) não apenas determinam as diferenças nas comunidades de macroinvertebrados na presença ou ausência de acumulações de vegetais, mas também analisam como a qualidade nutricional de folhas de diferentes espécies influenciam na microdistribuição de macroinvertebrados.

Esses autores concluem que o acúmulo composto de folhas de várias espécies de árvores favorece a maior diversidade na comunidade de macroinvertebrados contra acumulações compostas exclusivamente por uma espécie de planta em particular.

A distribuição dos recursos tróficos não apenas varia espacialmente, como a disponibilidade de recursos alimentares mostra diferenças temporais no mesmo ponto.

Príncipe *et al.*, (2010), ao estudarem os grupos funcionais tróficos em relação à disponibilidade de recursos alimentares em arroios serranos em Córdoba – Argentina, concluíram que a fenologia e a forma de vida das espécies e a qualidade e quantidade de matéria orgânica retida em cada habitat explicaram o padrão espaço-temporal da variação dos grupos funcionais tróficos.

As variações espaciais de características físico-químicas da água podem produzir grandes mudanças nas comunidades de macroinvertebrados (CHAVES *et al.*, 2005). Tais alterações podem ser devido às inclinações longitudinais naturais ou por efeito gerado por várias atividades humanas que afetam a água. Mudanças nas condições físico-químicas da água produzida como resultados de atividades humanas geram mais mudanças drásticas nas comunidades de macroinvertebrados do que aqueles devido à variabilidade natural do rio em si (AZRINA *et al.* 2006, ORTIZ *et al.*, 2005 ; ORTIZ & PUIG, 2007).

A dinâmica sazonal que segue os fatores ambientais que caracterizam determinada bacia hidrográfica gera, por sua vez, diferenças sazonais nas condições físico-químicas da água (HYNES, 1970). Estudos têm identificado dois períodos do ano, nos quais as características físico-químicas da água variam de maneira considerável: o período de baixa e de alta precipitação (MORAIS *et al.*, 2004; ZANINI, *et al.*, 2010).

Considerando as predições acima, no presente estudo, foi analisada a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em múltiplas escalas espaciais. São escassos os dados sobre os padrões de variabilidade espacial da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nas bacias hidrográficas do Paraná. Assim, escolheu-se uma bacia hidrográfica, especificamente a bacia do Rio Lontra.

Os objetivos deste trabalho foram:

a) Avaliar a comunidade de macroinvertebrados bentônicos considerando as escalas espaciais de análise (entre: rios, segmentos de rio e mesohabitats);

- b) Verificar se os descritores ambientais selecionados influenciam significativamente a estruturação desta comunidade, considerando-se o mesohabitat como escala de análise;
- c) Analisar a variabilidade da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em três escalas espaciais, enfatizando quais delas explicam melhor a estrutura da comunidade nesta bacia;
- d) Investigar quais os descritores ambientais mensurados influenciam a estrutura da comunidade e qual a porcentagem da variabilidade na riqueza de organismos pode ser explicada por eles.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

A região de estudo está localizada a uma distância aproximada de 540 km da capital e aproximadamente a 140 km de Cascavel. A microbacia hidrográfica do Rio Lontra está localizada entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, na região Sudoeste do Estado do Paraná, com latitude aproximada $24^{\circ} 44' S$ e longitude aproximada $53^{\circ} 54' W$ (Figura 1).

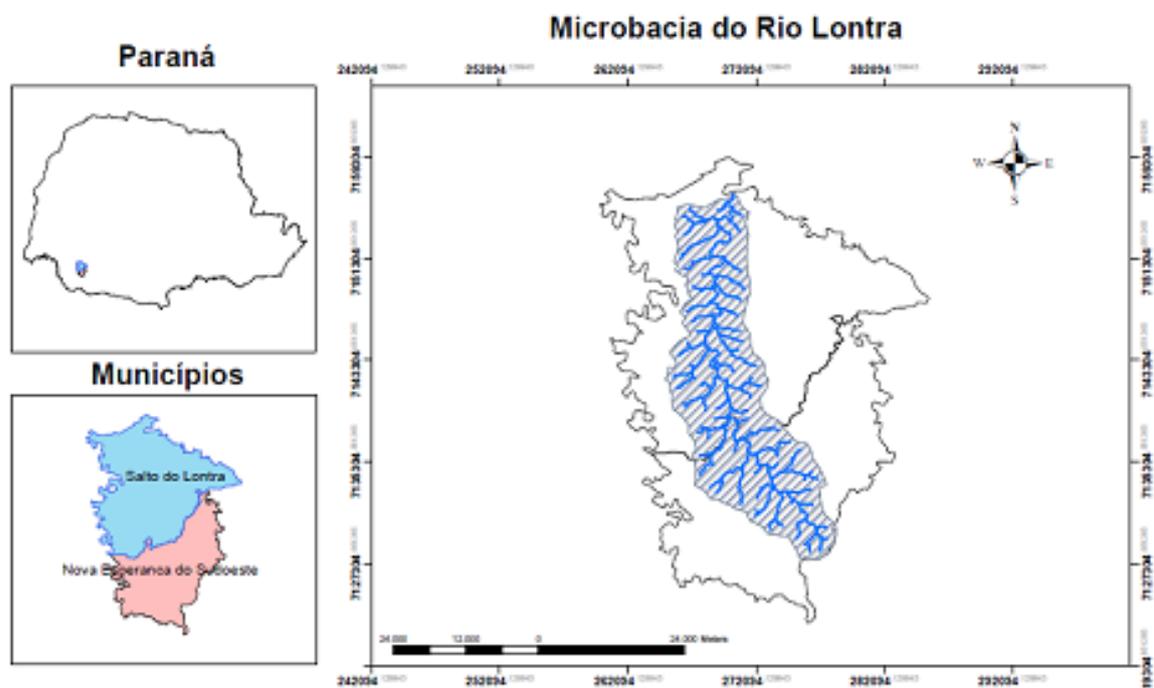


Figura 1. Localização da área de estudo e da microbacia do Rio Lontra entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra no Estado do Paraná.

A microbacia possui área aproximada de 178 Km² extensão de aproximadamente 55 km, sendo 17 km em Nova Esperança do Sudoeste e 38 km em Salto do Lontra. Suas nascentes estão localizadas na comunidade conhecida com Cabeceiras do Lontra. Cortam o município de Nova Esperança do Sudoeste de ponta a ponta onde recebe praticamente toda a carga de efluentes do município e na sua margem direita localizam-se os poços artesianos que abastecem a cidade. Os trechos médio e baixo do rio pertencem ao município do Salto do Lontra. A água que abastece Salto do Lontra é captada do Rio Lontra, próxima à foz do rio dos Porcos.

A água da microbacia é utilizada pelos dois municípios, principalmente para abastecimento público, escoamento de efluentes domésticos e industriais, irrigação, dessetentação de aves e porcos criados sobre integração bem como pode ser usada para recreação.

Planejamento amostral

A coleta dos macroinvertebrados bentônicos seguiu o delineamento amostral hierárquico e foi planejado levando-se em consideração as seguintes escalas espaciais de amostragem, tidas como importantes no desenvolvimento de padrões de distribuição espacial em comunidades de macroinvertebrados bentônicos em ecossistemas lóticos (FRISSEL *et al.*, 1986; STROHSCHOEN, 2011; KRUPPEK, 2010):

1º Escala regional – nesta escala, foram consideradas as bacias de drenagem, definida como a área de um sistema de escoamento de águas superficiais, originadas de nascentes e/ou chuva, ocupada por um rio e seus tributários; limitada pelo interflúvio que divide topograficamente essa área de outras bacias de drenagem vizinhas;

2º Escalas locais – nestas escalas, foram considerados os mesohabitats e segmentos.

Para amostrar a escala regional, foram selecionados três rios pertencentes à bacia do Lontra: Rio dos Porcos, Gavião e Lontra (Figura 2).

