

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS
CONTINENTAIS

Padrão longitudinal da assembleia ictíica de um ribeirão do sul do Brasil:
uso da composição, estrutura, índices ecológicos e alimentação como
instrumentos de avaliação da qualidade ambiental

Maringá
2014

GISELE CAROLINE NOVAKOWSKI

Padrão longitudinal da assembleia ictíica de um ribeirão do Sul do Brasil:
uso da composição, estrutura, índices ecológicos e alimentação como
instrumentos de avaliação da qualidade ambiental

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn

Maringá
2014

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

N935p Novakowski, Gisele Caroline, 1981-
Padrão longitudinal da assembleia ictíca de um ribeirão do Sul do Brasil : uso da composição, estrutura, índices ecológicos e alimentação como instrumentos de avaliação da qualidade ambiental / Gisele Caroline Novakowski. -- Maringá, 2014.
54 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.
Orientador: Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn.

1. Peixes de riachos - Diversidade - Pitangui, Ribeirão - Paraná (Estado). 2. Peixes de riachos - Alimentação - Pitangui, Ribeirão - Paraná (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -597.1764098162
NBR/CIP - 12899 AACR/2

GISELE CAROLINE NOVAKOWSKI

Padrão longitudinal da assembleia ictíca de um ribeirão do Sul do Brasil:
uso da composição, estrutura, índices ecológicos e alimentação como
instrumentos de avaliação da qualidade ambiental

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof.^a Dr.^a Norma Segatti Hahn
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. Luciano Lazzarini Wolff
Universidade do Oeste do Paraná (UNIOESTE)

Prof. Dr. Mário Luis Orsi
Universidade Estadual de Londrina (UEL)

Prof.^a Dr.^a Evanilde Benedito Cecílio
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Dr.^a Rosemara Fugi
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 28 de março de 2014

Local de defesa: Auditório do Nupélia, Bloco H-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

A minha orientadora Norma Segatti Hahn, que me guia e incentiva desde a iniciação científica. Por compreender minha limitação de tempo e assumir o risco de orientar alguém que trabalha mais de 8 horas/dia. Não tenho dúvida de que posso dizer que devo esta tese a ela.

A Ana Maria Gealh pelo compartilhamento dos dados do Pitangui utilizados nesta tese, pela oportunidade de participar do projeto em Carambeí e, sobretudo, pela demonstração de amizade em muitos momentos.

Ao meu namorado Rodrigo Factori por incentivar o desenvolvimento deste trabalho, dividir comigo a vida e tornar meus dias mais alegres.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Continentais (PEA) pela oportunidade de ter uma formação de qualidade.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia (PPZ), na figura do professor Robson Rossi, por me receber como aluna não regular e despertar em mim a vontade de aprender Bioestatística e Inferência Bayesiana.

A todos os colegas “cachorreiros” e “gateiros” das ONGs de proteção animal, com os quais tenho convivido e que me apresentaram um mundo repleto de amor verdadeiro e solidariedade. O trabalho voluntário foi um escape essencial para aliviar meu cansaço, stress, e por isso foi uma força adicional para eu voltar à escrita da tese. Recomendo a todos.

Padrão longitudinal da assembleia ictíca de um ribeirão do Sul do Brasil: uso da composição, estrutura, índices ecológicos e alimentação como instrumentos de avaliação da qualidade ambiental

RESUMO

Investigou-se a estrutura, composição e dieta da ictiofauna em sete trechos do rio Pitangui, Paraná, os quais se distinguem pelo grau de degradação de acordo com a avaliação química e física do habitat. Assim, os locais 1 e 2 foram considerados como trechos mais preservados e os demais locais (3 ao 7) como trechos mais impactados. As coletas dos peixes foram realizadas mensalmente, de abril de 2007 a maio de 2008. Quarenta e quatro espécies foram coletadas, sendo Characiformes e Siluriformes as ordens mais representativas quanto a riqueza de espécies e abundância. A menor e maiores riqueza, com valores correspondentes de diversidade alfa, provavelmente refletem as condições ambientais gerais dos locais estudados. O local 4, distinguiu-se pela menor riqueza e diversidade de espécies. A distribuição de abundância dos locais 3 e 4 ajustaram-se melhor à série geométrica, indicando que estes locais são mais impactados. Os demais locais ajustaram-se ao modelo Log-normal, sugerido para comunidades pouco degradadas. A análise de conteúdos estomacais de 28 espécies permitiu organizar a ictiofauna em 11 grupos tróficos. Insetos aquáticos foi o recurso mais explorado pelos peixes o que definiu a expressiva presença de espécies bentívoras. As espécies piscívoras compuseram a ictiofauna de todos os locais, exceto do local 5. Embora não tenha sido observada diferença significativa nas médias de amplitude de nicho trófico das espécies entre os locais, houve uma tendência de menores valores de amplitude para os locais 3 e 4 ($Ba < 0,40$) e maiores para os locais 1, 2 e 5 ($0,40 < Ba < 0,60$). O grupo trófico formado pelas espécies bentívoras esteve ausente apenas nos locais 5 e 6, e foi representativo em abundância e biomassa nos locais 3 e 4. As espécies omnívoras foram observadas nos locais 1, 5 e 6, sendo que nestes locais destacaram-se em número de indivíduos. Os resultados indicaram que a fisiografia de cada local exerceu forte influência sobre a estrutura quantitativa da ictiofauna ao longo do rio, sendo encontrada maior riqueza e diversidade de espécies nos trechos de maior complexidade estrutural. Já, a alteração da qualidade ambiental imposta pela interferência antrópica foi fator determinante para a composição e abundância das espécies residentes. Não foi constatada associação significativa entre o grau de generalismo e o estado de preservação de cada trecho. No entanto, houve uma tendência ao consumo de insetos aquáticos nos locais mais impactados. Assim, a representatividade em biomassa e abundância das espécies bentívoras parece ser um indicio de impacto antrópico. Portanto, os requerimentos ecológicos de cada espécie parece ser o que melhor define os padrões estruturais da ictiofauna deste ambiente.

Palavras-chave: Peixes de riachos. Diversidade de espécies. Modelos de distribuição de abundância. Rio Pitangui. Dieta da ictiofauna.

Longitudinal patterns of fish assemblages from a Brazil South stream: use of composition, structure, ecological indices and feeding as tools to evaluation the environmental quality

ABSTRACT

The structure and composition of fish fauna was examined in seven stretches of the Pitangui river, Paraná State. These stretches are distinguished by degradation degree according to the chemical and physical evaluation of the habitat. The goal was to evaluate the role of composition and quantitative structure of fish fauna as indicators of environmental quality. The sites differ by riparian vegetation, substrate structure, and are exposed to different impacts from domestic and industrial sewage, pasture and agriculture. In this way, sites 1 and 2 were considered as more preserved stretches, and the other sites (3-7) as more impacted ones. Monthly samplings were conducted from April 2007 to May 2008. Forty-four fish species were identified; Characiformes and Siluriformes were the most representative orders in relation to species richness and abundance. The lowest and highest richness, with values corresponding to alpha diversity, probably represent the environmental conditions of the sites. The site 4 showed the lowest richness and diversity of species. Richness and abundance were significantly correlated with habitat descriptors. The abundance distribution of sites 3 and 4 showed better fit to geometric series, indicating that these were the most impacted locations. The other sites fitted to the log-normal model, indicated to slightly degraded communities. Our results point out that the physiography of each stretch has a strong influence on the quantitative structure of fish fauna, with higher richness and diversity at sites with greater structural complexity. In turn, changes in environmental quality due to human influence represented a key factor for composition and abundance of species therein. Thereby, ecological requirements of each species is probably what best define the structural patterns of the fish fauna from this environment. The analysis of stomach content of 28 species divided the fish fauna into 11 trophic groups. Aquatic insects were the most exploited resource, indicating a considerable representativeness of benthivorous species. Sites 6 and 7 showed the highest number of trophic groups. Piscivorous species were present in all sites, except for site 5. Non-significant trends for lower mean values of trophic niche breadth were detected for sites 3 and 4 ($Ba < 0.40$) and for higher values for sites 1, 2 and 5 ($0.40 < Ba < 0.60$). Benthivorous species were absent at sites 5 and 6, but had important abundance and biomass at sites 3 and 4. Higher abundances of omnivorous species were found at sites 1, 5 and 6. Thereby, no significant association was verified between the generalism degree and preservation status of each stretch, but a trend for higher consumption of aquatic insects in the most impacted sites. Accordingly, the representativeness of benthivorous species, as for their biomass and abundance, appears to be an evidence of human impact.

Keywords: Stream fish. Species diversity. Species distribution models. Pitangui river. Ichthyofauna feeding.

Tese elaborada e formatada conforme as normas
da publicação científica *Neotropical Ichthyology*.
Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/ni/>>

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	09
2 COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS ICTÍCAS AO LONGO DO RIO PITANGUI	10
RESUMO	10
ABSTRACT	11
2.1 INTRODUÇÃO	12
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	13
2.2.1 Área de estudos	13
2.2.2 Coleta e análise do material	17
2.2.3 Análise dos dados	17
2.2.3.1 Aplicação dos índices ecológicos, mensuração da riqueza e equitabilidade de espécies	17
2.2.3.2 Análise dos componentes principais e regressão múltipla	19
2.3 RESULTADOS	20
2.3.1 Composição taxonômica e abundância	20
2.3.2 Diversidade, riqueza e equabilidade	22
2.4 DISCUSSÃO	28
REFERÊNCIAS	32
3 VARIAÇÕES ESPACIAIS NA ESTRUTURA TRÓFICA DAS ASSEMBLEIAS ICTÍCAS DO RIO PITANGUI - PR	37
RESUMO	37
ABSTRACT	38
3.1 INTRODUÇÃO	38
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	39
3.2.1 Análise dos dados	39
3.2.1.1 Dieta	40
3.2.1.2 Estrutura trófica	41
3.3 RESULTADOS	41
3.4 DISCUSSÃO	48
REFERÊNCIAS	51
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	53

1 INTRODUÇÃO

Atualmente, todo o abastecimento hídrico da população de Ponta Grossa - PR provém do rio Pitangui, conforme dados cedidos pela Agência Reguladora de Águas e Saneamento Básico de Ponta Grossa (ARAS), o que o torna especialmente importante para este município. Neste rio estão instaladas as usinas hidrelétricas São Jorge e Pitangui. Entretanto, o estado de conservação das suas águas não está à altura da sua importância econômica e ecológica, uma vez que se encontram poluídas e contaminadas, primordialmente, por esgotos domésticos e resíduos sólidos (GEALH et al., 2010).

Dessa forma, essa proposta surgiu a partir dos resultados do projeto de pesquisa: “Levantamento da ictiofauna do rio Pitangui” realizado sob a coordenação da Prof^a. Dra. Ana Maria Gealh, da Universidade Estadual de Ponta Grossa e por solicitação do Lions Clube Ponta Grossa - Pitangui. A princípio, o objetivo foi um breve levantamento da ictiofauna nativa como forma de seleção de espécies para repovoamento. Considerando o conhecimento empírico popular, tal prática justificava-se pelo fato de que havendo mais espécies de peixes, o rio Pitangui começaria a ser revitalizado, numa tentativa de reconstituir suas características originais. Nesse âmbito, como forma de avaliar as condições deste corpo d’água, coletas mensais de peixes, análises físico-química e bacteriológica da água foram realizadas durante abril de 2007 a março de 2008 e a partir destes dados detectou-se poluição severa em algumas estações de amostragem.

O rio Pitangui é um exemplo dentre os vários ambientes impactados por ações humanas. Atividades antrópicas têm exercido uma profunda e, normalmente, negativa influência nos peixes de água doce dos menores córregos aos maiores rios (ARAÚJO, 1998; OLIVEIRA; BENNEMAN, 2005; CUNICO et al., 2006). O aporte de efluentes domésticos, agropastoris e industriais lançados sem tratamento adequado em corpos hídricos e a erosão causada pela má conservação das matas ciliares, entre outros, são alguns fatores responsáveis pela alteração das características físicas, químicas e biológicas dos rios e lagos (MORAES; SOUZA-FILHO, 2000; LEE, 2000; ADAMS et al., 2005).

A noção clássica de contaminação das águas e de sua avaliação envolve a determinação da presença e da concentração de substâncias potencialmente nocivas, baseada na identificação de poluentes específicos em pontos amostrais determinados, por meio de análises físicas e químicas (CONAMA, 2006). Desconsidera-se, assim, o seu efeito nas comunidades aquáticas, bem como a capacidade que os organismos têm de atuar ativamente na manutenção do equilíbrio geral do ecossistema impactado.

Em oposição, alguns estudos essencialmente biológicos tentam identificar parâmetros que possam ser utilizados para monitorar a integridade das populações envolvidas, através da análise

dos efeitos dos processos potencialmente prejudiciais sobre um indivíduo (bioindicador) ou sobre a estrutura das populações. Burger (2007) faz menção à importância do monitoramento da biota em estudos de avaliação ecológica, embora cite outros fatores de igual relevância, como a caracterização ambiental, a avaliação da exposição aos agentes estressores e a identificação de indivíduos indicadores.

Comunidades biológicas, por serem sensíveis a mudanças de fatores ambientais, podem refletir as condições aquáticas (KARR, 1981; VIEIRA; SHIBATTA, 2007). Neste contexto, aspectos como a aplicação de índices numéricos, a identificação de potenciais indicadores e a caracterização dos grupos tróficos podem constituir uma ferramenta de grande valia em estudos de avaliação da qualidade do ambiente e biomonitoramento, uma vez que associados, expressam não só qualitativamente, mas quantitativamente, o grau de degradação ambiental. Aspectos como esses têm sido citados em alguns estudos, inclusive quando se trata de mananciais de água para abastecimento público (ARAÚJO, 1998).

2 COMPOSIÇÃO E DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS ICTÍICAS AO LONGO DO RIO PITANGUI – PR, BRASIL

RESUMO

Investigou-se a estrutura e composição da ictiofauna em sete trechos do rio Pitangui, PR, os quais se distinguem pelo grau de degradação de acordo com a avaliação química e física do hábitat. Os locais distinguem-se pela vegetação ripária, estrutura do substrato e estão expostos a diferentes impactos provenientes de efluentes domésticos e industriais, pastagens e agricultura. Assim, os locais 1 e 2 foram considerados trechos mais preservados e os demais locais (3 ao 7) como trechos mais impactados. As coletas dos peixes foram realizadas mensalmente, de abril de 2007 a maio de 2008. Quarenta e quatro espécies foram coletadas, sendo Characiformes e Siluriformes as ordens mais representativas quanto a riqueza de espécies e abundância. A menor e maiores riqueza, com valores correspondentes de diversidade alfa, provavelmente refletem as condições ambientais gerais dos locais estudados. O local 4, distinguiu-se pela menor riqueza e diversidade de espécies. Tanto a riqueza, quanto a abundância apresentaram correlação com descritores do hábitat. A distribuição de abundância dos locais 3 e 4 ajustaram-se melhor à série geométrica, indicando que estes locais são mais impactados. Os demais locais ajustaram-se ao modelo Log-normal, sugerido para comunidades pouco degradadas. Os resultados indicaram que a fisiografia de cada local exerceu

forte influência sobre a estrutura quantitativa da ictiofauna ao longo do rio, sendo encontrada maior riqueza e diversidade de espécies nos trechos de maior complexidade estrutural. Já, a alteração da qualidade ambiental imposta pela interferência antrópica foi fator determinante para a composição e abundância das espécies residentes. Portanto, os requerimentos ecológicos de cada espécie parece ser o que melhor define os padrões estruturais da ictiofauna deste ambiente.

Palavras-chaves: Ecologia de riacho, riqueza de espécies, diversidade, modelos de distribuição de abundância.

ABSTRACT

The structure and composition of fish fauna was examined in seven stretches of the Pitangui river, Paraná State. These stretches are distinguished by degradation degree according to the chemical and physical evaluation of the habitat. The goal was to evaluate the role of composition and quantitative structure of fish fauna as indicators of environmental quality. The sites differ by riparian vegetation, substrate structure, and are exposed to different impacts from domestic and industrial sewage, pasture and agriculture. In this way, sites 1 and 2 were considered as more preserved stretches, and the other sites (3-7) as more impacted ones. Monthly samplings were conducted from April 2007 to May 2008. Forty-four fish species were identified; Characiformes and Siluriformes were the most representative orders in relation to species richness and abundance. The lowest and highest richness, with values corresponding to alpha diversity, probably represent the environmental conditions of the sites. The site 4 showed the lowest richness and diversity of species. Richness and abundance were significantly correlated with habitat descriptors. The abundance distribution of sites 3 and 4 showed better fit to geometric series, indicating that these were the most impacted locations. The other sites fitted to the log-normal model, indicated to slightly degraded communities. Our results point out that the physiography of each stretch has a strong influence on the quantitative structure of fish fauna, with higher richness and diversity at sites with greater structural complexity. In turn, changes in environmental quality due to human influence represented a key factor for composition and abundance of species therein. Thereby, ecological requirements of each species is probably what best define the structural patterns of the fish fauna from this environment.

Keywords: Stream ecology, species richness, diversity, species distribution models.

2.1 INTRODUÇÃO

Estudos sobre a relação entre atributos da ictiofauna e a qualidade ambiental têm sido documentados para diferentes regiões, sendo que o enfoque normalmente é dado para as associações entre as variáveis que mais predizem o estado de degradação destes locais. Esse fato justifica-se pela crescente busca por diagnósticos mais precisos e até preditivos sobre as consequências das alterações ambientais geradas por processos antrópicos. Entretanto, relações entre as variáveis biológicas e medidas referentes à bacia hidrográfica e sua ocupação ainda não estão claramente entendidas, por esta razão, mais pesquisas são necessárias antes de quaisquer generalizações acerca desse tema (WALSH et al., 2005).

