

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

ALMIR MANOEL CUNICO

Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembleias de peixes em córregos
urbanos Neotropicais

Maringá
2010

ALMIR MANOEL CUNICO

Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais

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

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Co-Orientador: Prof. Dr. Antonio Carlos Beaumord

Maringá
2010

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

C972e

Cunico, Almir Manoel, 1980-

Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais / Almir Manoel Cunico. -- Maringá, 2010.

76 f. : il. (algumas color.)

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2010.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.

Co-orientador: Prof. Dr. Antonio Carlos Beaumord.

1. Peixes de riachos urbanos Neotropicais – Alterações ambientais – Paraná (Estado). 2. Ecologia de paisagens – Alterações ambientais – Maringá (Cidade) – Paraná (Estado). I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. -597.176409862
NBR/CIP - 12899 AACR/2

FOLHA DE APROVAÇÃO

ALMIR MANOEL CUNICO

Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, 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. Dr. Angelo Antonio Agostinho
Nupélia/ Universidade Estadual de Maringá

Prof.^a Dr.^a Ana Cristina Petry
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Éder André Gubiani
Universidade Estadual do Oeste do Paraná

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

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes
Nupélia/ Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 01 de março de 2010.

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

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais Osvaldo e Angela os quais com apoio diário sempre me incentivaram aos estudos, dando a mim a oportunidade e consciência de encarar o conhecimento como o maior e mais importante legado que o homem pode angariar. Obrigado!

AGRADECIMENTOS

Se hoje eu fosse questionado a respeito de qual o bem maior que podemos receber, certamente responderia “o conhecimento”, isto porque, sua grandeza e importância não se resume a cursos, livros ou títulos, mas sim a construção diária com as pessoas que nos cercam, compartilhando seus saberes e nos instigando dia-a-dia a conhecer mais. Logo, só me resta agradecer:

Aos meus pais, Osvaldo e Angela, que proporcionaram o conhecimento dos princípios de justiça, honestidade e amor incondicional em família, sendo verdadeiros exemplos de sabedoria e apoio em todos os momentos.

A minha futura esposa Tatyane, que me faz conhecer o amor em plenitude a cada dia, e perceber que não importa onde, não importa como, mas sim com quem compartilhamos tudo em nossa vida.

A todos os meus irmãos, cunhadas, cunhado e sobrinhos, que me fazem diariamente conhecer a alegria da diversidade e a importância de nossa união.

Ao meu orientador Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho, por dividir seus conhecimentos e seu exemplo de ética e dedicação ao trabalho.

Ao meu co-orientador Prof. Dr. Antonio Carlos Beaumord, pelo incentivo e apoio.

Aos amigos do campo, Tuti, Valdecir, Tato, Chiquinho, Gazo, Tião, Alfredo, Seu Ni e Celsão, que em suas experiências práticas fizeram consolidar conhecimentos até então meramente teóricos para mim.

Aos amigos do projeto “Identificação de potenciais bioindicadores em ecossistemas aquáticos urbanos: resposta de três grupos de organismos a gradientes de estresse”, Dr.^a Janet Higuti, Dr.^a Liliana Rodrigues, João Dirço, Karina Moresco, Dr.^a Yara Moretto Bagatini, Dr. Wladimir Marques Domigues, Suzana, Janiele, Tiago e Adelina, os quais me fizeram conhecer a importância do companheirismo e amizade independentemente da área que se estuda.

Ao Prof. Dr. J. David Allan e todos os amigos que fiz na School of Nature Resources and Environment da Universidade de Michigan, EUA, onde desenvolvi meu doutorado sanduíche e aprendi que a receptividade independe da cultura e que perante a ciência sempre falamos o mesmo idioma.

Aos queridos, verdadeiros e eternos amigos “jardineiros” Paula Fettback e Eder Zucconi, os quais me fizeram conhecer que o essencial está na luz da amizade sincera.

Aos grandes e sempre amigos de todas as horas: Elton Toy, Wanda, Alysson (Pantro), Helen, Felipe, Camila, Alexandre (Paranaguá), Éder (Bodinho), Elaine, Fernando Pelicice, Aninha (Gurissss), Marcelo (Pigmeu), Fernanda, Pitágoras, Rodrigo Costa (Gaúcho), Rodrigo Fernandes (Gordão), Marcinha, Igor e Wesley.

Aos amigos Dr. Wéferson Júnio da Graça (sim é Júnio mesmo), Dr. Claudio Zawadzki (Cabelo) e Dr.^a Carla Simone Pavanelli, pela ajuda com o conhecimento taxonômico na identificação das espécies de peixes.

Aos amigos Dr. Rodrigo Fernandes (Gordão) e sua esposa Eveline, por compartilharem seu grande conhecimento estatístico na tese, além de ouvirem minhas lamentações e desabaços.

Aos amigos da biblioteca setorial do Nupélia: Salete e João, sempre muito prestativos e atenciosos.

Aos amigos do laboratório, Marcelo, Silvia, Marli, Érica, Cíntia, Giovana, e Karen, que em suas atividades tornaram-se exemplos de profissionalismo e zelo ao trabalho realizado.

A Rose, por ser sempre solícita em ajudar deste a minha iniciação científica.

Às “meninas” da secretaria do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA), Aldenir, e Jocemara.

Aos amigos que fiz ao longo da graduação e pós-graduação Geuza, Éder, Dayani, Alexandre, Sandra, Fernando, Josi, Cíntia, Thiago, Pitágoras e família, Aninha, Luís, Rodrigo F., Eveline, Rodrigo C. e Danielle, Lisiane e Fernando (Synbranchus) e todos os demais.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia) que forneceu o apoio logístico para o desenvolvimento deste estudo.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Continentais (PEA)

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de doutorado e de doutorado sanduíche na Universidade Michigan - EUA.

A Prefeitura do Município de Maringá, na pessoa do prefeito Silvio Magalhães Barros e seu Secretário de Meio Ambiente Diniz Afonso por disponibilizarem as imagens de satélite utilizadas neste estudo.

A todos os proprietários de imóveis que permitiram nosso acesso em suas terras para as coletas, sem a compreensão e apoio de vocês este estudo não teria sido realizado.

Agradeço imensamente a Deus.

EPÍGRAFE

Conhecimento real é saber a
extensão da própria
ignorância

(CONFÚCIO)

Efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais

RESUMO

Este estudo objetivou identificar padrões na estrutura taxonômica e funcional das assembleias de peixes em riachos com diferentes níveis de urbanização e suas relações com variáveis ambientais locais e regionais. Trabalhou-se com a hipótese de que a estrutura das assembleias de peixes em ambientes degradados é influenciada por variáveis de escalas distintas. Para caracterizar a variação das assembleias e os fatores ambientais, foram utilizadas informações provenientes de 10 riachos do município de Maringá (Paraná, Brasil), agrupados de acordo com a porcentagem de urbanização de suas respectivas micro-bacias. Análise discriminante foi utilizada *a priori* para testar diferenças entre os grupos de riachos de acordo com os fatores ambientais. As associações entre a estrutura taxonômica e funcional das assembleias com os fatores ambientais nas escalas local e regional foram calculadas com análises de gradiente direto (CCA e pCCA) e suas contribuições relativas quantificadas através da técnica de partição de inércia. A observação de espécies características de cada grupo foi estabelecida pelo valor indicador (IndVal). Os grupos de riachos diferiram tanto em relação aos fatores ambientais como em relação a estrutura taxonômica e funcional das assembleias, sendo detectado associações significativas entre os fatores ambientais e a ictiofauna em ambas as escalas, local e regional. Tais resultados destacam a utilização de características taxonômicas e funcionais das assembleias de peixes como importantes ferramentas de monitoramento e avaliação de impactos da urbanização evidenciando a importante ação hierárquica dos fatores ambientais sobre a estruturação funcional das assembleias.

Palavras-chave: Ictiofauna. Urbanização. Paisagem. Impacto urbano. Córregos urbanos.

Effects of urbanization upon fish assemblages structure in Neotropical urban streams

ABSTRACT

This study aimed to observe patterns in the taxonomic and functional structure of fish assemblages in streams with different levels of urbanization, as well as, relationships of these patterns with local and regional environmental factors. It was tested the hypothesis that the structure of the fish assemblage in impacted environments shows influence on local and regional scales. Data from 10 streams in a gradient of urbanization in Maringá County, Brazil, were used to characterize fish assemblages' and environmental factors. Discriminant function analysis was used *a priori* to test differences between streams and environmental factors. Associations between the structure of fish assemblages and environmental factors in local and regional scales were observed with direct gradient analysis (CCA and pCCA) and relative's contribution quantified by inertia partition techniques. Indicator values were used to find characteristic species in streams with different impacts levels. The environmental factors and taxonomic and functional structure of fish assemblages were different in streams with different urbanization levels in regional and local scales. The results evidenced the important role of taxonomic and functional traits to evaluation, management and monitoring urban watersheds where environmental factors act in a hierarchical manner on the structure of fish assemblages

Keywords: Ichthyofauna. Urbanization. Landscapes. Urban impacts. Urban streams.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas: *Landscape and Urban Planning* (disponível em: <<http://ees.elsevier.com/land/>>); *Environmental Conservation* (disponível em: <<http://journals.cambridge.org/action/displayJournal?jid=ENC>>)

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO.....	13
Capítulo I: <i>Efeitos de fatores ambientais locais e regionais sobre a estrutura das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais.....</i>	17
Resumo.....	18
Abstract.....	19
Introdução.....	20
Área de estudo.....	22
Material e métodos.....	24
Coleta de peixes.....	24
Fatores ambientais locais.....	24
Fatores ambientais regionais.....	25
Análise dos dados.....	26
Delineamento amostral <i>a priori</i>	26
Atributos da comunidade.....	26
Relações entre a estrutura das assembleias de peixes e os fatores ambientais.....	27
Importância relativa da escala espacial.....	28
Resultados.....	28
Determinação dos grupos <i>a priori</i>	28
A ictiofauna.....	30
Relações entre a estrutura das assembleias e os fatores ambientais.....	35
Importância relativa da escala espacial.....	37
Discussão.....	38
Conclusões.....	43
Referências.....	45
Capítulo II: <i>Efeitos de fatores ambientais locais e regionais sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes em córregos Neotropicais</i>	51
Resumo.....	52
Abstract.....	53
Introdução.....	54
Área de estudo.....	55
Material e métodos.....	56
Coleta de peixes.....	56
Fatores ambientais locais.....	57

Fatores ambientais regionais.....	58
Características funcionais das espécies.....	59
Análise dos dados.....	60
Delineamento amostral <i>a priori</i>	60
Estimativas de densidade.....	60
Relações entre a estrutura funcional e os fatores ambientais.....	60
Importância relativa da escala espacial.....	62
Resultados.....	63
Estrutura funcional.....	63
Relações entre a estrutura funcional e os fatores ambientais.....	64
Importância relativa da escala espacial.....	66
Discussão.....	67
Referências.....	72
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	76

INTRODUÇÃO

Com a transição do modo de vida nômade para sedentária das populações humanas, a exploração e usos múltiplos dos recursos aquáticos se ampliaram e diversificaram com o passar dos séculos. O estabelecimento das primeiras vilas, povoados e das grandes civilizações ocorreu nas proximidades de importantes corpos d'água como o Delta do Nilo (Egípcios), rios Tigres e Eufrates (Mesopotâmicos), rio Amarelo (Chineses) e Ganges (Indianos) a mais de cinco mil anos antes da era cristã. A disponibilidade de água possibilitou o desenvolvimento da agricultura para subsistência e o desenvolvimento de vilas e cidades cada vez mais habitadas e por consequência amplificação das alterações ambientais de origem antropogênicas nos ecossistemas ocupados.

No princípio, o uso da água pelas populações restringia-se ao consumo, dessentação de animais, pesca e, posteriormente, navegação. Com o aperfeiçoamento de técnicas sanitárias e o desenvolvimento industrial, novos usos foram dados à água, destacando-se a remoção de dejetos (esgoto e fossas), a irrigação e os usos industriais (Maitland e Morgan, 1997). Apenas recentemente o homem tomou ciência dos danos que a utilização descontrolada dos recursos hídricos pode ocasionar sobre os recursos naturais. Neste sentido, o elevado crescimento populacional e a considerável expansão urbana no século XX destacam-se como responsáveis por inúmeras alterações sobre os recursos hídricos e as comunidades biológicas associadas.

Desde o advento do automóvel, em 1920 e, especialmente, após a Segunda Guerra Mundial, constata-se uma tendência de expansão centrífuga ou radial das cidades em direção aos arredores rurais, transformando centros urbanos isolados em megalópoles interconectadas por ruas, avenidas e rodovias, com ocupação desordenada das margens de rios e riachos (Carlson e Arthur, 2000). Segundo dados da Organização das Nações Unidas (ONU, 2003), em 1900 apenas 9% da população humana mundial viviam em “ambientes urbanos”, saltando para 40% em 1980, 50% em 2000 e estimando-se que superará 60% no ano de 2030. Diante desse quadro não nos causa surpresa que esta alta taxa de crescimento urbano venha ocasionando sérias consequências negativas para os ecossistemas aquáticos (Lee, 2000; McIntyre et al. 2008). Vitousek et al. (1997) relatam que mais da metade da água doce existente no planeta é usada pelas populações humanas, e aproximadamente metade de todas as paisagens terrestres tem sido transformadas por atividades antropogênicas, resultando em grandes perdas de biodiversidade. Odum (1971) considerou o meio urbano como um “parasita da biosfera”. Entretanto, inserindo o homem como parte da natureza, as cidades podem ser

consideradas como uma rede de ecossistemas imaturos (Odum (1971) devido a características como o rápido crescimento e ineficiência no uso dos recursos como energia e água.

Esforços para avaliação e manejo de recursos aquáticos urbanos estão sendo conduzidos no âmbito científico, político, público e social (Riley 1998; Marzluff et al. 2008; Alberti 2009). Mesmo incipientes, essas ações buscam, através do desenvolvimento de pesquisas que contemplam aspectos qualitativos e quantitativos dos recursos, avaliar a integridade destes ecossistemas e subsidiar ações de manejo. Neste sentido, o foco nas comunidades biológicas ganha destaque por serem potencialmente bons indicadores da influência da expansão humana sobre o meio ambiente.

Para as assembleias de peixes, variações na composição, estrutura e distribuição das espécies têm sido associadas com mudanças na morfologia do canal (Schlosser, 1982), profundidade, tipo de substrato e corrente (Gorman e Karr, 1978; Angermeier e Karr, 1984). Essas alterações podem afetar diretamente as assembleias pelo carregamento de ovos, larvas ou formas jovens, interrompendo o ciclo de vida das espécies, e indiretamente pelo aumento de sólidos suspensos e contaminantes, modificando a estrutura e qualidade do hábitat. Assim, as alterações nas condições ambientais promovem uma reestruturação das assembleias de peixes, o que faz com que aspectos da comunidade destaquem as condições vigentes da bacia hidrográfica em que estão inseridas (Fausch et al. 1990; Onorato et al. 1998). Entretanto, relações entre as condições biológicas (ex. estrutura das assembleias) e medidas referentes à bacia hidrográfica e sua ocupação (ex. área de superfície impermeável) ainda não estão claramente entendidas (Walsh et al. 2005), principalmente no que concerne aos ambientes tropicais.

Nesse contexto, este trabalho apresenta e discute informações obtidas durante o estudo da influência das alterações ambientais oriundas da urbanização na micro-bacia de 10 córregos de pequena ordem do município de Maringá, Paraná, Brasil, sobre a estrutura das assembleias de peixes. Os capítulos que seguem reportam os resultados obtidos através da análise de características físicas, químicas e de estruturação do hábitat sobre a estrutura taxonômica e funcional das assembleias de peixes em diferentes escalas espaciais.

Na investigação reportada no capítulo I, elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica *Landscape and Urban Planning* ([TTP://ees.elsevier.com/land/](http://ees.elsevier.com/land/)), os efeitos de fatores ambientais locais e regionais sobre a estrutura taxonômica das assembleias de peixes foram avaliados. Testou-se a hipótese de que a medida que distúrbios são inseridos nas bacias de drenagem eleva-se a influência de fatores ambientais regionais, destacando a importante relação de fatores ambientais locais e regionais sobre a estrutura das assembleias.

No capítulo II, a ser submetido ao periódico *Environmental Conservation*, disponível em < [TTP://journals.cambridge.org/action/displayJournal?jid=ENC](http://journals.cambridge.org/action/displayJournal?jid=ENC)>, objetivamos observar às respostas funcionais das assembleias as alterações urbanas em diferentes escalas espaciais, determinando quais variáveis ambientais em diferentes escalas melhor descrevem a estrutura funcional das assembleias e desta forma contribuir para o melhor entendimento dos mecanismos e processos que conduzem a redução da diversidade biológica em ambientes aquáticos urbanos tropicais.

REFERÊNCIAS

- Alberti, M. (2009). *Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*. Nova Iorque: Springer, 366 p.
- Angermeier, P.L. & Karr, J.R. (1984) Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 113: 727-736.
- Carlson, T.N. & Arthur, S.T. (2000) The impact of land use — land cover changes due to urbanization on surface microclimate and hydrology: a satellite perspective. *Global and Planetary Change* 25: 49-65.
- Fausch, K.D., Lyons, L, Karr, J.R., Angermeier, P.L. (1990) Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium* 8: 123-144.
- Gorman, O.T. & Karr, J.R. (1978) Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507-515.
- Lee, T.R. (2000) Urban water management for better urban life in Latin America. *Urban Water* 2: 71-78.
- Maitland, P.S. & Morgan, N.C. (1997) *Conservation Management of Freshwater Habitats*. London: Chapman & Hall, 1997. 233p.
- Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., Zumbrunnen, C. (2008). *Urban Ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature*. Nova Iorque: Springer, 807 p.
- McIntyre, N.E., Knowles-Yànez, K., Hope, D. (2008) Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of “Urban” between the social and natural sciences. In: Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., Zumbrunnen, C. (Eds.). *Urban Ecology: An International Perspectives on the Interaction Between Humans and Nature*. Nova Iorque: Springer, 49-65p.
- Odum, E.P. (1971) *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia:Saunders, 574p.
- Onorato, D.P.; Angus, P.A.; Marion, K.R. (1998) Comparison of a small-mesh seine and a backpack electroshocker for evaluating fish populations in a north-central Alabama stream. *North American American Journal of Fisheries Management* 18: 361-373.

ONU. Urban and Rural Areas 2003. New York: United Nations publications (ST/ESA/SER.A/231), Sales No. E.04.XIII.4, 2003. Disponível em: < [TTP://www.un.org/esa/population/publications/wup2003/2003urban_rural.htm](http://www.un.org/esa/population/publications/wup2003/2003urban_rural.htm)>. Acesso em: 20 ago. 2009.

Riley, A.L. (1998) *Restoring Streams in Cities: a guide for planners, policymakers, and citizens*. Washington, D.C.: Island Press, 423p.

Schlosser, I.J. (1982) Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* 52: 395-414.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. (1997) Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.

Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., Morgan II, R.P. (2005) The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24:706-723.

CAPÍTULO I

Efeitos de fatores ambientais locais e regionais sobre a estrutura das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais

Efeitos de fatores ambientais locais e regionais sobre a estrutura das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais

RESUMO

Buscou-se, neste estudo, identificar padrões na estrutura das assembleias de peixes em riachos com diferentes níveis de urbanização e suas relações com variáveis ambientais locais e regionais. Trabalhou-se com a hipótese de que a estrutura das assembleias de peixes em ambientes degradados é influenciada por variáveis de escalas distintas, ou seja, local e regional. Para caracterizar a variação das assembleias e os fatores ambientais, foram utilizadas informações provenientes de 10 riachos do município de Maringá (Paraná, Brasil), agrupados de acordo com a porcentagem de urbanização de suas respectivas micro-bacias. Análise discriminante foi utilizada para testar diferenças entre os grupos de riachos de acordo com os fatores ambientais. As associações entre a estrutura das assembleias e fatores ambientais nas escalas local e regional foram calculadas com análises de gradiente direto (CCA e pCCA) e suas contribuições relativas quantificadas através da técnica de partição de inércia. A observação de espécies características de cada grupo foi estabelecida pelo valor indicador (IndVal). Os grupos de riachos diferiram tanto em relação aos fatores ambientais como em relação a estrutura das assembleias sendo detectado associações significativas entre os fatores ambientais e a ictiofauna em ambas as escalas, local e regional. Variáveis relacionadas à ocupação do solo, hidrologia, geomorfologia, qualidade química e física do hábitat influenciaram de maneira distinta a estrutura das assembleias de peixes de acordo com o grau de urbanização das micro-bacias. Percentagens de explicação para a variação na ictiofauna em escalas local e regional foram similares, corroborando com nossa hipótese inicial. Assim a estrutura das assembleias é influenciada por fatores ambientais em diferentes escalas espaciais, sugerindo que ambas as escalas devam ser contempladas no estabelecimento de ações de manejo destinadas à conservação ou melhoria da qualidade de ambientes aquáticos urbanos.

Palavras-chaves: ictiofauna, urbanização, paisagem, impacto urbano.

Effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in Neotropical urban streams

ABSTRACT

This study aimed to observe patterns in the structure of fish assemblages in streams with different levels of urbanization, as well as, relationships of these patterns with local and regional environmental factors. It was tested the hypothesis that the structure of the fish assemblage in impacted environments shows influence on local and regional scales. Data from 10 streams in a gradient of urbanization in Maringá County, Brazil, were used to characterize fish assemblages' and environmental factors. Discriminant function analysis was used to test differences between streams and environmental factors. Associations between the structure of fish assemblages and environmental factors in local and regional scales were observed with direct gradient analysis (CCA and pCCA) and relative's contribution quantified by inertia partition techniques. Indicator values were used to find characteristic species in streams with different impacts levels. The environmental factors and structure of fish assemblages were different in streams with different urbanization levels in regional and local scales. In agreement with the hypothesis tested, the environmental factors as land use, hidrology, geomorphology, chemical and physical habitat characteristics pointed out strong association with structure of fish assemblages in streams with different urbanization levels. So, the results reveal that the structure of fish assemblages is influenced by environmental factors in different spatial scales in impacted environments, suggesting that efficient management actions should be improved if environmental factors are considered in local and regional scales.

Keywords: Stream ecology; landscapes; ichthyofauna; urban impacts.

INTRODUÇÃO

Todos os organismos modificam seus ambientes e os seres humanos não são exceções. Ao contrário, dado o escopo e natureza de suas atividades e o crescimento exacerbado de sua população, o homem promove alterações drásticas nos ambientes que ocupam. Até recentemente ecossistemas dominados por atividades antropogênicas estavam restritos a áreas isoladas com atividades agrícolas, pastagens ou paisagens urbanas. Porém, atualmente, essas alterações se estendem, com maior ou menor intensidade, sobre toda a superfície da Terra. Inúmeros ecossistemas estão dominados diretamente por atividades humanas e nenhum ecossistema está livre de sua influência (Vitousek et al. 2008).

O uso e ocupação do solo pela humanidade alteram a estrutura e funcionamento dos ecossistemas naturais, modificando a natureza e a intensidade com que os sistemas ecológicos interagem entre si e com a atmosfera, com os ambientes aquáticos e as paisagens ao redor (Vitousek et al. 2008). Dentre essas formas de uso/ocupação, a urbanização destaca-se como principal fonte de modificação ecossistêmica, na qual as alterações decorrentes de sua rápida expansão são agregadas às alterações oriundas de atividades antropogênicas prévias como a agricultura e a pecuária, entre outras. Aproximadamente 50% da população mundial vive em cidades atualmente, e estimativas indicam que esse valor poderá ultrapassar os 60% (4,9 bilhões) até o ano de 2030 (ONU, 2003), representando quase três vezes a população do planeta há 100 anos (1,7 bilhões).

Os impactos ecológicos negativos do crescimento e redistribuição da população humana são profundos. A perda de áreas florestadas para o meio urbano e agrícola influencia o micro-clima local e qualidade do ar, altera o fluxo de energia e nutrientes e conduz a redução da biodiversidade (Alberti, 2009, Di Giulio et al. 2009). A conversão de áreas naturalmente vegetadas ou agrícolas em ambientes urbanos resulta em aumento da frequência e da magnitude do fluxo hídrico oriundo de chuvas torrenciais em riachos urbanos (Campana e Tucci, 2001, Zhou e Wang, 2007). Além disso, incrementa o processo erosivo, altera a morfologia do canal com subseqüentes efeitos sobre a composição do leito fluvial (Wood e Armitage, 1997, Hancock, 2002, Booth et al. 2004), bem como eleva a concentração de nutrientes e poluentes oriundo da lixiviação superficial (Mainstone e Parr, 2002, Hatt et al. 2004). Essas modificações, juntamente com a redução da cobertura vegetal, reduzem a complexidade do hábitat nos ecossistemas aquáticos alterando a estrutura das comunidades biológicas (Quinn et al. 2001).

Para as assembleias de peixes, variações na composição, estrutura e distribuição das espécies têm sido associadas a gradientes de urbanização, seja em ambientes temperados (Boët et al. 1999, Gafny et al. 2000, Onorato et al. 2000) ou tropicais (Oliveira e Bennemann 2005, Cunico et al. 2006, Vieira e Shibatta 2007). Características comuns como redução da diversidade e abundância e incremento na dominância de espécies tolerantes a condições inóspitas são observadas. Entretanto o entendimento de quais variáveis ambientais mais influenciam a estrutura das assembleias e em que escala espacial são manifestadas, ainda são inconsistentes.

Tradicionalmente estudos e projetos envolvendo re-habilitação e conservação de riachos têm focado, principalmente, em aspectos referentes a cobertura vegetal e condições físicas e químicas do hábitat (Wang et al. 2006). Isto por que a estrutura das assembleias de peixes é influenciada por variáveis ambientais locais como profundidade, fluxo, constituição do substrato, cobertura vegetal, temperatura, entre outras (Giller e Malmqvist, 2006). Por outro lado, uma extensiva literatura explora a natureza hierárquica dos sistemas fluviais, avaliando os ambientes a partir de escalas maiores (e.g. paisagens e ou bacia hidrográfica) para escalas sucessivamente menores, como segmentos e transectos do canal, unidades individuais (como poças e corredeiras) e microhabitats (Frissell et al. 1986, Montgomery, 1999, Fausch et al. 2002). Segundo Allan (2004) muitas características de um sistema fluvial dinâmico estão mutuamente ajustadas em diferentes escalas espaciais, sendo que a ação de atividades humanas que afetam a qualidade da água e aspectos hidrogeomorfológicos do meio são, provavelmente, responsáveis por estabelecer novas conexões entre os diferentes níveis hierárquicos, resultando em alteração e possível degradação dos habitats aquáticos. Dessa forma, em ambientes naturais, as assembleias de peixes são, predominantemente, influenciadas por fatores locais e, a medida que distúrbios são inseridos nas bacias de drenagem, eleva-se a influência de fatores ambientais regionais (Wang et al. 2006), o que torna evidente a importância da relação de ambas as escalas sobre a estrutura das assembleias. Assim, o entendimento de quais fatores ambientais mais influenciam a estruturação da biota aquática em diferentes escalas espaciais, torna-se de extrema importância para o direcionamento de atividades de conservação e manejo em ambientes aquáticos impactados por atividades antropogênicas.

Neste contexto, os objetivos deste estudo foram identificar padrões de composição específica e diversidade na estrutura das assembleias de peixes em riachos do perímetro urbano do município de Maringá, Paraná, Brasil, com diferentes níveis de urbanização, e avaliar a relação destes padrões com variáveis ambientais locais e regionais, determinando,

assim, quais variáveis, em diferentes escalas espaciais, melhor descrevem a estrutura das assembleias. Testou-se a hipótese de que a medida que distúrbios são inseridos nas bacias de drenagem eleva-se a influência de fatores ambientais regionais, destacando a importante relação de fatores ambientais locais e regionais sobre a estrutura das assembleias.

ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do rio Pirapó está localizada na Região Norte do estado do Paraná e inserida na região fisiográfica denominada Terceiro Planalto Paranaense, especificamente no polígono delimitado pelas latitudes de 22°30' e 23°30'S e longitudes de 51°15' e 52°15'W. Com uma área de drenagem de aproximadamente 5.000 km² o rio Pirapó percorre uma extensão de 168 km até sua foz no rio Paranapanema e aproximadamente 50 km até o município de Maringá, sendo responsável pelo abastecimento de água do município (Sanepar, 2002). A paisagem predominante da bacia caracteriza-se por um mosaico de atividade agrícola e desenvolvimento urbano, especialmente na região metropolitana de Maringá, a qual se destaca como um importante centro agro-industrial da região, sendo a terceira cidade mais populosa do estado do Paraná com 325.968 habitantes (IBGE, 2007).

O município abrange terras das bacias do rio Pirapó e do rio Ivaí, estendendo-se sobre o espigão divisor de águas. As altitudes encontradas variam desde 360 m, nos vales mais dissecados, no extremo noroeste e sudeste do município, até 599 m, a cota mais elevada localizada na área urbana, no topo do principal espigão divisor de águas, que separa as sub-bacias do ribeirão Maringá, pertencente à bacia do rio Pirapó, e a sub-bacia do ribeirão Borba Gato, pertencente à bacia do rio Ivaí (Borsato e Martoni, 2004). Em virtude de tais características fisiográficas, inúmeros córregos nascem dentro do perímetro urbano do município sofrendo influência do meio urbano em suas características físicas, químicas e biológicas. Desta forma, para a realização desse estudo, foram selecionados 10 córregos de pequena ordem (1^a. 2^a. e 3^a. ordem, *sensu* Strahler, 1957), pertencente a bacia hidrográfica do rio Pirapó, tendo como critério o gradiente de urbanização. (Figura 1, Tabela 1).

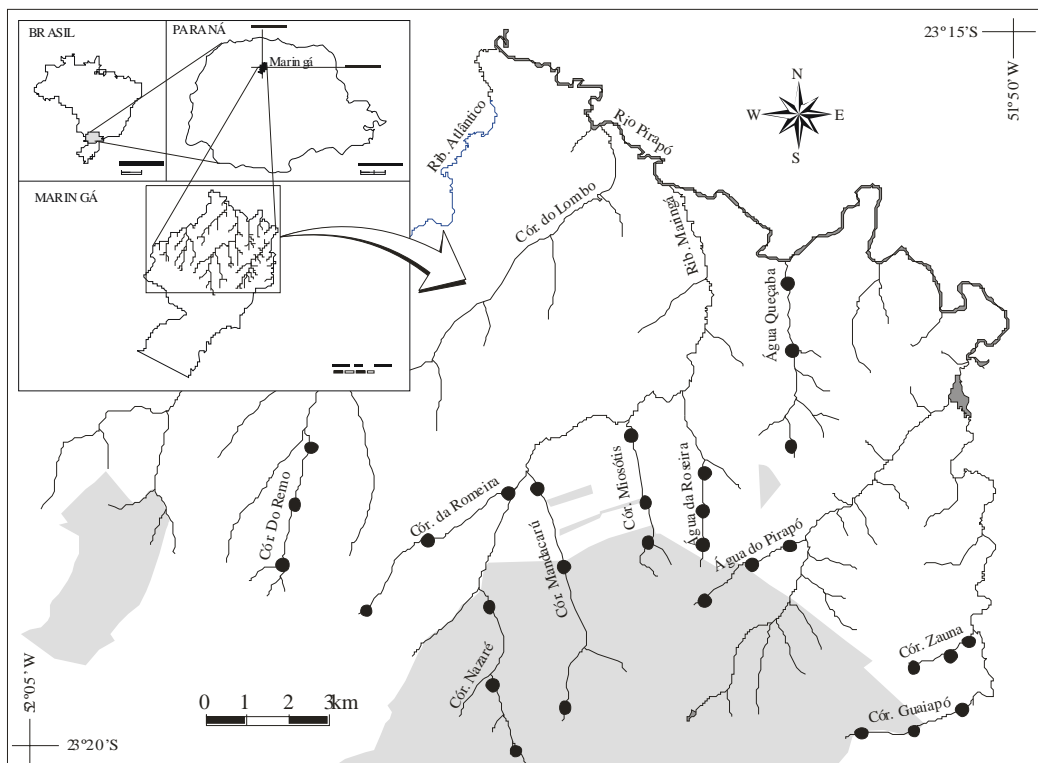


Figura 1. Área de estudo e locais de amostragem (●). Áreas em cinza delimitam áreas urbanizadas.

Tabela 1. Localização e características das micro-bacias de cada córrego analisado. %Urb= porcentagem de urbanização da micro-bacia; %S.I.= porcentagem de superfícies impermeáveis da micro-bacia.

Córrego	COD	Latitude	Longitude	Drenagem (ha)	% Urb	% S.I.
Nazaré	NAZ	23°24'04,64"S	51°58'03,57"W	867,928	100,0	34,8
Mandacarú	MAN	23°23'05,24"S	51°56'49,85"W	1504,896	82,5	30,8
Guaiapó	GUA	23°24'44,54"S	51°51'13,83"W	1596,792	73,6	33,4
Miosotis	MIO	23°21'54,50"S	51°55'37,35"W	1213,855	56,7	9,3
Água do Pirapó	API	23°22'24,31"S	51°53'48,58"W	431,125	56,6	5,0
Água da Roseira	ROS	23°20'56,30"S	51°54'52,31"W	867,504	18,8	1,2
Água Queçaba	AQU	23°19'04,41"S	51°53'29,35"W	984,687	5,2	1,6
Remo	REM	23°21'39,26"S	52°01'02,48"W	792,325	0,5	0,5
Romeira	ROM	23°22'04,05"S	51°58'43,50"W	895,986	0,0	0,5
Zaúna	ZAU	23°23'47,36"S	51°51'02,09"W	297,486	0,0	1,6

MATERIAL E MÉTODOS

Três locais de amostragens foram estabelecidas e operadas bimestralmente no período de julho de 2007 à junho de 2008 em cada córrego ao longo de um gradiente longitudinal (cabeceira, intermediário e foz), perfazendo um total de 30 locais de coleta (Figura 1). A extensão dos segmentos amostrados foi determinada em aproximadamente 20 vezes a largura média do leito fluvial (40m à 80m), possibilitando assim maior probabilidade de abrangência de no mínimo uma sequência de habitats constituído por corredeira, poça e remanso em cada local amostrado (Lyons, 1992, Hauer e Lamberti, 2007).

Coleta de Peixes

A ictiofauna foi coletada sob licença do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (137/2006 DIFAP/IBAMA, processo IBAMA (02040.000093/06-45), utilizando equipamento de pesca elétrica (gerador portátil de corrente alternada, 2,5 kW, 400 V, 2A), através de 3 capturas sucessivas com unidade de esforço constante (CPUE), sendo os segmentos delimitados por redes de multifilamento com 2 mm entre nós. Devido a dificuldade na identificação das espécies em campo, os indivíduos capturados, após anestesiados (eugenol) e sacrificados foram fixados em solução de formol 4%, sendo posteriormente identificados em laboratório de acordo com Graça e Pavanelli (2007) e depositado na Coleção Ictiológica do Nupélia da Universidade Estadual de Maringá (disponível em www.nupelia.uem.br/colecao).

Fatores Ambientais Locais

Transectos foram espaçados a cada 10 m na extensão determinada para a realização da pesca elétrica, sendo então mensuradas as variáveis ambientais locais: largura (m) e profundidade do canal (m), fluxo (m/s), vazão (m³/s), granulometria, complexidade estrutural do habitat e cobertura do leito (dossel). Medidas de largura foram obtidas no limite de cada transecto e valores de profundidade e fluxo mensurados nas margens direita, esquerda e porção média do limite dos transectos. Dados referentes ao fluxo hídrico foram obtidos com auxílio de medidor de fluxo eletrônico. O cálculo da vazão foi realizado segundo a equação $Q=A*v$, onde (A) representa a área vertical do leito e (v) o fluxo em m/s (Hauer e Lamberti, 2007). A determinação do *número de Froude* (FR), o qual descreve diferentes regimes do fluxo hídrico ao longo do canal fluvial, foi dado pela equação: $FR=V/[g*H]^{0.5}$, onde V =

velocidade da água, H = profundidade e g = aceleração da gravidade ao nível do mar e à latitude de 45° (Lamouroux et al. 2002).

Informações referentes a granulometria, complexidade estrutural do habitat e dossel foram quantificadas através da utilização de um quadrado de madeira com $0,5 \text{ m}^2$, subdividido em 25 quadrados menores de $0,10 \text{ m}^2$, sendo os valores das variáveis mensurados pela soma do número de subdivisões com a ocorrência da variável mensurada como: substrato (silte/argila, areia, grânulo, seixos, bloco e laje), estruturas do hábitat (troncos, galhos e folhas, troncos galhos e folhas das margens, macrófitas e estruturas artificiais) e cobertura vegetal sobre o leito fluvial (dossel). Foram realizadas cinco repetições em cada transecto, sendo essas conduzidas pelo mesmo amostrador em todos os locais e campanhas de amostragem, reduzindo assim erros de caráter sistemático.

Dados referentes às condições físicas e químicas da água como pH, condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), oxigênio dissolvido (mg/L e % saturação), temperatura da água ($^\circ\text{C}$) e temperatura do ar ($^\circ\text{C}$), foram aferidos em campo com equipamentos analíticos portáteis. Para análises da concentração de nitrogênio total, fósforo total, demanda química (DQO) e bioquímica de oxigênio (DBO), amostras de água foram coletadas e analisadas pelos laboratórios de Saneamento e Agroquímica da Universidade Estadual de Maringá.

Fatores Ambientais Regionais

Variáveis ambientais regionais como latitude (graus), longitude (graus), área de drenagem da micro-bacia (m^2), porcentagem de superfície impermeável da micro-bacia (%) e porcentagem de urbanização (%) foram determinadas através de imagens de satélite de alta resolução (Quickbird – Pancromática, ano 2005) utilizando o programa computacional Spring 4.3.2 (Camara et al. 1996), disponível em www.dpi.inpe.br/spring. A quantificação da área de drenagem foi estabelecida através de sobreposição das imagens junto a cartas altimétricas e a porcentagem de urbanização calculada pela sobreposição dos limites da micro-bacia e os limites do meio urbano (usos do solo e infra-estrutura). Áreas de superfícies impermeáveis foram mensuradas com utilização da ferramenta de edição vetorial do programa Spring 4.3.2.

A influência de precipitações pluviométricas foi avaliada através da frequência de ocorrência de picos de chuvas nas áreas amostradas, sendo calculada pelo número de dias com chuvas superiores a precipitações média anual do município de Maringá em sete, quinze e trinta dia antes das coletas. Esses dados foram obtidos junto a estação meteorológica da Universidade Estadual de Maringá, e transformados em frequência relativa para cada grupo de

ambiente analisado (urbano, peri-urbano e rural) sendo posteriormente convertidos em dados ordinais no intuito de padronizar valores oriundos de amostras desbalanceadas. As categorias utilizadas foram: categoria **0** para frequência relativa $\leq 1\%$, categoria **1** entre 1% e 10%, e categoria **2** entre 10% e 50%.

Análise dos dados

Delineamento amostral *a priori*

De acordo com a porcentagem de urbanização da micro-bacia de cada córrego, agrupamos os ambientes em córregos urbanos (urbanização superior a 50%), peri-urbanos (entre 5% e 20%) e rurais (inferior a 1%) (Tabela 1). Diferenças ambientais entre os grupos foram testadas através de análise discriminante com a matriz de dados abióticos. Esse procedimento estabeleceu funções discriminantes derivadas do conjunto de variáveis preditoras providenciando melhor discriminação entre os grupos. Valores críticos de *Wilk's Lambda* foram utilizados para determinar diferenças entre os grupos e as variáveis que mais contribuíram para a formação das funções discriminantes.

Atributos da comunidade

Estimativas de densidades das espécies capturadas foram realizadas utilizando o método de verossimilhança máxima de Zippin (1956), que tem como importante premissa de que o esforço e a eficiência de captura são constante. Esse método, baseado nas três remoções sucessivas em cada segmento amostrado, é adequado para ambientes com áreas delimitadas, como lagoas, praias, enseadas e riachos. Para os casos em que houve restrições à aplicação do método, ou seja, $0 < R < (s-1)/2$, onde R é o índice de restrição e s o número de capturas, foi utilizado o procedimento de Agostinho e Penczak (1995).

Os seguintes atributos da assembleia foram estimados (Ludwig e Reynolds, 1988): (i) riqueza de espécies (S), representando o número de espécies observado em cada ambiente e (ii) Diversidade (H'), índice que considera a riqueza e a equitabilidade das espécies, sendo calculado através do índice de Shannon-Wiener (Magurran, 1988). O método de rarefação (Hurlbert, 1971) foi aplicado com o objetivo de padronizar o número de indivíduos e comparar a riqueza de espécies dos grupos de ambientes sendo calculado de acordo com Gotelli e Graves (1996) e Krebs (1999). O programa Biodiversity Pro (disponível em

<http://www.nrnc.demon.co.uk/bdpro/>) foi utilizado para a obtenção dos valores de riqueza de espécies esperada, $E(S_n)$.

Para a determinação de espécies indicadoras utilizamos os procedimentos preconizados por Dufrene e Legendre (1997), tendo como dados de entrada a abundância e frequência de ocorrência das espécies em cada grupo, calculando valores indicadores para cada espécie (McCune e Grace, 2002). Valores com probabilidade de erros do tipo I <5% ($p < 0,05$; resultado do teste de Monte-Carlo baseado em 5000 permutações) foram consideradas como espécies potencialmente indicadoras.

Relações entre a estrutura das assembleias de peixes e os fatores ambientais.

Relações entre os dados ambientais e a estrutura das assembleias de peixes nos grupos determinados *a priori* foram observadas através de análise de correspondência canônica (CCA), que por ser uma análise de gradiente direto, relaciona a presença ou abundância de espécies para um grupo de variáveis ambientais, tendo como propósito detectar padrões de distribuição e abundância das espécies que melhor são explicados por tais variáveis. Foram aplicadas duas CCA, entre a estrutura taxonômica e fatores ambientais locais e regionais. Dessa forma, pudemos verificar quais variáveis ambientais locais e regionais explicaram parte significativa da estrutura taxonômica das assembleias. Para essa análise, os dados de abundância das espécies foram transformadas com função logarítmica na base 2. Não obstante, as variáveis ambientais latitude e longitude foram transformadas de acordo com a fórmula, $Y = (X - X_{min}) / (X_{max} - X_{min})$, onde, X é o valor real da variável a ser transformada, X_{min} é o menor valor da variável no conjunto de dados e X_{max} é o máximo valor da variável. Variáveis descritas em porcentagem foram transformadas através do arco-seno da raiz quadrada da variável. A associação entre as matrizes (estrutura das assembleias e ambientais) e a significância de cada eixo foi testada utilizando o método de Monte Carlo (999 permutações; $p = 0,05$), e apenas as associações e eixos significativos foram interpretados. Para selecionar as variáveis significativas ($p = 0,05$) no modelo final, foi usada a opção *forward selection*, e as variáveis com fator de inflação da variância (FIV) maior que 20 foram consideradas redundantes (ter Braak e Šmilauer, 1998) e removidas da análise. Assim, as CCA foram novamente rodadas, utilizando os dados de estrutura e esse grupo de variáveis significativas e não redundantes.