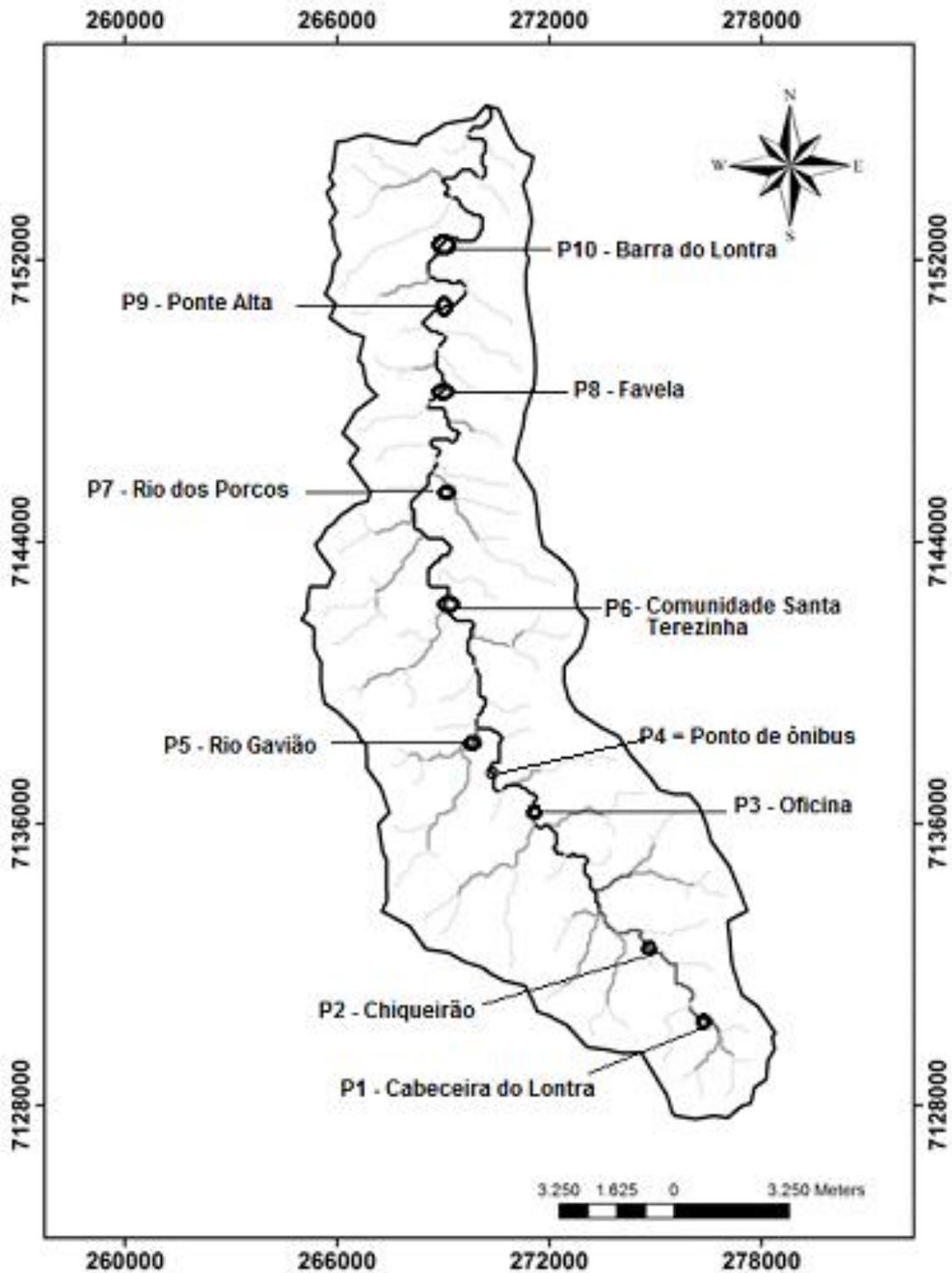


Figura 2. Pontos de amostragem P1, P2, P3, P4 e P5, pertencentes ao município de Nova Esperança do Sudoeste e P6, P7, P8, P9 e P10 ao município de Salto do Lontra na região Sudoeste do Paraná.

O Quadro 1 apresenta breve descrição dos principais usos e impactos dos pontos amostrais bem como suas coordenadas geográficas e altitude.

Quadro 1. Pontos de amostragem com os sítios de coletas de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros físicos e químicos entre os municípios de Boa Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra, região Sudoeste do Paraná.

Pontos	Coordenadas	Principais usos e impactos
P1 Cabeceira do Lontra	25°56'23,7" S 53°14'08,4" W elev. 639 m	Próximo às nascentes do Rio Lontra; área rural; pastagem; mata ciliar com menos de 10 metros de largura e granjas abaixo ao ponto de coleta.
P2 Chiqueirão	25°54'39,5" S 53°14'33,4" W elev. 575 m	Ponte de concreto; próximo à margem esquerda chiqueiro e esterqueira, limite entre as áreas rural e urbana de Boa Esperança do Sudoeste; entrada de sedimento; Mata ciliar descaracterizada com menos de 10 m e aviário a 50m do ponto na margem direita.
P3 Oficina	25°53'56,5" S 53°15'39,9" W elev. 541 m	Ponte na saída da cidade; moradias às margens direita; madeireira na margem esquerda; oficina de veículos pequenos; restos de peças jogadas dentro do rio e presença de óleo nas margens.
P4 Ônibus escolar	25°53'30,6" S 53°15'51,9" W elev. 545 m	Margens alteradas; mata ciliar com menos de 10 m; entrada de sedimento; pastagens, limite entre área urbana e rural.
P5 Rio Gavião	25°52'43,5" S 53°16'50,4" W elev. 538 m	Próximo à Vila Rural; margens alteradas; rio represado para o gado poder beber água; pastagens em ambas as margens; moradias da vila acima do ponto de coleta.
P6 Comunidade Santa Terezinha	25°50'11,7" S 53°17'45,1" E elev. 557 m	Limite entre os municípios de Nova Esperança do Sudoeste e Salto do Lontra; pastagens em ambas as margens; mata ciliar alterada; entrada de sedimentos, fundo rochoso e muitas corredeiras.
P7 Rio dos Porcos	25°47'53,4" S 53°17'49,7" W elev. 453m	Limite entre área urbana e rural do município de Salto do Lontra; margens alteradas; mata ciliar com menos de 10 m; entrada de sedimento; fundo rochoso com sedimento na área de remanso.
P8 Favela	25°46'44,9" S 53°18'20,4" W elev.444 m	Presença de moradias de baixa renda na margem direita e áreas de pastagem na margem esquerda. Localizado no Bairro São Francisco, apresenta fundo rochoso, pouco sedimento, presença de muito lixo e esgoto.
P9 Ponte Alta	25°46'14,8" S 53°18'52,0" W elev. 453 m	Divisa entre a área urbana e rural, margens parcialmente preservadas, pastagem em ambas as margens; gado tem acesso às margens direita.
P10 Barra do Lontra	25°42'48,0" S 53°18'05,0" W elev. 362 m	Pastagens em ambas as margens; mata ciliar alterada; entrada de sedimento; fundo rochoso; número grande de corredeiras.

Para a escala local, dez (10) segmentos foram amostrados, formados por duas corredeiras e dois remansos consecutivos cada. Todavia, para os mesohabitats, corredeira e remanso foram amostrados. O remanso foi considerado aquele no qual a velocidade da correnteza apresenta-se extremamente baixa ou mesmo inexistente (entre 0 e 11.8 cm.s⁻¹) e a corredeira, na qual predomina alto fluxo da água com velocidades da correnteza (superiores a 19.4 cm.s⁻¹).

Como critério de escolha dos sítios de amostragem para a escala de segmento foi considerado a presença de duas corredeiras e de dois remansos consecutivos, facilidade de acesso ao local, além do estado de preservação.

Metodologia de amostragem

A coleta dos macroinvertebrados bentônicos seguiu delineamento amostral hierárquico que abrangeu diferentes escalas espaciais (mesohabitats, segmentos de rio e rios), amostrando assim, a escala local (mesohabitat), a escala de segmento (sítio de amostragem) e a escala regional (rio). Para amostrar a escala regional, foram selecionados três rios pertencentes à bacia do Rio Lontra (PR, Brasil): Rio Gavião, Rio dos Porcos e Rio Lontra. Para a escala de segmento, foram estudados dez sítios de amostragem (Figura 2), formados por duas corredeiras e dois remansos consecutivos cada. Quanto à escala local, os mesohabitats: corredeira e remanso foram amostrados. Dezesesseis réplicas foram coletadas em cada mesohabitat. Duas corredeiras e dois remansos foram amostrados em cada ponto de amostragem, totalizando 160 amostras.

Como critério de escolha dos pontos de amostragem (escala de segmento), foi considerada a presença de duas corredeiras e de dois remansos consecutivos, facilidade de acesso ao local, além do estado de preservação. Além da descrição das características morfofisiográficas dos trechos amostrados, que inclui a geomorfologia, descrita no artigo 1, no qual analisou-se a estrutura da morfometria da bacia do Rio Lontra.

Foi realizada a amostragem da macrofauna bentônica no período dezembro de 2012 (verão) nos dez pontos de amostragem (Figura 2). Cada local foi amostrado uma vez e a amostragem quantitativa foi realizada com amostrador Surber (malha: 250 μm ; área: 0.16 m^2) (HAUER & LAMBERTI, 1996; SILVEIRA *et al.*, 2004). As coletas ocorreram à margem esquerda, no centro e à margem direita na corredeira e no remanso, pertencentes a cada ponto de amostragem. Foram obtidas oito amostras para corredeira e remanso, totalizando 16 unidades amostrais em cada ponto (segmento de rio).

O material obtido foi acondicionado em recipientes e fixado em solução de formaldeído 4%. Posteriormente, os organismos amostrados foram corados com Rosa de Bengala, em concentração de 12 mg/L, a fim de facilitar a visualização dos organismos durante a triagem. Em seguida, realizou-se triagem em peneira de malha 250 μm em estereomicroscópio, conservado em álcool 70%, identificado e quantificado. Para a identificação dos organismos coletados, foi utilizado o nível de família, com o auxílio de chaves dicotômicas (MCCAFFERTY, 1981; ROLDÁN-PÉREZ, 1988; MERRITT & CUMMINS, 1996; MUGNAI *et al.*, 2010).

A identificação dos indivíduos no nível de família para índices multimétricos pode ser uma alternativa satisfatória, considerando que, a identificação dos indivíduos em níveis taxonômicos menores é muito demorada (KARR & CHU, 1999; BUSS & VITORINO, 2010; MOYA *et al.*, 2011). Além disso, as chaves de identificação para macroinvertebrados no nível de gênero ou de espécie são limitadas para regiões neotropicais (MOYA *et al.*, 2011). E para a determinação dos grupos tróficos, foram utilizadas as categorias descritas em MERRITT & CUMMINS (1996).