As abordagens sobre composição taxônomica e distribuição da ictiofauna são comumente utilizadas a fim de ampliar o conhecimento sobre essa relação de causa-consequência entre ações humanas e ambiente. A utilização de peixes como bioindicadores de qualidade ambiental tem suporte no fato de que o aumento da riqueza de espécies estaria correlacionado ao incremento desta qualidade (VIEIRA; SHIBATTA, 2007). No entanto, a composição faunística de uma determinada região é o resultado de um processo histórico ao qual o ambiente esteve sujeito, e o uso da ictiofauna como indicadora ecológica está estritamente relacionada à sua sensibilidade frente às alterações ambientais (SHIBATTA et al., 2006). A história evolutiva tem determinado que cada espécie de peixe apresente características definidas de tolerância ou preferência por determinados parâmetros da qualidade da água, hábitat e outras condições ambientais (NOBLE et al., 2007).

A qualidade física do ambiente (composição da mata ciliar, estado de conservação do solo) pode ser considerada um dos principais fatores que afetam a diversidade e abundância da biota aquática em razão de alterar a disponibilidade de locais de alimentação, refúgio e reprodução (BRUSCHI JR. et al., 2000; CASATTI et al., 2006). Alterações espaciais na estruturação da comunidade são refletidas na distribuição dos peixes e na formação de grupos tróficos, que, desse modo, passam a constituir ferramentas potenciais de avaliação da integridade ambiental (LASNE et al., 2007). Assim, a riqueza de espécies, a abundância de peixes e os índices de diversidade representam metodologias que podem avaliar situações diferenciadas quanto à qualidade do ambiente.

Todavia, não há um padrão de estruturação de comunidades biológicas que expresse com fidelidade a qualidade ambiental de corpos de água. Esse preceito torna-se ainda mais complexo quando se considera que um mesmo ambiente pode, naturalmente, estar submetido a diferentes condições, como é o caso dos ambientes fluviais. Em função do fluxo unidirecional, a existência de um eixo longitudinal é a característica mais marcante de ambientes lóticos e que impõe diferentes processos em sua organização, determinando a reestruturação das comunidades aquáticas

(BELIARD et al., 1999). Segundo o clássico Conceito do Rio Contínuo (*River Continuum Concept* - RCC), a estrutura longitudinal de um curso de água natural resulta da influência de um gradiente de forças físicas, que produzem contínuas modificações morfológicas e hidrológicas da cabeceira até sua foz, de modo que, as comunidades biológicas estariam estruturadas e organizadas em conformidade com estas zonas geomorfológicas. Assim, os consumidores atuam na transformação progressiva de material orgânico alóctone disponibilizado, liberando nutrientes na coluna de água para os organismos produtores, num processo contínuo em direção à foz (VANNOTE et al., 1980). No entanto, para ambientes tropicais, as variações espaciais resultantes da heterogeneidade do ambiente (e.g. disponibilidade de microhabitat), as quais não são consideradas no conceito do RCC, podem ser fatores determinantes para composição e estrutura das comunidades (WINEMILLER et al., 2008).

Alguns modelos matemáticos buscam identificar e prever o padrão de organização das comunidades em termos de distribuição de abundância, sendo os mais conhecidos: série geométrica, série logarítmica, log-normal e *broken stick* (KREBS, 1989; MAGURRAN, 2004). Normalmente os estudos relacionam os ajustes destes modelos aos dados de distribuição de abundância com condições diferenciadas de estresses ambientais (JACKSON et al., 2001; BEGON et al., 2006).

Portanto, objetivou-se avaliar se a composição e estrutura quantitativa da ictiofauna podem servir como indicativo de qualidade ambiental do rio Pitangui, considerando-se como fator principal a espacialidade (trechos preservados *versus* trechos impactados). A partir da premissa de que os peixes constituem bons indicadores de qualidade ambiental, visou-se defender as seguintes hipóteses: i) A composição e abundância de espécies são simplificadas em trechos mais degradados em comparação com aqueles mais preservados; ii) Os descritores abióticos justificam a composição e estrutura quantitativa da ictiofauna.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de estudos

O ambiente deste estudo é o rio Pitangui, um afluente da margem direita do rio Tibagi. Situa-se entre as latitudes 25°07'38'' S e 25°49'06'' S e as longitudes 49°46'40'' W, totalizando uma área de aproximadamente 927,3 km². Este rio tem sua nascente no sudeste do município de Castro, junta suas águas com o rio Jutuva nos limites do município de Ponta Grossa, onde é barrado na represa dos Alagados fornecendo água à cidade de Ponta Grossa. Neste município, recebe as águas de vários ribeirões, sendo o seu principal afluente o rio Verde. Tem sua foz no rio Tibagi, ainda no

município de Ponta Grossa. O clima vigente na região é do tipo *Cfb*, segundo o Sistema Internacional de Classificação de Climas de Köppen. Apresenta-se como quente-temperado e sempre úmido (MAACK, 1981). A média térmica do mês mais quente é inferior a 22° e em onze meses do ano as temperaturas médias são superiores a 10°C, sendo comum a ocorrência de geadas no período de inverno.

A cobertura vegetal na bacia do rio Pitangui encontra-se bastante modificada em relação aos seus padrões originais. Na região do Primeiro Planalto se mantêm minoritariamente as matas de araucárias, hoje quase ausentes pela ação do homem (TROPMAIR, 1990). No Segundo Planalto, o rio Pitangui e seus tributários fluem na região denominada de Campos Gerais do Paraná, caracterizada por apresentar campos limpos com capões e matas ciliares ao longo dos arroios e rios (MAACK, 1981). Essa vegetação apresenta-se alterada devido à ação antrópica.

O rio Pitangui é heterogêneo quanto às suas características fisiográficas, parâmetros físico-químicos e microbiológicos das águas (GEALH et al., 2010). Em razão disso, os locais de coleta (Figura 1) foram demarcados visando investigar a ictiofauna de ambientes com características diversas (Tabela 1). A despeito da denominação de rio, este será tratado como riacho, devido às características semelhantes com esses pequenos corpos de água.

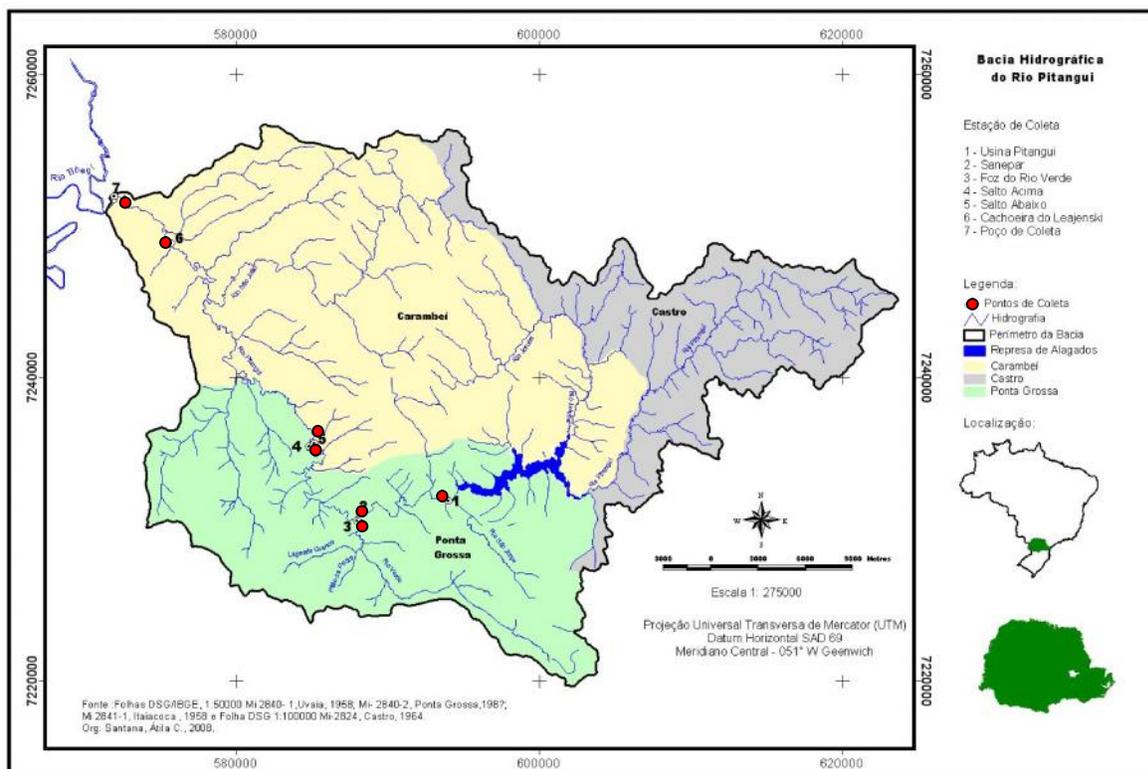


Figura 1: Localização dos locais de coletas no rio Pitangui, PR, durante abril de 2007 a maio de 2008.

O local 1 apresenta um grande remanso antes de receber as águas vindas da represa dos

Alagados (Figura 1), após, a velocidade da água aumenta. A água que chega dessa represa traz alta carga de matéria orgânica dissolvida. No local 2, situa-se a segunda estação de captação de água da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) para Ponta Grossa, a qual contribui com 60% do abastecimento total. Em função do barramento, ocorrem áreas rasas de remanso e áreas muito profundas. O local 3, está localizado na desembocadura do rio Verde (Figura 1) o qual foi caracterizado como rio urbano, e deságua no Pitangui completamente poluído, trazendo grande quantidade de esgoto doméstico, resíduos industriais, despejo do tratamento do esgoto da SANEPAR e muito lixo urbano. O local 4, localiza-se acima do Salto Pitangui (Figura 1), neste local o rio forma áreas de remanso, com entornos saturados por resíduos sólidos urbanos provenientes de Ponta Grossa e trazidos por meio dos arroios que deságuam no rio Verde. O local 5, situado abaixo do Salto do Pitangui (Figura 1), apresenta poucas áreas de remanso, onde os resíduos sólidos ficam acumulados. O local 6, localiza-se próximo à desembocadura do rio São João, do qual recebe os despejos urbanos, efluentes industriais e lançamento de uma estação de tratamento que vem de Carambeí. O local 7, próximo a foz do Pitangui, apresenta áreas de plantio de *Pinus* sp. em todo o entorno, possui regiões de corredeiras e poucos remansos onde se observa plantas aquáticas e abundância de resíduos sólidos.

Tabela 1. Descritores fisiográficos e valores mínimos e máximos de parâmetros de qualidade da água em sete locais do rio Pitangui, PR, durante abril de 2007 a maio de 2008.

Parâmetros	Local 1	Local 2	Local 3	Local 4	Local 5	Local 6	Local 7
Profundidade média (m)	2,4	3,5	0,9	1,5	1,0	1,0	1,5
Largura (m)	19	19	20	20	18	35	30
Vegetação aquática	Reduzida	Reduzida	Reduzida	Abundante	Reduzida	Reduzida	Parcial
Vegetação marginal	Parcial	Parcial	Ausente	Reduzida	Reduzida	Ausente	Ausente
Presença de lixo	Não	Não	Sim	Sim	Sim	Não	Sim
Despejo de esgoto	Não	Não	Sim	Não	Não	Sim	Não
Despejo industrial	Não	Não	Sim	Não	Não	Sim	Não
Entorno agrícola	Não	Sim	Não	Sim	Sim	Sim	Sim
Substrato	Areno rochoso	Areno argiloso	Areno rochoso	Areno argiloso	Areno rochoso	Rochoso	Areno rochoso
pH	6,9 – 8,8	7,1 – 8,2	7,2 – 7,7	7,1 – 7,5	7,1 – 7,6	7,1 – 7,7	7,1 – 7,6
Alcalinidade média	42,1	35,5	55,5	45,5	34,2	27,0	27,5

O ₂ dissolvido PPM	3,0 – 9,8	3,3 – 8,0	3,5 – 7,0	3,5 – 8,1	3,4 – 6,6	3,1 – 6,1	3,0 – 7,3
Condutividade uS	40,6 - 135,4	37,8 – 92,7	38,8 – 154,7	48,0 – 66,6	48,2 – 66,3	45,3 – 74,5	46,1 – 81,6
Turbidez	4,4 – 17,4	1,5 – 15,1	5,2 – 15,6	8,1 – 24,3	7,9 – 21,2	7,0 – 95,7	7,7 – 63,3
Fósforo reativo (mg/l)	0,02 – 0,4	0,02 – 0,2	0,01 – 0,6	0,02 – 0,1	0,01 – 0,4	0,03 – 0,3	<0,01 – 0,6
Fósforo total (mg/l)	0,02 – 1,0	0,03 – 0,3	0,01 – 0,6	0,08 – 0,5	0,05 – 0,6	0,07 – 1,0	0,1 – 1,0
Nitrogênio amoniacal (mg/l)	0,2 – 0,8	0,1 – 0,6	0,2 – 6,2	0,3 – 1,6	0,3 – 1,9	0,17 – 1,7	0,1 – 1,5
Nitrato (mg/l)	0,5 – 1,3	0,5 – 0,9	0,7- 3,2	0,9 – 2,1	0,9 – 2,0	1,36 – 2,6	1,2 – 2,7
Temperatura máx.	14,0 – 25,0	18,0 – 33,0	18,0 – 33,0	20,0 – 27,0	20,0 – 25,0	17,0 – 25,0	17,0 – 25,0
Temperatura mín.	14,0 – 24,0	12,0 – 24,0	12,0 – 28,0	11,0 – 24,0	12,0 – 23,0	6,0 – 22,0	14,0 – 24,0
Transparência disco Secchi	0,4 – 0,94	0,40 – 1,2	0,4 – 1,0	0,5 – 1,4	0,54 – 1,4	0,2 – 0,9	0,13 – 0,8
Coliformes fecais (bactérias/100 ml)	32,5	24,0	10.060,0	4.004,0	3.632,0	2.040,0	968,0

Obs: As análises de água foram realizadas simultaneamente às coletas e todos os procedimentos foram desenvolvidos no Departamento de Química da Universidade Estadual de Ponta Grossa. Descrições mais detalhadas constam em Gealh et al. (2010). As coletas, preservação e análise das amostras foram realizadas de acordo com os métodos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

Os parâmetros aquáticos analisados permitiram contrastar os locais quanto ao grau de contaminação. Os locais caracterizados como menos impactados foram 1 e 2, que apresentaram os valores dos parâmetros aquáticos em conformidade com a legislação (CONAMA, 2006). Em contrapartida, o local 3 mostrou-se o mais impactado, uma vez que apresentou os maiores valores de alcalinidade, cloreto dissolvido, nitrogênio amoniacal e elevadas concentrações de coliformes fecais, sendo que os dois últimos parâmetros atingiram valores superiores aos determinados pela legislação. O local 4 foi considerado o segundo mais impactado, uma vez que também apresentou valores altos de alcalinidade e contaminação por coliformes. Para a alcalinidade e cloreto dissolvido não existem valores de referência na legislação, porém, podem ser indicativos de poluição (VON SPERLING, 1996). Com relação aos pontos 5, 6 e 7, os parâmetros de qualidade não apontaram níveis elevados de impacto, porém, para estes locais há restrições quanto ao uso das águas até mesmo para recreação da população.

2.2.2 Coleta e análise do material

As coletas dos peixes foram realizadas mensalmente, de abril de 2007 a maio de 2008, em sete locais de amostragem ao longo do rio Pitangui. Para as capturas foram utilizadas redes de espera simples com diferentes malhagens (malhas: 2,4 a 30,0 cm, entre nós opostos), arrastos de 20 m com malha de 1 cm e tarrafa. O esforço de pesca aplicado foi de 24 horas, com despescas a cada 12 horas.

Após as coletas e obtenção de dados biométricos (peso total – Pt; comprimento total – Ct; e comprimento padrão – Cp) os indivíduos foram abertos, eviscerados e os estômagos fixados em formalina 4% e, posteriormente transferidos para álcool 70% para análise em laboratório. De cada exemplar foram tomados os seguintes dados: nome da espécie, número, local de captura e data da captura. Representantes de todas as espécies coletadas foram depositados nas coleções do Museu de Peixes do NUPELIA-UEM e no Museu de Zoologia da UEL, onde foram feitas as identificações das espécies pelos pesquisadores Dr^a Carla Simone Pavanelli (UEM) e Dr. Oscar Akio Shibatta (UEL).

2.2.3 Análise dos dados

Os locais que possuem características fisiográficas e parâmetros de qualidade da água similares foram avaliados como réplicas. Por esta razão, os locais 1 e 2 foram analisados como trechos mais preservados, e os demais locais (3 ao 7) como trechos mais impactados.

2.2.3.1 Aplicação dos índices ecológicos, mensuração da riqueza e equitabilidade de espécies por local.

Para avaliar a diversidade de espécies, foi utilizado o Índice de Margalef (ZAR, 1996), dado pela equação:

$$D_{\alpha} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Onde, D_{α} = Índice de Margalef; S = número de espécies; N = número de indivíduos.

Com o intuito de comparar a riqueza das assembleias foi utilizado o método de rarefação.

As curvas de rarefação foram construídas em função do número de indivíduos por coleta, de forma a possibilitar a comparação da riqueza de espécies entre comunidades com níveis comparáveis de esforço amostral (GOTELLI; COLWELL, 2001). Após a avaliação dos pressupostos de normalidade e linearidade, a diferença entre as médias dos valores de riqueza estimados entre todos os pares de locais foi comparada pelo teste T-student. A construção das curvas, avaliação dos pressupostos e o teste t foram realizados no software R 3.04.

A avaliação da uniformidade de distribuição das espécies foi feita através do Índice de Equabilidade (PIELOU, 1977), dado pela equação:

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Onde, J' = Índice de equabilidade; H' = Índice de diversidade; H'_{\max} = log de S (sendo S o número de espécies).

Com o intuito de avaliar diferenças na dominância de espécies foi calculado o Índice de Berger-Parker (D), conforme a equação:

$$D = \frac{N_{\max}}{N}$$

Onde, N_{\max} = número de indivíduos da espécie mais abundante; N = número total de indivíduos da comunidade.