Importância relativa da escala espacial

Para testar a hipótese de que a importância dos fatores ambientais na explicação da variação na estrutura das assembleias de peixes varia em função da escala espacial considerada, foi usada uma análise de correspondência canônica parcial (pCCA; Borcard et al. 1992). Nesse método, a variação total dos dados das assembleias foi particionada em: (i) variação explicada exclusivamente pelas variáveis locais e regionais (efeito puro de cada escala); e (ii) variação explicada pela interação entre as variáveis locais e regionais (efeito compartilhado). Para obtenção desses valores parciais, a análise foi constituída basicamente por três etapas. Primeiro, foi rodada uma CCA entre os dados de estrutura das assembleias (variável resposta) e uma das matrizes ambientais (fatores locais, por exemplo, como variável preditora), e verificada a variação na estrutura explicada por essa matriz. Segundo, foi rodada uma pCCA entre os mesmos dados de estrutura das assembleias e matriz ambiental confrontados no passo anterior, porém usando a outra matriz ambiental como covariável (no caso, fatores regionais). Nesse exemplo, o uso da matriz covariável (fatores regionais) permitiu a quantificação da variação na estrutura das assembleias explicada exclusivamente pelos fatores ambientais locais. Para a determinação da contribuição exclusiva dos fatores regionais, esses dois passos foram rodados novamente trocando a ordem das matrizes. O terceiro passo foi usado para calcular a contribuição da interação entre as escalas na explicação da estrutura. Esse valor foi obtido subtraindo da variação na estrutura explicada pela escala local (etapa 1), a variação explicada *exclusivamente* pelos fatores locais (etapa 2, na qual se usou matriz covariável).

Todas as ordenações foram realizadas no programa CANOCO® 4.02 (ter Braak e Šmilauer, 1998).

RESULTADOS

Determinação dos grupos a priori

A análise discriminante mostrou que a caracterização feita *a priori* foi significativa, ou seja, os grupos estabelecidos de acordo com a porcentagem de urbanização da micro-bacia de cada córrego são entidades reais (Wilks' Lambda=0,102; F=12,463; p<0,001). Variáveis referentes a morfologia do canal, complexidade do hábitat e condições químicas do meio influenciaram significativamente a separação dos grupos (Tabela 2).

Tabela 2. Resultado da análise discriminante com as variáveis ambientais. Valores em negrito influenciaram significativamente os grupos de ambientes.

	Eixo 1	Eixo 2	Wilks' Lambda	F	p
Largura (m)	0,03794	-0,956244	0,106982	3,74549	0,025832
Dossel	-0,60867	0,030906	0,110297	6,21688	0,002540
Sombreamento	0,32030	-0,299343	0,105131	2,36603	0,097301
Troncos	-0,04519	-0,113912	0,102515	0,41597	0,660450
Galhos e folhas	-0,35047	-0,428721	0,111657	7,23079	0,001001
Troncos, galhos e folhas das margens	-0,49936	-0,070268	0,117405	11,51530	0,000022
Fluxo (m/s)	-1,12724	-0,069316	0,103761	1,34466	0,263710
Profundidade (m)	0,32069	0,399848	0,103436	1,10221	0,334776
Vazão (m ³ /s)	-0,11199	0,630044	0,103558	1,19323	0,306066
Número de <i>Froude</i>	1,17893	0,158211	0,104327	1,76636	0,174446
Silte e Argila	0,35497	0,236072	0,109519	5,63662	0,004351
Areia	-0,46308	-0,100213	0,105895	2,93519	0,056139
Granulo	0,17857	0,059463	0,103482	1,13712	0,323455
Seixos	0,35664	0,469435	0,110348	6,25481	0,002452
Bloco	-0,02676	-0,173897	0,102624	0,49723	0,609201
Laje	0,07486	-0,276404	0,102895	0,69912	0,498615
Estruturas artificiais	0,00694	-0,213596	0,102806	0,63277	0,532511
Temperatura da água °C	-0,02973	-0,158600	0,102897	0,70077	0,497797
pH	-0,10318	0,125057	0,103230	0,94911	0,389368
Condutividade Elétrica (µS/cm)	0,75279	0,507071	0,148332	34,56839	0,000000
O₂ dissolvido (mg/L)	-0,37290	-0,135187	0,110153	6,10918	0,002806
PO ₄ -P (mg/L)	-0,07510	-0,165126	0,103115	0,86284	0,424019
Nitrogênio Total (mg/L)	0,26648	-0,404590	0,110748	6,55289	0,001863
Demanda Química de Oxigênio (mg/L)	-0,46983	0,428027	0,106953	3,72392	0,026369
Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)	0,40961	-0,309045	0,105552	2,67965	0,071827
Óleos e Graxas (mg/L)	0,15131	0,181205	0,104419	1,83555	0,163045
Autovalores	4,89800	0,663000			
% de explicação	88,00000	*****			

Córregos urbanos apresentaram tendência de maior largura do leito fluvial assim como maior concentração de nitrogênio total e valores de condutividade elétrica (Figura 2). Córregos peri-urbanos e rurais destacaram-se pela maior complexidade do hábitat evidenciada pela presença de galhos e folhas no leito (GF), tronco, galhos e folhas das margens (TGF) e maior cobertura vegetal sobre o leito (dossel). Maior concentração de seixos (SE) e silte argila (SA) ocorreu nos córregos peri-urbanos. Tendência de maior concentração de oxigênio dissolvido (O₂) foi observada dentre os ambientes rurais e demanda química de oxigênio (DQO) dentre ambientes rurais e peri-urbanos (Figura 2).

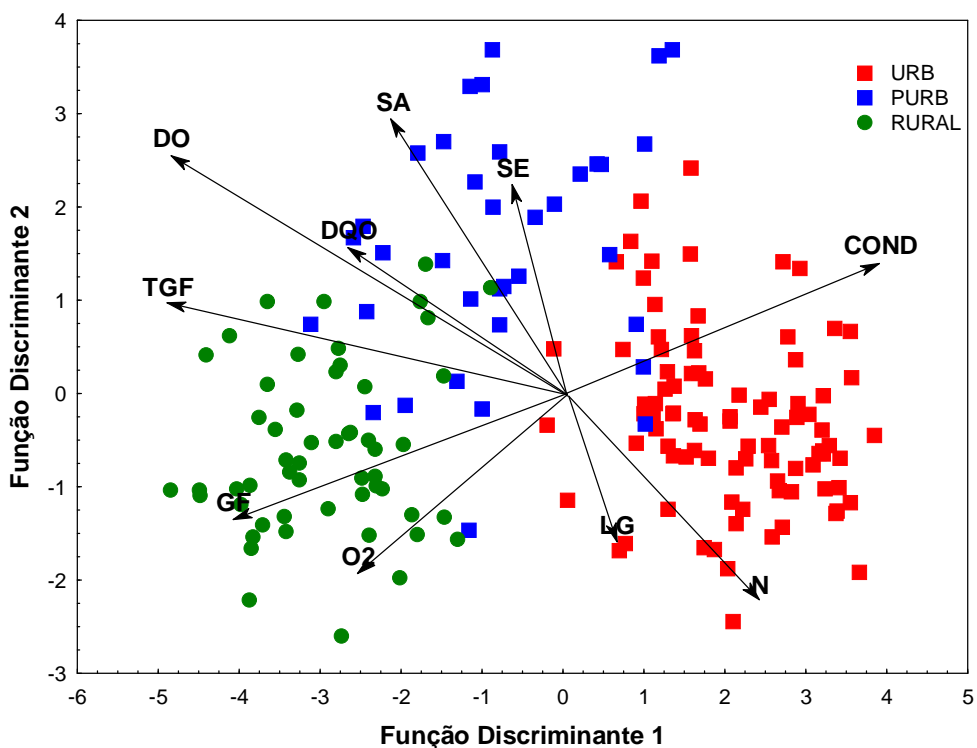


Figura 2. Análise Discriminante entre os grupos pré-estabelecidos (URB= Urbano; PURB= Periurbano; RURAL= Rural), e as variáveis ambientais que mais contribuíram para a discriminação dos grupos (O₂= oxigênio dissolvido; GF= galhos e folhas; TGF=troncos, galhos e folhas das margens; DO= dossel; DQO= demanda química de oxigênio; SA= silte e argila; SE= seixos; COND= condutividade elétrica; N= nitrogênio total e LG= largura do leito).

A ictiofauna

Um total de 38 espécies pertencentes a 27 gêneros, 12 famílias e 6 ordens foram coletados neste estudo (Tabela 3). Valores de riqueza específica estimados pela curva de rarefação, assim como valores médios do índice de diversidade de Shannon, destacaram maior riqueza e diversidade de espécies nos ambientes peri-urbanos e rurais quando comparados aos ambientes urbanos (Figuras 3 e 4). Espécies com maior frequência de ocorrência dentre os ambientes urbanos foram: *Poecilia reticulata* (97%), *Rhamdia quelen* (80%), *Hypostomus* aff. *ancistroides* (79%) e *Cetopsorhamdia iheringi* (46%). Nos ambientes peri-urbanos destacaram-se as espécies: *Imparfinis mirini* (97%), *Hypostomus* aff. *ancistroides* (92%), *Astyanax* aff. *fasciatus* (81%) e *Rhamdia quelen* (80%) e nos rurais: *Poecilia reticulata* (100%), *Hypostomus* aff. *ancistroides* (85%), *Rhamdia quelen* (61%) e *Astyanax* aff. *fasciatus* (72%). Entretanto, combinando informações referentes a frequência de ocorrência e abundância relativa através da análise de espécies indicadoras (*IndVal*) foi observado três espécies com valores de *IndVal* elevados (>35%) e significativos ($p < 0,05$) para os ambientes

urbanos: *Poecilia reticulata* (62%); *Rhamdia quelen* (50%) e *Cetopsorhamdia iheringi* (38%); quatro espécies para os ambientes peri-urbanos: *Imparfinis mirini* (83%), *Bryconamericus stramineus* (70%), *Piabina* sp. (51%) e *Corydoras aeneus* (44%) e uma espécie para os ambientes rurais: *Astyanax* aff. *fasciatus* (41%).

Tabela 3. Lista das espécies capturadas e suas densidades em número de indivíduos por hectare (ha). 1. Nazaré; 2. Mandacaru; 3. Guaiapó; 4. Miosótis; 5. Água da Roseira; 6. Água do Pirapó; 7. Água Queçaba; 8. Remo; 9. Romeira; 10. Zaúna. O nome popular de cada espécie encontra-se entre aspas. URB = Urbano; PURB = Peri-urbano; RURAL = Rural.

	URB				PURB			RURAL		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
OSTEICHTHYES										
CHARACIFORMES										
Parodontidae										
<i>Apareiodon ibitiensis</i> Campos, 1944 "canivete"				12						
<i>Apareiodon piracicabae</i> (Eigenmann, 1907) "canivete"							3			
<i>Apareiodon</i> sp. "canivete"							34			
Crenuchidae										
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909 "mocinha"			347	8			1434	296		610
Characidae										
INCERTAE SEDIS										
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000 "tambuí"		57	337	133	7		1520		454	22
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007 "lambari"					15		80			393
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1819) "lambari-rabo-vermelho"	124	56	83	13			1192	3102	811	1077
<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> Eigenmann, 1914 "lambari"	8		15					387	236	346
<i>Bryconamericus</i> <i>stramineus</i> Eigenmann, 1908 "pequira", "lambari"				5		720	505			52
<i>Piabina</i> sp. "pequira"						123	512	134		
CHEIRODONTINAE										
<i>Serrapinnus notomelas</i>							91			

(Eigenmann, 1915)											
"pequira"											
Erythrinidae											
<i>Erythrinus erythrinus</i>											
(Bloch & Schneider,	3										
1801)											
"jejú"											
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>											
(Bloch, 1794)	7	27	3	6							
"traíra"											
SILURIFORMES											
Trichomycteridae											
<i>Trichomycterus diabolus</i>											
Bockmann, Casatti & de										220	
Pinna, 2004											
"candiru"											
Callichthyidae											
<i>Callichthys callichthys</i>											
(Linnaeus, 1758)										25	10
"camboja", "tamboatá"											
<i>Corydoras aeneus</i>											
(Gill, 1858)										2581	
Loricariidae											
HYPOPTOPOMATINAE											
<i>Hisonotus</i> sp.											
"cascudinho limpa-										4	
vidro"											
HYPOSTOMINAE											
<i>Hypostomus</i> aff.											
<i>ancistroides</i>	3024	3128	816	2316	117	715	729	1600	1075	1144	
(Ihering, 1911)											
"cascudo"											
<i>Hypostomus</i>											
<i>nigromaculatus</i>										264	11
(Schubart, 1964)											
"cascudo"											
<i>Hypostomus</i> aff.											
<i>strigaticeps</i>	227	4	2	135				130	61		
(Regan, 1908)											
"cascudo"											
<i>Hypostomus</i> sp.											
"cascudo"	8								29		
LORICARIINAE											
<i>Rineloricaria</i> sp.											
"cascudo-chinelo"										18	92
NEOPLECOSTOMINAE											
<i>Neoplecostomus</i> sp.											
									4		
Heptapteridae											

<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959 "bagrinho"	2303	3	1271	1018		57	59		138	204
<i>Imparfinis borodini</i> Mees & Cala, 1989 "bagre-pedra"							52			222
<i>Imparfinis mirini</i> Haseman, 1911 "bagrinho"			995	341	62	10623	1622		2186	
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i> (Schubart, 1964) "bagrinho"	2		26	2		61	151	104	853	22
<i>Pimelodella avanhandavae</i> Eigenmann, 1917 "mandi-chorão"						6	116			
<i>Rhamdia quelen</i> (Quoy & Gaimard, 1824) "bagre", "jundiá"	1135	1767	1048	1334	291	589	335	179	254	143
GYMNOTIFORMES										
Gymnotidae										
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839) "morenita", "tuvira"		1	17	8			483	25	8	7
<i>Gymnotus</i> sp. "morenita", "tuvira"		2					10			
CYPRINODONTIFORMES										
Poeciliidae										
<i>Poecilia reticulata</i> Peters, 1859 "barrigudinho", "guaru"	12423	25808	13084	12423	10167	272	959	7814	6165	9265
<i>Xiphophorus hellerii</i> Heckel, 1848 "espadinha"				32						
SYNBRANCHIFORMES										
Synbranchidae										
<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch, 1795 "muçum"		12	6	7			162	31		
PERCIFORMES										
Cichlidae										
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982 "joaninha"							92			
<i>Crenicichla niederleinii</i> (Holmberg, 1891) "joaninha"							4			
<i>Geophagus brasiliensis</i>			11	5			150		26	

(Quoy & Gaimard, 1824)										
"cará"										
<i>Oreochromis niloticus</i>										
(Linnaeus, 1758)			23			7				73
"tilápia"										
Número de espécies	10	10	17	16	7	9	31	13	12	18

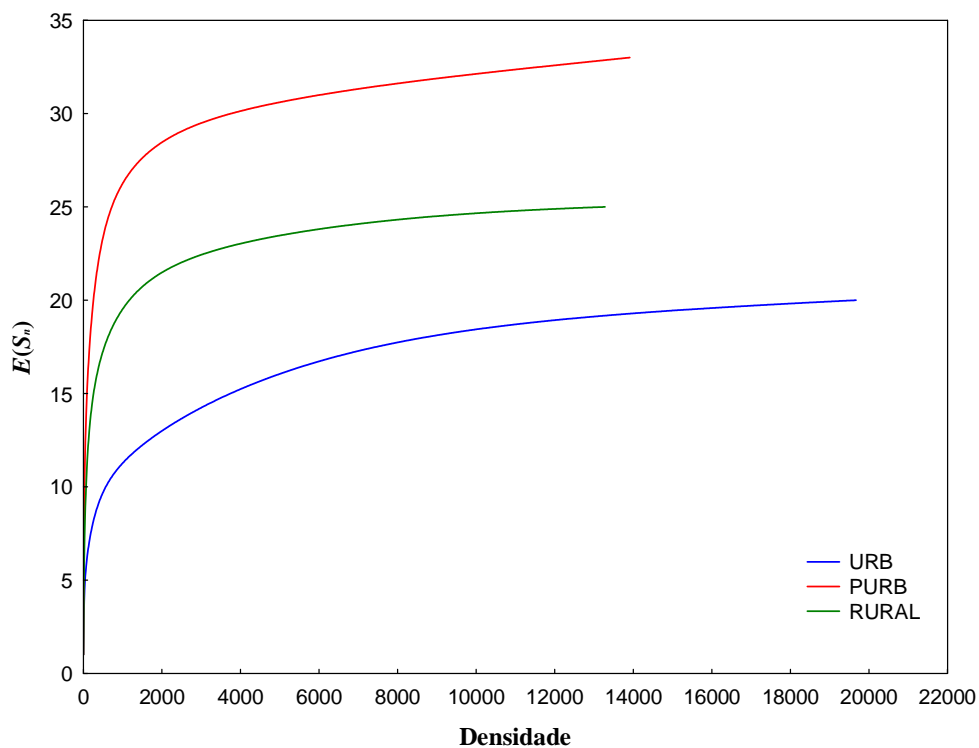


Figura 3. Curva de rarefação para os grupos de ambientes, sendo $E(S_n)$ o número de espécies esperado. URB = Urbano; PURB = Peri-urbano; RURAL = Rural.

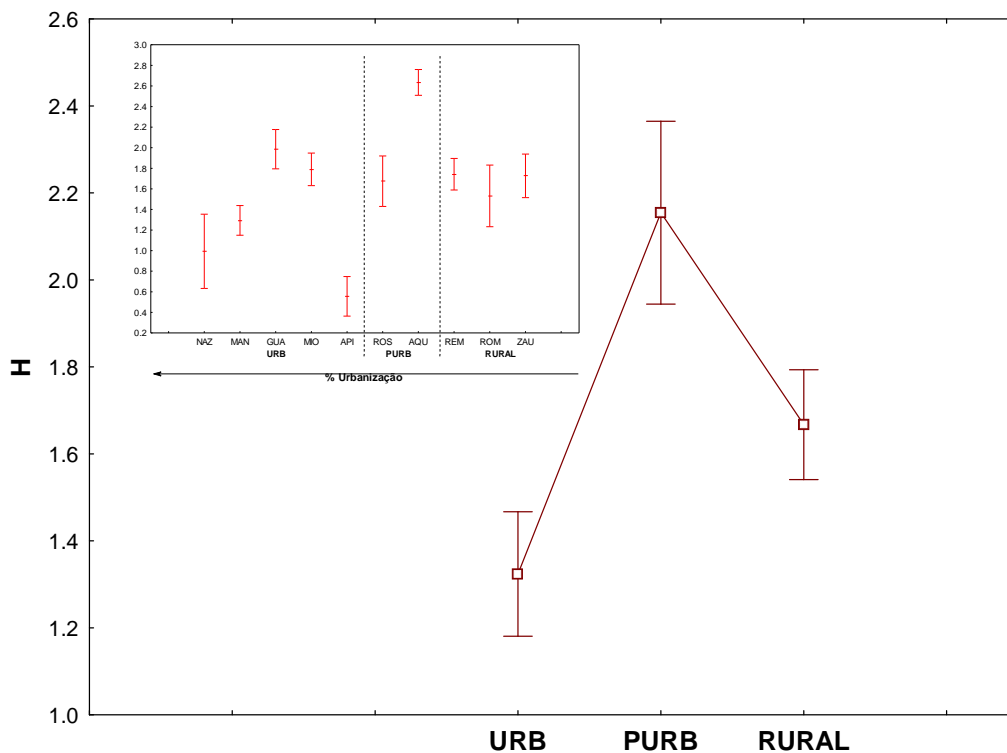


Figura 4. Valores médios do índice de diversidade de Shannon, entre córregos e grupos de ambientes analisados (URB = Urbano; PURB = Peri-urbano; RURAL = Rural).

Relações entre a estrutura das assembleias de peixes e os fatores ambientais

Associações entre a estrutura das assembleias de peixes e as variáveis ambientais locais e regionais foram evidenciadas pelas análises de correspondência canônica (CCA) (Teste de Monte Carlo com 1000 permutações, $p < 0,05$). Dentre as variáveis ambientais locais, número de *Froude* apresentou valor do fator de inflação da variância (FIV) superior a 20, sendo removida da análise. Para as variáveis regionais todos os valores de FIV foram inferiores a 20, indicando ausência de colinearidade nesse grupo de variáveis.