Em cada ponto de amostragem, foram obtidos os seguintes descritores ambientais: Largura do leito do rio (m), Velocidade da corrente e parâmetros Físicos, Químicos e Biológicos com base na Resolução n.º 357/2005 CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. As medidas que foram realizadas no campo com um aparelho controlador da qualidade de águas marca HORIBA, modelo U-52, com cabo de dois metros, que analisa simultaneamente oito parâmetros: pH: potencial hidrogeniônico, ORP: proporção de oxigênio redutor (mg/L), COND: Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$), TUR: turbidez (UT), OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L), OD (%): Porcentagem de Oxigênio Dissolvido (%), TDS: Sólidos Totais Dissolvidos (gr/L) e SAL: Salinidade

Análise dos dados

Para a análise da variação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em escalas espaciais, cada amostra representou um surber (réplica), com o total de 160 amostras neste estudo. Utilizou-se nas análises a riqueza rarefeita de cada unidade amostral, obtida por uma análise de rarefação (GOTELLI & COLWELL, 2001), utilizando o programa EstimateS 8.2 (COLWELL, 2006). Esta análise utiliza a interpolação dos dados das amostras coletadas de menor valor para evitar a incompatibilidade entre amostras que apresentam quantidades diferentes de indivíduos amostrados. Isto reduz os dados amostrados a um nível comum de abundância (MAGURRAN, 2004).

A significância das diferenças na riqueza rarefeita dos organismos, nos diferentes níveis espaciais, foi determinada pela análise de variância hierárquica (*nested ANOVA*), com todos os fatores considerados randômicos. Isto permite realizar estimativas independentes das escalas com variabilidade significativa e dos componentes de variância em cada uma das escalas consideradas. Este modelo foi utilizado para verificar a variação espacial: i) variação entre os rios; ii) entre os segmentos dentro de cada rio; iii) entre os mesohabitats dentro de segmento e rio. Esta análise foi realizada no programa Statistica 6.0 (STATSOFT, 2004).

Para a visualização dos padrões de semelhança na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos entre as escalas espaciais adotadas, foi realizada a análise de proximidade nMDS (*non metric multidimensional scaling*) a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis (KREBS, 1999). Essa análise foi utilizada para verificar se as comunidades estão estruturadas conforme o tipo de rio, segmento ou mesohabitat. Como medida da representatividade da matriz, a estatística denominada 'stress' foi utilizada. Valores abaixo de 0,2 correspondem a um ajuste regular e abaixo de 0,1, bom ajuste da ordenação (CLARKE & WARWICK, 2001). Esta análise foi realizada no programa PAST 2.05 (HAMMER *et al.*, 2001).

Para analisar se há variação da estrutura da comunidade de macroinvertebrados, considerando a escala hierárquica (diferenças entre rios, segmentos dentro de rios e mesohabitats dentro dos segmentos de rios), foi utilizada a análise de variância multivariada permutacional (não paramétrica) para modelos com múltiplos fatores (Permanova). Um fator foi considerado fixo e cruzado e os níveis hierárquicos inferiores (segmentos de rio e mesohabitats) foram considerados aleatórios e aninhados. Utilizou-se a matriz de riqueza rarefeita e as diferenças entre as escalas foram baseadas na dissimilaridade de Bray-Curtis, com 999 permutações. Esta análise foi realizada no programa PRIMER - PERMANOVA 1.6 (ANDERSON, 2005).

A Análise de Redundância parcial (pRDA), que combina ordenação e regressão linear múltipla, foi utilizada para verificar a influência dos descritores ambientais sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos. Esta análise foi realizada devido ao caráter espacial das amostras, ou seja, devido à falta de independência estatística das amostras obtidas ao longo do espaço geográfico, a autocorrelação espacial. Utilizou-se uma matriz geográfica (matriz espacial) para remover o efeito da autocorrelação espacial dos dados e também para verificar a importância da posição geográfica dos rios nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos estudadas.

Assim, nesta análise, utilizaram-se as seguintes matrizes: de abundância de famílias, com os descritores ambientais e a geográfica (ordem dos rios da bacia) como covariável. Em seguida, para avaliar isoladamente a importância dos descritores ambientais e da matriz geográfica, foi realizada a partilha da variância (BORCARD *et al.*, 1992; LEGENDRE & LEGENDRE, 1998). A variância encontrada na abundância das comunidades foi particionada em variância explicada: a) pelos descritores ambientais, b) pelos descritores ambientais indissociáveis da posição geográfica, c) pela porção puramente geográfica e d) pela variação sem explicação, ou seja, não explicada pelos descritores ambientais e nem pela matriz geográfica.

A matriz dos dados bióticos foi transformada (raiz quadrada), medida adotada para normalizar e tornar os dados homoscedásticos (SOKAL & ROHLF, 1995). Os dados ambientais também foram transformados e depois padronizados pelo desvio padrão. A significância estatística dos eixos de ordenação e dos descritores ambientais foi avaliada pelo teste de permutação de Monte Carlo (999 aleatorizações) para modelos com covariável. A pRDA foi realizada no programa CANOCO 4.5 (TER BRAAK & SMILAUER, 2002).

RESULTADOS

Os descritores ambientais obtidos para os mesohabitats (corredeira e remanso), no período de verão de 2012, estão apresentados na Tabela 1. O valor apresentado representa a média obtida para remanso e corredeiras de cada ponto de amostragem.

Foram coletados 8245 indivíduos, distribuídos em 42 táxons de macroinvertebrados bentônicos nos mesohabitats. Foram coletados no remanso 2173 macroinvertebrados bentônicos pertencentes a 34 táxons e 6072 macroinvertebrados, pertencentes a 39 táxons nas corredeiras na microbacia do Rio Lontra.

Tabela 1. Descritores ambientais dos mesohabitats (rem: remanso; cor: corredeira) pertencentes aos dez sítios amostrais da bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10), no verão de 2012. Legenda: Temp: temperatura da água (°C), Vel: Velocidade da corrente (m/s), Larg: Largura do leito do rio (m), pH: potencial hidrogeniônico, ORP: proporção de oxigênio redutor de (mg/L), Cond: Condutividade (µS/cm), Turb: turbidez (UT), OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L), OD (%): Porcentagem de Oxigênio Dissolvido (%), TDS: Sólidos Totais Dissolvidos (gr/L) e SAL: Salinidade (g/L).

	P1	P2	P3	P4	P5
Local	Lontra	Lontra	Lontra	Lontra	Rio Gavião
Ordem rio	1 ^o	2 ^a	3 ^a	3 ^a	2 ^a
Substrato	Rochoso, cascalho e areia	Rochoso, cascalho e areia	Rochoso, matacões	Rochoso, matacões	Rochoso, matacões
Agricultura	Presente, Granja de aves	Presente, Granja de suínos e aves	Zona Urbana	Presente	presente
Larg (m)	3.2±0.3	10±0.5	10±1	11±0.9	3.3±0.6
Vel	0.09±0.02	0.12±0.04	0.15±0.06	0.20±0.01	0.11±0.04
Temp	23.08	24.36	25.28938	22.50125	21.62125
pH	7.46	6.9925	7.259375	7.31	7.121875
ORP	208	267.375	283.25	275.6875	268.1875
Cond	0.118	0.083375	0.132625	0.079563	0.071375
Turb	5.5	32.0625	32.78875	31.26875	10.2
OD	9.71	8.53375	5.275	7.569375	7.516875
OD (%)	116	104.125	65.1875	89.24375	85.3
TDS	0.077	0.0535	0.478438	0.051625	0.046125
Sal	0	0	0.005	0	0
	P6	P7	P8	P9	P10
Local	Lontra	Rio dos Porcos	Lontra	Lontra	Lontra
Ordem rio	4 ^a	2 ^a	4 ^a	4 ^a	4 ^a
Substrato	Rochoso/Rochoso, cascalhos/seixo, areia	Rochoso, cascalhos	Rochoso, matacões	Rochoso	Rochoso matacões
Agricultura	Presente	Presente – Vila Rural	Presente – Zona urbana	Presente	Presente
Larg (m)	7.8±1.5	2.0±0.3	9.5±1.3	18±1.5	24±2
Vel	0.13±0.04	0.09±0.02	0.6±0.02	1.1±0.01	1.0±0.03
Temp	23.4625	23.2685	24.16688	26.6175	25.07375
pH	6.755	6.803125	6.99625	7.686875	7.26625
ORP	304.625	175.1875	286.375	279.75	295.875
Cond	0.066563	0.043813	0.064563	0.0635	0.062438
Turb	72.44375	4.85625	59.4375	5.23625	6.68625
OD	6.465	7.485	7.554375	12.865	8.81125
OD (%)	77.98125	89.675	90.5375	81.93	107.875
TDS	0.043063	0.0285	0.041125	0.040938	0.040688
Sal	0	0	0	0	0

Tabela 2. Composição, abundância e riqueza de macroinvertebrados bentônicos, coletados em dez pontos de amostragem na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P7, P8, P9 e P10) no mesohabitat (rem. = remanso e cor. = corredeira), no verão de 2012.