Possíveis alterações na composição específica foram avaliadas pelo Índice de Diversidade Beta-2, que mede o quanto a diversidade regional excede a máxima diversidade alfa (HARRISON et al., 1992). Este índice é calculado entre pares de locais amostrados, de acordo com a equação:

$$B-2 = \frac{\frac{S}{\alpha_{\max}} - 1}{N - 1} \times 100$$

Onde, $\beta-2$ = Índice de diversidade beta; S = número total de espécies no par de locais de amostragem; α_{\max} = número máximo de espécies encontrado em um dos locais de amostragem; N = número de locais de amostragem.

A similaridade em relação à composição de espécies foi calculada pelo Índice de Bray-Curtis e posteriormente, expresso em dendrograma. A significância do dendrograma foi analisada pelo cálculo do valor cofenético e conduzida no software R 3.04.

Com o objetivo de evidenciar os contrastes de distribuição de abundância de espécies foi utilizado o modelo de ordenação *Whittaker plot*, através do qual as espécies são plotadas no eixo x de forma ordenada, da mais abundante para a de menor ocorrência, e suas respectivas abundâncias são plotadas no eixo y. O comprimento de cada curva indica a riqueza de espécies, e a equabilidade é interpretada pela inclinação das curvas. Curvas mais inclinadas possuem menor equabilidade (MELO, 2008). Tais diagramas fornecem uma análise gráfica e de fácil interpretação dos dois componentes da diversidade (riqueza e equabilidade) a partir da abundância. Além disso, foram examinados os ajustes da relação espécie-abundância a modelos convencionais: série geométrica, série logarítmica e modelo log-normal (KREBS, 1989). O modelo de *broken stick* não foi incluído nas análises em razão de ser caracterizado por um amplo número de espécie com dominância intermediária, com a inflexão da curva no ponto médio da distribuição dos dados (MAGURRAN, 2004). Dessa forma, o modelo foi interpretado como inconsistente em relação ao conjunto de dados de abundância dos locais amostrados neste estudo. Os parâmetros (e.g. K da série geométrica) foram estimados pelo método bayesiano (ROSSI, 2011) através do software Winbugs (SPIEGELHALTER et al., 2003). Após a estimativa dos parâmetros, o ajustamento das curvas aos dados foi realizado através do software R 3.04. A significância do ajuste foi avaliada conforme o teste Qui-quadrado (χ^2), com nível de significância de 5%. Para cada local, um modelo de distribuição de abundância foi selecionado de acordo com os menores valores de *Deviance Information Criterion* (DIC), proposto por Spiegelhalter et al. (2002) e que define a qualidade de ajuste.

2.2.3.2 Análise dos componentes principais e regressão múltipla

A fim de ordenar as variáveis ambientais (alcalinidade, oxigênio dissolvido, DQO, condutividade, turbidez, pH, temperatura média, nitrogênio amoniacal, fósforo total, fósforo reativo, profundidade e largura do canal), com a riqueza e abundância das espécies entre os locais, foi realizada uma análise de componentes principais (ACP) sobre uma matriz de correlação formada pelos locais *versus* as variáveis ambientais, riqueza e abundância. Adotou-se a análise dos componentes cujos autovalores sejam maiores que 1, pois a partir de valores menores a influência da variância residual é cada vez maior, dificultando a análise (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998).

A influência das variáveis ambientais sobre a riqueza e abundância das espécies foi quantificada por uma Análise de Regressão Múltipla. Os parâmetros bióticos utilizados na regressão, como variáveis respostas, foram os dados de riqueza e abundância das espécies ao longo do gradiente. Os eixos da Análise dos Componentes Principais retidos para interpretação foram

<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	7 (0,81)	5 (1,75)	4 (0,70)	--	2 (0,60)	3 (0,42)	3 (0,39)	24
Familia Anostomidae								
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	--	--	--	--	1 (0,30)	24 (3,35)	48 (6,19)	73
<i>Leporinus elongatus</i>	--	--	--	--	--	--	3 (0,39)	3
<i>Leporinus octofasciatus</i>	--	--	--	--	--	4 (0,56)	7 (0,90)	11
<i>Schizodon nasutus</i>	--	--	--	--	--	3 (0,42)	17 (2,19)	20
Familia Prochilodontidae								
<i>Prochilodus lineatus</i>	--	--	--	--	6 (1,79)	17 (2,37)	13 (1,68)	36
Familia Parodontidae								
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	20 (2,31)	--	--	--	5 (1,49)	13 (1,82)	1 (0,13)	39
<i>Apareiodon piracicabae</i>	3 (0,35)	26 (9,09)	60 (10,43)	--	37 (11,01)	108(15,08)	40 (5,16)	274
ORDEM PERCIFORMES								
Familia Cichlidae								
<i>Australoherus sp.</i>	--	1 (0,35)	--	--	--	--	--	1
<i>Geophagus brasiliensis</i>	136(15,74)	40(13,99)	62 (10,78)	5 (1,09)	7 (2,08)	1 (0,14)	--	251
<i>Oreochromis niloticus</i>	1 (0,12)	1 (0,35)	2 (0,35)	--	--	1 (0,14)	--	5
ORDEM SILURIFORMES								
Familia Cetopsidae								
<i>Cetopsis gobioides</i>	--	--	--	--	--	--	1 (0,13)	1
Familia Heptapteridae								
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	--	1 (0,35)	--	--	--	--	--	1
<i>Imparfinis borodini</i>	--	--	--	--	--	1 (0,14)	--	1
<i>Imparfinis schubarti</i>	1 (0,12)	--	--	--	1 (0,30)	9 (1,26)	3 (0,39)	14
<i>Pimelodella meeki</i>	--	1 (0,35)	--	1 (0,22)	4 (1,19)	53 (7,40)	34 (4,39)	93
<i>Rhamdia quelen</i>	77 (8,91)	40 (13,99)	25 (4,35)	89 (19,43)	9 (2,68)	23 (3,21)	21 (2,71)	284
Familia Pimelodidae								
<i>Iheringichthys labrosus</i>	--	--	--	--	--	5 (0,70)	28 (3,61)	33
<i>Pimelodus heraldoi</i>	--	--	--	--	2 (0,60)	95 (13,27)	63 (8,13)	160
Familia Pseudopimelodidae								
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	--	--	--	--	--	13 (1,82)	9 (1,16)	22
Familia Trichomycteridae								
<i>Trichomycterus diabolos</i>	--	--	3 (0,52)	205 (44,76)	3 (0,89)	--	--	211
<i>Trichomycterus sp.</i>	--	--	--	87 (19,00)	--	--	--	87
Familia Callichthyidae								
<i>Callichthys callichthys</i>	--	--	1 (0,17)	--	--	--	--	1
<i>Corydoras ehrhardti</i>	8 (0,93)	2 (0,70)	170(29,57)	3 (0,66)	1 (0,30)	--	--	184
<i>Corydoras paleatus</i>	--	--	--	--	--	--	55 (7,10)	55
ORDEM CYPRINIFORMES								
Familia Cyprinidae								
<i>Cyprinus carpio</i>	--	--	--	--	--	--	1 (0,13)	1
ORDEM GYMNOTIFORMES								
Familia Gymnotidae								
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	2 (0,23)	10 (3,50)	2 (0,35)	2 (0,44)	1 (0,30)	4 (0,56)	1 (0,13)	22
Familia Sternopyidae								
<i>Eigenmannia virescens</i>	--	--	--	--	--	1 (0,14)	2 (0,26)	3
Familia Loricariidae								
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	12 (1,39)	2 (0,70)	--	--	2 (0,60)	19 (2,65)	1 (0,13)	36
<i>Hypostomus cf. paulinus</i>	--	--	1 (0,17)	4 (0,87)	--	11 (1,54)	10 (1,29)	26
<i>Hypostomus hermani</i>	--	--	1 (0,17)	--	--	8 (1,12)	2 (0,26)	11
<i>Hypostomus nigromaculatus</i>	--	--	--	14 (3,06)	--	2 (0,28)	--	16
<i>Hypostomus regani</i>	--	--	1 (0,17)	12 (2,62)	4 (1,19)	42 (5,87)	54 (6,97)	113
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	3 (0,35)	24 (8,39)	47 (8,17)	18 (3,93)	42 (12,50)	101 (14,11)	29 (3,74)	264
ORDEM SYNBRANCHIFORMES								
Familia Synbranchidae								
<i>Symbranchus marmoratus</i>	1 (0,12)	--	--	--	1 (0,30)	--	--	2
Nº de espécies	19	19	20	14	22	29	28	44
Abundância total	864	286	575	458	336	716	775	4010
Biomassa total (kg)	39,76	22,85	26,15	32,13	19,24	75,87	45,83	261,8
Diversidade de Margalef	2,66	3,18	2,99	2,12	3,61	4,26	4,06	
Equilibrade	0,69	0,82	0,72	0,62	0,61	0,77	0,72	
Dominância de Berger Parker	0,24	0,18	0,29	0,44	0,44	0,15	0,35	

2.3.2 Diversidade, riqueza e equabilidade

Os resultados das curvas de rarefação (Figura 3) distinguiram as estimativas de número de espécies em função do número de indivíduos amostrados em cada local. Os valores de riqueza estimados pelas curvas de rarefação, assim como a análise gráfica *Whittaker plot*, destacaram as maiores riquezas de espécies nos locais 6 e 7 (Figuras 3 e 4). Como resultado das maiores riquezas e abundância de espécies, estes locais também apresentaram os maiores valores de diversidade (Tabela 1). O menor valor de riqueza estimada foi mensurado para o local 4, que também apresentou o menor valor de diversidade (Tabela 1). As médias de riqueza estimada dos locais 2 e 5, assim como nos locais 6 e 7, não diferiram significativamente ($p > 0,05$).

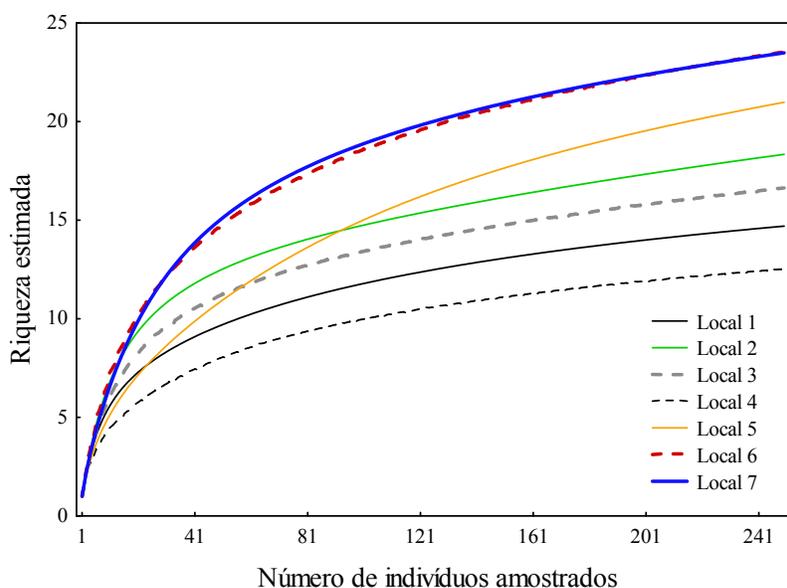


Figura 3. Comparação entre as curvas de rarefação nos diferentes locais de coleta do rio Pitangui, PR, Brasil, expressas como o número estimado de espécies de peixes encontradas em função do número de indivíduos amostrados.

A curva espécie-abundância (*Whittaker plot*) destacou mais espécies raras nos locais 6 e 7. O *Whittaker plot* e os valores de dominância de *Berger Parker* (Tabela 1) identificaram menor dominância de espécies nos locais 2 e 6. Os locais 4 e 5 apresentaram as maiores dominâncias de espécies. De modo geral, as espécies de abundância intermediária foram mais frequentes no local 2 (Figura 4).

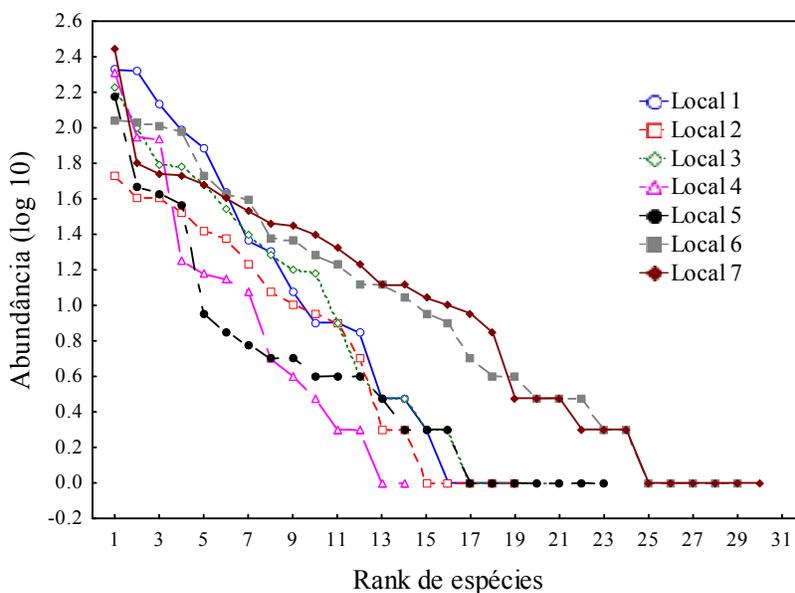


Figura 4. Distribuição das espécies de peixes coletadas ao longo do rio Pitangui, PR, Brasil e ordenadas por abundância nos locais de amostragem.

Os valores de diversidade beta (β_2) evidenciaram adição e substituição de espécies entre os locais. Valores de β_2 próximos de zero indicaram adição de espécies entre os locais 1 e 5. Os valores mais elevados de β_2 foram observados entre o local 4 e os locais 1 e 2, sugerindo maior substituição de espécies entre esses pares de locais. A taxa de substituição de espécies no sentido cabeceira-foz foi pouco variável (14 a 19%) (Tabela 2).

Tabela 2. Valores do Índice de Diversidade Beta (β_2) para os locais de amostragem do rio Pitangui, PR, Brasil.

	Local 1	Local 2	Local 3	Local 4	Local 5	Local 6
Local 2	0,16					
Local 3	0,19	0,19				
Local 4	0,36	0,31	0,14			
Local 5	0,08	0,17	0,26	0,17		
Local 6	0,17	0,20	0,24	0,20	0,17	
Local 7	0,20	0,23	0,26	0,20	0,16	0,16

Os locais mais similares quanto à composição de espécies foram 5, 6 e 7, seguidos de 1, 2 e 3. O local 4 apresentou-se como de maior dissimilaridade em relação aos demais (Figura 5).

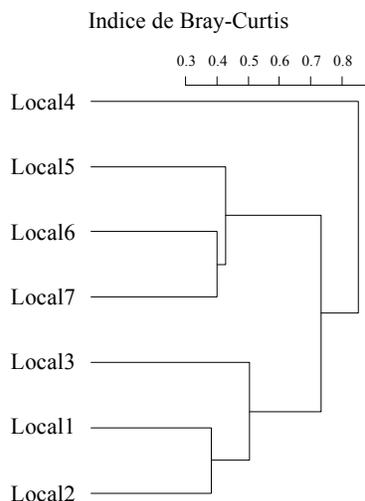


Figura 5. Dendrograma de dissimilaridade de Bray-Curtis para a abundância relativa dos peixes coletados ao longo do rio Pitangui, PR, Brasil. Coeficiente de correlação cofenético = 0,95.

Parâmetros físicos, químicos e riqueza de espécies distinguiram os locais. Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais das variáveis ambientais foram retidos para interpretação e explicaram 37% e 26% da variabilidade total dos dados. Para o primeiro eixo, os locais 6 e 7 apresentaram os escores mais positivos, especialmente sob influência do nitrato, fósforo total, turbidez, condutividade e largura do canal. O oxigênio e a alcalinidade influenciaram negativamente esse eixo, ordenando os locais 1 e 2. Para o segundo eixo, a profundidade e a concentração de oxigênio influenciaram a ordenação positivamente, separando os locais 1 e 2 em um extremo, e o nitrogênio amoniacal, a alcalinidade e a temperatura influenciaram negativamente, ordenando o local 3 em outro extremo (Figura 6a; Tabela 3). A abundância de espécies não influenciou expressivamente a ordenação, e assim, não diferenciou os locais (Figura 6b; Tabela 3).

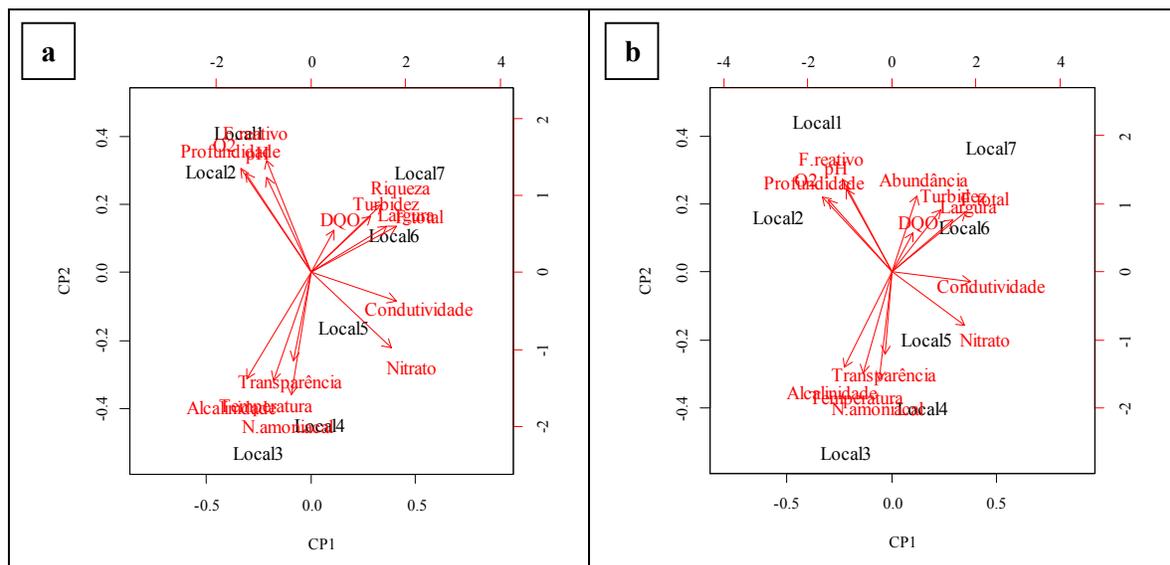


Figura 6. Projeções dos escores nos eixos 1 e 2 da análise de componentes principais a partir das variáveis ambientais, riqueza (a) e abundância (b) de espécies de peixes do rio Pitangui, PR, Brasil.