A CCA_{local} explicou 53,7% da variação total na abundância de espécies de peixes indicando relações entre a estrutura das assembleias e características hidrogeomorfológicas, físicas e químicas dos habitats. Ambientes urbanos foram influenciados pelos gradientes de largura do leito, presença de blocos, lajes e estruturas artificiais, assim como pela concentração de nitrogênio, condutividade elétrica, temperatura e oxigênio dissolvido (Figura 5). Para os ambientes peri-urbanos e rurais a cobertura vegetal (Dossel), a presença de troncos, galhos e folhas no leito e nas margens e a presença de silte e argila no leito apresentaram relações com a estrutura das assembleias. Variáveis hidrogeomorfológicas como vazão, fluxo, profundidade e presença de seixos, bem como químicas como a demanda

química de oxigênio e pH, foram relacionados aos ambientes peri-urbanos e segmentos inferiores do gradiente longitudinal nos ambientes rurais e urbanos (Figura 5). A ordenação das espécies na CCA destacou relação dos fatores ambientais locais com as espécies detectadas pela análise de espécies indicadoras (IndVal) para ambientes urbanos (*P. reticulata*, *R. quelen* e *C. iheringi*), peri-urbanos (*I. mirini*, *B. stramineus*, *Piabina* sp. e *C. aeneus*) e rurais (*A. aff. fasciatus*) (Figura 5).

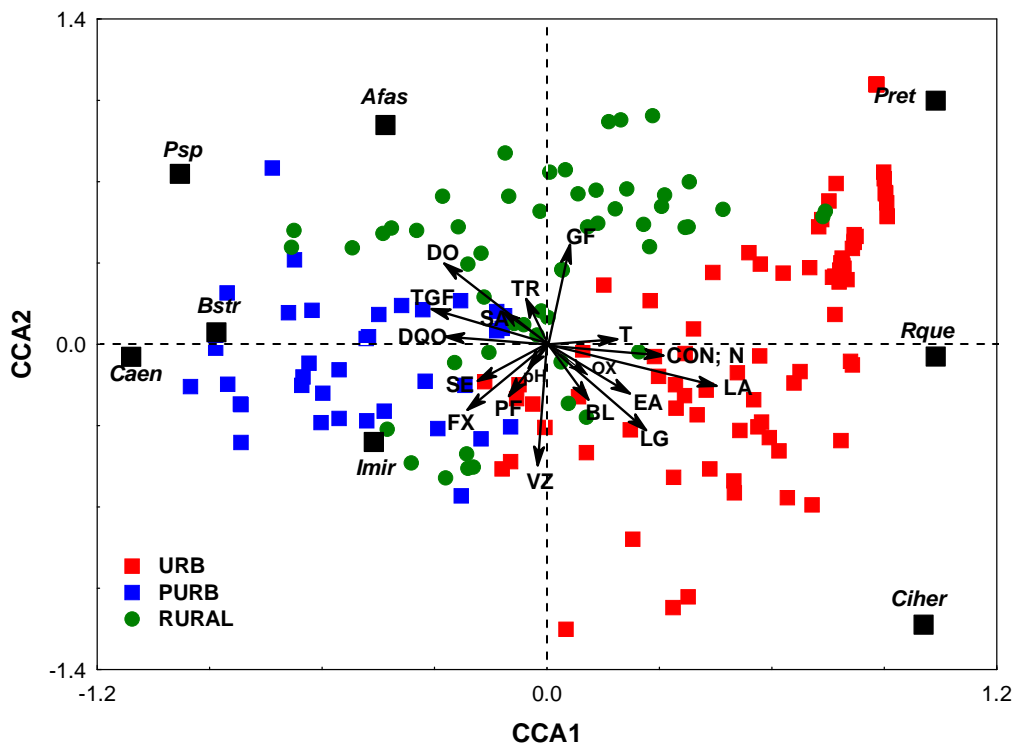


Figura 5. Análise de correspondência canônica (CCA) aplicada entre os dados de abundância taxonômica e fatores locais (OX= oxigênio dissolvido; GF= galhos e folhas; TGF=troncos, galhos e folhas das margens; TR= troncos DO= dossel; DQO= demanda química de oxigênio; SA= silte e argila; SE= seixos; BL= blocos; EA= estruturas artificiais; VZ= vazão; FX= fluxo; PF= profundidade; pH= pH; T= temperatura da água; CON= condutividade elétrica; N= nitrogênio total e LG= largura do leito), nos grupos de ambientes analisados (URB = Urbano; PURB = Peri-urbano; RURAL = Rural). Destaque para distribuição das espécies retidas pelo IndVal.

Para a $CCA_{regional}$ 51,7% da variação total na abundância de espécies de peixes foi explicada. A estrutura das assembleias foi relacionada às coordenadas geográficas dos locais de amostragem, assim como a porcentagem de urbanização e superfície impermeável, a área de drenagem da micro-bacia e a ocorrência de chuvas acima da média anual registrada no período de coletas (picos de chuvas) (Figura 6). Picos de chuvas ocorridos sete dias antes das amostragens relacionaram-se com ambientes com elevadas taxas de urbanização e de superfícies impermeáveis (ambientes urbanos). Por outro lado, a estruturação das assembleias

de peixes nos ambientes peri-urbanos com porcentagem de urbanização de 19% apresentaram relação com picos de chuvas quinzenais e os com 5% de urbanização com os picos mensais. Variações na latitude evidenciaram relações com o gradiente longitudinal dos locais de coleta nos ambientes urbanos e rurais e a longitude com o posicionamento dos ambientes rurais dentro da área de estudo. Ambientes urbanos e peri-urbanos também apresentaram relação com a área de drenagem da micro-bacia dos córregos. No que concerne a ordenação das espécies a $CCA_{regional}$, assim como observado para a CCA_{local} , evidenciou relação dos fatores ambientais regionais com as espécies detectadas pela análise de espécies indicadoras (IndVal) para os ambientes urbanos, peri-urbanos e rurais (Figura 6).

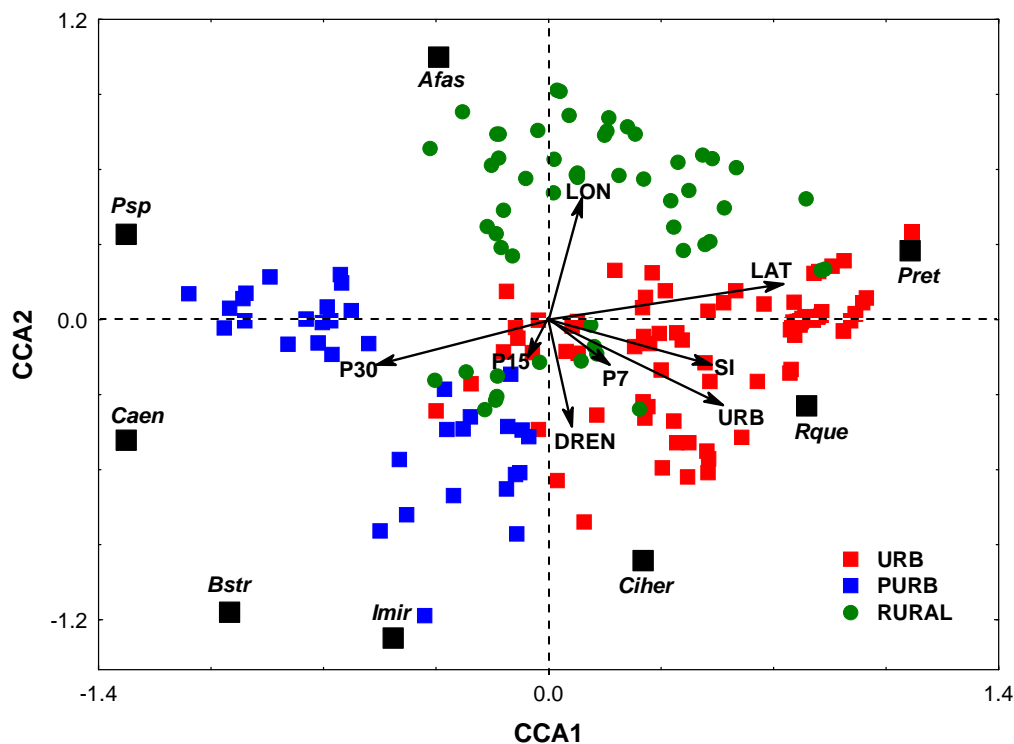


Figura 6. Análise de correspondência canônica (CCA) aplicada entre os dados de abundância taxonômica e fatores locais (LAT= latitude; LON= longitude; SI= área de superfície impermeável; URB= porcentagem de urbanização; DREN= área de drenagem; P7= picos de chuvas 7 dias antes da coleta; P15= picos de chuvas 15 dias antes da coleta; P30= picos de chuvas 30 dias antes da coleta), nos grupos de ambientes analisados (URB = Urbano; PURB = Peri-urbano; RURAL = Rural). Destaque para distribuição das espécies retidas pelo IndVal.

Importância relativa da escala espacial

O resultado da CCA parcial revelou que os fatores ambientais locais e regionais explicaram 37% da variação da estrutura das assembleias de peixes, atingindo 51 % quando

levado em consideração a variação explicada pela interação das escalas (Figura 7). A influência pura dos fatores locais explicou 19% da variação da estrutura das assembleias, enquanto que os fatores regionais explicaram 18%. A interação entre as variáveis locais e regionais contribuiu com 14 % da explicação.

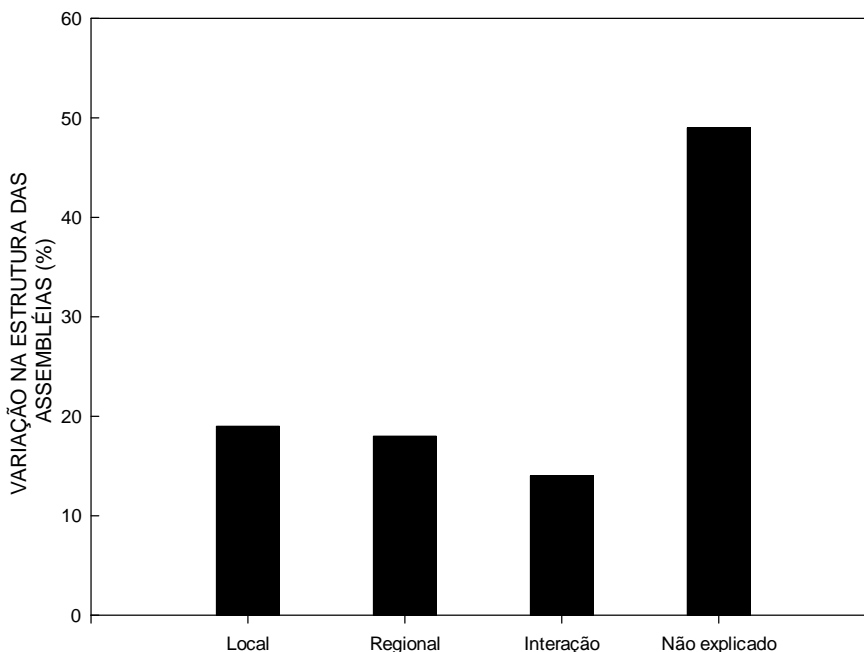


Figura 7. Contribuição relativa dos fatores locais, regionais e da interação entre essas escalas na explicação da estrutura taxonômica das assembleias de peixes.

DISCUSSÃO

Dentro do gradiente de urbanização avaliado neste estudo foi possível verificar, claramente, as variáveis ambientais atuando em escala regional e local sobre a estrutura das assembleias de peixes, corroborando o entendimento atual de que múltiplas escalas espaciais são importantes na determinação da estrutura das comunidades (Matthews, 1998). Características regionais como latitude e longitude evidenciaram relações entre a estrutura das assembleias e a posição dos ambientes na dimensão longitudinal, porém a influencia de aspectos relacionados à paisagem como porcentagem de urbanização, superfícies impermeáveis, área de drenagem, e picos de chuva, realçaram a importância da ação conjunta da dimensão lateral sobre a estruturação das comunidades. Hynes (1975) já destacava uma abordagem holística para os ambientes fluviais não os considerando meramente um fenômeno aquático, mas também constituídos por características oriundas de suas respectivas áreas de drenagem.

Em paisagens urbanas, aspectos regionais como áreas de superfícies impermeáveis, têm sido um acurado indicador de urbanização e de impactos urbanos sobre ambientes fluviais (McMahon e Cuffney, 2000). Características como reduzido tempo de escoamento de águas pluviais ocasionam alterações hidrológicas marcantes e efeitos diretos sobre a estrutura das assembleias de peixes (Finkenbine et al. 2000). A relação entre a ocorrência de picos de chuvas na semana anterior às coletas e a estruturação das assembleias nos ambientes com elevada porcentagem de urbanização evidenciam esta rápida ação da precipitação sobre a ictiofauna dos ambientes urbanos. A elevação da velocidade de escoamento das chuvas faz com que o aumento do volume de água ocorra de maneira igualmente rápida e intensa, promovendo o deslocamento das espécies pela enxurrada e ocasionando alterações morfológicas nos canais, tornando menos provável a ocorrência de espécies hábitat específicas (Lenat e Crawford, 1994). Obviamente, ambientes com áreas de drenagem menos impermeabilizadas também apresentam alterações em suas características ambientais decorrentes de chuvas, porém de maneira menos intensa. A retenção de água pelo solo e vegetação, bem como a redução da energia cinética no escoamento superficial da água até atingir o corpo d'água, conferem gradação nas alterações das condições do hábitat propiciando tempo hábil para que as espécies se ajustem às flutuações do meio. Sendo assim, a relação da frequência de picos quinzenais e mensais com a estruturação das assembleias dos ambientes peri-urbanos e a fraca relação com os ambientes urbanos evidenciam retardo no tempo de resposta das assembleias de peixes em decorrência de chuvas torrenciais em ambientes com reduzida impermeabilização de suas micro-bacias.

De fato, respostas biológicas têm sido melhor preditas pelas áreas de superfícies impermeáveis e áreas de ocupação urbana em inúmeros estudos envolvendo rios que drenam paisagens urbanizadas (Wang et al. 2001, Walsh et al. 2001, Morley e Karr, 2002, Ourso e Frenzel, 2003). Entretanto os ecossistemas fluviais são constituídos por uma série de processos e fatores em escalas espaciais hierarquizadas (Fausch et al. 2002) nos quais alterações das paisagens e usos do solo também estabelecem fortes alterações em fatores ambientais locais referentes a características químicas, geomorfológicas e de complexidade do hábitat, promovendo a re-estruturação das assembleias de peixes (Diana et al. 2006).

Relações entre a estrutura da ictiofauna ao longo do gradiente de urbanização com os valores de condutividade, concentração de nitrogênio e oxigênio dissolvido, evidenciaram a influência de alterações químicas decorrentes do aporte local de efluentes urbanos de origem orgânica, bem como da lixiviação de áreas impermeáveis constituintes da paisagem. Ambientes aquáticos em centros urbanos apresentam caracteristicamente aumento da

concentração de nutrientes, em especial nitrogênio, decorrentes de falhas relacionadas ao tratamento de esgoto bem como a descarga ilícita de efluentes nestes ambientes (Paul e Meyer, 2008). Não obstante, resíduos gerados pela alimentação humana e processos industriais atingem de maneira difusa os ambientes aquáticos durante o processo de lixiviação superficial da área de drenagem dos córregos. Embora relações da ictiofauna com a demanda química de oxigênio tenham sido mais evidentes para os ambientes peri-urbanos, possivelmente devido ao aporte de efluentes oriundos de indústrias que geralmente ocupam as periferias das cidades de médio porte, o aumento da concentração de nutrientes foi mais relevante em rios e córregos de áreas urbanizadas, onde constatou-se o estabelecimento de condições inóspitas para a manutenção de espécies sensíveis a elevação das concentrações de substâncias nitrogenadas (p.ex. amônia), bem como às alterações nos níveis de oxigênio dissolvido. Segundo Alberti (2005), embora nutrientes ocorram naturalmente nos ambientes aquáticos, áreas de drenagem urbana apresentam, de maneira geral, elevadas concentrações, promovendo condições de hábitat insustentáveis para a permanência de determinadas espécies de peixes.

Embora os riachos em áreas intensamente urbanizadas estejam expostos a impactos químicos provenientes de poluição orgânica, rios de pequena ordem, como os aqui estudados, são também seriamente afetados pela perda na qualidade física do hábitat, que, influencia negativamente tanto espécies fortemente associadas ao substrato, como aquelas que exploram a coluna d'água (Casatti et al. 2006). A formação de paisagens urbanas envolve padrões particularmente complexos em virtude de se constituírem num híbrido de interação entre ações antrópicas e processos ecológicos (Alberti et al. 2003, Cadenasso et al. 2006). Cidades apresentam, no entanto, natureza uniforme, resultando em redução da complexidade dos diferentes hábitats que compõem suas paisagens (McKinney, 2006). Estudos envolvendo a ictiofauna e características físicas do hábitat na América do Norte, reportam relações entre a estrutura da ictiofauna e característica como presença de lajes e blocos em ambientes urbanos, assim como, seixos e silte/argila nos ambientes peri-urbanos e rurais (Berkamn e Rabeni, 1987, Diana et al. 2006.). Embora os ambientes urbanos possam apresentar aumento da concentração de substrato fino decorrente da desestabilização das margens desprovidas de cobertura vegetal, a menor área de solo exposto nesses ambientes reduz potencialmente áreas de solo exposto e a inserção de substratos finos como silte e argila, bem como sua influência sobre a ictiofauna. Em contrapartida, o meio urbano eleva a concentração de estruturas artificiais, principalmente aqueles provenientes dos descartes da construção civil. Esses

contribuem para a homogeneização da estrutura física dos habitats, bem como reduz a profundidade da coluna d'água e estabelece novas condições no meio.

Em adição às alterações no leito e na estruturação dos habitats, a reduzida cobertura vegetal do leito (dossel) nos ambientes intensamente urbanizados promovem conspícuas alterações sobre outras variáveis ambientais locais e, como decorrência, na ictiofauna. A redução na cobertura vegetal, além de elevar a temperatura do meio aquático devido ao menor sombreamento e intensificar o processo de erosão marginal, também restringe a reposição natural de estruturas como troncos, galhos e folhas, que são importantes na maior heterogeneidade espacial do fluxo hídrico, na formação de áreas de abrigo, e como substrato para a alimentação, reprodução e desova de muitas as espécies aquáticas (Giller e Malmqvist, 2006). Assim, a redução da complexidade dos habitats nos ambientes urbanos, representado tanto pela homogeneização na natureza do substrato como pela redução de estruturas de origem alóctone (estrutura do habitat) influencia direta ou indiretamente a composição das assembleias de peixes.

Alterações na estrutura dos habitats e nos processos que controlam os padrões de composição, diversidade de espécies e abundância, incluindo interações específicas, microclima e disponibilidade de recursos naturais, são amplamente relatados na literatura como fenômenos recorrentes em paisagens urbanas (Pickett et al. 2001, Shochat et al. 2006). O registro de menores valores de riqueza e diversidade específica, bem como maior abundância de espécies tolerantes (*P. reticulata*) em riachos urbanos do município de Maringá, corroboraram estudos desenvolvidos na América do Norte (Onorato et al. 2000), Ásia (Gafny et al. 2000) e Europa (Boet et al. 1999).

Ambientes peri-urbanos e rurais apresentaram maior riqueza e diversidade específica, respectivamente, sendo que os valores de riqueza nos peri-urbanos foram influenciados pelo córrego Água Queçada, que apresentou 31 das 33 espécies que compõem o grupo. É provável que sua relação direta com corpos de água maiores expliquem essa tendência, dado que esse foi o único córrego a desaguar diretamente no rio Pirapó. A adição de espécies à medida que um riacho se aproxima da desembocadura de um curso de água maior é um fenômeno natural observado no estudo de vários riachos sulamericanos, sendo esse explicado pela expansão de micro-habitats, disponibilidade de alimento, e áreas de abrigo de predadores (Garutti, 1988, Barreto e Uieda, 1998, Lowe-McConnell, 1999, Uieda e Barreto, 1999, Abes e Agostinho, 2001, Uieda e Uieda, 2001, Castro et al. 2003). Por outro lado, a clara tendência de maiores valores de diversidade entre ambientes com menor porcentagem de concentração urbana (<20%) e áreas impermeáveis (<6%), mostrada no presente estudo, foi também registrada em

outros estudos, que reportam conspícuas alterações a partir de níveis entre 10 e 20% de ocupação urbana (Wang et al. 1997, Yoder et al. 1999, Wang et al. 2001).

Dentre as espécies ocorrentes nos ambientes analisados algumas apresentaram maior potencial indicador do estado de degradação dos riachos. A elevada abundância e ocorrência de *P. reticulata* nas áreas mais urbanizadas a destacou como potencial indicadora de alterações ambientais decorrentes da urbanização. Embora com participação relevante nos riachos rurais, essa espécie e outras do mesmo gênero têm sido relatadas como abundantes em ambientes altamente degradados (Lemes e Garutti, 2002, Dyer et al. 2003, Cunico et al. 2006). Espécies de *Poecillia* são componentes comuns de índices de integridade biológica como indicadoras de qualidade ambiental (Araújo, 1998, Ferreira e Casatti 2006, Pinto e Araújo 2007) e figuram-se cada vez mais como indicadores de ambientes urbanos por sua elevada resistência a poluição orgânica, oscilações nas concentrações de oxigênio e modificações do hábitat. Anjos (2007), ao estudar Igarapés do perímetro urbano da cidade de Manaus, reporta *P. reticulata* como responsável por mais de 80% da abundância total das espécies capturadas. Resultados semelhantes foram encontrados por, Bozzetti e Schulz (2004) no Rio Grande do Sul, Chaves (2007), no estado de São Paulo e Bastos e Abilhoa (2004), Oliveira e Bennemann (2005), Cunico et al. (2006) e Vieira e Shibatta (2007) no estado do Paraná. O fato de *P. reticulata* ser frequente em pequenos corpos de água, independentemente de seu estado de conservação, sugere que mais que sua presença, a dominância é que lhe confere a característica de espécie indicadora. Da mesma forma, espécies da ordem Siluriformes, como *R. quelen* e *C. iheringi*, embora comumente encontradas em rios de pequena ordem, apresentam características biológicas como elevada fecundidade com desova parcelada e grande plasticidade trófica (Gomieiro et al. 2007) que podem favorecer a ocorrência em ambientes com elevada oscilação ambiental. Essas características nos alertam para o potencial papel de aspectos funcionais das espécies sobre a estruturação das assembleias nos ambientes aquáticos inseridos em gradientes de urbanização (ver capítulo II).