Rio	Lontra		Lontra		Lontra		Gavião		Lontra		Lontra		Porcos		Lontra		Lontra		Lontra		Total
Segmentos	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7		P8		P9		P10		
Mesohabitats	cor.	rem.																			
Hirudinae																					
Sanguessuga	0	0	0	0	0	9	0	0	0	1	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	14
Hydracarina																					
Acarina	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Mollusca																					
Pelycipoda	0	1	0	40	8	0	0	23	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	76
Gastropoda																					
Physidae	0	0	0	0	9	0	0	1	10	9	16	6	0	0	127	81	88	28	4	0	379
Oligochaeta																					
Naididae	0	1	0	2	13	3	9	9	4	18	72	24	9	0	2	5	0	0	0	0	171
Decapoda																					
Aeglidae	0	6	0	4	11	4	7	3	5	6	36	2	7	7	0	2	0	1	0	12	113
Ephemeroptera																					
Baetidae	0	39	0	22	2	1	43	4	92	89	103	113	27	1	63	52	245	40	259	8	1203
Caenidae	0	58	0	0	1	2	60	0	0	0	0	9	0	0	0	8	24	24	0	0	186
Leptohyphidae	0	0	0	2	0	0	0	0	0	10	13	32	0	3	9	12	6	1	0	0	88
Leptophlebiidae	0	82	0	88	5	4	58	12	129	59	606	31	35	4	68	39	10	5	48	3	1286
Odonata																					
Calopterygidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	3	0	0	0	0	0	4	0	0	0	10
Coenagrionidae	0	8	0	1	0	2	5	0	1	7	12	2	0	2	2	4	2	0	0	0	48
Corduliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2
Gomphidae	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	19	4	0	5	4	0	0	1	0	0	36

Rio	Lontra		Lontra		Lontra		Gavião		Lontra		Lontra		Porcos		Lontra		Lontra		Lontra		Total
Segmentos	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7		P8		P9		P10		
Mesohabitats	cor.	rem.																			
Plecoptera																					
Gripopterygidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
Perlidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	31	0	2	0	0	0	0	0	10	0	44
Hemiptera																					
Belostomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	1	0	0	0	8
Gerridae	0	0	0	7	1	0	0	5	0	1	0	7	0	0	0	0	0	1	2	1	25
Naucoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	14	0	0	0	17
Notonectidae	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
Pleidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	11	1	0	0	13
Vellidae	0	1	0	1	0	0	0	1	6	0	0	0	0	2	2	2	1	87	1	0	104
Megaloptera																					
Corydalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	1	0	4
Coleoptera																					
Elmidae	0	4	0	1	7	1	57	0	17	0	147	12	38	10	8	1	44	14	151	9	521
Gyrinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	12
Hydrophilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Psephenidae	0	5	0	5	0	0	0	0	5	4	40	5	1	0	1	0	1	2	0	0	69
Staphilinidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Trichoptera																					
Economidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Hidrobiosidade	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hydropsychidae	0	0	0	1	11	0	73	0	49	7	261	3	104	3	25	8	313	7	647	3	1515
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	4
Philopotamidae	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	8	0	0	0	1	0	16	0	58	0	97
Polycentropidae	0	0	0	0	0	0	7	0	1	0	5	0	0	0	13	0	0	0	4	0	30

Rio	Lontra		Lontra		Lontra		Gavião		Lontra		Lontra		Porcos		Lontra		Lontra		Lontra		Total
Segmentos	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7		P8		P9		P10		
Mesohabitats	cor.	rem.																			
Lepidoptera																					
Pyralidae	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	17	3	42	3	71
Diptera																					
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	5	5	1	0	0	0	8	1	1	25
Chironomidae	0	114	0	40	161	33	40	36	20	30	149	135	117	42	19	25	88	111	79	84	1323
Culicidae	0	1	0	0	0	1	0	0	6	6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Empididae	0	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	5
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	511	7	35	1	73	9	6	0	14	0	33	0	689
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2
Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	8	4	2	1	0	0	0	2	1	0	20
Abundância parcial	0	323	0	226	230	61	376	95	859	259	1587	399	421	106	357	239	901	340	1342	124	8245
Abundância total	323		226		291		471		1118		1986		527		596		1241		1466		8245
Riqueza observada	15		15		16		15		21		33		21		23		26		18		
Riqueza rarefeita	14		15		15		14		23		30		20		24		25		23		

A *nested* ANOVA (variância para modelos hierárquicos) mostrou que a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos apresentou variação significativa nas escalas espaciais analisadas (Tabela 3). A variação na riqueza rarefeita devido às diferenças entre os rios foi zero, enquanto 10% do resultado foi explicado pela diferença entre os segmentos e 48,50% de toda a variação foi explicado pelas diferenças entre os mesohabitats e 41,50% pelo resíduo. O resíduo consiste na variação entre as réplicas de um mesmo mesohabitat (entre cada surber). A escala que melhor explica a variabilidade da comunidade nesta bacia hidrográfica é a de mesohabitat (corredeira e remanso).

Tabela 3. Resultados da análise de componentes de variância (*nested* ANOVA) para riqueza rarefeita de macroinvertebrados bentônicos em três escalas espaciais (entre rios, segmentos dentro de rios, mesohabitats dentro de segmentos e rios).

FV	Gl	QM	F	p	CV (%)
Rio	2	0,59	1,0	0,57	0
Segmento (rio)	9	38,76	21,47	0,75	10
Mesohabitat (remanso e corredeira)	30	42,38	4,93	<0,001	48,50
Resíduo	216				41,50

Legenda: FV= Fonte de Variação, gl = graus de liberdade, QM = quadrado médio, F = valor do teste, $p < 0,05$, CV = componentes de variância (em %).

A análise de proximidade nMDS (*non metric multidimensional scaling*), a partir da matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, evidenciou tendência de segregação das amostras de mesmo hábitat, independente do segmento e rio (Figura 3).

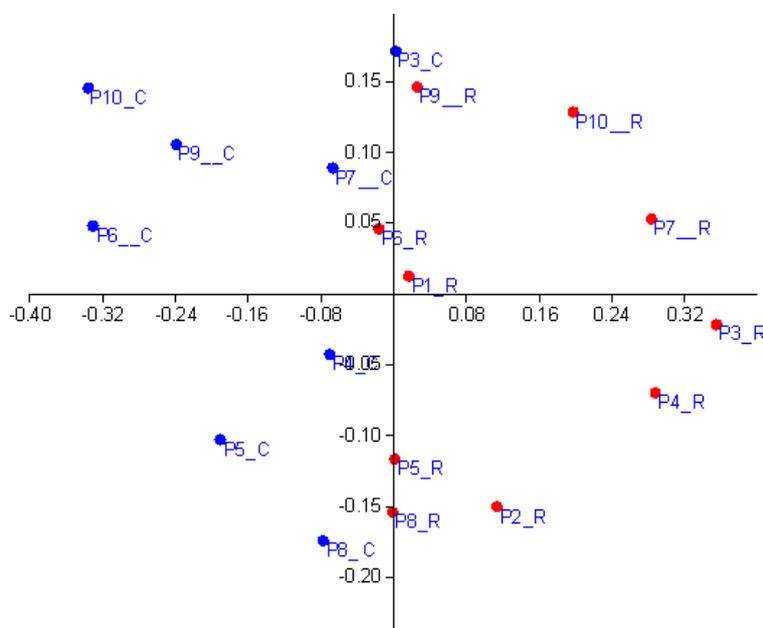


Figura 3. Ordenação da similaridade de Bray-Curtis pelo método de escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) para as amostras de macroinvertebrados bentônicos coletados no verão de 2012 na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil). Legenda: R = remanso, C = corredeira, P1 a P10 segmentos amostrados. Stress = 0,1631.

A tendência verificada pela nMDS foi confirmada pela análise de variância multivariada (Permanova) que evidenciou variação significativa da estrutura das comunidades entre os mesohabitats: corredeira e remanso. A maior estimativa de variância (quadrado médio) foi encontrada entre os mesohabitats. Isso confirma maior variação da estrutura espacial das comunidades de macroinvertebrados nessa escala (Tabela 4).

Tabela 4. Resultados da análise de variância multivariada permutacional (permanova) para a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em três escalas espaciais (entre rios, segmentos dentro de rios, mesohabitats dentro de segmentos e rios).

FV	GL	QM	F	p
Rio	2	3,392	2,38	0,20
Segmento (rio)	9	4,876	5,58	0,31
Mesohabitat (remanso e corredeira)	30	5.238	2,94	<0,001
Resíduo	216	450		

Legenda: GL = grau de liberdade, QM = quadrado médio, F = valor do teste, $p < 0,05$.

A análise de variância multivariada permutacional (permanova) mostrou que na escala de mesohabitat houve variação significativa na estrutura da comunidade, porém, o mesmo não foi observado em relação à escala de rio e de segmento de rio (pontos de amostragem) (Tabela 4). Isto demonstra a semelhança entre essas escalas, o que também pôde ser observado pela semelhança dos descritores ambientais obtidos para cada rio e segmento de rio (Tabela 1).

A Análise de Redundância parcial (pRDA) mostrou que a variância total dos dados (inércia) foi de 0,657. Dessa, os dois primeiros eixos explicaram 23,5% da variação existente nos dados de abundância das comunidades de macroinvertebrados bentônicos. A baixa representatividade dos eixos denota vários fatores que influenciam a estrutura da comunidade. Os descritores ambientais analisados explicaram 72,3% da relação espécie-ambiente, considerando os dois primeiros eixos (Tabela 5). Os testes de Monte Carlo evidenciaram que o primeiro eixo da ordenação foi significativo ($F = 3,7$; $p = 0,02$), e também os quatro eixos de forma conjunta ($F = 2,22$; $p = 0,01$).

Tabela 5. Autovalores, correlação espécie/ambiente e porcentagem cumulativa da variância explicada nos três eixos da Análise de Redundância parcial (pRDA) para as comunidades de macroinvertebrados bentônicos e para os descritores ambientais estudados na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil), amostragem no verão de 2012.