Tabela 3. Autovetores da análise de componentes principais (ACP) para os dois primeiros eixos calculados a partir das variáveis ambientais, riqueza e abundância de espécies de peixes do rio Pitangui, PR, Brasil. Em negrito são destacados os autovetores que mais contribuíram para ordenação nos respectivos eixos.

Variáveis	Riqueza		Abundância	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Profundidade	-0,280	0,352	-0,316	0,244
Largura	0,307	0,104	0,301	0,186
pH	-0,204	0,286	-0,206	0,289
Alcalinidade	-0,307	-0,326	-0,300	-0,324
DQO	0,090	0,127	0,130	0,172
O ₂	-0,308	0,335	-0,348	0,254
Condutividade	0,353	-0,056	0,368	0,033
Turbidez	0,333	0,156	0,225	0,215
Fósforo reativo	-0,244	0,343	-0,242	0,344
Fósforo total	0,368	0,119	0,364	0,201
Nitrogênio amoniacal	-0,071	-0,462	-0,062	-0,465
Nitrato	0,332	-0,274	0,339	-0,263
Temperatura	-0,201	-0,344	-0,208	-0,367
Transparência	-0,052	-0,205	-0,036	-0,206
Riqueza	0,308	0,201	-	-
Abundância	-	-	0,146	0,262
Variância %	37	26	36	26
Variância Acumulada	63		62	

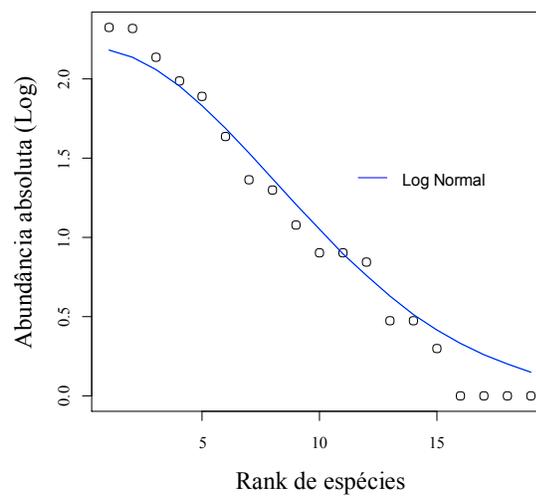
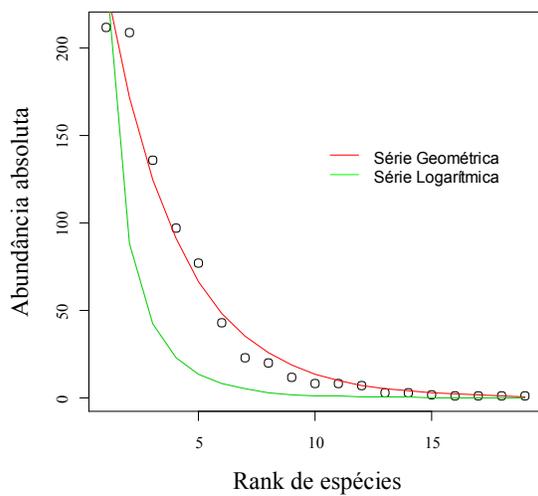
Os modelos lineares das regressões múltiplas evidenciaram que as variáveis ambientais não determinaram a riqueza ($R^2 = 0,43$, $F(2,4) = 1,53$, $p > 0,05$) e nem a abundância de espécies ($R^2 = 0,41$, $F(2,4) = 0,42$, $p > 0,05$) mensuradas em cada local (Tabela 4).

Tabela 4. Coeficientes das variáveis selecionadas para os modelos de regressão linear que determinaram a riqueza e abundância das espécies de peixes ao longo do rio Pitangui-PR, Brasil.

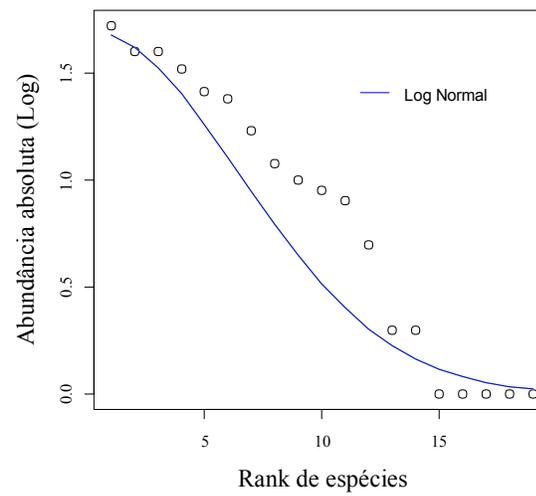
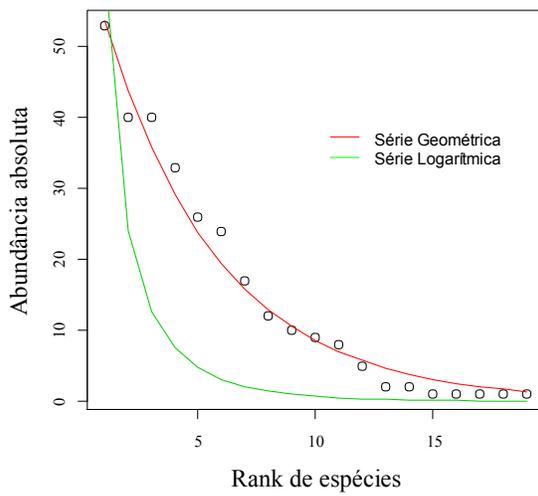
	Coeficiente	Desvio Padrão	t	p
Riqueza				
Intercepto	2,85	0,09	29,70	<0,05
Eixo 1	0,58	0,38	1,51	>0,05
Eixo 2	0,43	0,38	1,14	>0,05
Abundância				
Intercepto	22,68	2,37	9,54	<0,05
Eixo 1	-0,29	0,46	-0,83	>0,05
Eixo 2	0,24	0,46	0,51	>0,05

A distribuição das espécies nos locais 3 e 4 ajustaram-se melhor ao modelo Série Geométrica, distinguido pela ocorrência de um pequeno número de espécies abundantes e grande proporção de espécies raras. Nos demais locais a distribuição das espécies apresentou melhor ajuste ao modelo log-normal, caracterizado pela maior homogeneidade na distribuição de abundância de espécies do que a série geométrica ou série logarítmica (Figura 7, Tabela 5)

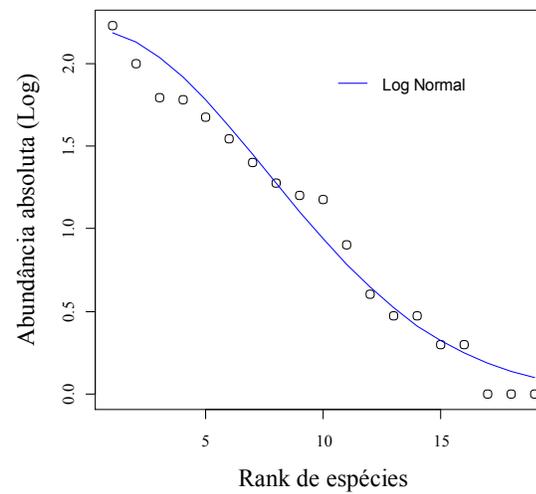
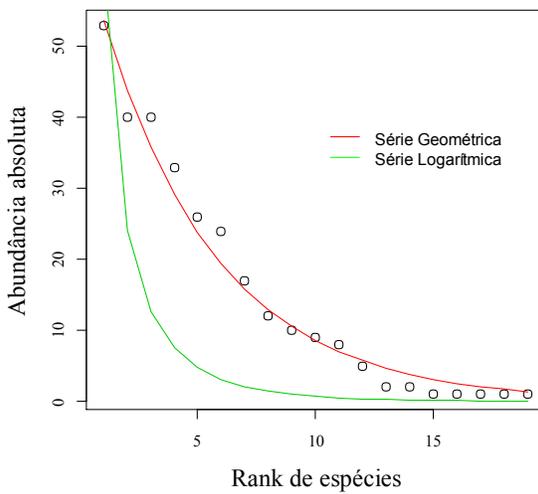
Local 1



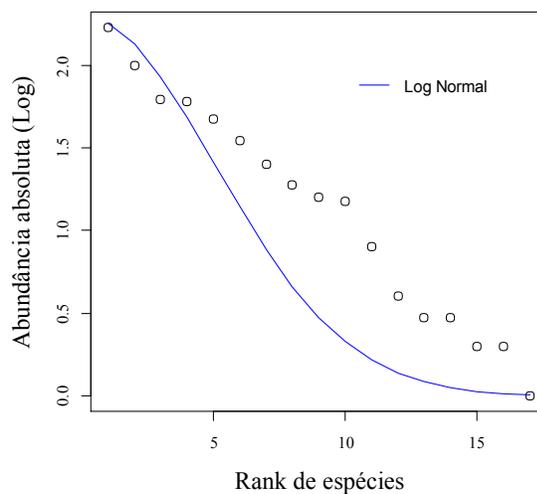
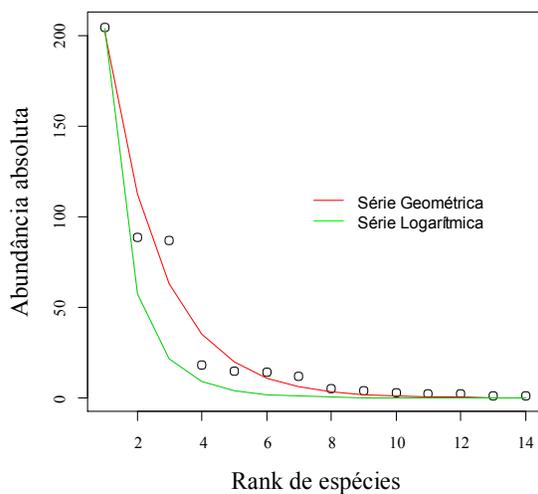
Local 2



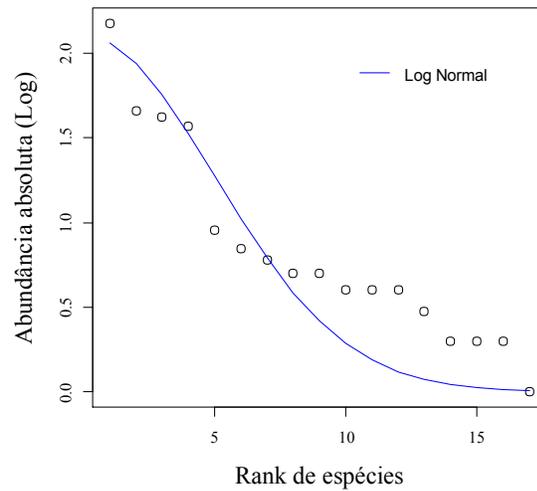
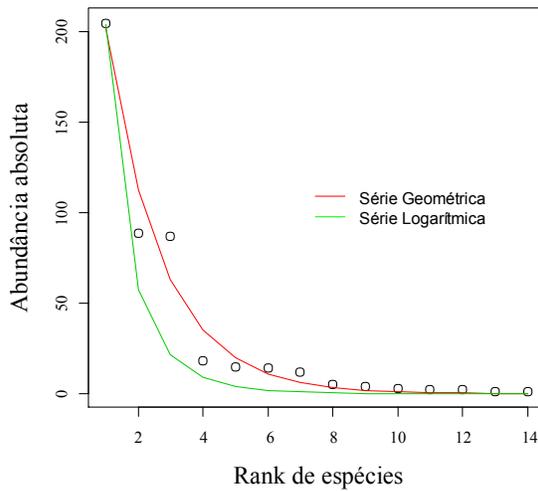
Local 3



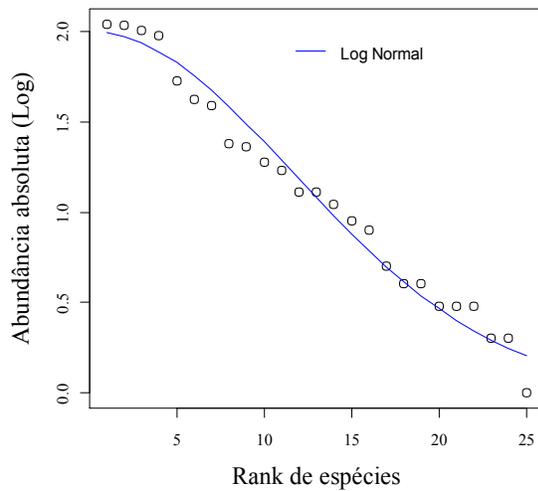
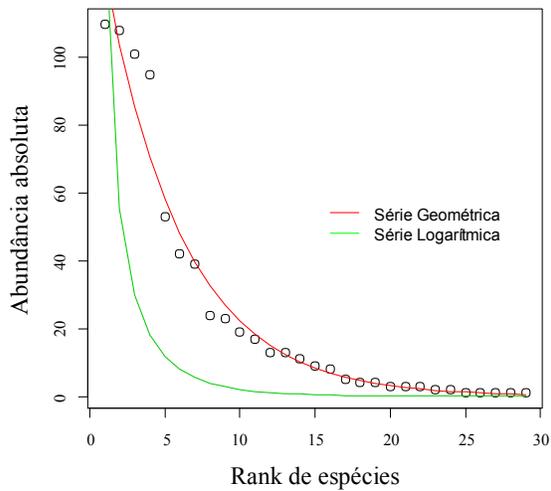
Local 4



Local 5



Local 6



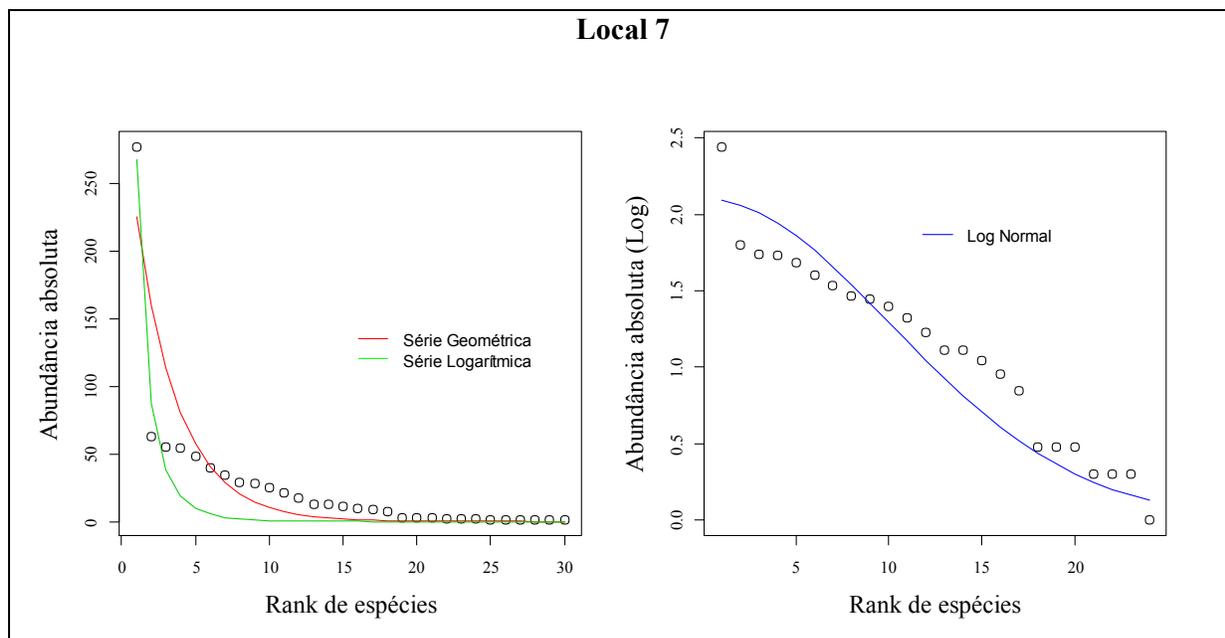


Figura 7. Representação dos modelos de distribuição de abundância da ictiofauna dos locais de amostragem ao longo do rio Pitangui, PR.

Tabela 5. Valores do *Deviance Information Criterion* (DIC). Valores em negrito evidenciam os modelos selecionados. (*) ajuste significativo ($p < 0,05$).

	Série Geométrica	Série Logarítmica	Log normal
Local 1	151,09*	210,72	37,82*
Local 2	89,17*	41,90	20,60*
Local 3	131,98*	205,80	134,29*
Local 4	122,40*	144,28*	142,10
Local 5	179,34*	183,24*	89,10*
Local 6	201,97*	169,90	40,74*
Local 7	288,74	269,00	11,29*

2.4 DISCUSSÃO

Assim como verificado para riachos do rio Paranapanema, PR (CASTRO et al., 2003), e da bacia do rio Grande, SP (CASTRO et al., 2004), do alto rio Paraná (OLIVEIRA; TEJERINAGARRO, 2010), e do rio Tibagi (SHIBATTA et al., 2007), as ordens Characiformes e Siluriformes foram taxonômica e numericamente predominantes, independente do local considerado. Estes resultados seguem o padrão observado para ambientes aquáticos neotropicais (HOFFMAN et al., 2005; SHIBATTA et al., 2007; COUTO; AQUINO, 2011). Ambas as ordens possuem características que favorecem a permanência em ambientes diversificados e instáveis, como é o caso dos ambientes aquáticos. A ordem Characiformes é bastante heterogênea, e portanto, seus

integrantes são capazes de ocupar diferentes habitat, conseguindo até mesmo alterar suas táticas alimentares, e com isso facilitar sua sobrevivência (MAZZONI et al., 2004). Do mesmo modo, os Siluriformes são reconhecidos por sua diversidade e constituem um dos grupos mais abundantes de peixes de água doce, dotado de diversas adaptações comportamentais e morfológicas (FERRARIS, 2007).