Em síntese pôde-se observar que alterações humanas decorrentes do desenvolvimento urbano tendem a operar em múltiplas escalas espaciais, onde padrões e processos com características local e regional influenciam as assembleias de peixes. Embora a escala local tenha explicado maior variação na estrutura das assembleias, fatores regionais com relevante porcentagem de explicação e a elevada interação entre escalas espaciais, evidenciam que características da ictiofauna não podem ser completamente determinadas apenas por variáveis locais em paisagens alteradas por atividades antropogênicas. Alterações hidrológicas, por exemplo, alteram variáveis locais críticas para as assembleias de peixes e são geralmente

influenciadas por fatores regionais como o desenvolvimento urbano na área de drenagem. Consequentemente, características das assembleias tendem a ser mais associadas a escala regional em áreas de drenagem com impacto antropogênico do que em ambientes naturais (Wang et al. 2006), visto que tanto as variáveis, como as fontes de variabilidade dos hábitas fluviais são intensamente alterados. Em condições naturais, variáveis regionais e locais ocorrem em equilíbrio dinâmico, mantendo determinado nível de estabilidade que permite ajustes gradativos aos fatores ambientais, sem determinar condições agudas de estresse que ocasionam a completa desestruturação do sistema. Desta forma, características das assembleias de peixes são estabelecidas pelo poder de resiliência à alterações locais influenciadas por aspectos regionais. Quando distúrbios antropogênicos quebram o equilíbrio entre fatores ambientais regionais e locais, características do hábitat estabelecem um novo equilíbrio reestruturando as assembleias de peixes de acordo com o poder de resiliência das espécies que as constituem. O rápido crescimento urbano, conjuntamente com os impactos prévios oriundos de atividades agropastoris, promove alterações ambientais em curtos espaços de tempo, reduzindo a habilidade dos ecossistemas em manter o equilíbrio decorrente da ação de fatores ambientais combinados em diferentes escalas espaciais. Moerke e Lamberti (2006) destacam que alterações oriundas do uso e ocupação humana do solo determinam fortes impactos sobre a complexidade do hábitat fluvial, qualidade química da água e consequentemente sobre a biota aquática, sendo as assembleias de peixes afetadas por características ambientais em ambas as escalas, local e regional. Logo, a influência de características locais e regionais do hábitat, agem de maneira conjunta na estruturação das assembleias, visto que reflexos diretos no hábitat das espécies de peixes são, também, decorrentes da ação indireta de agudas modificações da paisagem em áreas com maior concentração urbana.

CONCLUSÕES

A conversão de paisagens naturais e agrícolas em grandes áreas urbanas vem sendo exacerbada com o passar das décadas, resultando na formação de grandes áreas metropolitanas (Alig e Healy, 1987). Centros urbanos formam sistemas ecológicos complexos, criando padrões, processos e distúrbios distintos dos ocorrentes nos sistemas naturais (Alberti, 2009). O entendimento desses sistemas do meio urbano, incluindo estruturas, processos, suas dinâmicas e evolução são imprescindíveis à racionalização do manejo (Alberti, 2009). Os ambientes analisados neste estudo demonstraram a influência

peculiar da expansão urbana sobre os processos ecológicos no que concerne a estruturação taxonômica da ictiofauna. A redução da diversidade nos ambientes com elevada porcentagem de urbanização e a alteração taxonômica das assembleias ao longo do gradiente, foram consistentes com estudos prévios realizados nas mais diferentes regiões geográficas, evidenciando a utilização da biota como importante ferramenta para o monitoramento destes ecossistemas. Foi ainda possível apresentar evidências de como fatores ambientais e suas associações com a estrutura das assembleias são influenciados por diferentes escalas espaciais em ambientes alterados. Isso sugere o planejamento do manejo da biota em riachos urbanos deve ser pautado pelo entendimento das variáveis locais e regionais para que seja efetivo (Figura 8)

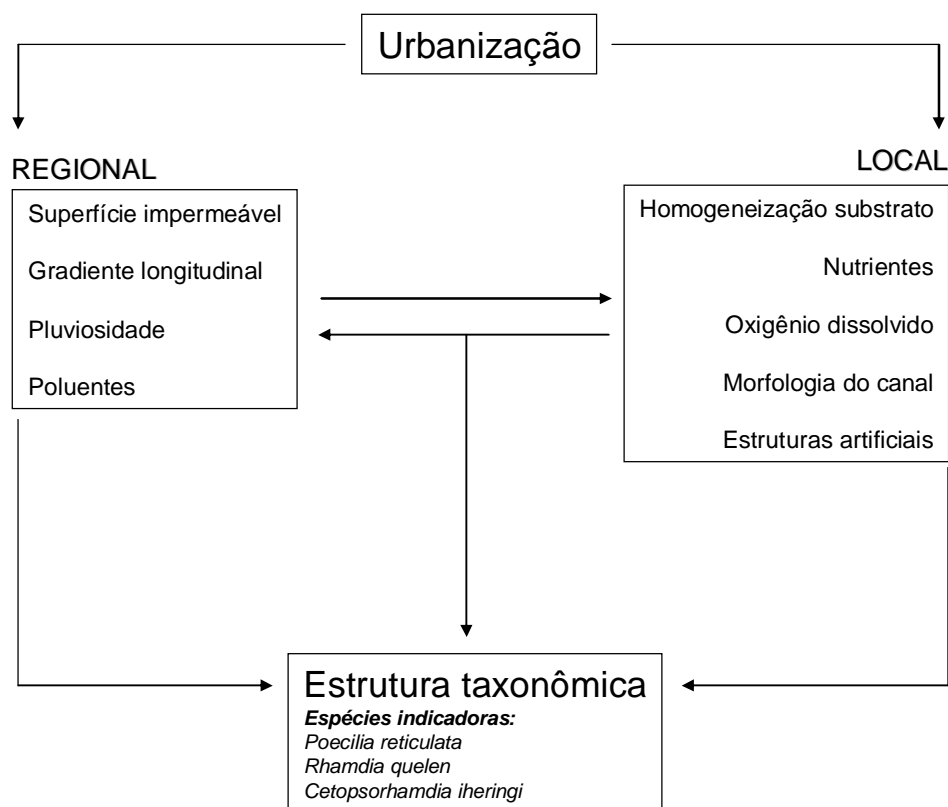


Figura 8. Modelo conceitual da influência de fatores regionais e locais sobre a estrutura taxonômica das assembleias de peixes analisadas neste estudo.

REFERÊNCIAS

- Abes, S.S., Agostinho, A.A., 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná river basin, Brazil. *Hydrobiologia*. 445, 217 – 227.
- Agostinho, A.A., Penczak, T., 1995. Populations and production of fish in two small tributaries of the Paraná River, Paraná Brazil. *Hydrobiologia*. 312, 153-166.
- Alberti, M., 2009. *Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*. Springer, New York.
- Alberti, M., 2005. The effects of urban patterns on ecosystem function. *Int. Reg. Sci. Rev.* 28, 168–192.
- Alberti, M., Marzluff, J., Shulenberger, E., Bradley, G., Ryan, C., ZumBrunnen, C., 2003. Integrating humans into ecosystems: opportunities and challenges for urban ecology. *BioScience*. 53, 1169–1179.
- Alig, R.J., Healy, R.G., 1987. Urban and built-up land area changes in the United States: an empirical investigation of determinants. *Land Econ.* 63, 215-226.
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 257-284.
- Anjos, H.D.B., 2007. Efeitos da fragmentação florestal sobre as assembleias de peixes de igarapés da zona urbana de Manaus, Amazonas. Manaus. 101 f. Dissertação. INPA/UFAM, Manaus.
- Araújo, F.G., 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Rev. Bras. Biol.* 58, 4, 547-558.
- Barreto, M.G., Uieda, V.S., 1998. Influence of the abiotic factors on the ichthyofauna composition in different orders stretches of Capivara River, São Paulo State, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26, 2180-2183.
- Bastos, L.P., Abilhoa, V., 2004. A utilização do índice de integridade biótica para avaliação da qualidade de água: um estudo de caso para riachos urbanos da bacia hidrográfica do rio belém, Curitiba, Paraná. *Rev. Est. Biol.* 26, 33-44.
- Berkmann, H.E., Rabeni, C.F., 1987. Effects of siltation on stream fish communities. *Environ. Biol. Fishes.* 18, 285-294.
- Boët, P., Belliard, J., Berrebi-Dit-Thomas, R., Tales, E., 1999. Multiple human impacts by the city of Paris on fish communities in the Seine river basin, France. *Hydrobiologia*. 410, 59-68.
- Booth, D.B., Karr, J.R., Schauman, S., Konrad, C.P., Morley, S.A., Larson, M.G., Burges, S.J., 2004. Reviving urban streams: land use, hydrology, biology, and human behavior. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 40, 1351–1364.
- Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P., 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*. 73, 1045–1055.

Borsato, F.H., Martoni, A.M., 2004. Estudo da fisiografia das bacias hidrográficas urbanas no Município de Maringá, Estado do Paraná. *Acta Sci. Human Soc. Sci.* 26, 273-285.

Bozzetti, M., Schulz, U.H., 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia.* 529, 133-144.

Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Grove, J.M. 2006. Dimensions of ecosystem complexity: Heterogeneity, connectivity, and history. *Ecol. Complex.* 3, 1-12.

Camara, G., Souza, R.C.M., Freitasum, G.J., 1996. SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Comput. & Graph.* 20, 395-403.

[Campana, N., Tucci, C.E.M., 2001. Predicting floods from urban development scenarios: Case study of the Dilúvio basin, Porto Alegre, Brazil. *Urban Water.* 3, 113-124.](#)

Casatti, L., Langeani, F., Silva, A.M., Castro, R.M.C., 2006. Stream fish and habitat quality in a pasture dominated basin, southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 66, 681-696.

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, Stopiglia, R.; 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. *Biot. Neotr.* 3. 1-31.

Chaves, H.F., 2007. Ictiofauna de córregos próximos a ambientes urbanos na bacia do alto rio paraná. São José do Rio Preto. 53 f. Dissertação. Instituto de Biociencias, Letras e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto.

Cunico, A.M., Agostinho, A.A., Latini, J.D., 2006. Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revta. Bras. Zoo.* 23, 1101-1110.

Di Giulio, M., Holderegger, R., Tobias, S., 2009. Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *J. Environ. Manage.* 90, 2959-2968.

Diana, M., Allan, J. D., Infante, D., 2006. The influence of physical habitat and land use on stream fish assemblages in southeastern Michigan. *Am. Fish. Soc. Symp.* 48, 359-374.

Dufrêne, M., Legendre, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* 67, 345-366.

Dyer, S.D., Peng, C., McAVOY, D.C.; Fendinger, N.J., Masscheleyn, P., Castilho, L.V., Lim, J.M., 2003. The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin river, the Philippines. *Chemosphere.* 52, 43-53.

Fausch, K.D., Torgersen, C.E., Baxter, C.V., Li, H.W., 2002. Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience.* 52, 483-498.

Ferreira, C.P., Casatti, L., 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biot. Neotr.* 6, 1-25.

- Finkenbine, J.K., Atwater, J.W.; Mavinic, D.S., 2000. Stream health after urbanization. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 36, 1149-1160.
- Frissell, C.A., Liss, W.J., Warren, C.E., Hurley M.D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environ. Manag.* 12, 199– 214.
- Gafny, S., Goren, M., Gasith, A. 2000. Habitat condition and fish assemblage structure in a coastal mediterranean stream (Yarqon, Israel) receiving domestic effluent. *Hydrobiologia.* 422/423, 319-330.
- Garutti, V. 1988. Distribuição longitudinal da ictiofauna de um córrego na região noroeste do Estado de São Paulo, Bacia do Rio Paraná. *Rev. Bras. Biol.* 48, 747-759.
- Giller, P.S., Malmqvist, B., 2006. *The Biology of Streams and Rivers: biology of habitat*, Oxford, Oxford University Press.
- 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. *Biot. Neotr.* 7, 127-133.
- Gotelli, N.J., Graves, G.R., 1996. *Null models in ecology*. Smithsonian Institution, Washington.
- Graça, W.J., Pavanelli, C.S., 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. EDUEM, Maringá.
- Hancock, P.J. 2002. Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environ. Manag.* 29, 763–81.
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Walsh, C.J., Taylor, S.L., 2004. The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environ. Manag.* 34,112–124.
- Hauer, F.R., Lamberti, G.A., 2007. *Methods in stream ecology*, second ed. Elsevier, Oxford.
- Hurlbert, S.H., 1971. Nonconcept of species Diversity critique and alternative parameters. *Ecology.* 52, 577-585.
- Hynes, H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Verh. Int. Ver. Theor. Ang. Limnol.* 19, 1–15.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2007. Cidades 2007. Electronic Database accessible at <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>. Brasília, Brazil. Captured on 22 August 2008.
- Krebs, C.J., 1999. *Ecological methodology*, second ed. Addison Wesley Longman, Inc., California.
- Lamouroux, N., Poff, N.L., Angermeier, P.L., 2002. Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology.* 83,1792–1807.

- Lamouroux, N., Olivier, J.M., Persat, H., Pouilly, M., Souchon, Y., Statzner, B., 1999. Predicting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics. *Freshw. Biol.* 42, 1–25.
- Lemes, E.M; Garutti, V., 2002. Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia. Ser. Zool.* 92, 69-78.
- Lenat, D.R., Crawford, J.K. 1994. Effects of landuse on water-quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*, 294,185–99.
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Ludwig, J.A, Reynolds, J.F., 1988. *Statistical ecology: A primer on methods and computing.* John Wiley & Sons, New York.
- Lyons, J., 1992. The length of stream to sample with a towed electrofishing unit when fish species richness is estimated. *North. Am. J. Fish Manage.* 12, 198-201.
- Magurran, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement.* Croom Helm, Londres.
- Mainstone, C.P., Parr, W. 2002. Phosphorus in rivers—ecology and management. *Sci. Total Environ.* 282, 25–47.
- Matthews, W.J., 1998. *Patterns in freshwater fish ecology.* Chapman & Hall, New York.
- McCune, B.; Grace, J.B., 2002. *Analysis of ecological communities.* MJM Software Design, Gleneden Beach.
- McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 127, 247-260.
- McMahon, G., Cuffney, T.F., 2000. Quantifying urban intensity in drainage basins for assessing stream ecological conditions. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 36, 1247–1261.
- Moerke, A.H.; Lamberti, G.A., 2006. Scale-dependent influences on water quality, habitat, and fish communities in streams of the Kalamazoo River Basin, Michigan (USA). *Aquat. Sci.* 68 193-205.
- Montgomery, D.R. 1999. Process domains and the river continuum. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 35,397–410.
- Morley, S.A., Karr, J.R., 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conserv. Biol.* 16, 1498–1509.
- Oliveira, D.C., Bennemann, S. T., 2005. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. *Biot. Neotr.* 5, 1-13.
- Onorato, D., Angus, R.A., Marion, K.R., 2000. Historical changes in the ichthyofaunal assemblages of the upper Cahaba River in Alabama associated with extensive urban development in the watershed. *J. Freshw. Ecol.* 15, 47-63.

ONU. Urban and Rural Areas 2003. New York: United Nations publications (ST/ESA/SER.A/231), Sales No. E.04.XIII.4, 2003. Disponível em: <http://www.un.org/esa/population/publications/wup2003/2003urban_rural.htm>

Ourso, R.T., Frenzel, S.A., 2003. Identification of linear and threshold responses in streams along a gradient of urbanization in Anchorage, Alaska. *Hydrobiologia*. 501,117–131.

Paul, M.J., Meyer, J.L., 2008. Streams in the urban landscape, in: Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., Zumbrunnen, C. (Eds.), *Urban Ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature*. Springer, New York, pp. 207-231.

Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., Grove, J.M., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Zipperer, W.C., Costanza, R., 2001. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 32, 127-157.

Pinto, B.C.T., Araújo, F.G., 2007. Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 50, 489-502.

Quinn, J.M., Brown, P.M., Boyce, W., Mackay, S., Taylor, A., Fenton, T., 2001. Riparian zone classification for management of stream water quality and ecosystem health. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 37,1509–1515.

SANEPAR, 2002. Plano de gestão e manejo do manancial do rio Pirapó, Maringá – PR. Maringá: Companhia de Saneamento do Paraná; PADCT/CIAMB; FNDCT/FINEP/CTHIDRO.

Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E., Hope, D., 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends Ecol. Evol.* 21,186-191.

Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Amer. Geoph. Union.* 38, 913-920.

ter Braak, C.J.F., Smilauer, P., 1998. CANOCO Reference manual and user's guide to canoco for Windows: software for canonical community ordination, versão 4.0, Ithaca: Microcomputer Power.

Uieda, V.S., Barreto, M.G., 1999. Composição da ictiofauna de quatro trechos de diferentes ordens do rio Capivara, bacia do Tietê, Botucatu, São Paulo. *Rev. Bras. Zoociências.* 1, 55-67.

Uieda, V.S., Uieda, W., 2001. Species composition and spatial distribution of a stream fish assemblage in the east coast of Brazil: comparison of two field study methodologies. *Braz. J. Biol.* 61, 377-388.

Vieira, D.B., Shibatta, O.A., 2007. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biot. Neotr.* 7, 1-9.

Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 2008. Human Domination of Earth's Ecosystems, in: Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., Zumbrunnen, C. (Eds.), *Urban Ecology: An International*

- Perspectives on the Interaction Between Humans and Nature. Springer, New York 2008, pp. 3-14.
- Walsh, C.J., Sharpe, A.K., Breen, P.F., Sonneman, J.A., 2001. Effects of urbanization on streams of the Melbourne region, Victoria, Australia. I. Benthic macroinvertebrate communities. *Freshw. Biol.* 46, 535–551.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., Bannerman, R., 2001. Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environ Manage.* 28, 255–266.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., Gatti, R., 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries.* 22, 6–12.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., Bannerman, R., Emmons E., 2000. Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 36, 1173–1189.
- Wang, L., Seelbach, P.W., Lyons, J., 2006. Effects of levels of human disturbance on the influence of catchment, riparian, and reach-scale factors on fish assemblages. *Am. Fish. Soc. Symp.* 48, 199-219.
- Wood, P.J. Armitage, P.D., 1997. Silt and siltation in a lotic environment. *Environ Manage.* 21, 203–217.
- Yalin, M.S., 1992. *River mechanics*, Pergamon Press, Oxford.
- Yoder, C.O., Miltner, R.J., White, D., 1999. Assessing the status of aquatic life designated uses in urban and suburban watersheds. In: *Urban Environment. Proceedings of the National Conference for Retrofit Opportunities for Water Resource Protection*, Chicago, pp. 16–28.
- Zhou, Y., Wang, Y.Q., 2007. An assessment of impervious surface areas in Rhode Island. *Northeast. Nat.* 14, 643-650.
- Zippin, C., 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics.* 12, 163-169.

CAPÍTULO II

**Efeitos de fatores ambientais locais e regionais sobre a estrutura funcional
das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais**

Efeitos de fatores ambientais locais e regionais sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes em córregos urbanos Neotropicais

RESUMO

O objetivo deste estudo foi identificar padrões na estrutura funcional das assembleias de peixes em riachos com diferentes níveis de urbanização e suas relações com variáveis ambientais locais e regionais, determinando aquelas que melhor descrevem essa estrutura. Para caracterizar os padrões funcionais das assembleias e as variáveis ambientais, foram utilizadas informações provenientes de 10 riachos urbanos agrupados de acordo com a porcentagem de urbanização de suas respectivas micro-bacias. Análise discriminante foi empregada *a priori* no intuito de testar diferenças entre os grupos de riachos de acordo com os fatores ambientais. Associações entre a estrutura funcional das assembleias e fatores ambientais nas escalas local e regional foram estimadas com base nas análises de gradiente direto (CCA e pCCA) e suas contribuições relativas quantificadas através da técnica de partição de inércia. Os grupos de riachos diferiram tanto em relação às variáveis ambientais como nos padrões de estrutura funcional das assembleias, sendo detectadas associações significativas entre eles em ambas as escalas. Tais resultados destacam a utilização de características funcionais das assembleias de peixes como importantes ferramentas de monitoramento e avaliação de impactos da urbanização, superando barreiras de cunho taxonômico e evidenciando a importante ação hierárquica dos fatores ambientais sobre a estruturação funcional das assembleias.