	Eixo 1	Eixo II	Eixo III	Inércia total
Autovalores	0,05	0,02	0,01	1,00
Correlação família-ambiente	0,74	0,70	0,72	
Porcentagem da variância cumulativa:				
dos dados de família	17,30	23,50	26,80	
da relação família-ambiente	51,60	72,30	79,30	
Soma total dos autovalores				0,65
Soma total dos autovalores canônicos				0,12

Na Análise de Redundância Parcial (pRDA), os descritores ambientais, temperatura, pH, oxigênio dissolvido, porcentagem de oxigênio dissolvido e velocidade da corrente foram correlacionados positivamente enquanto a proporção de oxigênio dissolvido, a condutividade e a turbidez foram correlacionadas negativamente com o primeiro eixo de ordenação (Tabela 6 e Figura 3).

Tabela 6. Correlações inter-set dos dois primeiros eixos da Análise de Redundância parcial (pRDA) com os descritores ambientais registradas na bacia do Lontra (PR, Brasil) amostrados no verão de 2012.

	Eixo 1	Eixo 2
Velocidade da corrente	0.2	- 1.9
Temperatura da água	5.0	5.4
pH	4.3	0.5
Proporção de Oxigênio Redutor	- 4.2	- 1.6
Condutividade	- 2.0	- 0.8
Turbidez	- 1.8	2.3
Oxigênio Dissolvido	1.2	- 1.0
Sólidos Dissolvidos Totais	- 0.8	1.8

Legenda: Temp: temperatura da água (°C), Vel: Velocidade da corrente (m/s), pH: potencial hidrogeniônico, ORP: proporção de oxigênio redutor de (mg/L), Cond: Condutividade (µS/cm), Turb: turbidez (UT), OD: Oxigênio Dissolvido (mg/L), OD (%): Porcentagem de Oxigênio Dissolvido (%) e TDS: Sólidos Totais Dissolvidos (gr/L)

A pRDA (Figura 4) também representou a separação entre os mesohabitats corredeira e remanso na maioria dos pontos de amostragem. Observou-se que o mesohabitat remanso dos pontos 1, 2, 3, 4, 5, 6 e o ponto 4 corredeira apresentaram a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos relacionada à temperatura e ao pH. As famílias Psephenidae (Coleoptera), Polycentropodidae (Trichoptera), Leptophlebiidae (Ephemeroptera), Tipulidade (Diptera) e Aeglidae (Crustacea) foram mais representativas do mesohabitats com temperatura e pH nestes pontos.

Os pontos 7, 8, 9 e 10 do mesohabitat remanso, os pontos 3 e 8 corredeira estiveram relacionados ao oxigênio dissolvido, velocidade da corrente e porcentagem de oxigênio dissolvido e as famílias Odontoceridae e Leptoceridae (Tricoptera) e Hirudinea foram mais representativas nesses mesohabitats.

Os descritores ambientais turbidez e sólidos dissolvidos totais estiveram relacionados aos pontos 5 e 7 do mesohabitats corredeira e as famílias Perlidae e Gripopterygidae (Plecoptera), Pyralidae (Lepidoptera), Belostomatidae (Hemiptera), Corydalidae (Megaloptera), Philopotamidae, Hydropsychidae (Tricoptera), Baetidae (Ephemeroptera) e Simullidae (Diptera) foram mais representativas nesses mesohabitats.

Condutividade e proporção de oxigênio dissolvido estiveram relacionados aos mesohabitats corredeiras dos pontos 9 e 10, cujas famílias Cordullidae (Odonata) e Physidae (Gastropoda) foram as mais representativas destes pontos (Figura 4).

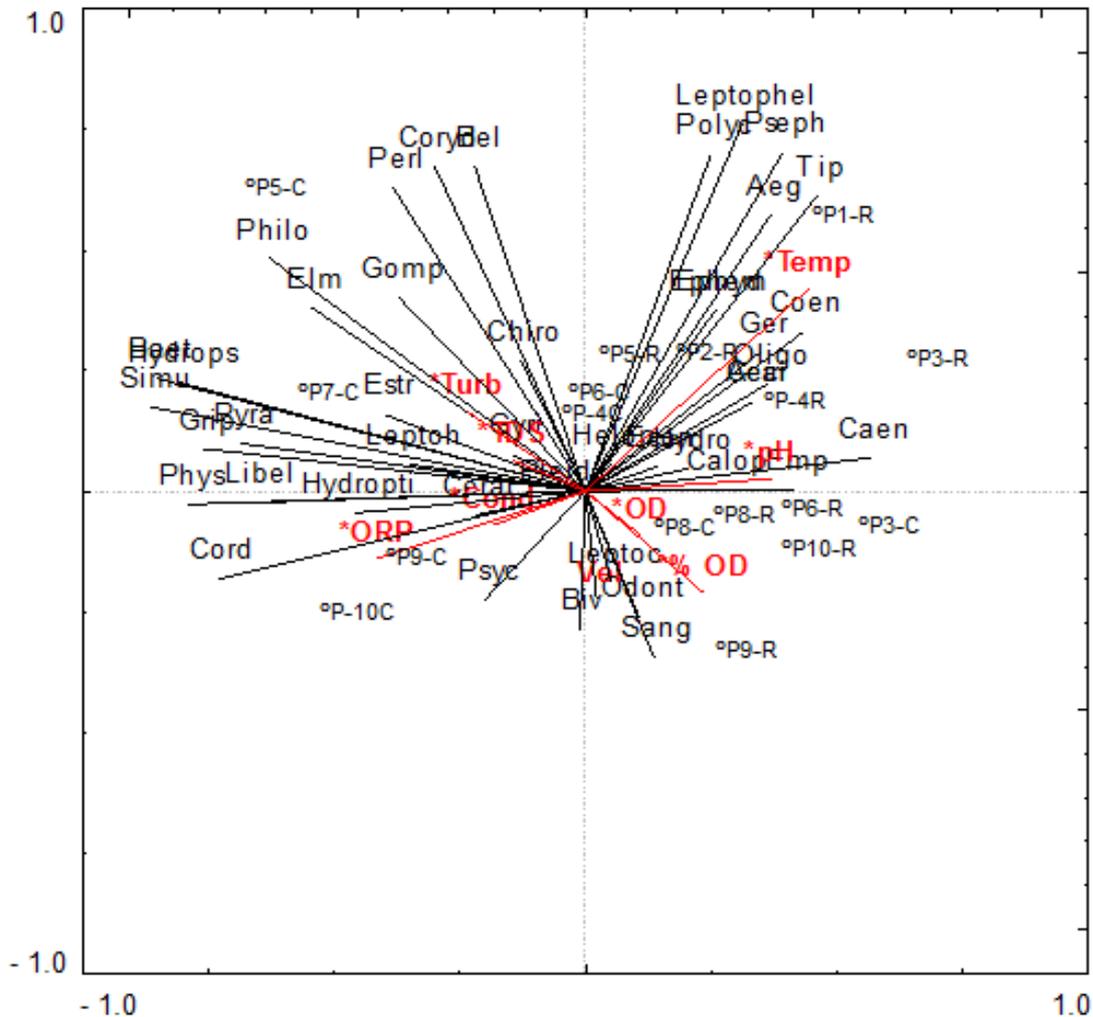


Figura 4. Diagrama de ordenação dos dois primeiros eixos da Análise de Redundância parcial (pRDA) para os descritores ambientais, famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados em oito pontos de amostragem (segmentos de rio) na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil), verão de 2012. Legenda: P1 a P10 = pontos de amostragem. R = remanso e C = corredeira. Temperatura= Temp.; pH; Proporção de oxirredução = ORP; Condutibilidade= Cond.; Oxigênio Dissolvido= OD; Porcentagem de Oxigênio Dissolvido= %OD; Sólido Totais Dissolvidos= STD; Acarina= Acar; Aeglidae= Aeg; Baetidae= Baet; Belostomatidae= Bel; Bivalva= Biv; Caenidae= Caen; Calopterygidae= Calop; Ceratopogonidae= Cerat; Chironomidae= Chiro; Coenagrionidae= Coen; Cordulidae= Cord; Corydalidae= Coryd; Economidae= Econ; Elmidae= Elm; Empididae= Emp; Ephemeroidea= Ephem. Physidae= Phys; Gerridae= Ger; Gomphidae= Gomph; Gripopterygidae= Grip; Hydrobiosidae= Hydr; Hydropterygidae= Hydrops; Leptoceridae= Leptoc; Lepotogyphidae= Leptoph; Leptophlebiidae= Leptophl; Libellulidae= Libel; Oligochaeta= Oligo; Odontoceridae= Odont; Philopotamidae= Philo; Plecoptera= Pleid; Polycentropidae= Polyc; Psephenidae= Psep; Pyralidae= Pyra; Sanguessuga= Sang; Simuliidae= Simu; Tipulidae= Tipulidae; Vellidae= Vel.

A variância partilhada da estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos evidenciou que 14% da variabilidade dos dados foram explicados pelos descritores ambientais locais, inseridos no modelo; 7% foram explicados pelos descritores ambientais indissociáveis da posição geográfica; 28% foram explicados pela posição geográfica dos pontos de amostragem. Assim, 49% da variabilidade da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foram explicados pelo modelo utilizado e 51% da variância foi considerada inexplicada (Figura 5).