A riqueza de espécies ao longo do rio Pitangui variou entre 14 e 29 entre os locais amostrados, valores comparáveis aos de trechos de outros rios da região sul e sudeste. Castro et al. (2003) contabilizaram de 5 a 24 espécies em trechos do rio Paranapanema, e para o alto rio Paraná foram encontradas de 3 a 21 espécies por trecho (CASATTI et al., 2006). Em ambientes lóticos naturais, existem vários fatores determinantes da riqueza de espécies, os mais comumente citados na literatura são a posição longitudinal da amostragem (VANOTTE et al., 1980; MATTHEWS 1998), o tamanho do local (GUIMARÃES et al., 2010), a heterogeneidade ambiental (ZENI; CASATTI, 2014), e a produtividade relacionada ao aporte do material alóctone (MAZZONI; LOBÓN-CERVIÁ, 2000). Associado a isto, interferências antrópicas podem alterar o padrão original de riqueza que o ambiente apresentaria, promovendo simplificação de habitat e da biota (RAHEL, 2010). Em se tratando de posição longitudinal da amostragem, de acordo com o conceito do rio contínuo é esperado um aumento gradual na riqueza de espécies da cabeceira em direção à foz para os riachos tropicais. No entanto, este padrão não foi verificado no rio Pitangui, onde a riqueza de espécies reduziu no trecho médio, correspondente ao local 4.

Alguns estudos tratam das múltiplas variáveis ambientais que influenciam a riqueza e diversidade de espécies. Casatti et al. (2009) investigaram a relação entre simplificação de habitat, medida pela composição do substrato e vegetação marginal e a diversidade da ictiofauna. Os autores observaram maior diversidade de peixes em locais heterogêneos, ou seja, com cobertura vegetal marginal mais ampla e substrato constituído por materiais variados como rochas, seixos e sedimento fino. Em contrapartida, em locais simplificados ou homogêneos, por serem desprovidos de cobertura vegetal marginal e com substrato especialmente rochoso, apresentaram menor diversidade e dominância de apenas uma espécie, *Poecilia reticulata*. Esta homogeneização de habitat pode ser o caso do local 4, que possui menor riqueza e diversidade, embora suas dimensões sejam comparáveis aos locais 1 a 5. Associado a isso, o local 4 também se destaca pela vegetação aquática flutuante em abundância, e pela vegetação marginal permeada por resíduos sólidos. Explosões populacionais de macrófitas são usualmente decorrentes de ações antrópicas, como alterações de habitat (THOMAZ, 2002) e reduzem a riqueza de espécies do local em função da diminuição da produção primária (ESTEVES, 2011). O local 3, que possui as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal, condutividade e alcalinidade, apresentou riqueza de espécies e diversidade comparáveis às dos locais 1 e 2 e maiores que os valores observados no local

4. Para o local 1, que está situado após o represamento do Alagado, e conseqüentemente para o local 2, é esperado menor número de espécies como um efeito negativo usualmente observado a jusante (AGOSTINHO et al., 2007).

Do mesmo modo, apesar dos locais 6 e 7 não serem definidos como de melhor qualidade em função dos parâmetros de qualidade da água, apresentaram as maiores riquezas e diversidades de espécies. Esses locais foram ordenados pela maior largura do canal, turbidez, concentração de nitrato e fósforo total em relação aos demais locais. Além disso, nesses locais o substrato é heterogêneo, com muitos seixos, cavas e poços, e vegetação marginal parcialmente composta, portanto, com variedade de microhabitat. Fausch et al. (2010), comenta que níveis moderados de degradação ambiental podem funcionar como distúrbios intermediários, e até mesmo ampliar a riqueza de espécies de um ambiente. Todavia, somente a riqueza de espécies parece não ser um bom discriminante dos graus de impacto no ambiente, pois os locais 1, 2, 3 e 5 apresentaram valores aproximados deste atributo, mesmo apresentando contrastes de intensidade de interferência antrópica.

Assim como observado para a riqueza de espécies, as variáveis explicativas de abundância foram relacionadas às características físicas e, em parte, também à qualidade da água dos locais. Casatti et al. (2006) não encontraram correlação entre abundância e habitat, mas notaram que algumas espécies tem sua distribuição ótima coincidente com o grau de conservação do habitat. Para trechos poluídos do rio Meia Ponte, alto rio Paraná, foi constatada elevada abundância da ictiofauna, apesar do alto grau de impacto antrópico neste local (OLIVEIRA; TEJERINA-GARRO, 2010). Os autores argumentam que o aumento da concentração de nutrientes decorrente, por exemplo, do aporte de efluentes domésticos e industriais, favorece a abundância de algumas espécies oportunistas, as quais se tornam dominantes.

A análise de Cluster agrupou os locais 1, 2 e 3, assim como 5, 6 e 7, de acordo com a similaridade taxonômica, indicando que a semelhança nas características físicas e a proximidade, que permite o fluxo de indivíduos, definiram a composição de espécies destes locais. Já para o local 4 não foi possível fazer esta inferência, considerando que este trecho apresentou a maior dissimilaridade em relação aos demais. A partir da análise do *whitaker plot* é possível observar que, independente do local, poucas espécies são abundantes e que a maioria da comunidade *Hypostomus strigaticeps*, *G. inaequilabiatus* e *R. quelen*, coletadas em todos os locais têm em comum a capacidade de tolerância a baixas concentrações de oxigênio (e.g. ROCHA et al., 2009; CASCIOTTA et al., 2013; CRUZ et al., 2013). *Rhamdia quelen* é citada como uma espécie de dieta flexível, que consome peixes, invertebrados aquáticos ou detrito (CASATTI, 2002; GOMIERO et al., 2007; ROCHA et al., 2009), e pode ser capturada em locais com diferentes velocidades de água (CRUZ et al., 2013).

No local 1, *B. iheringii* e *O. paranensis* destacaram-se pela abundância. Tais espécies são reconhecidas pelo hábito omnívoro e preferência por águas com velocidades baixas (CRUZ et al., 2013), característica observada neste local. *Oligosarcus paranensis*, *G. brasiliensis* e *R. quelen* foram abundantes no local 2. Assim como observado para *O. paranensis* e *R. quelen*, *G. brasiliensis* apresenta comportamento oportunista (SHIBATTA et al., 2008). *Corydoras erhardti* teve sua abundância destacada para o local 3, e Marques da Silva et al. (2013) relacionaram sua captura a ambientes com alta condutividade. *Trichomycterus diabolos* foi capturada apenas no local 4, onde predominou. Este resultado contradiz o encontrado por Casatti (2004), que relaciona a presença desta espécie a ambientes de corredeira com substrato rochoso e comenta sua intolerância a locais assoreados. Portanto, esta espécie assim como sua congênera, *Trichomycterus* sp., que apresentou abundância expressiva no local 4, mostraram resistência a altos níveis de poluição. Este resultado também contrasta o descrito por Oliveira e Bennemann (2005), que associam espécies deste gênero a ambientes pouco degradados. *Astyanax fasciatus*, a espécie mais abundante dos locais 5, 6 e 7, foi classificada por Cruz et al. (2013) como intolerante a baixas concentrações de oxigênio. Essa espécie ainda é citada como omnívora e oportunista (BRANDÃO-GONÇALVES et al., 2010).

Os locais 6 e 7 tiveram o maior número de espécies raras. A relação entre a quantidade de espécies raras e o estado de conservação de um ambiente aquático parece ser contraditória na literatura. Por um lado, as espécies raras podem ser consideradas como indicadores de bom estado de conservação, uma vez que são extremamente sensíveis a mudanças nas condições ambientais (FLORES et al., 2009). Por outro lado, é esperado que a distribuição de espécies seja acentuadamente desigual em ambientes alterados, isto é, que grande parte da comunidade seja constituída por espécies raras e que poucas espécies sejam dominantes (DEWDNEY, 2003). Nesse sentido, a distribuição de abundância distinguiu os locais 3 e 4 como mais impactados, considerando que o modelo de Série Geométrica foi definido como mais adequado aos dados em razão do melhor ajuste. Este modelo de abundância é esperado em uma comunidade muito simples, de poucas espécies, em que estas chegam a um ambiente altamente restritivo, mas não saturado ecologicamente, em intervalos constantes de tempo e competiriam de modo fortemente hierarquizado sob a influência de um fator predominante (MARTINS; SANTOS, 1999). Seguindo este contexto, teoricamente locais cuja distribuição de abundância se ajusta ao modelo geométrico podem ser considerados perturbados (HILL; HAMER, 1998; MAY et al., 2007). Os demais locais foram melhor ajustados ao modelo Log-Normal, um modelo satisfatório para a maioria das comunidades, indicando maior equabilidade nestes locais (MAGURRAN, 2004). Essa maior equabilidade na abundância, predita pelo modelo Log-normal, geralmente é encontrada quando muitos fatores governam a ecologia de uma comunidade (MAGURRAN, 1988). Qu et al. (2008) observaram para uma comunidade de macroinvertebrados o ajuste do modelo Log-normal para

locais poluídos e não poluídos, enquanto que para locais severamente poluídos o melhor ajuste foi obtido para o modelo de série geométrica. A alteração da distribuição Log-normal para a série geométrica foi observada para comunidades bênticas marinhas após modificações ambientais impostas por poluição (GRAY et al., 1981).

Em síntese, os resultados apresentados neste estudo, a despeito de todas as análises possíveis realizadas, não mostraram, na íntegra, o padrão esperado. Assim, deve-se levar em conta que a fisiografia de cada local exerceu forte influência sobre a estrutura quantitativa da ictiofauna ao longo do rio, sendo encontrada maior riqueza e diversidade de espécies nos locais de maior complexidade estrutural (6 e 7). Já, a alteração da qualidade ambiental imposta pela interferência antrópica foi fator determinante para a composição e abundância das espécies residentes em cada local amostrado. Portanto, deve-se levar em conta que, além destas características, os requerimentos ecológicos de cada espécie parece ser o que melhor define os padrões estruturais da ictiofauna desse ambiente.

REFERÊNCIAS

ADAMS, S.M.; RYON, M.G.; SMITH, J.G. 2005. Recovery in diversity of fish and invertebrate communities following remediation of a polluted stream: investigating causal relationships. *Hydrobiologia*, v. 542, n. 1, p. 1573-5117.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19 ed. Washington: APHA, 700p.

ARAÚJO, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 58, n. 4, p. 547-558.

BURGER, J. 2007. A framework for analysis of contamination on human and ecological receptors at DOE hazardous waste site buffer lands. *Conservation Biology*, v. 17, n. 2, p. 71-96.

CONAMA. 2006. *Livro das Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*. 11 ed. Brasília: MMA, 808p.

CUNICO, A.M.; AGOSTINHO, A.A.; LATINI, J.D. 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, n. 4, p. 1101-1110.

GEALH, A.M.; MELO, M.S.; MORO, R.S. 2010. *Pitangui, rio de contrastes, seus lugares, seus peixes, sua gente*. Ponta Grossa: UEPG, 199p.

KARR, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, v. 6, n. 6, p. 21-27.

LEE, T.R. 2000. Urban water management for better urban life in Latin America. *Urban Water*, v. 2, p. 71-78.

MAACK, R. 1981. *Geografia física do Estado do Paraná*. Curitiba: BDT/UFPR/IBPT, 350p.

MORAES, L.A.F.; SOUZA-FILHO, E.E. 2000. Indicadores ambientais e desenvolvimento sustentado. *Acta Scientiarum*, v. 22, n. 5, p. 1405-1412.

OLIVEIRA, D.C.; BENNEMANN, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 5, n.1, p. 97-105.

TROPPEMAIR, H. 1990. Perfil fitoecológico do Estado do Paraná. *Boletim de Geografia*, v. 8, n. 1, p. 67-80.

VIEIRA, D.B.; SHIBATTA, O.A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 7, n. 1, p. 57-66.

VON SPERLING, M. 1996. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 243p.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. 2007. *Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil*. Maringá: EDUEM, 502p.

BEGON, M.; TOWNSEND C.R.; HARPER J.L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems*. 4 ed. Malden: Blackwell, 738p.

BELLIARD, J.; THOMAS, R.B.D.; MONNIER, D. 1999. Fish communities and river alteration in the Seine basin and nearby coastal streams. *Hydrobiologia*, v. 2, p. 155-166.

BRANDÃO-GONÇALVES, L.; OLIVEIRA, S.A.; LIMA-JUNIOR, S.E. 2010. Hábitos alimentares da ictiofauna do córrego Franco, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 2, p. 21-30.

BRUSCHI J.R, W.; MALABARBA, L.R.; SILVA, J.F.P. 2000. Avaliação da qualidade ambiental dos riachos através das taxocenose de peixes. In: Centro de Ecologia/ UFRGS. *Carvão e o Meio Ambiente*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, p. 803-809.

CASCIOTTA, J.; ALMIRO, A.; SANCHEZ, S.; IWASZKIW, J.; BRUNO, M.C. 2013. The genus *Gymnotus* (Gymnotiformes: Gymnotidae) in Argentina. How bad taxonomy results in poor regulations and no conservation. *Journal of Applied Ichthyology*, v. 29, n.1, p. 208–212.

CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do parque estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 2, n. 2, p. 1-14.

CASATTI, L. 2004. Ichthyofauna of two streams (silted and reference) in the Upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 64, n. 4, p. 757-765.

CASATTI, L.; LANGEANI, F.; SILVA, A.M.; CASTRO, R.M.C. 2006. Stream fish, water and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n. 2, p. 681-696.

CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, v. 632, n.1, p. 173-189.

CASTRO, R.M.C., CASATTI, L., SANTOS, H.F., FERREIRA, K.M., RIBEIRO, A.C., BENINE, R.C., DARDIS, G.Z.P., MELO, A.L.A., ABREU, T.X., BOCKMANN, F.A., CARVALHO, M., GIBRAN, F.Z.; LIMA, F.C.T. 2003. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos do rio Paranapanema, sudeste e sul do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 3, n. 1, p. 1-31.

CASTRO, R.M.C.; CASATTI, L.; SANTOS, H.F.; MELO, A.L. A.; MARTINS, L. S. F.; FERREIRA, K. M.; GIBRAN, F. Z.; BENINE, R. C.; CARVALHO, M.; RIBEIRO, A. C.; ABREU, T. X.; BOCKMANN, F. A.; PELIÇÃO, G. Z.; STOPIGLIA, R.; LANGEANI, F. 2004. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no Estado de São Paulo, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 4, n. 1, p. 1-39.

COUTO, T.B.A.; AQUINO, P.D.P.U. 2011. Structure and integrity of fish assemblages in streams associated to conservation units in Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 9, n.2, p. 445-454.

CRUZ, B.B.; MIRANDA, L.E.; CETRA, M. 2013. Links between riparian landcover, instream environment and fish assemblages in headwater streams of south-eastern Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*. v. 22, n.1, p. 607-616.

DEWDNEY, A.K. 2003. The stochastic community and the logistic J-distribution. *Acta Oecologica* v. 24, n.1, p. 221-229.

ESTEVEES, F.A. 2011. *Fundamentos de Limnologia*. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 826p.

FAUSCH, K.D. 2010. Preface: a renaissance in stream fish ecology. *American Fisheries Society Symposium*, v. 73, n. 1, p. 199-206.

FERRARIS-JR, C.J. 2007. Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa*, v. 1418, n.1, p. 1-628.

FLORES, S.; ARAYA, P.R.; HIRT, L.M. 2009. Fish diversity and community structure in a tributary stream of the Parana River. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v.21, n.1, p. 57-66.

GOMIERO, L.M.; SOUZA, U.P.; BRAGA, F.M.S. 2007. Reprodução e alimentação de *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824) em rios do Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, São Paulo, SP. *Biota Neotropica*. v.7, n.3, p.1-7.

GOTELLI, N.J.; COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, v. 4, n.1, p. 379-391.

GRAY, J.S. 1981. Detecting pollution induced changes in communities using the log-normal distribution of individuals among species. *Marine Pollution Bulletin*, v. 25, n.1, p. 48-50.

GUIMARÃES, A.T.B; MENEZES, M.S.; PERET, A.C. 2010. Ichthyofauna composition related to physiography in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 10, n.2, p. 57-65.

HARRISON, S.; ROSS, S.J; LAWTON, J.H. 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology*, v. 61, n.2, p. 151-158.

HILL, J.K; HAMER, K.C. 1998. Using species abundance models as indicators of habitat

disturbance in tropical forests. *Journal of Applied Ecology*, v. 3, n.1, p. 458–460.

HOFFMANN, A.C.; ORSI, M.L.; SHIBATTA, O.A. 2005. Diversidade de peixes do reservatório da UHE Escola Engenharia Mackenzie (Cativara), rio Paranapanema, bacia do alto rio Paraná, Brasil, e a importância dos grandes tributários na sua manutenção. *Iheringia, Série. Zoologia*, v. 95, n. 1, p. 319-325.

JACKSON C.R.; PERRY F.C.; RODEN E.E. 2001. - Successional changes in bacterial assemblage structure during epilithic biofilm development. *Ecology*, v. 82, n.1, p. 555-566.

KREBS, C.J. 1989. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 3 ed. New York: Harper Collins Publishers, 695p.

LASNE, E., BERGEROT, B., LEK, S.; P. LAFFAILLE. 2007. Fish zonation and indicator species for the evaluation of the ecological status of rivers: example of the Loire basin (France). *River Research and Applications*, v. 23, p. 877–890.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. 1998. *Numerical ecology*. Amsterdam: Elsevier, 853p.

MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University, 192p.

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

MAZZONI, R.; LOBÓN-CERVIÁ, J. 2000. Longitudinal structure, density and production rates of a Neotropical stream fish assemblage: the river Ubatiba in the Serra do Mar (South-East Brazil). *Ecography*, v. 23, n.1, p. 588-602.

MAZZONI, R.; SCHUBART, S.A.; IGLESIAS-RIOS, R. 2004. Longitudinal segregation of *Astyanax janeiroensis* in river Ubatiba: a Neotropical stream of south-east Brazil. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 13, n.1, p. 231–234.

MARQUES DA SILVA, J.F.; RAIÓ, C.B.; BERNARDINO, D.F.S.; BENNEMANN, S.T. Longitudinal patterns of fish assemblages in mountain streams from tropical forest biome. *Biota Neotropica*, v. 13, n. 3, p. 64-72.

MARTINS, F.R.; SANTOS, F.A.M. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. *Holos Environment*, v. 1, n.1, p. 236-267, 1999.

MATTHEWS, W.J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Norwell: Chapman & Hall, 756p.

MAY, R.M.; CRAWLEY, M.J.; SUGIHARA, G. 2007. Communities: patterns. In: *Theoretical ecology: principles and applications*. MAY R.M.; MCLEAN A.R. (eds). UK: Oxford University Press, p. 111-131.

MELO, A.S. 2008. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, v. 8, n. 2, p. 21-27.

NOBLE, R.A.A., COWX, I.G., GOFFAUX, D, KESTEMONT, P. 2007. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities standardizing species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*, v. 14, n.1, p. 381-392.

- OLIVEIRA, D.C.; BENNEMANN, S.T. 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 5, n. 1, p. 96-107.
- OLIVEIRA, M.P.; TEJERINA-GARRO, F.G. 2010. Distribuição e estrutura das assembleias de peixes em um rio sob influência antropogênica, localizado no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 36, n. 3, p. 185-195.
- PIELOU, E.C. 1975. *Ecological diversity*. New York: John Wiley & Sons. 165p.
- QU, X.D.; SONG, M.Y.; PARK, Y.S.; OH, Y.N.; CHON, T.S. 2008. Species abundance patterns of benthic macroinvertebrate communities in polluted streams. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, v. 44, n. 2, p. 119-133.
- RAHEL, F.J. 2010. Homogenization, differentiation, and the widespread alteration of fish faunas. *American Fisheries Society Symposium*, v.73, n. 1, p.311-326.
- ROCHA, F.C.; CASATTI, L.; PEREIRA, D.C. 2009. Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil: evidence of low seasonal influences. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 21, n.1, p. 123-134.
- ROSSI, R. 2011. *Introdução aos métodos Bayesianos na análise de dados zootécnicos com uso do WinBUGS e R*. Maringá: Eduem, 191p.
- SHIBATTA, O.A.; ORSI, M.L.; BENNEMANN, S.T. 2006. Os peixes do parque estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN, J.M. (org). *Ecologia do Parque Estadual Mata do Godoy*. Londrina: Itedes, p. 156-167.
- SHIBATTA, O.A., GEALH, A.M.; BENNEMANN, S.T. 2007. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 7, n.2, p. 125-134.
- SHIBATTA, O.A., BENNEMANN, S.T., MORI, H.; SILVA, D.F. 2008. Riqueza biológica e ecológica dos peixes do Ribeirão Varanal. In: BENNEMANN, S.T.; SHIBATTA, O.A.; VIEIRA, A.O.S. (orgs). *A flora e a fauna do Ribeirão Varanal: um estudo da biodiversidade no Paraná*. Londrina: EDUEL, p.77-98.
- SPIEGELHALTER, D.J.A.; BEST, N.G.; CARLIN, B.P.; VAN DER LINDE, A. 2002. “Bayesian measures of complexity and fit.” *Journal of the Royal Statistical Society*, v. 64, n.2, p. 583-639.
- SPIEGELHALTER, D.J.A.; THOMAS, N. G. BEST; GILKS, W.R. 2003. *WinBugs: Bayesian inference using Gibbs version 1.4*. Cambridge: MRC Biostatistics Unit, Institute of Public Health. 200p.
- STATSOFT, INC. *Statistica* (data analysis software system). Versão 7.1. (www.statsoft.com).
- THOMAZ. S.M. 2002. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, v. 20, p. 21-33.
- UIEDA, V.S.; MOTTA, R.L. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 19, p.15-30.

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*, v. 37 p. 130-137.

VIEIRA, D.B., SHIBATTA, O.A. 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, v. 7, n.2, p. 57-66.

WALSH, C.J.; ROY, A.H.; FEMINELLA, J.W.; COTTINGHAM, P.D.; GROFFMAN, P.M.; MORGAN, R.P. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, v. 24, n.1, p. 706–723.

WINEMILLER, K.; AGOSTINHO, A.A.; CARAMASCHI, E.P. 2008. Fish ecology in tropical stream. In: DUDGEON, D. (org.). *Tropical Stream Ecology*. California: Academic Press, 370p.

ZAR, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. 3 ed. London: Prentice- Hall International, 662p.

ZENI, J.O.; CASATTI, L. 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, v. 726, n. 1, p. 259–270.

3 VARIAÇÕES ESPACIAIS NA ESTRUTURA TRÓFICA DAS ASSEMBLÉIAS ICTÍICAS DO RIO PITANGUI - PR

RESUMO

Contrastou-se a estrutura trófica da ictiofauna de trechos com diferentes graus de conservação, com base na dieta, abundância e biomassa dos grupos tróficos. Os peixes foram coletados em sete locais ao longo do rio Pitangui-PR, durante abril de 2007 a março de 2008. Os locais 1 e 2 foram considerados trechos mais preservados, e os demais locais (3 ao 7) como trechos mais impactados. A análise de conteúdos estomacais de 28 espécies permitiu organizar a ictiofauna em 11 grupos tróficos. Insetos aquáticos foi o recurso mais explorado pelos peixes o que definiu a expressiva presença de espécies bentívoras. Os locais 6 e 7 apresentaram o maior número de grupos tróficos. As espécies piscívoras compuseram a ictiofauna de todos os locais, exceto do local 5. Embora não tenha sido observada diferença significativa nas médias de amplitude de nicho trófico das espécies entre os locais, houve uma tendência de menores valores de amplitude para os locais 3 e 4 ($Bi < 0,40$) e maiores para os locais 1, 2 e 5 ($0,40 < Bi < 0,60$). O grupo trófico formado pelas espécies bentívoras esteve ausente apenas nos locais 5 e 6, e foi representativo em abundância e biomassa nos locais 3 e 4. As espécies omnívoras foram observadas nos locais 1, 5 e 6, sendo que nestes locais destacaram-se em número de indivíduos. Desse modo, não foi constatada associação significativa entre o grau de generalismo e o estado de preservação de cada trecho. No entanto, houve uma tendência ao

consumo de insetos aquáticos nos locais mais impactados. Assim, a representatividade em biomassa e abundância das espécies bentívoras parece ser um indício de impacto antrópico.

Palavras-chave: Ecologia de riacho, abundância, biomassa, amplitude de nicho trófico, dieta da ictiofauna.

ABSTRACT

Aiming to distinguish the trophic structure of the fish fauna between stretches with different degrees of conservation, based on diet, abundance and biomass of trophic groups, fish were sampled in seven sections of the Pitangui River, Paraná State, from April 2007 to March 2008. Sites 1 and 2 were classified as the most preserved, and the other sites (3 to 7) were the most impacted. The analysis of stomach content of 28 species divided the fish fauna into 11 trophic groups. Aquatic insects were the most exploited resource, indicating a considerable representativeness of benthivorous species. Sites 6 and 7 showed the highest number of trophic groups. Piscivorous species were present in all sites, except for site 5. Non-significant trends for lower mean values of trophic niche breadth were detected for sites 3 and 4 ($Bi < 0.40$) and for higher values for sites 1, 2 and 5 ($0.40 < Bi < 0.60$). Benthivorous species were absent at sites 5 and 6, but had important abundance and biomass at sites 3 and 4. Higher abundances of omnivorous species were found at sites 1, 5 and 6. Thereby, no significant association was verified between the generalism degree and preservation status of each stretch, but a trend for higher consumption of aquatic insects in the most impacted sites. Accordingly, the representativeness of benthivorous species, as for their biomass and abundance, appears to be an evidence of human impact.

Keywords: Stream ecology, abundance, biomass, trophic niche breath, ichthyofauna feeding.

3.1 INTRODUÇÃO

Análises das relações alimentares entre as espécies constituem uma das áreas mais importantes em pesquisa sobre estrutura de comunidades. Entender como os organismos utilizam os recursos pode subsidiar a identificação de fatores que afetam a distribuição e abundância dos peixes (DEUS; PETRERE, 2003). De acordo com Goldstein e Meador (2005), as características funcionais de duas assembleias de peixes tendem a ser similares se sujeitas às mesmas condições ambientais, porém, ao serem expostas a diferentes condições do meio podem diferir, sendo essa diferença

correlacionada à magnitude das alterações ambientais. Apesar da maioria dos estudos que utilizam a ictiofauna, como indicativa de qualidade ambiental, ser fundamentada nessa reestruturação das assembleias conforme as condições do habitat, o conhecimento da dieta dos peixes constitui uma abordagem consistente sobre os processos interativos dentro das comunidades aquáticas e destas com o ambiente (FLORES-LOPES, 2010).

Os peixes, de modo geral, são bons amostradores do ambiente, uma vez que sua biologia alimentar pode ser influenciada por questões ambientais (GERKING, 1994; WOOTON, 1999; ABELHA; GOULART, 2001). Além disso, a posição dos peixes no topo da cadeia alimentar em relação a outros indicadores de qualidade de água, como diatomáceas e invertebrados, favorece uma visão integrada do ambiente aquático (ARAÚJO, 1998).

Com relação às alterações na estrutura trófica, alguns estudos mostram que em corpos de água com pouca ou nenhuma interferência antrópica, ocorre um incremento no número de grupos tróficos da cabeceira para a foz (UIEDA; MOTTA, 2007), bem como variações específicas ao longo do gradiente (OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005). Por outro lado, a redução de espécies nativas mais exigentes, a permanência de poucas espécies com alto grau de tolerância a má qualidade da água e o oportunismo trófico tem sido observadas em riachos impactados (CENEVIVA-BASTOS; LOBÓN-CERVIÁ, 2007; FELIPE; SÚAREZ, 2010; OLIVEIRA; TEJERINA-GARRO, 2010; ESTEVES; ALEXANDRE, 2011).

O objetivo deste estudo foi avaliar se a dieta e a estrutura trófica da ictiofauna podem servir como indicativos da qualidade ambiental do rio Pitangui, considerando-se como fator principal a espacialidade (trechos preservados x trechos impactados). Pressupondo que os peixes são bons amostradores do ambiente, pretendeu-se defender as seguintes hipóteses para o rio Pitangui: i) Existe uma relação direta entre o grau de generalismo trófico da ictiofauna e o estado de preservação dos locais de coleta, ou seja, quanto mais degradado o ambiente maior o número de espécies generalistas; ii) A estrutura trófica em termos de abundância e biomassa dos grupos tróficos é mais simplificada em trechos mais degradados em comparação com aqueles mais preservados.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Análise dos dados

Os locais que possuem características fisiográficas e parâmetros de qualidade da água similares foram avaliados como réplicas. Assim, os locais 1 e 2 foram analisados como trechos mais preservados, e os demais locais (3 ao 7) como trechos mais impactados.

3.2.1.1 Dieta

Para avaliar quantitativamente a dieta das espécies, foi utilizado o método volumétrico, através do qual se estima o volume de cada item alimentar, obtendo-se a porcentagem em relação ao volume total de todos os conteúdos estomacais para cada espécie. O volume foi obtido de duas maneiras: pelo deslocamento da coluna de água, utilizando-se uma bateria de provetas graduadas, quando os itens alimentares apresentarem volume superior a 0,1 ml e através de placa milimetrada, onde o volume é obtido em mm³ e posteriormente transformado em ml, quando o volume for inferior a 0,1 ml (HELLAWEL; ABEL, 1971).

Os itens alimentares foram agrupados em táxons superiores, a fim de facilitar a interpretação dos grupos tróficos em nível interespecífico (POUILLY et al., 2006). Desse modo, foram considerados os seguintes recursos alimentares: **insetos terrestres** (Diptera, Coleoptera, Ephemeroptera, Hymenoptera, Hemiptera, Orthoptera, Homoptera, Lepdoptera, Isoptera, Trichoptera e restos), **insetos aquáticos** (Chironomidae, Trichoptera e Diptera) **crustáceos** (Decapoda, caranguejo do gênero *Aegla* sp.); **microcrustáceos** (Cladocera, Copepoda, Ostracoda e Conchostraca), **outros invertebrados** (Nematoda, Oligochaeta, Hirudinea, Gastropoda, Bivalvia, Araneae e Acarina), **peixes** (Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Cyprinodontiformes e restos), **escamas** (encontradas individualmente, sem vestígios de restos de peixes), Algas (diatomácea, clorofícea, rodofícea); **vegetais** (folhas, frutos/sementes e vegetais inferiores) e **detrito/sedimento** (detrito orgânico em diferentes graus de decomposição e matéria inorgânica como areia, lodo)

De posse desses dados, o espectro alimentar das espécies foi comparado gerando agrupamentos tróficos. Essa análise baseia-se em uma análise de cluster (usando o algoritmo UPGMA- Unweight Pair-Group Method Average) sobre uma matriz de distância Euclidiana, utilizando o percentual de volume dos itens agrupados *versus* as espécies em questão. O intervalo de similaridade na dieta, considerado para definir o grupo trófico, foi determinado a partir da análise da matriz de dieta.

Com o objetivo de demonstrar o nível relativo de especialização na dieta das espécies em cada local, foi estimada a amplitude de nicho trófico usando o Índice de Levins padronizado por Hurlbert (1978), que varia de 0, quando uma espécie consumiu somente um tipo de categoria alimentar a 1, quando uma espécie consumiu de forma similar itens alimentares diversos. É dado pela equação:

$$B_i = \frac{[(\sum P_{ij}^2)^{-1} - 1]}{n - 1}$$

Onde, B_i = amplitude do nicho trófico padronizada; P_{ij} = proporção da categoria alimentar j na dieta da espécie i ; n = número total de categorias alimentares.

Após testar a normalidade (Shapiro – Wilk) e homogeneidade das variâncias (Levene), as médias de amplitude de nicho trófico padronizada foram comparadas através de uma análise de variância (ANOVA - unifatorial) utilizando os locais como fator.

Para demonstrar o nível de especialização alimentar relativo das espécies foi realizada uma média aritmética dos valores de amplitude de nicho das espécies componentes, de acordo com o local de amostragem.

3.2.1.2 Estrutura trófica

A estrutura trófica da ictiofauna foi inferida a partir da proporção na abundância e biomassa relativas, entre os grupos tróficos. A variabilidade espacial (sete locais amostrados) dos grupos tróficos foi testada através da Análise de Variância – unifatorial, utilizando os locais como fator. Os pressupostos de normalidade e homocedasticidade foram avaliados pelos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente.

Para essas análises foi utilizado o software Statistica versão 7.1 (STATSOFT, INC., 2005).

3.3 RESULTADOS

Insetos aquáticos constituíram o recurso mais consumido pela maioria das espécies, com exceção dos locais 6 e 7, onde os recursos foram variados, com destaque para vegetais no local 7 (Tabela 1).

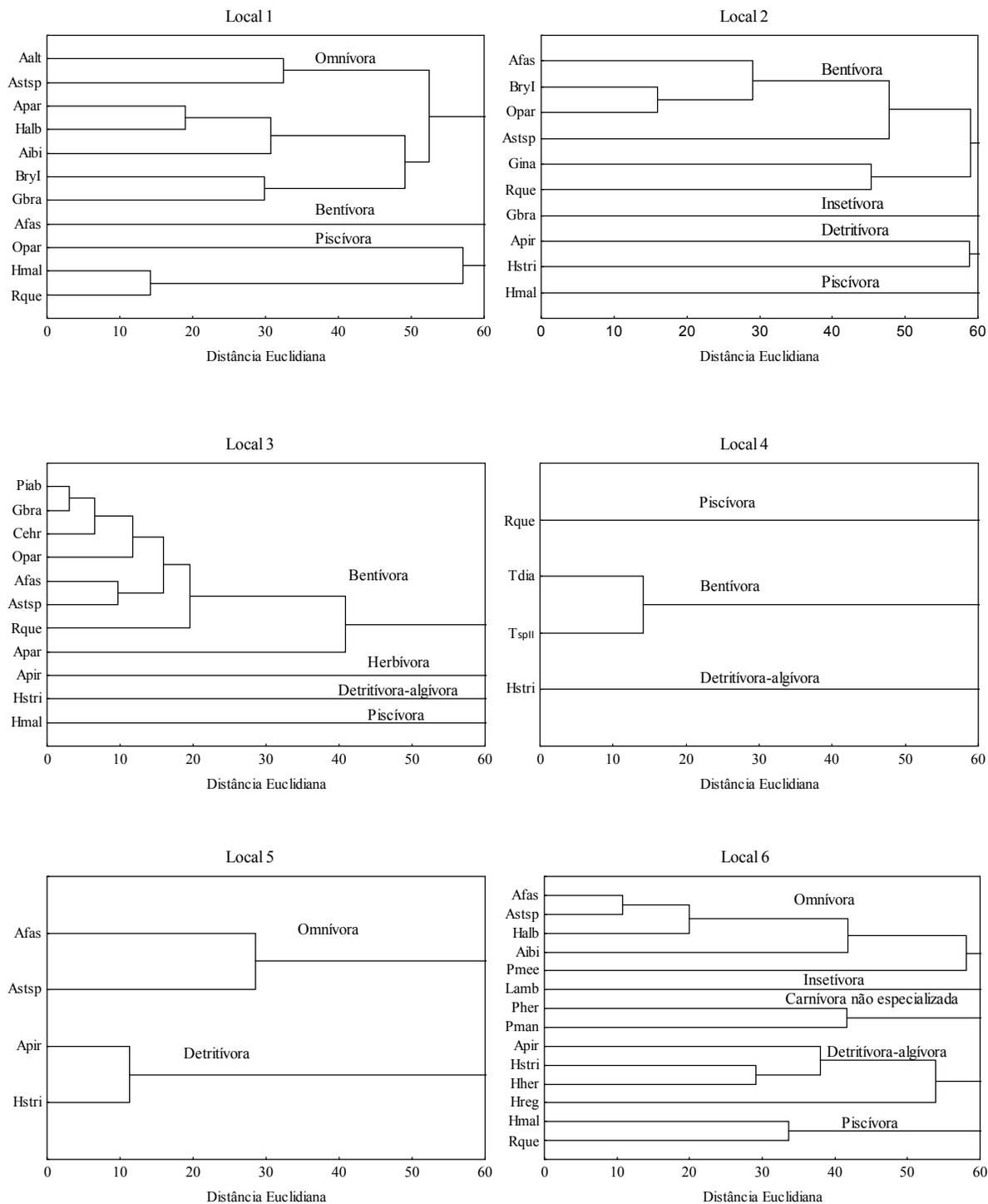
Tabela 2. Frequência relativa (% volume) dos itens alimentares consumidos pela ictiofauna nos diferentes locais de coleta no rio Pitangui, PR, Brasil e Índice padronizado de Amplitude de Nicho (*Ba*) para o período de abril de 2008 à março de 2009. N = número de indivíduos com conteúdo estomacal analisados, Cp = Comprimento padrão (cm), DS = Detrito/sedimento, AL = Algas, VG = Vegetais, IA = Insetos aquáticos, IT = Insetos terrestres, MC = Microcrustáceos, CR = Crustáceos, OI = Outros invertebrados, ES = Escamas, PE = Peixes. * Os valores em negrito evidenciam o alimento mais consumido por cada espécie.