Palavras-chave: ecologia de riachos; paisagens; ictiofauna; impactos urbanos; características funcionais;

Effects of local and regional environmental factors on the functional structure of fish assemblages in Neotropical urban streams

ABSTRACT

This study aimed to observe patterns in the functional structure of fish assemblages in streams with different levels of urbanization, as well as, relationships of these patterns with local environmental factors to determine which environmental factors in different spatial scales are better associated to functional structure of fish assemblages. Data set from 10 streams in a gradient of urbanization in Maringá County, Brazil, were used to characterize functional fish assemblages' and environmental factors. Discriminant function analysis was used to test differences among streams and environmental factors. Associations between the functional structure of fish assemblages and environmental factors in local and regional scales were observed with direct gradient analysis (CCA and pCCA) and relative's contribution quantified by inertia partition techniques. The environmental factors and functional structure of fish assemblages were different in streams with different levels of urbanization and significant association between environmental factors and functional structure in local and regional scales were found. Streams with highest urbanization levels were predominated by generalist and tolerant species and by trophic specialists in streams with intermediate level of urbanization. The results from functional structure of fish assemblages evidenced the important role of functional traits to evaluation, management and monitoring urban watersheds where environmental factors act in a hierarchical manner on the structure of fish assemblages.

Keywords: Stream ecology; landscapes; ichthyofauna; urban impacts; functional traits.

INTRODUÇÃO

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 ou outras condições ambientais (Noble *et al.* 2007). Requerimentos específicos para reprodução, alimentação e crescimento indicam importantes relações funcionais entre uma espécie e o ambiente, pois expressam a disponibilidade de energia do sistema e o investimento dessa energia na geração de descendentes. Em teoria, as características funcionais de duas assembleias de peixes são similares se sujeitas à condições ambientais semelhantes, enquanto que ao serem expostas a diferentes condições do meio podem diferir, sendo essa diferença correlacionada a magnitude das alterações do hábitat em que estão estabelecidas (Goldstein & Meador, 2005).

Características funcionais têm sido utilizadas para avaliar a estrutura das assembleias de peixes sob diferentes condições ambientais. Gatz (1979) comparou as assembleias de peixes em três diferentes bacias utilizando diferenças estatísticas das características funcionais das espécies para inferir sobre diferenças ecológicas entre os ambientes analisados. Poff e Allan (1995) utilizaram aspectos funcionais para determinar diferenças na estrutura funcional das assembleias em função de diferenças no regime hidrológico. Lamouroux *et al.* (2002) examinaram as convergências ecológicas entre comunidades taxonomicamente diferentes em dois continentes, utilizando a composição funcional das assembleias. Ressalta-se que a classificação funcional tem sido utilizada para avaliar a estrutura de comunidades em relação a restrições ambientais, visto que hábitats com pressões ambientais similares devem ter espécies com características funcionais semelhantes (Poff & Allan, 1995). Desta forma, inferências sobre características funcionais em assembleias de peixes são promissoras em estudos que envolvam ambientes degradados, dado que permitem o estabelecimento de padrões de associação entre a estrutura das assembleias e as condições do meio, independentemente de aspectos de ordem taxonômica.

Dentre as atividades antropogênicas com maior potencial para a degradação da biota aquática destacam-se aquelas relacionadas à urbanização, tanto pela rapidez com que o meio urbano avança sobre a paisagem natural/rural como pela natureza drástica das alterações ambientais que promovem em seus habitats.

Segundo Meyer *et al.* (2005) alterações em aspectos físicos, químicos e biológicos ocorrem de maneira similar em ambientes aquáticos urbanos em todo o mundo, promovendo o que denominou de a “síndrome dos rios urbanos”. Consistentes sintomas desta síndrome

incluem alterações hidrográficas, elevação da concentração de nutrientes e contaminantes, alterações na morfologia e estabilidade do canal, assim como redução da biodiversidade, com aumento de espécies tolerantes (Paul & Meyer, 2008, Meyer *et al.*, 2005). Estes efeitos ecológicos são, geralmente, acompanhados de outros sintomas menos conspícuos em algumas áreas urbanas, como a redução do nível da água ou aumento de sólidos suspensos, podendo variar entre centros urbanos em função do grau de modificação imposto sobre a paisagem e do grau de urbanização (Walsh *et al.* 2005).

O conjunto destas alterações ambientais estabelece nova dinâmica nos processos ecossistêmicos em diferentes escalas espaciais, determinando a re-estruturação das comunidades aquáticas. Embora a urbanização seja reconhecida pelas drásticas reduções que impõem na diversidade de espécies e na composição taxonômica das assembleias, estudos relatando os efeitos da urbanização sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes ainda são limitados (ver Brown *et al.* 2009). É esperado que um melhor conhecimento das respostas funcionais da comunidade de peixes às alterações impostas pela expansão urbana, em diferentes escalas espaciais, proporcione relevantes avanços no que concerne ao entendimento dos mecanismos e processos que conduzem a redução da diversidade biológica nestes ambientes.

Desta forma o objetivo deste estudo foi avaliar os padrões na estrutura funcional das assembleias de peixes em riachos do perímetro urbano do município de Maringá, Paraná, Brasil, com diferentes níveis de urbanização, e suas relações com fatores ambientais locais e regionais, determinando assim quais variáveis ambientais melhor descrevem a estrutura trófica, reprodutiva e de tolerância a poluição química das assembleias.

ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Rio Pirapó está localizada na Região Norte do estado do Paraná e inserida na região fisiográfica denominada Terceiro Planalto Paranaense, especificamente no polígono delimitado pelas latitudes de 22°30' e 23°30'S e longitudes de 51°15' e 52°15'W. Com uma área de drenagem de aproximadamente 5.000 km² o rio Pirapó percorre uma extensão de 168 km até sua foz no rio Paranapanema e aproximadamente 50 km até o município de Maringá, sendo responsável pelo abastecimento de água do município (Sanepar, 2002). A paisagem predominante da bacia caracteriza-se por um mosaico de atividade agrícola e desenvolvimento urbano, especialmente na região metropolitana de Maringá, a qual se destaca como um importante centro agro-industrial da região, sendo a terceira cidade mais populosa do estado do Paraná com 325.968 habitantes (IBGE, 2007).

O município abrange terras das bacias do rio Pirapó e do rio Ivaí, estendendo-se sobre o espigão divisor de águas. As altitudes encontradas variam desde 360 m, nos vales mais dissecados, no extremo noroeste e sudeste do município, até 599 m, a cota mais elevada. Essa elevação se encontra na área urbana, no topo do principal espigão divisor de águas que separa as sub-bacias do ribeirão Maringá, pertencente à bacia do rio Pirapó, e a sub-bacia do ribeirão Borba Gato, pertencente à bacia do rio Ivaí (Borsato & Martoni, 2004). Em virtude de tais características fisiográficas, inúmeros córregos nascem dentro do perímetro urbano do município sofrendo influencia do meio urbano em suas características físicas, químicas e biológicas. Para a realização desse estudo foram selecionados 10 córregos de pequena ordem (1^a, 2^a. e 3^a. ordem, *sensu* Strahler, 1957), pertencentes à bacia hidrográfica do rio Pirapó, tendo como critério de seleção o gradiente de urbanização (Figura1, Tabela1).

MATERIAL E MÉTODOS

Três locais de amostragens foram estabelecidas e operadas bimestralmente no período de julho de 2007 à junho de 2008 em cada córrego ao longo de um gradiente longitudinal (cabecreira, intermediário e foz), perfazendo um total de 30 locais de coleta (Figura 1). A extensão dos segmentos amostrados foi determinada em aproximadamente 20 vezes a largura média do leito fluvial, possibilitando assim maior probabilidade de abrangência de no mínimo uma sequência de hábitats constituído por corredeira, poça e remanso em cada local amostrado (Lyons, 1992, Hauer & Lamberti, 2007).

Coleta de Peixes

A ictiofauna foi coletada sob licença do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (137/2006 DIFAP/IBAMA, processo IBAMA (02040.000093/06-45), utilizando equipamento de pesca elétrica (gerador portátil de corrente alternada, 2,5kW, 400 V, 2A), através de 3 capturas sucessivas com unidade de esforço constante (CPUE) sendo os segmentos delimitados por redes de multifilamento com 2 mm entre nós. Devido a dificuldade na identificação das espécies em campo, os indivíduos capturados após anestesiados (eugenol) e sacrificados foram fixados em solução de formol 4%, sendo posteriormente identificados em laboratório de acordo com Graça e Pavanelli (2007) e depositado *voucher specimens* na Coleção Ictiológica do Nupélia da Universidade Estadual de Maringá (disponível em www.nupelia.uem.br/colecao).

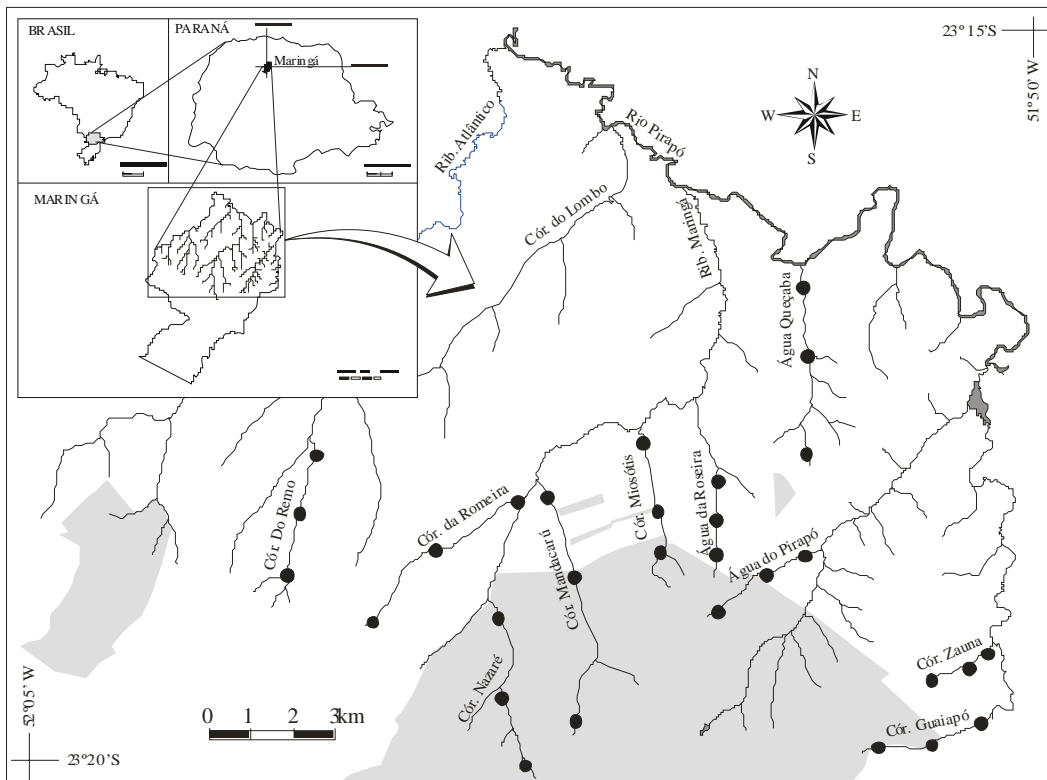


Figura 1. Área de estudo e locais de amostragem (●). Áreas em cinza delimitam áreas urbanizadas.

Tabela 1. Localização e características das micro-bacias de cada córrego analisado. %Urb= porcentagem de urbanização da micro-bacia; %S.I.= porcentagem de superfícies impermeáveis da micro-bacia.

Córrego	COD	Latitude	Longitude	Drenagem (ha)	% Urb	% S.I.
Nazaré	NAZ	23°24'04,64"S	51°58'03,57"W	867,928	100,0	34,8
Mandacarú	MAN	23°23'05,24"S	51°56'49,85"W	1504,896	82,5	30,8
Guaiapó	GUA	23°24'44,54"S	51°51'13,83"W	1596,792	73,6	33,4
Miosotis	MIO	23°21'54,50"S	51°55'37,35"W	1213,855	56,7	9,3
Agua do Pirapó	API	23°22'24,31"S	51°53'48,58"W	431,125	56,6	5,0
Agua da Roseira	ROS	23°20'56,30"S	51°54'52,31"W	867,504	18,8	1,2
Agua Queçaba	AQU	23°19'04,41"S	51°53'29,35"W	984,687	5,2	1,6
Remo	REM	23°21'39,26"S	52°01'02,48"W	792,325	0,5	0,5
Romeira	ROM	23°22'04,05"S	51°58'43,50"W	895,986	0,0	0,5
Zaúna	ZAU	23°23'47,36"S	51°51'02,09"W	297,486	0,0	1,6

Fatores Ambientais Locais

Transectos foram espaçados a cada 10 metros na extensão determinada para a realização da pesca elétrica, sendo então mensuradas as variáveis ambientais locais: largura (m) e profundidade do canal (m), fluxo (m/s), vazão (m³/s), granulometria, complexidade

estrutural do habitat e cobertura do leito (dossel). Medidas de largura foram obtidas no limite de cada transecto e valores de profundidade e fluxo mensurados nas margens direita, esquerda e porção média do limite dos transectos. Dados referentes ao fluxo hídrico foram obtidos com auxílio de medidor de fluxo eletrônico. O cálculo da vazão foi realizado segundo a equação $Q=A*v$, onde (A) representa a área vertical do leito e (v) o fluxo em m/s (Hauer & Lamberti, 2007). A determinação do *número de Froude* (FR), o qual descreve diferentes regimes do fluxo hídrico ao longo do canal fluvial, foi dado pela equação: $FR=V/[g*H]^{0.5}$, onde V = velocidade da água, H = profundidade e g = aceleração da gravidade ao nível do mar e à latitude de 45° (Lamouroux et al. 2002).

Informações referentes a granulometria, complexidade estrutural do habitat e dossel foram quantificadas através da utilização de um quadrado de madeira com 0,5 m², subdividido em 25 quadrados menores de 0,10 m², sendo os valores das variáveis mensurados pela soma do número de subdivisões com a ocorrência da variável mensurada como: substrato (silte/argila, areia, grânulo, seixos, bloco e laje), estruturas do hábitat (troncos, galhos e folhas, troncos galhos e folhas das margens, macrófitas e estruturas artificiais) e cobertura vegetal sobre o leito fluvial (dossel). Foram realizadas cinco repetições em cada transecto, sendo essas conduzidas pelo mesmo amostrador em todos os locais e campanhas de amostragem, reduzindo assim erros de caráter sistemático.

Dados referentes às condições físicas e químicas da água como pH, condutividade elétrica (µS/cm), oxigênio dissolvido (mg/L e % saturação), temperatura da água (°C) e temperatura do ar (°C), foram aferidos em campo com equipamentos analíticos portáteis. Para análises da concentração de nitrogênio total, fósforo total, demanda química (DQO) e bioquímica de oxigênio (DBO), amostras de água foram coletadas e analisadas pelos laboratórios de Saneamento e Agroquímica da Universidade Estadual de Maringá.

Fatores Ambientais Regionais

Variáveis ambientais regionais como latitude (graus), longitude (graus), área de drenagem da micro-bacia (m²), porcentagem de superfície impermeável da micro-bacia (%) e porcentagem de urbanização (%) foram determinadas através de imagens de satélite de alta resolução (Quickbird – Pancromática, ano 2005) utilizando o programa computacional Spring 4.3.2 (Camara *et al.* 1996), disponível em www.dpi.inpe.br/spring. A quantificação da área de drenagem foi estabelecida através de sobreposição das imagens junto a cartas altimétricas e a porcentagem de urbanização calculada pela sobreposição dos limites da micro-bacia e os

limites do meio urbano (usos do solo e infra-estrutura). Áreas de superfícies impermeáveis foram mensuradas com utilização da ferramenta de edição vetorial do programa Spring 4.3.2.

A influência de precipitações pluviométricas foi avaliada através da frequência de ocorrência de picos de chuvas nas áreas amostradas sendo calculada pelo número de dias com chuvas superiores a precipitação média anual do município de Maringá em sete, quinze e trinta dias antes das coletas. Esses dados foram obtidos junto a estação meteorológica da Universidade Estadual de Maringá, e transformados em frequência relativa para cada grupo de ambiente analisado (urbano, peri-urbano e rural) sendo posteriormente convertidos em dados ordinais no intuito de padronizar valores oriundos de amostras desbalanceadas. As categorias utilizadas foram: categoria 0 para frequência relativa $\leq 1\%$, categoria 1 entre 1% e 10%, e categoria 2 entre 10% e 50%.

Características funcionais das espécies

Dados referentes às características funcionais de cada espécie registrada foram buscados na literatura (Tabela 2), contemplando 3 classes: guilda trófica (herbívoro, detritívoro, onívoro, invertívoro e piscívoro); guilda reprodutiva (fecundação externa com cuidado parental, fecundação externa sem cuidado parental, fecundação interna com desenvolvimento interno, fecundação interna com desenvolvimento externo e migradores de longas distâncias) e tolerância a poluição (tolerante ou sensível), sendo posteriormente agrupados em 14 grupos funcionais: *Herbívoro, Fecundação Externa, Sensível* (H.Fe.S); *Insetívoro, Fecundação Externa, Tolerante* (Is.Fe.T); *Insetívoro, Fecundação Externa, Sensível* (Is.Fe.S); *Invertívoro, Fecundação Externa, Sensível* (Iv.Fe.S); *Invertívoro, Fecundação Externa, Tolerante* (Iv.Fe.T); *Invertívoro, Fecundação Externa com cuidado parental, Tolerante* (Iv.FeCp.T); *Invertívoro, Fecundação Externa com cuidado parental, Sensível* (Iv.FeCp.S); *Detritívoro, Fecundação Externa, Sensível* (Dt.Fe.S); *Detritívoro, Fecundação Externa, Tolerante* (Dt.Fe.T); *Detritívoro, Fecundação Externa com cuidado parental, Tolerante* (Dt.FeCp.T); *Onívoro, Fecundação Externa com cuidado parental, Tolerante* (On.FeCp.T); *Onívoro, Fecundação Interna com desenvolvimento interno, Tolerante* (On.FiDi.T); *Onívoro, Fecundação Externa, Tolerante* (On.Fe.T); *Piscívoro, Fecundação Externa com cuidado parental, Sensível* (P.FeCp.S)

Análise dos dados

Delineamento amostral *a priori*

De acordo com a porcentagem de urbanização da micro-bacia de cada córrego, os ambientes foram agrupados *a priori* e diferenças ambientais foram testadas através de análise discriminante conforme descrito no capítulo I.

Estimativas de densidade

Para estimativas de densidades das espécies capturadas utilizamos o método de verossimilhança máxima de Zippin (1956), o qual observa a premissa de esforço e eficiência de captura constante. Esse método, baseado nas três remoções sucessivas em cada segmento amostrado, é adequado para ambientes com áreas delimitadas, como lagoas, praias, enseadas e riachos. Para os casos em que houve restrições à aplicação do método, ou seja, $0 < R < (s-1)/2$, onde R é o índice de restrição e s o número de capturas, foi acatado o procedimento de Agostinho e Penczak (1995).

Relações entre a estrutura funcional e os fatores ambientais

Relações entre os dados ambientais e a estrutura das assembleias de peixes nos grupos pré-determinados foram avaliadas através de análise de correspondência canônica (CCA), que como uma análise de gradiente direto relaciona a presença ou abundância de espécies para um grupo de variáveis ambientais, tendo como propósito detectar padrões de distribuição e abundância das espécies que melhor são explicados por tais variáveis.

Tabela 2. Descrição das classes e subclasses funcionais utilizadas neste estudo.

Classe funcional	Subclasse funcional	Descrição
Guilda Trófica ^(a;b)	Herbívoro	Espécies que se alimentam predominantemente de plantas e algas.
	Detritívoro	Espécies que se alimentam predominantemente de detritos.
	Onívoro	Espécies que se alimentam de material vegetal e animal.
	Invertívoro	Espécies que se alimentam predominantemente de invertebrados aquáticos e terrestres.
	Piscívoro	Espécies que se alimentam predominantemente de peixes inteiros e fragmentos.
Guilda Reprodutiva ^(a;c)	Fecundação externa com cuidado parental	Espécies que realizam curtas migrações ou apenas migrações laterais. Apresentam cuidado parental bem desenvolvido, sendo comum a construção de ninhos ou o transporte dos ovos aderido ao corpo.
	Fecundação externa sem cuidado parental	Espécies que realizam curtas migrações ou apenas migrações laterais, com elevada produção de gametas liberados diretamente no ambiente externo, podendo realizar desova total ou parcelada.
	Fecundação interna com desenvolvimento interno	Espécies que possuem adaptações morfológicas e comportamentais que permitem a transferência de gametas, geralmente com modificações dos primeiros raios das nadadeiras anal ou peitoral. Reduzido número de gametas e elevada fecundação. Alevinos são liberados ao meio externo pela fêmea.
	Fecundação interna com desenvolvimento externo	Espécies que possuem adaptações morfológicas e comportamentais que permitem a transferência de gametas, geralmente com modificações dos primeiros raios das nadadeiras anal ou peitoral. Reduzido número de gametas e elevada fecundação. Ovos fecundados são liberados ao meio externo pela fêmea.
	Migradores de longas distâncias	Espécies com fecundação externa, não apresentando cuidado parental e necessitam realizar deslocamentos geralmente em direção as cabeceiras dos rios para estabelecer a desova.
Tolerância a poluição ^(a;d)	Tolerante	Tolerante a alterações químicas do meio e depleção de oxigênio
	Sensível	Sensíveis a alterações químicas do meio e depleção de oxigênio

Categorização das espécies nestes grupos foi baseada em (a) www.fishbase.org; www.natureserve.org; (b) Hahn *et al.* (1997), Bozzetti & Schultz (2004), Bastos & Abilhoa (2004), Oliveira & Benmemann (2005), Ferreira (2007), Gamiero & Braga (2007), Pinto & Araújo (2007); (c) Vazzoler (1996), Agostinho *et al.* (2004), Suzuki *et al.* (2005), Casatti (2005), Pompeu & Godinho (2006), Agostinho *et al.* (2007), Ferreira (2007); (d) Bozzetti & Schultz (2004), Pompeu & Godinho (2006), Pinto & Araújo (2007).