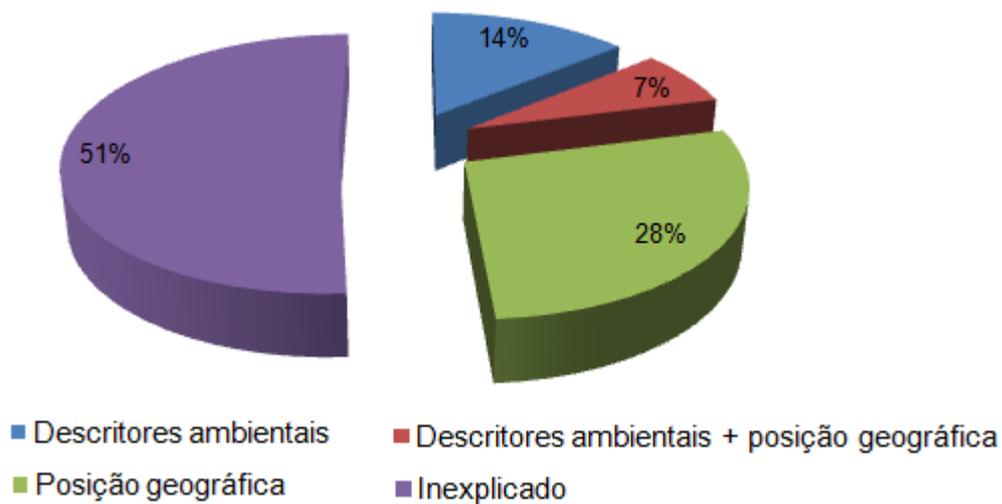


Figura 5. Partilha da variância da explicabilidade da estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos obtidos pela Análise de Redundância parcial (pRDA), considerando os descritores ambientais (desc. ambientais) e a matriz geográfica (pos. geog.) para as famílias de macroinvertebrados bentônicos coletados na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil) no verão de 2012.

DISCUSSÃO

Estudos têm demonstrado que os rios são ambientes complexos, heterogêneo, dinâmico e que os organismos ali presentes respondem a esta heterogeneidade e apresentam a variabilidade na estrutura da comunidade em múltiplas escalas espaciais (CIESIELKA & BAILEY, (2007); MILESI, *et al.* (2009); LECRAW & MACKERETH (2010) e STRONHSCHOEN, (2011), MILESI (2012).

A variabilidade em múltiplas escalas também foi observada no presente estudo, segundo análise de variância para modelos hierárquicos (nested Anova), observou-se variação na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, considerando as múltiplas escalas espaciais (mesohabitat, segmento de rio e rio). Resultados semelhantes foram encontrados por Feld *et al.* 2007, ao estudarem 75 seções de rio de planície da Europa Central e por STRONHSCHOEN (2011) ao avaliar oito sítios no rio Forqueta, o rio Fão e o Arroio Forquetinha no Rio Grande do Sul.

A similaridade na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi verificada entre os três rios analisados (Rio Lontra, Rio Gavião e Rio dos Porcos), os quais se mostraram muito semelhantes quanto aos descritores ambientais mensurados. Ciesielka & Bailey (2007) encontraram resultados semelhantes ao avaliarem dez afluentes no Rio Tamisa no Sudoeste de Ontário no Canadá e STRONHSCHOEN (2011) no Rio Forqueta no Rio Grande do Sul.

A semelhança na composição faunística observada na microbacia do Lontra nos pontos de amostragens vai ao encontro de outros estudos (SILVEIRA, *et al.* 2006; CIESIELKA & BAILEY, 2007; STROHSCHOEN, 2011). Alguns autores observaram grande diferença entre os segmentos e até mesmo entre corredeiras estudadas (DOWNES *et al.*, 2000; HEINO *et al.*, 2004). Essa diferença pode ser devido à distância entre os pontos analisados, pois trechos mais próximos podem se mostrar mais semelhantes, ou até mesmo ao desenho amostral empreendido (PARSONS, *et al.*, 2004; LIGEIRO *et al.*, 2010; MILESI, 2012).

A amostragem hierárquica no Rio Lontra forneceu evidências de que a riqueza da comunidade de macroinvertebrados bentônicos é determinada, mesmo que parcialmente, pelos descritores ambientais locais, pois foi possível observar variação significativa entre os mesohabitats: corredeira e remanso. Resultados semelhantes foram encontrados por Strohschoen (2011). Observou-se tendência de estruturação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos conforme o tipo de mesohabitat. Isto foi observado pela ordenação (nMDS – Figura 3) e corroborado pela análise de variância multivariada (Permanova – Figura 4) .

As características de mesohabitat já são conhecidas como tendo forte associação com a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. Destaca-se a importância de características específicas do hábitat tais como o tipo de substrato, velocidade da corrente, temperatura da água, entre outros (ROQUE & TRIVINHO-STRIXINO, 2001; LECRAW & MACKERETH, 2010, STROHSCHOEN, 2011).

A riqueza entre os mesohabitats, encontrada neste estudo, vai ao encontro de diversos trabalhos que evidenciaram diferente riqueza entre corredeira e remanso e entre tipos de substratos (PARDO & ARMITAGE, 1997; BUSS *et al.*, 2004; COSTA & MELO, 2008; ALCARAZ-HERNANDEZ , *et al.* 2011; STROHSCHOEN, 2011).

Muitos estudos mostram que substratos associados a corredeiras são os mais diversos, quanto à macrofauna, quando comparados com remansos (BUSS *et al.*, 2004; SILVEIRA *et al.*, 2006; ALCARAZ-HERNANDEZ , *et al.* 2011; STROHSCHOEN, 2011). A maior riqueza encontrada nas corredeiras, como observado neste estudo, possivelmente está associada às características físicas do substrato, como maior estabilidade e complexidade estrutural (DOWNES *et al.*, 1995; BEISEL *et al.*, 1998).

As corredeiras apresentam grande heterogeneidade ambiental, fundamental para a manutenção das comunidades aquáticas (VERBERK *et al.*, 2010; ALCARAZ-HERNANDEZ , *et al.* 2011; GARCÍA-ROGER, *et al.*, 2013).

Alcaraz-Hernandez *et al.*, 2011, ao estudarem por quatro anos os mesohabitats de quatro riachos da Bacia Rio Jucar no Leste da Espanha, encontraram grande heterogeneidade nos substratos. A maior velocidade da água e maior concentração de oxigênio dissolvido são características de corredeiras como os fatores importantes para a manutenção de maior riqueza nestas áreas. Os autores concluíram em seu trabalho a necessidade de se alertar sobre a importância de uma classificação adequada de mesohabitat que tenha relevância substancial para precisão e confiabilidade dos resultados científicos.

Outra fonte de variação na riqueza, obtida na *nested* Anova, foi encontrada entre as réplicas (surber) de um mesmo hábitat e segundo Heino *et al.* (2004), isso pode refletir, em parte, o uso de um amostrador relativamente pequeno. Para Strohschoen, 2011, esses resultados sugerem que, para a bacia, não é necessário a amostragem de vários segmentos de rio ou rios, a fim de obter uma avaliação eficiente da diversidade regional, mas, deve-se enfatizar a necessidade de várias réplicas.

A análise de Redundância parcial (pRDA) evidenciou correlação entre os descritores ambientais mensurados e a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do Rio Lontra. Entre os descritores ambientais analisados, os que mais influenciaram efetivamente a estrutura da comunidade foram: velocidade da corrente, temperatura da água, pH e oxigênio

dissolvido. Esses já são reconhecidos como descritores ambientais importantes da organização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos (BAPTISTA *et al.* 2001; BISPO *et al.*, 2006; MELO, 2009).

A partilha da variância (Figura 5) mostrou que uma pequena porção da variabilidade na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi explicada puramente pelos descritores ambientais, ou seja, 14% da variação na abundância foi explicado pelos fatores ambientais que apresentaram correlação com o primeiro eixo da pRDA (condutividade, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido, largura do leito do rio e velocidade da corrente). Stronhschoen (2011) registrou para o Rio Forqueta 12,5% para a estrutura da comunidade de macrobentos, embora os fatores ambientais abordados não sejam os mesmos.

A análise evidenciou que uma porção da variabilidade dos dados também foi explicada puramente pela posição geográfica dos rios (29,2%). Isso indica que existe certa estruturação espacial da comunidade, também chamada de autocorrelação espacial. Este resultado foi corroborado pela correlação significativa entre a matriz de similaridade faunística e a distância geográfica. A existência desta estruturação espacial das comunidades é devido a algum processo biológico, como predação, reprodução e dispersão, sem relação com os descritores ambientais (STRONHSCHOEN, 2011, MILESI, 2012). Assim, a porção explicada pela matriz geográfica demonstra que os rios geograficamente mais próximos e com conectividade direta entre si, ou seja, de uma mesma área possuem maior similaridade na estrutura das comunidades, possivelmente ocasionada pela capacidade de colonização e de dispersão da fauna (DRAY *et al.*, 2006, MILESI, 2012). Outra possibilidade é o surgimento de aninhamento devido ao aninhamento de habitats. Nesse caso, habitats de riachos pequenos seriam um subconjunto dos habitats encontrados em grandes rios, resultando em um padrão aninhado de invertebrados aquáticos (HEINO *et al.* 2009; MILESI, 2012).