Espécie	Abrev	Local	N	Cp (cm)	DS	AL	VG	IA	IT	MC	CR	OI	ES	PE	<i>Ba</i>
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	Aibi	L1	10	15,5-11,8	29,95	7,43	29,7	32,92							0,808
<i>Astyanax aff. paranae</i>	Apar	L1	48	15,3-8,9	25,52	26,87	28,12	10,36	8,54	0,47			0,13		0,544
<i>Astyanax alti paranae</i>	Aalt	L1	6	12,8-10,3		3,34	23,8	58,14	14,55				0,17		0,349
<i>Astyanax fasciatus</i>	Afas	L1	7	14,3-8,1			1,77	96,9					1,33		0,032
<i>Astyanax sp.</i>	Astsp	L1	14	15,4-8,9	0,58	0,12	44,67	34,13	20,5						0,448
<i>Bryconamericus aff. iheringii</i>	Bryl	L1	91	11,3-7,2	27,69	10,87	2,6	57,53	0,17	0,37		0,71	0,06		0,197
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Gbra	L1	43	22,5-6,3	31,92		0,5	37,18		6,48		16,14	7,78		0,523
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hmal	L1	2	16,7										100	0
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	Halb	L1	5	28,8-19,5	39,72	19,7	33,28	7,3							0,732
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Opar	L1	85	18,5-8,1	1,62		0,01	37,52	10,5	0,65				49,71	0,3
<i>Rhamdia quelen</i>	Rque	L1	38	42,7-13,4	1,42		3,75	5,69	0,58			0,96		87,61	0,058
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Apir	L2	16	14,6-8,5	57,56	4,8	1,29	36,35							0,382
<i>Astyanax fasciatus</i>	Afas	L2	19	15-9,6		0,03	13,69	57,56	27,12			1,6			0,339
<i>Astyanax sp.</i>	Astsp	L2	8	14,4-13,1			28,87	44,21	26,92						0,985
<i>Bryconamericus aff. Iheringii</i>	Bryl	L2	10	9,0-8,0	1,44		7,66	80,18	10			0,72			0,129
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Gbra	L2	18	21,3-12,4	1,91			15,54	81,12			1,35	0,08		0,116
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Gina	L2	6	36,0-28,3	2,6		11,01	45,98	0,03		3,91	0,03		36,45	0,298
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hmal	L2	2	39										100	0
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	Hstri	L2	5	36,7-20,3	49,58	50,42									0,999
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Opar	L2	33	15,4-9,1			0,14	74,64	12,62					12,6	0,232
<i>Rhamdia quelen</i>	Rque	L2	18	35,2-12,2	0,53		5,34	14,44	29,9			2,8		46,98	0,397
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Apir	L3	25	13,9-9,5	3,57	30,68	53,35	12,41							0,509
<i>Astyanax aff. paranae</i>	Apar	L3	9	13,8-8,2			4,15	62,69	33,17						0,49
<i>Astyanax fasciatus</i>	Afas	L3	6	14,1-10,9			6,46	86,76	6,46			0,32			0,104
<i>Astyanax sp.</i>	Astsp	L3	15	15,1-7,8	1,37		4,92	79,39	12,33			1,96			0,135
<i>Corydoras ehrhardti</i>	Cehr	L3	102	7,6-3,3				98,53				1,47			0,029
<i>Geophagus brasiliensis</i>	Gbra	L3	20	22,8-6,0	1,84		1,84	92,62	0,17	0,01		3,52			0,032

<i>Hoplias malabaricus</i>	Hmal	L3	2	28									100	0
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	Hstri	L3	10	33,7-21,8	49,23	46,86		3,9						0,578
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Opar	L3	14	15,9-9,6				90,15					9,82	0,216
<i>Piabina</i> sp.	Piab	L3	71	10,0-7,3	0,84	0,1	0,42	93,08	2,58	0,03		2,96		0,025
<i>Rhamdia quelen</i>	Rque	L3	17	31,0-11,5	1,29		0,18	81,9				16,48	0,14	0,108
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	Hstri	L4	10	32,5-16,4	39,18	51,67	5,35	2,73				1,07		0,339
<i>Rhamdia quelen</i>	Rque	L4	40	30,0-11,9	9,65		0,93	10,62	3,57			12,54	62,7	0,264
<i>Trichomycterus diabolus</i>	Tdia	L4	95	18,1-13,4	28,11		0,16	61,39		0,02		10,31		0,285
<i>Trichomycterus</i> sp. II	TspII	L4	29	20,0-13,6	36,65	0,26	2,09	50,26				10,73		0,376
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Apir	L5	21	16,7-11,3	60,93	28,94	1,95	8,18						0,388
<i>Astyanax fasciatus</i>	Afas	L5	89	13,5-8,3	7,32	0,13	29,14	45,07	18,18			0,1	0,06	0,343
<i>Astyanax</i> sp.	Astsp	L5	23	13,5-9,8		3,91	10,34	47,92	37,82			0,01		0,399
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	Hstri	L5	5	34,5-16,7	67,65	32,35								0,778
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	Aibi	L6	6	16,4-13,7				91,53	8,47					0,183
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Apir	L6	43	16,4-10,7	57,04	0,71	40,4	1,85						0,348
<i>Astyanax fasciatus</i>	Afas	L6	70	17,1-7,3	2,29	6,02	59,77	16,72	15,21					0,356
<i>Astyanax</i> sp.	Astsp	L6	30	15,2-8,6	0,14	4,56	53,77	25,19	16,33					0,405
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hmal	L6	3	32,5									100	0
<i>Hypostomus albopunctatus</i>	Halb	L6	5	39,0-23,1	6,72	8,87	54,82	29,6						0,498
<i>Hypostomus hermaniI</i>	Hher	L6	8	38,6-19,6	57,15	22,62	20,22							0,694
<i>Hypostomus regani</i>	Hreg	L6	15	34,4-21,2	44,83	55,08	0,06					0,03		0,327
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	Hstri	L6	25	39,3-12,4	79,57	15,78	2,96	1,56				0,13		0,129
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	Lamb	L6	6	21,0-15,7			3,31	41,3	55,39					0,544
<i>Pimelodella meeki</i>	Pmee	L6	25	13,5-8,6	0,28		32,4	65,61	1,19			0,17	0,34	0,173
<i>Pimelodus heraldoi</i>	Pher	L6	27	27,8-15,5	1,83	0,01	5,1	44,98	2,45		1,87	0,2	43,57	0,217
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	Pman	L6	6	32,0-22,1				17,51	32,19		1,34	8,05	40,91	0,56
<i>Rhamdia quelen</i>	Rque	L6	5	32,9-12,5	23,2		0,37	0,34	0,34			0,01	75,74	0,118
<i>Apareiodon piracicabae</i>	Apir	L7	23	16,1-9,0	14,34	5,19	71,93	6,97				1,57		0,208
<i>Astyanax altiparanae</i>	Aalt	L7	5	8,2-6,3			57,5	10	7,5				25	0,482
<i>Astyanax fasciatus</i>	Afas	L7	93	13,9-7,5	3,23	3,55	62,28	16,21	12,45			2,28		0,262
<i>Astyanax</i> sp.	Astsp	L7	11	12,2-7,6	0,28	80,56	4,17	13,33	1,67					0,123
<i>Corydoras paleatus</i>	Cpal	L7	23	7,3-6,1	27,7	0,36	62,59			1,8		7,55		0,276
<i>Hoplias malabaricus</i>	Hmal	L7	2	15,5									100	0

<i>Hypostomus regani</i>	Hreg	L7	10	39,5-21,3	45,8	49,44	4,75						0,595
<i>Hypostomus strigaticeps</i>	Hstri	L7	5	28,7-17,3	82,61	17,36					0,02		0,201
<i>Iheringichthys labrosus</i>	Ilab	L7	21	24,5-17,8			58,63	0,14			41,23		0,473
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	Lamb	L7	23	25,5-16,8	16,18		7,05	76,77					0,305
<i>Oligosarcus paranensis</i>	Opar	L7	6	12,0-9,2				9,57				90,48	0,207
<i>Pimelodella meeki</i>	Pmee	L7	16	12,5-9,5	8,82		22,74	63,7	0,39		4,35		0,285
<i>Pimelodus heraldoi</i>	Pher	L7	21	22,7-13,0	0,04		62,81	21,3			10,52	5,33	0,3
<i>Prochilodus lineatus</i>	Plin	L7	5	50,9-35,5	48,55		9,37	0,29	41,8				0,461
<i>Rhamdia quelen</i>	Rque	L7	6	33,5-19,7				15,48	0,91		59,2	24,41	0,434
<i>Schizodon nasutus</i>	Sns	L7	11	27,2-14,7	6,45	31,1	56,23	4,66	1,55				0,345

Com base na análise de agrupamento verificou-se a formação de um maior número de grupos tróficos no local 7 (sete grupos), seguido do local 6 (cinco grupos). Nos locais 1 e 4, houve a formação de apenas três grupos e no local 5, dois grupos. Os grupos tróficos sofreram alterações espaciais na sua composição específica. De modo geral, os grupos mais representativos em número de espécies foram, bentívoras no local 3 (8 espécies) e omnívoras no local 1 (7 espécies) (Figura 1).



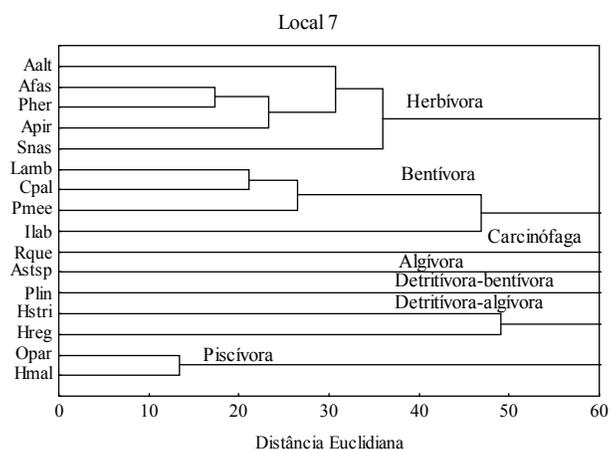


Figura 1. Dendrograma de similaridade (Distância Euclidiana) para a abundância relativa dos grupos tróficos da ictiofauna entre os locais de coleta do rio Pitangui, PR, Brasil. Coeficiente de correlação cofenético $> 0,90$. As abreviações referentes à nomenclatura das espécies estão descritas na tabela 1 (anexo).

As menores médias de amplitude de nicho trófico foram constatadas para os locais 3 ($Bi = 0,22$), 4 ($Bi = 0,31$), 6 ($Bi = 0,35$) e 7 ($Bi = 0,33$), e os valores intermediários foram verificados para os locais 1 ($Bi = 0,40$), 2 ($Bi = 0,43$) e 5 ($Bi = 0,47$) (Figura 2 e Tabela 1), porém estes valores não diferiram significativamente ($F_{6,63} = 1,01$; $p = 0,42$) (Figuras 2 e 3). Todavia, houve uma tendência de valores menores para os locais 3 e 4 (Tabela 1).

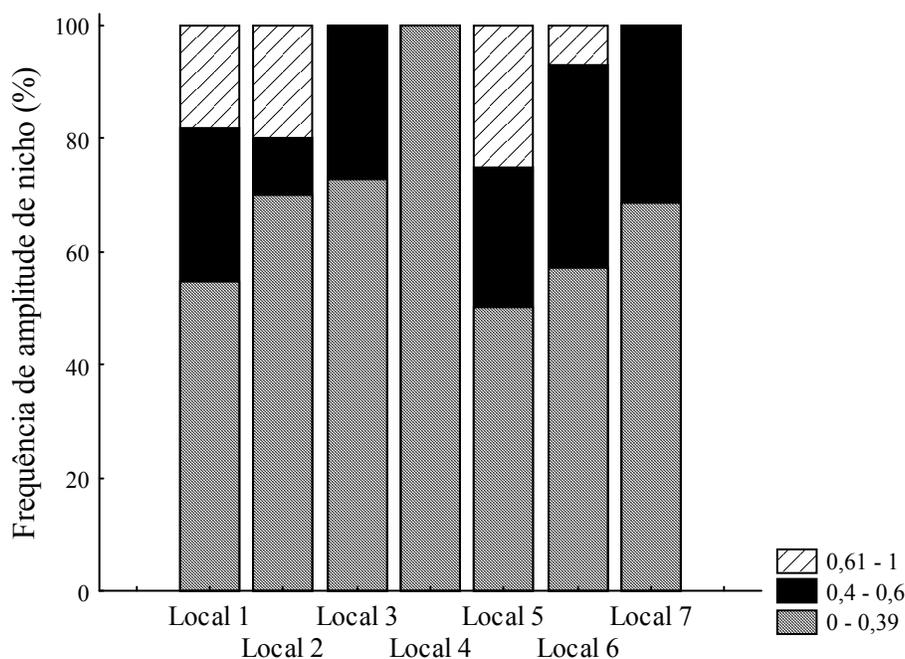


Figura 2. Frequência relativa (%) dos intervalos da amplitude de nicho trófico padronizada (Bi) das espécies de peixes por local de coleta, no rio Pitangui, PR, Brasil.

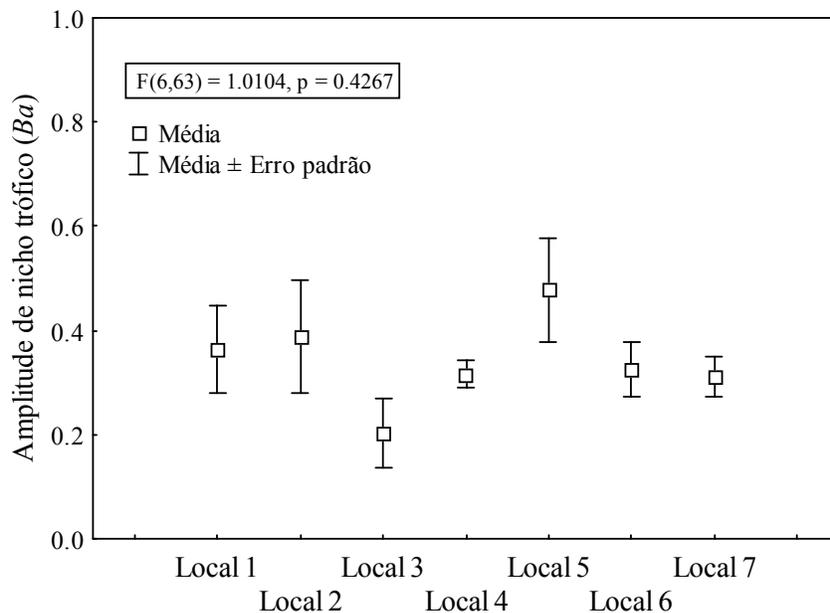


Figura 3. Média e erro padrão da amplitude de nicho trófico padronizada (Ba) das espécies de peixes em cada local de coleta, no rio Pitangui, PR, Brasil.

A estrutura da ictiofauna, representada pela abundância e biomassa dos indivíduos, organizados em grupos tróficos, evidenciou que as espécies bentívoras e omnívoras foram expressivas em número de indivíduos e as piscívoras destacaram-se em biomassa (Figuras 4 e 5).

Considerando a estrutura em abundância, as espécies omnívoras destacaram-se nos locais 1 e 5, e as bentívoras nos locais 2, 3 e 4. Já, as espécies detritívoras-algívoras e herbívoras sobressaíram nos locais 6 e 7, respectivamente (Figura 4).