Foram aplicadas duas CCA, compreendendo a estrutura funcional e fatores ambientais locais e regionais. Desta forma pode-se verificar quais variáveis ambientais locais e regionais explicaram parte significativa da estrutura funcional das assembleias. Para essa análise, os dados de abundância das espécies foram log transformados (base *e*). As variáveis ambientais latitude e longitude foram transformadas de acordo com a fórmula, $Y = \frac{X - X_{min}}{X_{max} - X_{min}}$, onde, *X* é o valor real da variável a ser transformada, X_{min} é o menor valor da variável no conjunto de dados e X_{max} é o máximo valor da variável. Variáveis descritas em porcentagem foram

transformadas através do arco-seno de sua raiz quadrada. Esses procedimentos foram estabelecidos na tentativa de normalizar as variáveis. A associação entre as matrizes (estrutura das assembleias e ambientais) e a significância de cada eixo foi testada utilizando o método de Monte Carlo (999 permutações; $\alpha = 0,05$), e apenas as associações e eixos significativos foram interpretados. Para selecionar as variáveis significativas ($\alpha = 0,05$) no modelo final, foi usada a opção *forward selection*, e as variáveis com fator de inflação da variância (FIV) maior que 20 foram consideradas redundantes (ter Braak & Šmilauer, 1998) e removidas da análise. Assim, as CCA foram novamente rodadas, utilizando os dados de estrutura e esse grupo de variáveis significativas e não redundantes.

Importância relativa da escala espacial

Para testar a hipótese de que a importância dos fatores ambientais na explicação da variação na estrutura funcional das assembleias de peixes varia em função da escala espacial considerada, foi usada uma análise de correspondência canônica parcial (pCCA; Borcard *et al.* 1992). Nesse método, a variação total dos dados das assembleias foi particionada em: (i) variação explicada exclusivamente pelas variáveis locais e regionais (efeito puro de cada escala); e (ii) variação explicada pela interação entre as variáveis locais e regionais (efeito compartilhado). Para obtenção desses valores parciais, a análise foi constituída basicamente por três etapas. Primeiro, foi rodada uma CCA entre os dados de estrutura funcional das assembleias (variável resposta) e uma das matrizes ambientais (fatores locais, por exemplo, como variável preditora), e verificada a variação na estrutura explicada por essa matriz. Segundo, foi rodada uma pCCA entre os mesmos dados de estrutura funcional das assembleias e matriz ambiental confrontados no passo anterior, porém usando a outra matriz ambiental como covariável (no caso, fatores regionais). Nesse exemplo, o uso da matriz covariável (fatores regionais) permitiu a quantificação da variação na estrutura das assembleias explicada exclusivamente pelos fatores ambientais locais. Para a determinação da contribuição exclusiva dos fatores regionais, esses dois passos foram rodados novamente trocando a ordem das matrizes. O terceiro passo foi usado para calcular a contribuição da interação entre as escalas na explicação da estrutura. Esse valor foi obtido subtraindo da variação na estrutura explicada pela escala local (etapa 1), a variação explicada *exclusivamente* pelos fatores locais (etapa 2, na qual se usou matriz covariável). Todas as ordenações foram realizadas no programa CANOCO® 4.02 (ter Braak & Šmilauer, 1998).

RESULTADOS

Estrutura funcional

Dentre as 38 espécies ocorrentes nos ambientes amostrados, sete foram classificadas como raras (ocorrência inferior a 1% dos locais amostrados) e foram retiradas das análises. As demais 31 espécies foram agrupadas em 14 grupos funcionais de acordo com a combinação de características tróficas, história de vida e tolerância a poluição, apresentando os ambientes peri-urbanos a maior riqueza funcional com 13 grupos, seguidos pelos ambientes rurais e urbanos com 12 grupos cada. O grupo das espécies onívoras com fecundação interna, desenvolvimento interno e tolerante a poluição foi o mais abundante dentre os ambientes amostrados (60% das capturas), sendo representado por duas espécies introduzidas (Tabela 3). Da mesma forma esse grupo destacou-se como o mais representativo dentre os ambientes urbanos e rurais com 75% e 42% das capturas, respectivamente.

Tabela 3. Lista das espécies agrupadas por grupos funcionais

Grupo Funcional	Código	Espécies
Herbívoro; Fecundação Externa; Sensível	H.Fe.S	<i>Bryconamericus stramineus</i>
Insetívoro; Fecundação Externa; Tolerante	Is.Fe.T	<i>Imparfinis mirini</i>
Insetívoro; Fecundação Externa; Sensível	Is.Fe.S	<i>Imparfinis borodini</i> <i>Piabina</i> sp.
Invertívoro; Fecundação Externa; Sensível	Iv.Fe.S	<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> <i>Astyanax bockmanni</i> <i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> <i>Astyanax altiparanae</i> <i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> <i>Pimelodella avanhandavae</i> <i>Trichomycterus diabolus</i>
Invertívoro; Fecundação Externa; Tolerante	Iv.Fe.T	<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> <i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>
Invertívoro; Fecundação Externa com cuidado parental; Tolerante.	Iv.FeCp.T	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> <i>Gymnotus</i> sp.
Invertívoro; Fecundação Externa com cuidado parental; Sensível.	Iv.FeCp.S	<i>Corydoras aeneus</i> <i>Crenicichla britskii</i>
Detritívoro; Fecundação Externa; Sensível	Dt.Fe.S	<i>Apareiodon ibitiensis</i>
Detritívoro; Fecundação Externa; Tolerante	Dt.Fe.T	<i>Oreochromis niloticus</i> <i>Rineloricaria</i> sp.
Detritívoro; Fecundação Externa com cuidado parental; Tolerante	Dt.FeCp.T	<i>Hypostomus</i> aff. <i>ancistroides</i> <i>Hypostomus</i> aff. <i>strigaticeps</i> <i>Hypostomus nigromaculatus</i> <i>Hypostomus</i> sp.
Onívoro; Fecundação Externa com cuidado parental; Tolerante	On.FeCp.T	<i>Callichthys callichthys</i> <i>Synbranchus marmoratus</i> <i>Geophagus brasiliensis</i>

Onívoro; Fecundação Interna com desenvolvimento interno; Tolerante	On.FiDi.T	<i>Poecilia reticulata</i> <i>Xiphophorus hellerii</i>
Onívoro; Fecundação Externa; Tolerante	On.Fe.T	<i>R. quelen</i>
Piscívoro; Fecundação Externa com cuidado parental; Sensível	P.FeCp.S	<i>Hoplias aff. malabaricus</i>

Ambientes peri-urbanos foram caracterizados pela elevada abundância de espécies insetívoras com fecundação externa e tolerantes a poluição (44%), seguido de espécies invertívoras com fecundação externa e sensíveis a poluição (20%) (Tabela 3).

Relações entre a estrutura funcional e os fatores ambientais

Associações entre a estrutura funcional das assembleias de peixes e as variáveis ambientais locais e regionais foram evidenciadas pelas análises de correspondência canônica (CCA) (Teste de Monte Carlo com 1000 permutações, $p < 0,05$). Dentre as variáveis ambientais locais, *número de Froude* apresentou valor de FIV superior a 20, sendo removida da análise. Para as variáveis regionais todos os valores de VIF foram inferiores a 20, indicando ausência de colinearidade nesse grupo de variáveis.

A CCA_{local} explicou 21,3% da variação total na abundância de espécies de peixes indicando relações entre a estrutura funcional das assembleias e características físicas, químicas e geomorfológicas dos habitats. Semelhante as relações locais encontradas para a estrutura taxonômica (ver capítulo I), ambientes urbanos foram influenciados pelos gradientes de largura do leito, presença de lajes e estruturas artificiais, assim como pela concentração de nitrogênio, condutividade elétrica, temperatura e oxigênio dissolvido (Figura 2). Os grupos funcionais mais relacionados a essas variáveis foram as espécies onívoras e detritívoras com fecundação externa e tolerantes a poluição, além de espécies onívoras com fecundação e desenvolvimento interno e espécies invertívoras (Figura 2). Para os ambientes peri-urbanos a cobertura vegetal (dossel), presença de seixos e grânulos no leito apresentaram relações com a estrutura funcional das assembleias, ocorrendo relação com espécies tolerantes e sensíveis a poluição, abrangendo ampla diversidade trófica (piscívoros, herbívoros, onívoros, insetívoros, invertívoros), e história de vida caracterizada por fecundação externa com e sem cuidado parental (Figura 2). Ambientes rurais foram ordenados na porção intermediária do gradiente de fatores ambientais, apresentando relações com fatores físicos, químicos, geomorfológicas e biológicos ocorrentes tanto nos ambiente urbanos como peri-urbanos (Figura 2).

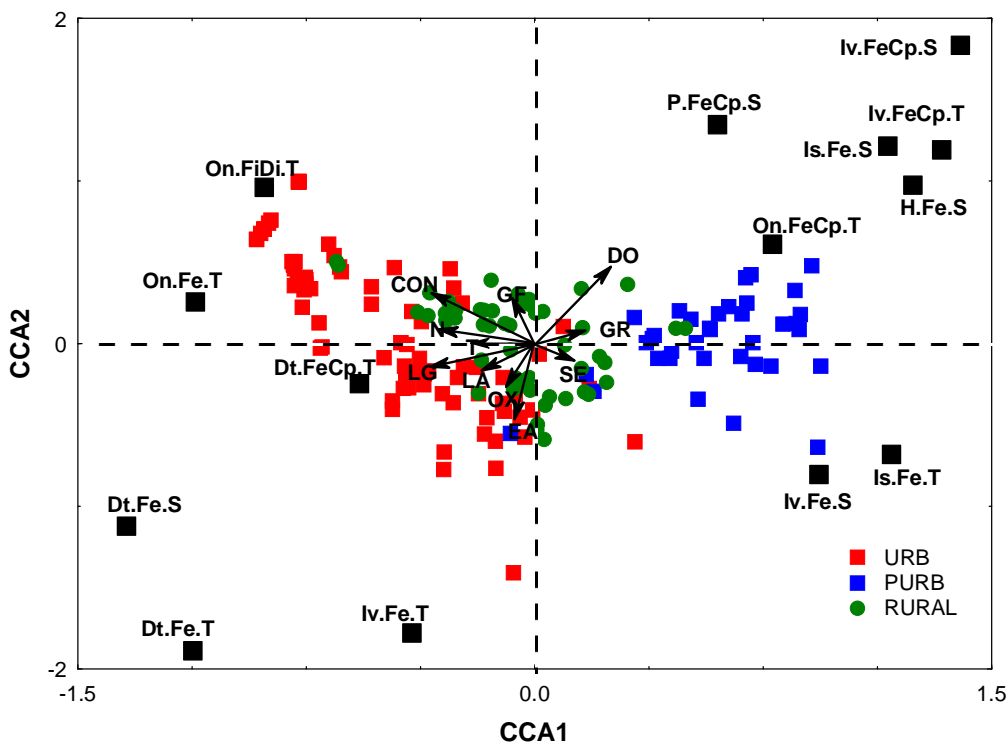


Figura 2. Análise de correspondência canônica (CCA) aplicada entre os grupos funcionais (Tabela 3) e fatores locais (OX= oxigênio dissolvido; GF= galhos e folhas; DO= dossel; SE= seixos; GR= grânulos; LA= lajes; EA= estruturas artificiais; T= temperatura da água; N= nitrogênio total; COM= condutividade elétrica e LG= largura do leito), para os grupos de ambientes analisados (URB = Urbano; PURB = Peri-urbano; RURAL = Rural).

A $CCA_{regional}$ explicou 29,9% da variação total na abundância de espécies de peixes. A estrutura funcional das assembleias foi relacionada às coordenadas geográficas dos locais de amostragem, assim como a porcentagem de urbanização e superfície impermeável, a área de drenagem da micro-bacia e a ocorrência de chuvas acima da média anual registrada no período de coletas (picos de chuvas). Ambientes urbanos foram influenciados pela porcentagem de superfície impermeável, urbanização, picos de chuvas semanais e posicionamento geográfico dos locais de amostragem. Este conjunto de fatores ambientais regionais relacionaram-se de maneira mais conspícua aos grupos funcionais onívoro com fecundação interna, desenvolvimento interno e tolerante (On.FiDi.T), onívoro com fecundação externa e tolerante (On.Fe.T), detritívoro com fecundação externa, cuidado parental e tolerante (Dt.FeCp.T), detritívoro com fecundação externa e tolerante (Dt.Fe.T) e invertívoro com fecundação externa e tolerante (In.Fe.T) (Figura 3). Para os ambientes peri-urbanos, os picos de chuvas mensais assim como a área de drenagem apresentaram relações com a estrutura funcional das assembleias, ocorrendo associação com os grupos funcionais

herbívoro com fecundação externa e sensível (He.Fe.S), insetívoro com fecundação externa e tolerante (Is.Fe.T), insetívoro com fecundação externa e sensível (Is.Fe.S), invertívoro com fecundação externa e sensível (Iv.Fe.S), invertívoro com fecundação externa, cuidado parental e tolerante (Iv.Fe.T), invertívoro com fecundação externa, cuidado parental e sensível (Iv.FeCp.S), piscívoro com fecundação externa, cuidado parental e sensível (P.FeCp.S), onívoro com fecundação externa, cuidado parental e tolerante (On.FeCp.T).

Assim como destacado para os fatores locais, os ambientes rurais foram ordenados na porção intermediária do gradiente compartilhando características funcionais e ambientais comuns aos ambientes urbano e peri-urbanos em escala regional (Figura 3).

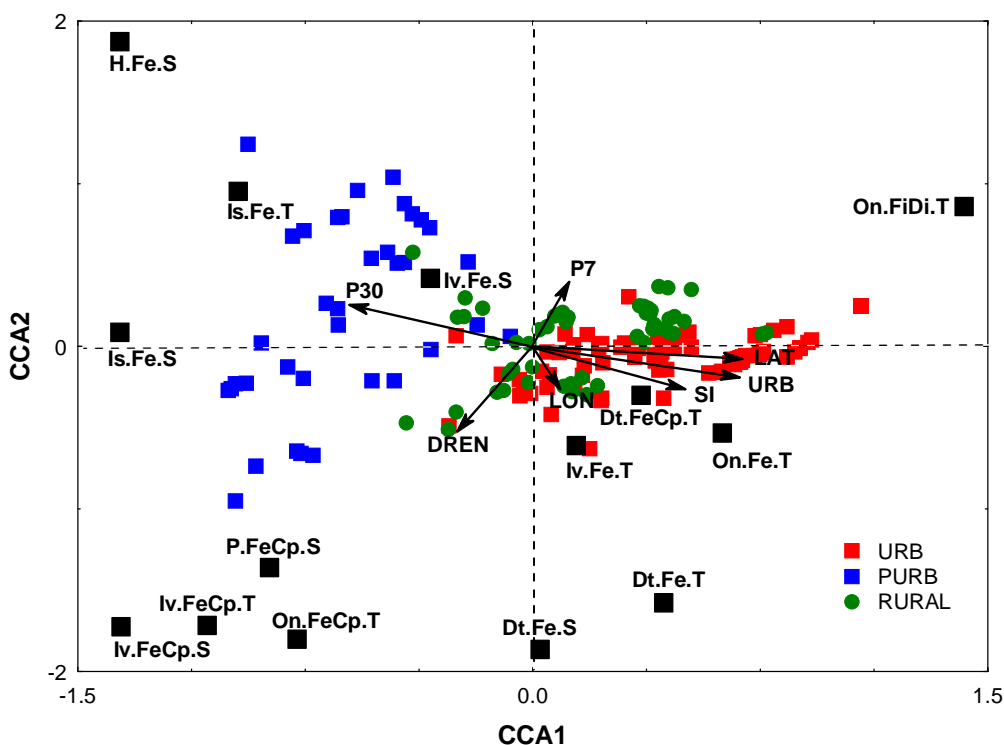


Figura 3. Análise de correspondência canônica (CCA) aplicada entre os grupos funcionais (Tabela 3) e fatores regionais (LAT= latitude; LON= longitude; SI= área de superfície impermeável; URB= porcentagem de urbanização; P7= picos de chuvas 7 dias antes da coleta; P30= picos de chuvas 30 dias antes da coleta), para os grupos de ambientes analisados (URB = Urbano; PURB = Peri-urbano; RURAL = Rural).

Importância relativa da escala espacial

O resultado da CCA parcial revelou que os fatores ambientais locais e regionais explicaram 37% da variação da estrutura funcional das assembleias de peixes, atingindo 45% quando levado em consideração a variação explicada pela interação das escalas (Figura 4). Contrariamente aos resultados observados para a estrutura taxonômica destes ambientes (ver capítulo I), os fatores regionais explicaram a maior parte da variação dos dados referentes a

estrutura funcional da assembleias. A influência pura dos fatores regionais explicou 23% da variação da estrutura funcional, enquanto que os fatores locais explicaram 14%. A interação entre as variáveis locais e regionais contribuiu com 8 % da explicação.

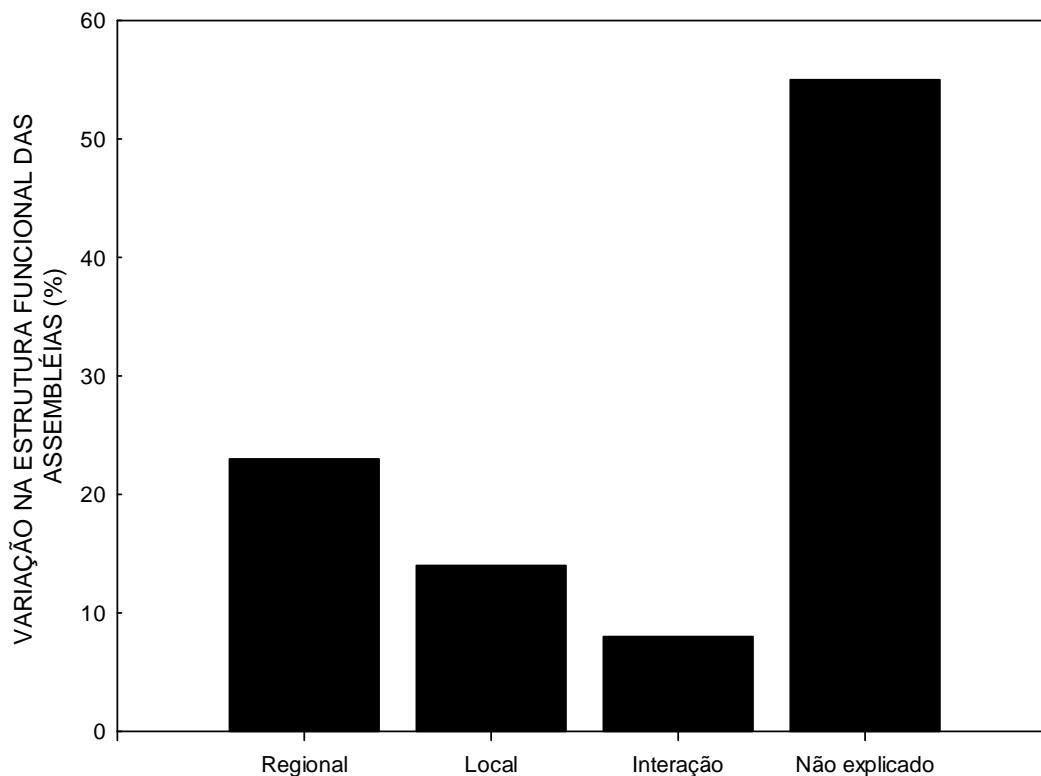


Figura 4. Contribuição relativa dos fatores locais, regionais e da interação entre essas escalas na explicação da estrutura funcional das assembleias de peixes.

DISCUSSÃO

Relações espécie-habitat têm sido tradicionalmente examinadas utilizando abordagens que não consideram diferenças nas características biológicas das espécies (Rich Jr., 2003). Análises utilizando grupos funcionais, entretanto, possibilitam a observação da estruturação das assembleias de acordo com características do habitat, considerando respostas funcionais ao meio e a habitats específicos, de maneira independente da história taxonômica das espécies (Hoeinghaus *et al.* 2007). Obviamente as variações nas respostas das comunidades aquáticas a urbanização podem ocorrer como decorrência das peculiaridades de cada ambiente em relação aos distúrbios prévios, ou até mesmo do número e refinamento analítico dos grupos funcionais avaliados. Porém, perturbações ambientais comuns em ambientes aquáticos urbanos, oriundos de diferentes escalas espaciais (regional e local), promovem a re-

estruturação das assembleias, tanto de natureza taxonômica (ver capítulo I) como funcional, onde diferentes espécies compartilham aspectos biológicos e ecológicos em comum.