A partilha da variância evidenciou que 51,6% da variabilidade da estrutura da comunidade permaneceram inexplicadas. Segundo Stronhschoen (2011), isto se deve principalmente ao fato de que grande parte dessa variância é devido a outras fontes de variabilidade, como descritores ambientais não medidos ou estruturas espaciais que foram perdidas por exigir funções mais complexas para serem descritas, tais como produção primária pelo perifíton, decomposição, estruturas dos mesohabitats, o número de mesohabitats, a forma de escolha do mesohabitat, entre outros (FEIO *et al.*, 2010; ALCARAZ-HERNANDEZ, *et al.*, 2011; GARCÍA-ROGER, *et al.*, 2013) e que são importantes para a organização das comunidades de macroinvertebrados bentônicos.

Ainda há controvérsia sobre a importância e o peso dos descritores ambientais locais, regionais e da posição geográfica dos rios (SANDIN & JOHNSON, 2004; CIESIELKA & BAILEY, 2007; MILESI, *et al.*, 2012; GARCÍA-ROGER, *et al.*, 2013). Muitos estudos têm demonstrado que os descritores ambientais locais são os fatores primariamente determinantes da estrutura das comunidades (POFF, 1997; GARCÍA-ROGER, *et al.*, 2013). Outros têm salientado a importância de que se considerarem também os descritores ambientais regionais e a posição geográfica dos rios nos modelos ecológicos (SANDIN & JOHNSON, 2004; MILESI, *et al.* 2012).

CONCLUSÃO

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos, analisada na bacia do Rio Lontra, esteve representada no verão, principalmente por insetos com ocorrência de 42 táxons, sendo 34 em remanso e 39 em corredeiras.

No presente estudo, embora grande porção da variabilidade na abundância das famílias tenha permanecido inexplicada, os resultados destacam a contribuição semelhante dos descritores ambientais locais e da posição geográfica dos pontos de amostragem (escala de segmento de rio) na estruturação das comunidades. Esses resultados evidenciaram que além dos descritores ambientais locais, os processos biológicos, como dispersão, reprodução, possivelmente, influenciaram as comunidades de macroinvertebrados na bacia do Rio Lontra (PR, Brasil).

Observou-se tendência de estruturação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos conforme o tipo de mesohabitat, pois 10% da variação na estrutura da comunidade foi explicado pela diferença entre os segmentos de rio, 48,5% pela diferença entre mesohabitats e 41,5% devido ao resíduo, que pode ser a diferença entre as réplicas. Isto ressalta a importância de futuras amostragens, nesta bacia, serem realizadas a fim de que se priorizem as réplicas e a escala espacial de mesohabitats.

O modelo amostral hierárquico, aqui utilizado, forneceu evidências de que a riqueza da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nesta bacia é determinada, mesmo que parcialmente, pelos descritores ambientais analisados na escala de mesohabitat.

Os descritores ambientais locais inseridos no modelo explicaram 14% da variabilidade dos dados; 7% pelos descritores ambientais indissociáveis da posição geográfica; 28% foram explicados pela posição geográfica dos rios. Assim, 49% da variabilidade da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foram explicados pelo modelo utilizado e 51% da variância foram considerados inexplicados. Isto evidencia que, além dos descritores analisados, outros processos biológicos, como a dispersão também influenciam a distribuição dos organismos.

Estudos que abordam uma multiescala são importantes e vitais para compreender melhor as relações complexas dos macroinvertebrados bentônicos com a estrutura física dos rios frente às alterações naturais ou antrópicas. No entanto, nossa visão dos descritores ambientais e multiescalas deve ser melhorada. Devemos lembrar que as escalas de medida são uma construção artificial que impomos para ver o nosso sistema de interesse e, como tal, as escalas que usamos em um estudo ecológico podem nos aproximar ou afastar do que realmente está acontecendo.

A escolha dos descritores ambientais adequados e a seleção de uma classificação adequada de mesohabitat e macroinvertebrados bentônicos têm relevância substancial para a precisão e confiabilidade dos resultados científicos e também são substancialmente relevantes para o orçamento de monitoramento para a avaliação do estado ecológico da área de interesse.

REFERÊNCIAS

ALCARAZ-HERNANDEZ, J.D.; MARTINEZ-CAPEL, F.; PEREDO-PARADA, M.; HERNANDEZ-MASCARELL, A.B. 2011. Mesohabitat heterogeneity in four Mediterranean streams of the Jucar river basin (Eastern Spain). **Limnetic**, **30** (2): 363-378.

ANDERSON, M.J. 2005. **PERMANOVA**: a Fortran computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.

AZRINA, M.Z.; YAP, C.K.; ISMAIL, A.R.; ISMAIL, A.; TAN, S.G. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, **64**: 337-347p.

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.

BEISEL, J.N.; USSEGLIO-POLATERA, P.; THOMAS, S.; MORETEAU, J.C. 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. **Hydrobiologia** **389**: 73-88. 46.

BISPO, P.C., OLIVEIRA, L.G., BINI, L.M.; SOUZA K.G. 2006. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera for riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immature. **Brazilian Journal of Biology** **66**(2B): 611-622.

BONADA, N.; RIERADEVALL, M.; PRAT, N.; RESH, V.H. 2006. Benthic macroinvertebrate assemblages and macro-habitat connectivity in Mediterranean-climate streams of northern California. **Journal of the North American Benthological Society**, **25**: 32-43p.

BORCARD, D., LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology** **73**(3): 1045-1055.

BUSS, D.F.; A.S. VITORINO, 2010. Rapid bioassessment protocols using benthic macroinvertebrates in Brazil: evaluation of taxonomic sufficiency. **Journal of the North American Benthological Society** **29**: 562-571. doi: 10.1899/09-095.1.

BUSS, D.F., BAPTISTA, D.F., NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. 2004. Substrate specificity, environmental degradation and disturbance structuring macro-invertebrate assemblages in neotropical streams. **Hydrobiologia** **518**: 179-188.

CALADO, S.C. M. 2010. **Teia trófica dos macroinvertebrados em dois trechos do rio Sambaqui, Morretes, PR.** Dissertação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, UFPR. Curitiba – PR, 99p.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. 1998. Categorização funcional dos macroinvertebrados bentônicos em quatro ecossistemas lóticos sob influência das atividades de uma mineração de bauxita na Amazônia Central (Brasil). 223-234. In NESSIMIAN, J.L.; CARVALHO, E. (eds.). *Ecologia de Insetos Aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis*. Vol. V PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.

CHAVES, M.L.; CHAINHO, P. M.; COSTA, J. L.; PRAT, N.; COSTA, M.J. 2005. Regional and local environmental factors structuring undisturbed benthic macroinvertebrate communities in the Mondego River basin, Portugal. **Archiv. Fur Hydrobiologie**, **163**: 497-523p.

CIESIELKA, I.K. BAILEY, R.C. 2007. Hierarchical structure of stream ecosystems: consequences for bioassessment. **Hydrobiologia** **586**:57–67.

CLARKE, K.R.; WARMICK, R.M. 2001. **Change in Marine Communities: an approach to Statistical Analysis and interpretation.** Primer-E. Plymouth, UK.

CLAUSEN, B. BIGGS, B.J.F. 1997. Relationships between benthic biota and hydrological indices in New Zealand streams. **Freshwater Biology**, **38**: 327-342p.

COLWELL, R.K. 2006. **Estimates 8.2:** Statistical estimation of species richness and shared species from samples: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates> (último acesso em 07/nov./2013).

COSTA, S.S. MELO, A.S. 2008. Beta diversity in stream macro-invertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. **Hydrobiologia** **598**: 131-138.

DEATH, R.G.Y. WINTERBOURN, M.J. 1995. Diversity Patterns in Stream Benthic Invertebrate Communities - the Influence of Habitat Stability. *Ecology*, **76**: 1446-1460p.

DOWNES, B.J, LAKE, P.S., SCHREIBER, E.S.G.; GEAISTER, A. 2000. Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. **Oecologia** **123**: 569-581.

DOWNES, B.J., LAKE, P.S.; SCREIBER, E.S.G. 1995. Habitat structure and invertebrate assemblages on stream stones – a multivariate view from rifles. **Australian Journal of Ecology** **20**: 502-514.

DRAY, S., LEGENDRE, P. & PERES-NETO, P.R. 2006. Spatial modeling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). **Ecological Modelling** **196**: 483-493.

EEDY, R.I.; GIBERSON, D.J. 2007. Macroinvertebrate distribution in a reach of a north temperate eastern Canadian river: Relative importance of detritus, substrate and flow. **Fundamental and Applied Limnology**, **169**: 101-114p.

FEIO, M.J.; ALVES, T.; BOAVIDA, M.; MEDEIROS, A.; GRAÇA, M.A.S. 2010. Functional indicators of stream health: a river-basin approach. **Freshwater Biology** **55**(5): 1050-1065.

FRISSELL, C.A., LISS, W.J.; WARREN, C.E.; HURLEY, M.D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. **Environmental Management** **10**: 199-214.

GARCÍA-ROGER, E.M.; SÁNCHEZ-MONTOYA, M.D. M.; CID, N.; ERBA, S.; KARAOUZAS, I.; VERKAIK, I.; RIERADEVALL, M.; GÓMEZ, R.; SUÁREZ, M.L.; VIDAL-ABARCA, M.R.; DEMARTINI, D.E; BUFFAGNI, A.; SKOULIKIDIS, N.; BONADA, N.; PRAT, N. 2013. Spatial scale effects on taxonomic and biological trait diversity of aquatic macroinvertebrates in Mediterranean streams. **Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie**:**183** (2), September, pp. 89-105.

GILLER, P.S.; MALMQVIST, B. 1997. **The Biology of Streams and Rivers. Biology of Habitats**. Oxford University Press, Oxford, England, 296p.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecological Letters** **4**: 379-391.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica** **4**(1):47 http://palaeoelectronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (último acesso em 15/out/2012).