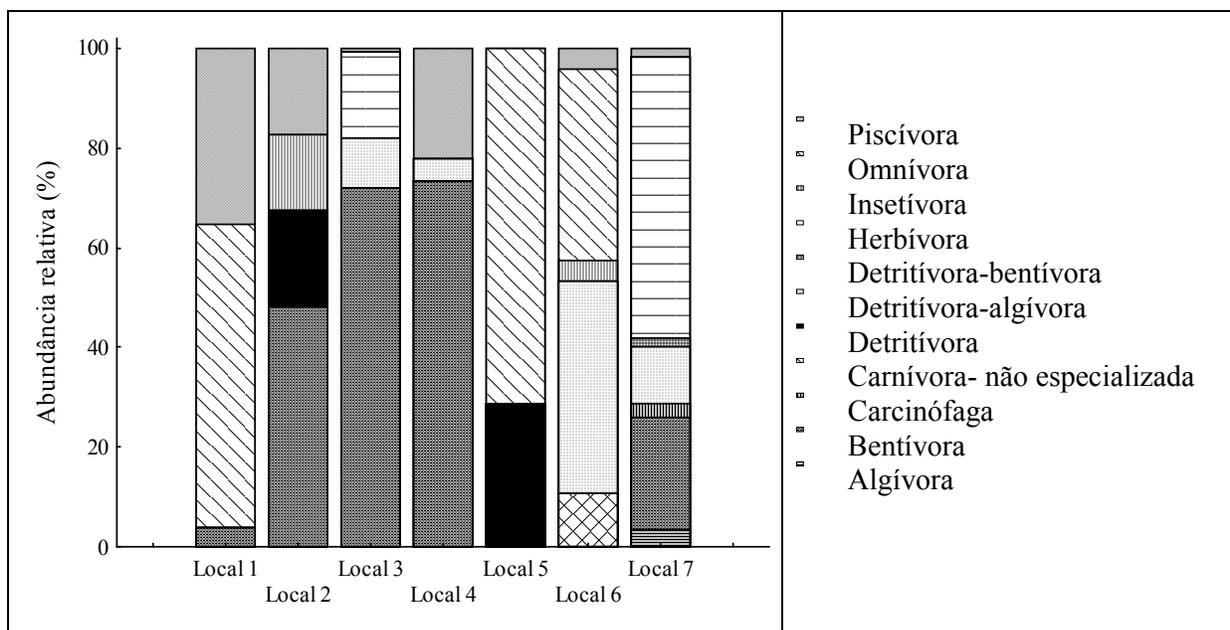


Figura 4. Abundância relativa dos grupos tróficos nos locais de coleta no rio Pitangui, PR, Brasil, no período de abril de 2007 a março de 2008.

Com relação à biomassa dos grupos tróficos, as piscívoras foram mais representativas nos locais 1 e 2, as bentívoras nos locais 3 e 4 e as detritívoras dominaram no local 5. Nos locais 6 e 7, as biomassas dos grupos tróficos foi equilibrada, sem predominância de um deles (Figura 5).

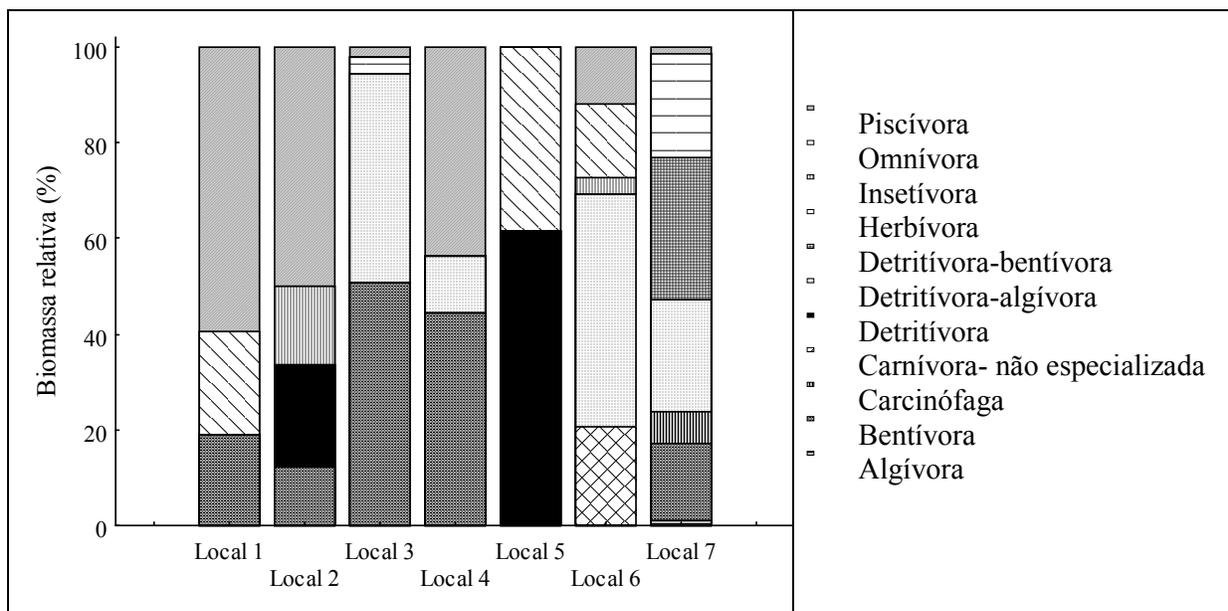


Figura 5. Biomassa relativa dos grupos tróficos nos locais de coletas no rio Pitangui, PR, Brasil, no período de abril de 2007 a março de 2008.

3.4 DISCUSSÃO

A relação positiva entre o recurso mais abundante no ambiente e o alimento ingerido pelos peixes, tem sido frequentemente mencionada na literatura (GERKING, 1994) e para riachos, considera-se que esta associação é determinada pelas características biogeográficas e regionais destes corpos de água (CASATTI, 2002), bem como pelo grau de preservação (ESTEVES; LOBÓN-CERVIÁ, 2001; ESTEVES et al., 2008; ZENI; CASATTI, 2014). A ictiofauna foi representada em todos os compartimentos da cadeia alimentar de consumidores, desde os peixes que exploraram a base da cadeia (detritívoros, algívoros e herbívoros) até aqueles de topo (piscívoros), perfazendo 11 grupos tróficos. Isto pode ser um indicativo de que mesmo que o ambiente esteja quase que totalmente degradado, as espécies residentes apresentam adaptações para explorar os mais variados tipos de recursos. Essa estratégia oportunista, característica da maioria das espécies aqui estudadas, é essencial, pois permite com que elas persistam num ambiente degradado e ampliem sua gama de recursos, podendo tolerar impactos mais severos (DELARIVA et al., 2013).

Insetos aquáticos foi um importante recurso alimentar e responsável pela maior parcela da estruturação trófica do rio Pitangui. Um exemplo da abundância e disponibilidade desses

organismos pode ser verificado para *R. quelen*, que consumiu peixes em todos os locais, alterando sua dieta no local 3, onde explorou amplamente insetos aquáticos, provavelmente onde estes estiveram mais acessíveis. Com isso, o consumo predominante de insetos aquáticos pela ictiofauna, reflete não somente a grande disponibilidade desse recurso, mas o comportamento oportunista das espécies. A este respeito, Pouilly et al. (2006), discutem que estudos sobre estrutura trófica de peixes de riachos divergem nos resultados, sendo uma das causas a instabilidade desses ambientes, que interfere na disponibilidade dos recursos alimentares para as espécies.

Aparentemente, não houve variação no número de grupos tróficos em concordância com o grau de impacto em cada local. O maior número de grupos tróficos foi constatado nos locais 6 e 7, que não são os mais preservados, tendência oposta ao verificado por Casatti et al. (2009). Certamente, a variedade de grupos tróficos nestes locais está relacionada à maior diversidade de espécies, devido ao fato de serem locais mais próximos ao rio Tibagi e, portanto, mais sujeitos a entrada e deslocamento dos peixes desse rio. Merece destaque a simplificação trófica dos locais 4 e 5, onde foram registrados apenas três e dois grupos tróficos, respectivamente, formado por poucas espécies, a maioria delas de fácil adaptação, como os lambaris e tolerantes à poluição, como os cascudos. Teoricamente, estes locais são os mais homogêneos em relação a estruturação ambiental, pois conforme Zeni e Casatti (2014), locais menos estruturados comportam uma assembleia simplificada.

Analisando os grupos tróficos e as características ambientais ao longo do gradiente, é possível fazer algumas generalizações aos trechos. O grupo composto por detritívoros-algívoros foi exclusivo dos locais 3, 4, 6 e 7, os quais possuem proporções reduzidas ou nenhuma vegetação ripária. Em locais desflorestados, normalmente a comunidade é suportada por recursos autóctones favorecendo, portanto, a ocupação deste ambiente por espécies com este tipo de estratégia. Além disso, em áreas abertas e com pastagens, a falta de sombreamento e o incremento nutricional advindo do entorno justificam a disponibilidade de algas perifíticas, que servem de alimento para os peixes (ESTEVEES et al., 2008).

Estudos indicam que à medida que as alterações antrópicas se intensificam em riachos, as espécies que permanecem são, na maioria, generalistas (CENEVIVA-BASTOS; LOBÓN-CERVIA, 2007; ESTEVES; ALEXANDRE, 2011; FERREIRA et al., 2012). Conforme a Teoria do Forrageamento Ótimo (TFO) de MacArthur e Pianka (1966), espécies de áreas com recursos alimentares abundantes mostram uma amplitude de nicho mais estreita, e em áreas com menos presas ou de qualidade inferior apresentam nichos mais amplos, como uma forma de compensar a baixa quantidade ou qualidade do alimento. Sob esta perspectiva, é esperado que em ambientes submetidos a estresse, como é o caso do rio Pitangui (na maioria dos locais), as espécies ampliem seu nicho, como reflexo do aproveitamento dos recursos. Todavia, apesar da existência de

distúrbios antrópicos, não foi observada diferença significativa na amplitude de nicho entre os locais. Considerando as médias e os valores para cada espécie, houve uma tendência de uma amplitude maior de nicho para as espécies dos locais 1, 2 e 5, indicando generalismo trófico, porém, para os demais locais foi constatada uma tendência maior à "especialização" trófica. Entretanto, essa especialização deve ser vista com ressalvas, uma vez que as espécies estudadas, excetuando-se os loricarídeos que apresentam aparato trófico especializado (DELARIVA; AGOSTINHO, 2001), não apresentam adaptações morfológicas restritivas à aquisição de um determinado recurso.

Embora a dieta e o número de grupos tróficos não tenham fornecido indícios evidentes do estado de preservação dos locais, a estrutura quantitativa (abundância e biomassa) mostrou contrastes entre os locais amostrados. Um maior número de espécies e abundância de indivíduos por grupo trófico foi verificada para o local 3, considerado o mais impactado de acordo com os padrões de qualidade da água e características físicas. Oito espécies bentívoras, consumidoras de formas imaturas de insetos predominaram neste local. Zeni e Casatti (2014) discutem que a homogeneização física em riachos, induzida pela remoção da vegetação ripária e aumento das pastagens, influencia a estrutura trófica da ictiofauna e que uma maior abundância e biomassa de espécies consumidoras de insetos aquáticos estão presentes em riachos homogeneizados. Por outro lado, em áreas florestadas é esperado aumento da biomassa e/ou abundância de peixes insetívoros (ESTEVES et al. 2008), fato observado neste estudo para o local 2, o qual possui vegetação ripária parcialmente preservada. Deve-se levar em conta que, de modo geral, as variações observadas na abundância e biomassa dos grupos tróficos ao longo do rio Pitangui, são reflexo do oportunismo e flexibilidade alimentar das espécies, pois a mesma espécie foi classificada em diferentes grupos dependendo do local onde foi coletada (ver Tabela 2). Um exemplo claro foi verificado para *Geophagus brasiliensis*, que alterou espacialmente seu hábito alimentar entre omnívora, bentívora e insetívora, incrementando esses grupos tróficos, dependendo do local amostrado, e alterando a estrutura trófica como um todo. De modo geral, a estrutura trófica em biomassa foi mais equilibrada que a estrutura trófica em abundância, devido ao fato de a maior parcela da ictiofauna ser composta de espécies de pequeno porte que se destacam em número de indivíduos, porém não em biomassa.

Desse modo, para o rio Pitangui, as generalizações foram permeadas de limitações e também contradições em relação à escala de preservação proposta, sugerindo que há uma multiplicidade de fatores envolvidos na determinação da estrutura trófica da ictiofauna. A relação entre generalismo trófico e locais degradados não foi evidente, uma vez que independente do local, as espécies mostraram-se altamente flexíveis em suas dietas. Ao que tudo indica os fatores físicos (estruturação do hábitat) mais do que os fatores químicos (poluição da água), definiram a estruturação da ictiofauna. Esse resultado fica evidente quando se compara o local 3, considerado quimicamente o mais degradado, onde foram registradas 11 espécies definidas em quatro grupos tróficos, com o

local 5, pouco estruturado devido a presença de saltos, onde foram registradas apenas quatro espécies, organizadas em dois grupos tróficos.

REFERÊNCIAS

- ABELHA, M.C.F.; AGOSTINHO, A.A.; GOULART, E. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 23, n. 2, p. 425-434.
- ARAÚJO, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 58, n. 4, p. 547-558.
- CASATTI, L. 2002. Alimentação dos peixes em um riacho do parque estadual Morro do Diabo, bacia do alto rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 2, n. 2, p. 1-14.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C.P.; LANGEANI, F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, v. 632, n.1, p. 173-189.
- CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. 2007. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): Uma espécie abundante em riachos noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v. 97, n. 1, p. 7-15.
- DELARIVA, R.L.; AGOSTINHO, A.A. 2001. Relationship between morphology and diets of six neotropical loriciariids. *Journal of Fish Biology*, v. 58, n. 1, p. 832-847.
- DELARIVA, R.L.; HAHN, N.S.; LUIZ- KASHIWAQUI, E.A. 2013. Diet and trophic structure of the fish fauna in a subtropical ecosystem. *Neotropical Ichthyology*, v. 11, n. 1, p. 891-904-904.
- DEUS, C.P.; PETRERE-JUNIOR, M. 2003. Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v.63, n. 4, p. 579-588.
- ESTEVES, K.E.; LOBÓN-CERVIÁ, J. 2001. Composition and trophic structure of a fish community of a clear water Atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Environmental Biology of Fishes*, v. 62, n. 4, p. 429-440.
- ESTEVES, K.E.; LOBO, A.V.P.; FARIA, M.D.R. 2008. Trophic structure of a community along environmental gradients of a subtropical river (Paraitinga river, Upper Tietê river basin, Brazil). *Hydrobiologia*, v. 598, n. 1, p. 373-387.
- ESTEVES, K.E.; ALEXANDRE, C.V. 2011. Development of an index of biotic integrity based on fish communities to assess the effects of rural and urban land use on a stream in southeastern Brazil. *International Review of Hydrobiology*, v. 963, n. 1, p. 296-317.
- FELIPE, T.R.A.; SÚAREZ, Y.R. 2010. Characterization and influence of environmental factors on stream fish assemblages in two small urban sub-basins, Upper Paraná river. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 2, p. 143-151.

FERREIRA, A.; PAULA, F.R.; FERRAZ, S.F.B.; GERHARD, P.; KASHIWACHI, E.A.L.; CYRINO, J.E.P.; MARTINELLI, L.A. 2012. Riparian coverage affects diets of characids in Neotropical streams. *Ecology of Freshwater Fish*, v. 21, n. 1, p. 12–22.

GERKING, S.D. 1994. *Feeding ecology of fish*. London: Academic Press, 416p.

GOLDSTEIN, R.M.; MEADOR, M.R. 2005. Multilevel assessment of fish species traits to evaluate habitat degradation in streams of the Upper Midwest. *North American Journal of Fisheries Management*, v. 25, n. 1, p. 180-194.

FLORES-LOPES, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L.R. 2010. Utilização de índices ecológicos em assembleias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, p. 183-193.

HELLAWELL, J.M.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. *Journal of Fish Biology*, v. 3, p. 29-37, 1971.

HURLBERT, S.H. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology*, v. 59, p. 67-77, 1978.

MACARTHUR, R.H.; PIANKA, E.R. 1966. On optimal use of patchy environment. *American Naturalist*, v. 100, n. 1, p. 603–609.

OLIVEIRA, D.C.; BENNEMANN, S.T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biota Neotropica*, v. 5, n.1, 2005.

OLIVEIRA, M.P.; TEJERINA-GARRO, F.G. 2010. Distribuição e estrutura das assembleias de peixes em um rio sob influência antropogênica, localizado no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central. *Boletim do Instituto de Pesca*, v. 36, n. 3, p. 185–195.

POUILLY, M.; BARRERA, S.; ROSALES, C. 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni watershed (Bolivia). *Journal of Fish Biology*, v. 68, n. 1, p. 137–156.

STATSOFT, INC. *Statistica* (data analysis software system). 2005. Versão 7.1. (www.statsoft.com).

UIEDA, V.S.; MOTTA, R.L. 2007. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 19, n. 1, p.15-30.

WOOTTON, R.J. *Ecology of teleost fish*. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1999. 386p.

ZENI, J.O.; CASATTI, L. 2014. The influence of habitat homogenization on the trophic structure of fish fauna in tropical streams. *Hydrobiologia*, v. 726, n. 1, p. 259–270.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Portanto, os resultados obtidos indicaram, através da integração entre análises físico-química e biológica, as áreas de baixa qualidade ambiental do rio Pitangui, fornecendo subsídios para programas de redução de poluição, cujo objetivo principal é proteger a integridade dos corpos de água, da biota, bem como a saúde da população local. Ressalta-se, por fim, que a aplicação de diversas metodologias de análise de qualidade deste rio tem o intuito de gerar um diagnóstico mais consistente de sua integridade para com isso quantificar o grau de deterioração presente.

Assim, para o rio Pitangui, não foi encontrado um padrão condizente com a escala de preservação proposta, sugerindo que há uma multiplicidade de fatores envolvidos na determinação da composição e estrutura da assembleia, dieta e estrutura trófica da ictiofauna. De modo geral, há indícios de que os fatores físicos (estruturação do hábitat) mais do que os fatores químicos (poluição da água), definiram os componentes da ictiofauna.

Por se tratar de apenas um ambiente e, portanto, considerando a inexistência de réplicas desta pesquisa, propõe-se que para futuros estudos mesma metodologia seja aplicada em outros riachos, a fim de investigar possíveis padrões na estrutura, composição e ecologia trófica da ictiofauna.