Considerando o gradiente de urbanização desse estudo foi possível observar a associação de características funcionais relacionadas a aspectos tróficos, reprodutivos e de tolerância a poluição e o percentual de ocupação urbana nas bacias de drenagem dos córregos. Embora fossem esperadas assembleias de peixes funcionalmente mais distintas entre os ambientes urbanos e rurais, os córregos peri-urbanos destacaram-se como os mais dissimilares dos urbanos, estando os rurais em uma porção intermediária do gradiente ambiental, tanto em escala local como regional. Isso sugere que os ambientes com porcentagem de ocupação urbana entre 5% e 20% (peri-urbanos) possibilitam o estabelecimento de um mosaico de habitats provenientes do meio urbano e rural, promovendo assim condições para a manutenção de diferentes grupos funcionais quando comparado a bacias hidrográficas intensamente urbanizadas. Embora os ambientes peri-urbanos possam ser influenciados funcionalmente pela elevada diversidade taxonômica do córrego Água Queçaba (ver capítulo I), a relevante associação de fatores ambientais regionais como os picos de chuvas mensais e fatores locais como a maior cobertura vegetal (dossel), estabilidade das margens e a ocorrência de grânulos e seixos no leito, sugerem maior estabilidade hidrológica nestes ambientes, podendo proporcionar condições para o estabelecimento de grupos tróficos e reprodutivos mais especializados.

Poff e Allan (1995) ao examinarem relações entre características funcionais de espécies de peixes em ambientes hidrológicamente alterados, reportam assembleias compostas por grupos tróficos generalistas em ambientes com elevada oscilação hidrológica, estando grupos mais especializados restritos a ambientes mais estáveis. Reduções na abundância, diversidade e riqueza de espécies de insetos e demais invertebrados são esperados em ambientes aquáticos urbanos devido a instabilidade hidrológica do meio (Jones & Clark, 1987), depauperando a base alimentar das espécies insetívoras e invertívoras e, por consequência, tornando espécies com maior plasticidade trófica (onívoras) melhores sucedidas em relação a forrageiros mais especializados. Correlações significativas entre características funcionais como onivoria e detritivoria em ambientes com elevada porcentagem de urbanização, corroboram com resultados de estudos prévios (Wang *et al.* 2000; Onorato *et al.* 2000; Walter *et al.* 2005; Cunico *et al.* 2006; Casatti *et al.* 2009) evidenciando aspectos da composição trófica como bons indicadores de alterações na qualidade da água.

Da mesma forma, aspectos reprodutivos da história de vida das espécies relacionam-se de maneira clara às alterações ambientais, sejam elas de natureza física, química e ou hidrológica. Estágios iniciais de desenvolvimento dos peixes, como ovos e larvas são particularmente sensíveis a presença de contaminantes e alterações do hábitat, o que favorece o estabelecimento de espécies com elevada produção de gametas e tolerantes a poluição em ambientes alterados. Embora espécies com fecundação externa seja maioria dentre as espécies de peixes nos mais diferentes hábitats, a elevada produção de gametas, representa uma tática eficaz em hábitats com intensa oscilação ambiental, onde o elevado número de gametas produzidos possibilita um alto “fitness” mesmo sob condições de perturbações. A esse propósito, Winemiller (1989) destaca a elevada capacidade adaptativa e rápida recolonização em ambientes degradados por espécies com fecundação externa, rápido desenvolvimento gonadal e elevada fecundidade. Rich Jr. (2003), estudando rios urbanos de Indianápolis, Estados Unidos, observou associação positiva entre espécies com fecundação externa, sem requerimentos especiais para desova e guarda da prole, com locais intensamente urbanizados, hidrologicamente instáveis e com reduzida cobertura vegetal do leito.

Por outro lado, a estratégia de fecundação e desenvolvimento interno foi também bem sucedida na ocupação dos riachos urbanos analisados. O desenvolvimento interno parece ter contribuído para a redução da mortalidade de ovos e larvas e, conseqüentemente, manter “fitness” elevados em áreas degradadas. Entretanto, entre as espécies registradas, apenas uma, *P. reticulata*, pertenceu a esse grupo, o que reflete o caráter raro de espécies com essa estratégia entre os peixes teleósteos da bacia. Destaca-se, adicionalmente, que essa espécie foi introduzida nos ecossistemas aquáticos brasileiros, colonizando com sucesso ambientes urbanos degradados (Lemes & Garutti, 2002; Cunico *et al.* 2006; Silva *et al.* 2008).

No que concerne à tolerância a poluição pelas espécies, nossos resultados foram similares aos apresentados na literatura para ambientes aquáticos altamente urbanizados, onde predominam espécies tolerantes (Silva *et al.* 1995; Dyer *et al.* 2003; Cunico *et al.* 2006). Ambientes aquáticos urbanos apresentam como característica marcante alta concentração de nutrientes, devido a falhas relacionadas ao tratamento de esgoto, bem como a descarga ilícita de efluentes nestes hábitats (Paul & Meyer, 2008). Resíduos domésticos e processos industriais atingem de maneira difusa os ambientes aquáticos durante o processo de lixiviação superficial de áreas impermeáveis constituintes da bacia de drenagem. Obviamente, ambientes peri-urbanos e rurais também apresentam potenciais fontes de poluentes orgânicos, seja decorrente de problemas de saneamento e lixiviação superficial de áreas urbanas a montante, seja pelo carreamento de fertilizantes químicos comumente utilizados nos ambientes rurais.

Entretanto nossos resultados sugerem menor influência da poluição orgânica na estruturação funcional das assembleias de peixes no meio rural e peri-urbano.

Considerando a influência dos fatores ambientais sobre a estruturação funcional das assembleias de peixes nas escalas regional e local, podemos observar que fatores regionais explicaram a maior parte da variação dos dados, seguido pelos fatores locais e das interações entre eles. Wang *et al.* (2006) destacam que, conforme os níveis de perturbações aumentam na área de drenagem, a importância relativa de fatores ambientais locais declina, havendo substancial acréscimo da influência de fatores regionais na estruturação das assembleias de peixes. Essa tendência sugere a existência de uma seqüência de filtros ambientais, onde fatores regionais limitam a expressão de processos em escalas sucessivamente menores (Poff, 1997; Parsons *et al.* 2003).

Ambientes aquáticos em áreas intensamente urbanizadas são extremamente suscetíveis a alterações do hábitat decorrentes de processos hierárquicos. Assim, variáveis ambientais de escala regional, como a elevada impermeabilidade do solo, ocasionam marcantes alterações nas características hidrológicas do meio e, em consequência, sobre as condições físicas e químicas do hábitat. Fatores hidrológicos têm sido destacados como aspecto dominante na estruturação funcional das assembleias de peixes nos ecossistemas lóticos (Lamouroux *et al.* 2002), sendo a estabilidade hidrológica diretamente relacionada a diversidade trófica (Horwitz, 1978). Assim, a dinâmica hidrológica age como um filtro ambiental para as espécies forrageiras mais especializadas, como já destacado anteriormente. Isso pode ser explicado pelas alterações hidrológicas decorrentes da impermeabilização do solo, que promovem redução da complexidade do hábitat através da homogeneização do leito e ingresso de poluentes orgânicos (lixiviação superficial), que restringe o estabelecimento de espécies com comportamento reprodutivo dependente de características específicas do hábitat (Limburg & Schmidt, 1990) e sensíveis a poluição (Stanfield & Kilgour, 2006).

Como destacado inicialmente, estudos envolvendo modelos teóricos e empíricos com o intuito de melhor entender os efeitos da urbanização sobre a estrutura das assembleias têm enfatizado relações com atributos de comunidades, como a redução da riqueza e da diversidade específica (Vieira & Shibatta, 2007; Paul & Meyer, 2008; Alberti, 2009). Entretanto, nossos resultados destacam que além da redução da diversidade taxonômica nos ambientes urbanos (ver capítulo I), o aumento da urbanização nas áreas de drenagem dos córregos, resulta em alterações na estrutura funcional das assembleias, sendo estas dominadas por espécies generalistas em relação à demanda de recursos e com características de história de vida que permitam sua persistência em ambientes com elevada oscilação ambiental.

Cunico 2009, relata essa tendência ao comparar aspectos funcionais das assembleias de peixes em rios com micro-bacias intensamente urbanizadas no Brasil e Estados Unidos, destacando a homogeneização funcional das assembleias em diferentes regiões geográficas devido aos impactos oriundos do meio urbano. Obviamente que variações na resposta funcional das assembleias podem ser observadas em diferentes ecoregiões devido ao poder de resiliência ao conjunto de impactos presentes na paisagem ao longo da história de ocupação humana (Brown *et al.* 2009). Todavia, respostas funcionais das assembleias destacam-se como importantes ferramentas de monitoramento e avaliação de impactos da urbanização por superar barreiras de natureza taxonômica e permitir comparações de assembleias com histórias evolutivas distintas (Figura 5).

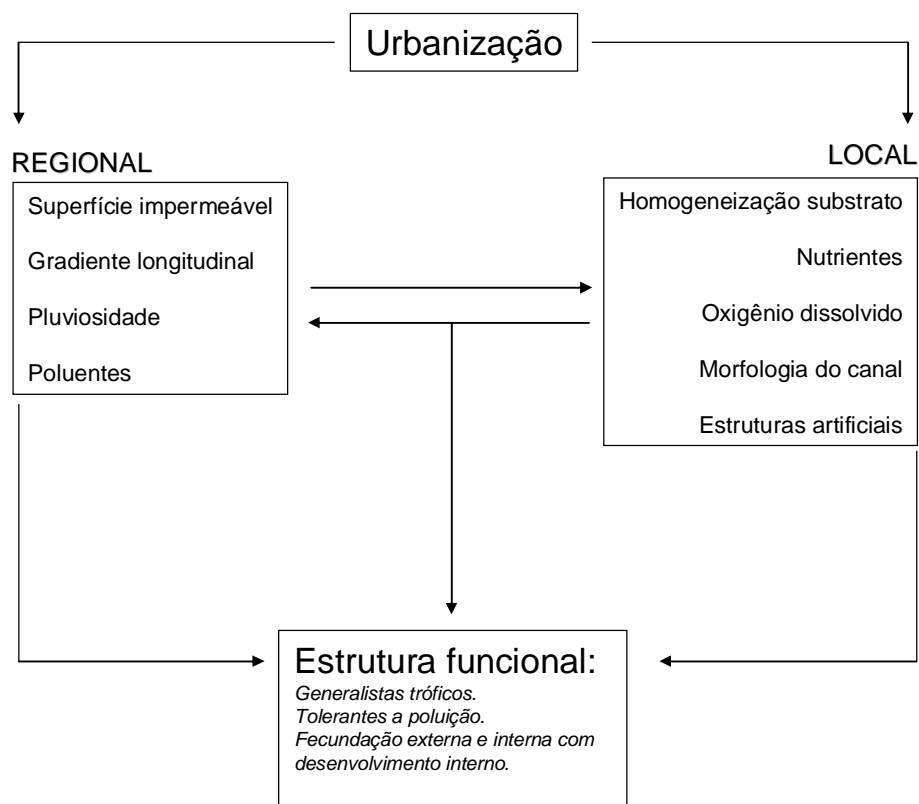


Figura 5. Modelo conceitual da influência de fatores regionais e locais sobre a estrutura funcional das assembleias de peixes analisadas neste estudo.

REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A., & Penczak, T. (1995) Populations and production of fish in two small tributaries of the Paraná River, Paraná Brazil. *Hydrobiologia* 312: 153-166.
- Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Petry, A.C., Gomes, L.C., Júlio Jr., H. F. (2007) Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 10:174–186.
- Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Veríssimo, S.; Okada, E.K. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná river: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 14: 11-19.
- Alberti, M. (2009) *Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*, 366 p. New York, USA: Springer,
- Bastos, L.P., & Abilhoa, V. (2004) A utilização do índice de integridade biótica para avaliação da qualidade de água: um estudo de caso para riachos urbanos da bacia hidrográfica do rio belém, Curitiba, Paraná. *Revista Estudos de Biologia* 26:33-44.
- Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P. (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045–1055.
- Borsato, F.H., & Martoni, A.M. (2004) Estudo da fisiografia das bacias hidrográficas urbanas no Município de Maringá, Estado do Paraná. *Acta Scientiarum-Human and Social Sciences* 26: 273-285.
- Bozzetti, M. & Schulz, U.H. (2004) An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529:133–144.
- Brown, L.R., Gregory, M.B., May, J.T. (2009) Relation of urbanization to stream fish assemblages and species traits in nine metropolitan areas of the United States. *Urban Ecosystem* DOI 10.1007/s11252-009-0082-2
- Camara, G., Souza, R.C.M., Freitas, G. J. (1996) SPRING: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics* 20: 395-403.
- Casatti, L. (2005) Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica* 5: 75-83.
- Casatti, L., & Ferreira, C. (2009) A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia* 623: 173-189.
- 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* 23: 1101-1110.
- Cunico, A.M. (2009) Convergência funcional das assembleias de peixes em rios urbanos de duas regiões biogeográficas. 2009. 41 f. Exame geral de qualificação – Universidade Estadual de Maringá.

- Dyer, S.D., Peng, C., McAvoy, D.C., Fendinger, N.J., Masscheleyn, P., Castilho, L.V., Lim, J.M. (2003) The influence of untreated wastewater to aquatic communities in the Balatuin river, the Philippines. *Chemosphere* 52: 43-53.
- Ferreira, K.M. (2007) Biology and ecomorphology of stream fishes from the rio Mogi-Guaçu basin, Southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5: 311-326.
- Gatz, J.A. (1979) Community organization in fishes as indicated by morphological features. *Ecology* 60: 711-718.
- 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* 25: 180-194.
- 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* 7: 127-133..
- Graça, W.J., Pavanelli, C.S. (2007) *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes*, 241p. Maringá, Brasil: EDUEM.
- Hahn, N.S., Andrian, I.F., Fugi, R., Almeida, V.L.L. (1997) Ecologia trófica. In.: *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos*, eds. A.E.A.M. Vazzoler, A.A. Agostinho, N.S. Hahn. pp. 209-228. Maringá, Brasil: EDUEM.
- Hauer, F.R., Lamberti, G.A. (2007) *Methods in stream ecology*, second edition, 877pp. Oxford, UK: Elsevier.
- Hoeinghaus, D.J., Winemiller, K.O., Birnbaum, J.S. (2007) Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic vs. functional groups. *Journal of Biogeography* 34: 324-338.
- Horwitz, R.J. (1978) Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological Monographs* 48: 307-321.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). (2007) Cidades 2007. Electronic Database accessible at <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>. Brasília, Brazil. Captured on 22 August 2008.
- Jones, R.C., Clark, C.C. (1987). Impact of watershed urbanization on stream insect communities. *Water Resources Bulletin* 23: 1047-1055.
- Lamouroux, N., Olivier, J.M., Persat, H., Pouilly, M., Souchon, Y, Statzner, B. Predicting community characteristics from habitat conditions: fluvial fish and hydraulics. *Freshwater Biology* 42: 1-25.
- Lamouroux, N., Poff, N.L., Angermeier, P.L. (2002) Intercontinental convergence of stream fish community traits along geomorphic and hydraulic gradients. *Ecology* 83: 1792-1807.
- Lemes, E.M., & Garutti, V. (2002) Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do alto rio Paraná, Brasil. *Iheringia-Série Zoológica* 92: 69-78.

- Limburg, E.K., Schmidt, R.E. (1990) Patterns of fish spawning in Hudson River Tributaries: response to an urban gradient? *Ecology* 71: 1238-1245.
- Lyons, J. (1992) The length of stream to sample with a towed electrofishing unit when fish species richness is estimated. *North American Journal of Fisheries Management* 12: 198-201.
- Meyer, J.L., Paul, M.J., Taulbee, W.K. (2005) Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 602-612.
- 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* 14: 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* 5: 1-13.
- Onorato, D.R. Angus A., Marion K.R. (2000) Historical changes in the ichthyofaunal assemblages of the upper Cahaba River in Alabama associated with extensive urban development in the watershed. *Journal of Freshwater Ecology* 15: 47-63.
- Parsons, M., Thoms, M.C., Norris, R.H. (2003) Scales of macroinvertebrate distribution in relation to the hierarchical organization of river systems. *Journal of the North American Benthological Society* 22: 105-122.
- Paul, M.J. & Meyer, J.L. (2008) Streams in the urban landscape. In: *Urban Ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature*, eds. J.M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, C. Zumbrunnen, pp. 207-231. New York, USA: Springer.
- Pinto, B..C.T., & Araújo, F.G. (2007) Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 50: 489-502.
- Poff, N.L. (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 391-409.
- Poff, N.L., & Allan, J.D. (1995). Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76: 606–627.
- Pompeu, P.S., & Godinho, H.P. (2006) Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 4: 427-433.
- Rich Jr. C.F. (2003) Effects of urbanization on habitats and fish communities of midwestern headwater streams. 127 f., il. Tese (Doutorado) – Purdue University, West Lafayette, Indiana.
- Sanepar (2002). Plano de gestão e manejo do manancial do rio Pirapó, Maringá – PR. Maringá: Companhia de Saneamento do Paraná; PADCT/CIAMB; FNDCT/FINEP/CTHIDRO, 53p.

- Silva, C.P.D. (1995) Community structure of in urban and natural streams in the Central Amazon. *Amazoniana* 8: 221-236.
- Silva, M.A.D., Rezende, G.C.M., Tavares, C.J.F., Guimarães, W., Prado, C.M.R., Antoniosi Filho, N. R., Costa, L.M. (2008) Avaliação ecotoxicológica e físico-química do córrego Capim-Puba. *Estudos* 35: 11-22.
- Stanfield, L.W. & Kilgour, B.W. (2006) Effects of percent impervious cover on fish and benthos assemblages and instream habitats in Lake Ontario tributaries. *American Fisheries Society Symposium* 48: 577-599.
- Strahler, A.N. (1957) Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions of American Geophysical Union* 38: 913-920.
- Suzuki, H.I., Bulla, C.K., Agostinho, A.A., Gomes, L.C. (2005) Estratégias reprodutivas de assembleias de peixes em reservatórios. In: Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais, eds. L. Rodrigues, S.M. Thomas, A.A. Agostinho, L.C. Gomes, pp. 223-242. São Paulo, Brasil: RiMa.
- ter BRAAK, C.J.F. & SMILAUER, P. *CANOCO Reference manual and user's guide to canoco for Windows: software for canonical community ordination*, versão 4.0 Ithaca: Microcomputer Power, 1998.
- Vazzoler, A.E.A.M. (1996) *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*, 169pp. Maringá, Brasil: EDUEM.
- Vieira, D.B. & Shibatta, O.A. (2007) Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica* 7: 1-9.
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., Morgan II, R.P. (2005) The urban stream syndrome: current knowledge And the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 706-723.
- Walters, D.M., Freeman, M.C., Leigh, D.S., Freeman, B.J., Pringle, C.M. (2005) Urbanization effects on fishes and habitat quality in a Southern Piedmont River Basin. *American Fisheries Society Symposium* 41: 69-85.
- Wang, L., Lyons J., Kanehl P., Bannerman R., Emmons E. (2000) Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association* 36:1173-1189.
- Wang, L., Seelbach, P.W., Lyons, J. (2006) Effects of levels of human disturbance on the influence of catchment, riparian, and reach-scale factors on fish assemblages. *American Fisheries Society Symposium* 48: 199-219.
- Winemiller, K.O. (1989) Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia* 81: 225-241.
- Yalin, M.S. (1992) *River mechanics*, 460pp. Oxford, UK. Pergamon Press.
- Zipin, C. (1956) An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12:163-169.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Reflexos da urbanização sobre a estrutura taxonômica das assembleias de peixes ocorreram pela redução da diversidade e alteração na composição específica quando comparados as assembleias constituintes de micro-bacias menos urbanizadas. Da mesma forma, pode-se observar alterações na estrutura trófica, reprodutiva e de tolerância a poluição das assembleias em ambientes urbanos, ocorrendo a dominância de espécies generalistas, com características de história de vida que permitiram sua persistência em ambientes com elevada oscilação ambiental. Tais aspectos evidenciam a importância da utilização de diferentes abordagens no estudo da estrutura das comunidades biológicas nestes ambientes. A estruturação taxonômica possibilita a detecção de espécies indicadoras, assim como padrões de composição específica em ambientes pertencentes a mesma bacia hidrográfica, já características funcionais possibilitam a caracterização local e posterior comparação com ambientes urbanos de regiões ictiofaunísticas distintas, tendo como premissa básica que o meio urbano apresenta habitats homogêneos em todo o planeta, podendo compartilhar características funcionais similares, independentemente de diferenças em sua composição taxonômica.

No que concerne a influência de fatores ambientais locais e regionais sobre a estruturação taxonômica e funcional das assembleias de peixes, observa-se a ação de características similares e mútuas de ambas as escalas. A expansão urbana e sua influência sobre os ambientes aquáticos não se resume apenas a impactos locais diretos, mas sim a interação com alterações ambientais ocorrentes em toda a área de drenagem de cada córrego. Desta forma, torna-se evidente a importância de ações de conservação de micro-bacias urbanizadas em escala regional, com o aumento de áreas permeáveis, controle adequado do escoamento de águas pluviais, controle e gerenciamento de resíduos e efluentes, assim como, em escala local com a preservação da vegetação marginal, re-estabelecimento da complexidade estrutural dos ambientes aquáticos e monitoramento da qualidade da água e seus habitats.