HAUER, F.R.; LAMBERTI, G.A. 1996. **Methods in Stream Ecology**. Academic Press. 667p.

HEINO, J.; MYKRÄ, H.; KOTANEN, J.; MUOTKA, T. 2007. Ecological filters and variability in stream macroinvertebrate communities: do taxonomic and functional structure follow the same path? **Ecography** **30**: 217-230.

HEINO, J.; LOUHI, P.; MUOTKA, T. 2004. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. **Freshwater Biology** **49**: 1230-1239.

HEINO, J.; MYKRÄ H.; MUOTKA T. 2009. Temporal variability of nestedness and idiosyncratic species in stream insect assemblages. **A Journal of Conservation Biogeography: Diversity and Distributions** **15**: 198-206.

HUSTON, M.A 1994. **Biological Diversity. The coexistence of species on changing landscapes**. Press syndicate of the University of Cambridge, Cambridge, England, 681p.

HYNES, H.B.N. 1970. **The Ecology of Running Waters**. University of Toronto Press, Toronto, Canada, 555p.

IMBERT, J.B.; GONZÁLEZ, J.M.; BASAGUREN, A.; POZO, J. 2005. Influence of inorganic substrata size, leaf litter and woody debris removal on benthic invertebrates resistance to floods in two contrasting headwater streams. **International Review of Hydrobiology**, **90**: 51-70p.

KARR, J.R.; CHU, E.W. 1999. **Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring**. Island Press, Washington, DC.

KREBS, C.J. 1999. **Ecological Methodology**. Addison Wesley Longman, Inc., Menlo Park, 620p.

KRUPEK, R.A. 2010. **Análise da variação espaço-temporal em diferentes escalas sobre a distribuição ecológica das comunidades de macroalgas de duas bacias de drenagem da região Centro-Sul do Estado do Paraná**. Tese em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Vegetal. Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Paulista Júlio de Mesquita Filho. Rio Claro, SP. 96p.

LECRAW, R.; MACKERETH, R. 2010. Sources of small-scale variation in the invertebrate communities of headwater streams. **Freshwater Biology** **55**: 1219-1233.

LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. **Numerical Ecology**. Developments in Environmental Modelling. Elsevier, New York. 853pp.

LEROY, C.J.; MARKS, J.C. 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, **51**: 605-617p.

LIGEIRO, R., MELO, A.S.; CALLISTO, M. 2010. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. **Freshwater Biology** **55**: 424-435.

MAGURRAN, A.E. 2004. **Measuring biological diversity**. Oxford. Blackwell. 256p.

MCCAFFERTY, W. P. 1981. **Aquatic entomology**: the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives. Jones and Bartlett Publishers, Boston. 448p.

MELO, A.S. 2009. Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables. **Zoologia** **26**(1): 79-84.

MERRITT, R.W.; CUMMINS, K.W. 1996. Trophic relations of macroinvertebrates. In: HAWER, R.; LAMBERT, G. **Methods in stream ecology**. New York. Academic Press. P: 453-474.

MILESI, S.V. 2012. **Influência da posição espacial de pequenos tributários e de confluências sobre a assembleia de insetos aquáticos**. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul em Ciências com ênfase em Ecologia 50f.

MILESI, S.V.; BIASI, C.; RESTELLO, R.M.; HEPP, L. 2009. Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnol. Bras.** **21** (4), p. 419-429.

MORAIS, M.; PINTO, P.; GUILHERME, P.; ROSADO, J.; ANTUNES, I. 2004. Assessment of temporary streams: the robustness of metric and multimetric indices under different hydrological conditions. **Hydrobiologia**, **516**: 229-249p.

MOYA, C.; VALDOVINOS, C.; MORAGA, A.; ROMERO, F.; DEBELS, P.; OYANEDEL, 2008. A patrones de distribución espacial de ensambles de macroinvertebrados bentónicos de un sistema fluvial Andino Patagónico. **Rev. chil. hist. nat.**, **82** (3), 425-442p.

MOYA, N., R.M.; HUGHES, E.; DOMÍNGUEZ, M. F.; GIBON, E.; GOITIA & T. OBERDORFF, 2011. Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. **Ecological Indicators** **11**: 840-847. doi:10.1016/j.ecolind.2010.10.012.

MUGNAI, R., NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D. F. 2010. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro. Technical Books. 176p. il.

OLIVEIRA, A. L. H.; NESSIMIAN, J. L. 2010a. Aquatic macroinvertebrate diversity and composition in streams along an altitudinal gradient in Southeastern Brazil. **Biota Neotrop.**, **10** (3), 115-128p.

OLIVEIRA, A.L.H.; NESSIMIAN, J.L. 2010b. Spatial distribution and functional feeding groups of aquatic insect communities in Serra da Bocaina streams, Southeastern Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, **22** (4), 424-441p.

ORTIZ, J.D.; MARTI, E.; PUIG, M.A. 2005. Recovery of the macroinvertebrate community below a wastewater treatment plant input in a Mediterranean stream. **Hydrobiologia**, **545**: 289-302p.

ORTIZ, J.D.; PUIG, M.A. 2007. Point source effects on density, biomass and diversity of benthic macroinvertebrates in a Mediterranean stream. **River Research and Applications**, **23**: 155-170p.

OYANEDEL, A.; VALDOVINOS, C.; AZÓCAR, M.; MOYA, C. 2008. Patrones de distribución espacial de los macroinvertebrados bentónicos de la cuenca del Río AYSEN (Patagonia Chilena). **Gayana (Concepc.)**, **72** (2), 241-257p.

PARDO, I. & ARMITAGE, P.D. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitat. **Hydrobiologia** **344**: 111-128.

PARSONS, M.; THOMS, M.C.; NORRIS, R.H. 2004. Using hierarchy to select scales of measurement in multiscale studies of stream macroinvertebrate assemblages. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, **23** (2):157–170p.

POFF, N.L.; WARD, J.V. 1990. Physical Habitat Template of Lotic Systems - Recovery in the Context of Historical Pattern of Spatiotemporal Heterogeneity. **Environmental Management**, **14**: 629-645p.

POFF, N.L. 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal North American Benthological Society** **16**(2): 391-409.

PRÍNCIPE, R.E.; GUALDONI, C.M.; OBERTO, A.M.; RAFFAINI, G.B.; CORIGLIANO, M. C. 2010. Spatial-temporal patterns of functional feeding groups in mountain streams of Córdoba, Argentina. **Ecol. Austral**, **.20** (3), 257-268p.

REICE, S.R. 1980. The Role of Substratum in Benthic Macroinvertebrate Micro-distribution and Litter Decomposition in a Woodland Stream. **Ecology**, **61**: 580-590p.

RICKLEFS, R.E.; MILLER, G.L. 2000. **Ecology**. 4th ed. Freeman, New York. 822 p.

ROLDÁN-PÉREZ, G. 1988. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Bogotá, Colombia. Editorial Presencia Ltda. 217p.

ROQUE, F.O.; TRIVINHO-STRIXINO, S. 2001. Benthic macroinvertebrates in mesohabitat of different spatial dimensions in a first order stream (São Carlos, SP). **Acta Limnologica Brasiliensia** **13**: 69-77.

SAGNES, P.; MERIGOUX, S.Y; PERU, N. 2008. Hydraulic habitat use with respect to body size of aquatic insect larvae: Case of six species from a French Mediterranean type stream. **Limnologica**, **38**: 23-33p.

SANDIN, L.; JOHNSON, R. K. 2004. Local, landscape and regional factors structuring benthic macroinvertebrate assemblages in Swedish streams. **Landscape Ecology** **19**: 501-514.

SCARSBROOK, M.R.; TOWNSEND, C.R. 1993. Stream Community Structure in Relation to Spatial and Temporal Variation - a Habitat Templet Study of 2 Contrasting New-Zealand Streams. **Freshwater Biology**, **29**: 395-410p.

SILVEIRA, M.P; QUEIROZ, J.F; BOEIRA, R.C. 2004. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos**. Embrapa Meio Ambiente Comunicado 19. Jaguariúna - SP, 7 p.

SILVEIRA, M.P., BUSS, D.F., NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. 2006. Spatial and temporal distribution of benthic macroinvertebrates in a southeastern Brazilian river. **Brazilian Journal of Biology** **66**: 29-41.

SOKAL, R.R.; ROHLF, F.J. 1995. **Biometry**. Freeman & Company, New York. 887 pp. STATSOFT, I. 2001.

STATSOFT, Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com

STRAHLER, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of American Geophysical Union** **38**: 913-920.

STROHSCHOEN, A.A.G. 2011. **Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Forqueta (RS, Brasil) em múltiplas escalas espaciais**. Tese de Doutorado em Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, 54 p.

TER BRAAK, C.J.F.; SMILAUER, P. 2002. **CANOCO**. Reference manual and Cano Draw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, 500 p.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. 1980. River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, **37**: 130-137p.

VERBERK, W.C.E.P., LEUVEN, R.S.E.W, VAN DUINEN, G.A.; ESSELINK, H. 2010. Loss of environmental heterogeneity and aquatic macroinvertebrate diversity following large scale restoration management. **Basic Applied Ecology** **11**: 440-449.

ZANINI, H.L.H.T.; AMARAL, L. DO; ZANINI, J.R.; TAVARES, L.H.S. 2010. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. **Eng. Agríc. Jaboticabal**, **30** (4), 732-741p, jul/ago.