

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO OESTE DO PARANÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO STRICTO SENSU EM CONSERVAÇÃO E
MANEJO DE RECURSOS NATURAIS – NÍVEL MESTRADO

CRISLEI LARENTIS

**FAUNA DE PEIXES EM RIACHOS: AVALIAÇÃO DAS INTERVENÇÕES
ANTRÓPICAS SOBRE OS ATRIBUTOS E ESTRUTURA FUNCIONAL DAS
ASSEMBLEIAS**

Cascavel - PR

Janeiro/2015

CRISLEI LARENTIS

FAUNA DE PEIXES EM RIACHOS: AVALIAÇÃO DAS INTERVENÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE OS ATRIBUTOS E ESTRUTURA FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Conservação e Manejo de Recursos Naturais – Nível Mestrado, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Conservação e Manejo de Recursos Naturais

Área de Concentração: Conservação e Manejo de Recursos Naturais.

Orientador (a): Prof^a Dr^a Rosilene Luciana Delariva.

Cascavel – PR

Janeiro/2015

FOLHA DE APROVAÇÃO

CRISLEI LARENTIS

FAUNA DE PEIXES EM RIACHOS: AVALIAÇÃO DAS INTERVENÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE OS ATRIBUTOS E ESTRUTURA FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação stricto sensu em Conservação e Manejo de Recursos Naturais-Nível de Mestrado, do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, pela comissão Examinadora composta pelos membros:

Profª Drª Rosilene Luciana Delariva

Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Presidente)

Profª Drª Elaine Antoniassi Luiz Kashiwaqui

Universidade Estadual do Mato Grosso do Sul - UEMS

Prof. Dr. Paulo Vanderlei Sanches

Universidade Estadual do Oeste do Paraná

Aprovada em

Local da defesa

Dedicatória

Aos meus pais, Carlos e Soeli, por serem a base sólida da minha vida, e à minha querida irmã, Cristiane, por sua alegria contagiante, sempre me fazendo sorrir.

Ao meu melhor amigo, companheiro e amor, Anderson, por estar sempre ao meu lado, por todo amor, carinho, compreensão e paciência nos momentos de estresse, você me ajudou a conquistar este sonho.

Agradecimentos

Primeiramente, à Deus, por me fazer existir e estar sempre ao meu lado.

À minha orientadora, Prof^a Dr^a Rosilene Luciana Delariva, por todos os ensinamentos, conselhos, paciência, amizade, dedicação que me fizeram superar as dificuldades e conquistar o tão sonhado título de mestre.

À Prof^a Dr^a Ana Tereza Bittencourt Guimarães, por sua amizade, paciência e compreensão, e por dividir seus conhecimentos estatísticos comigo, possibilitando a conclusão deste trabalho.

Aos Professores do campus de Toledo, Éder André Gubiani, Dirceu Baumgartner e Pitágoras Augusto Piana, por se colocarem à disposição durante a realização deste trabalho, pela ajuda nas coletas de campo, identificação de espécies e pela parceria na produção científica.

À Universidade Estadual do Oeste do Paraná e ao Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Naturais, pela oportunidade de cursar o mestrado e aprimorar meus conhecimentos.

A Capes, pela concessão da bolsa que facilitou cursar o mestrado e concluir com êxito esses dois anos de curso.

À todos os professores deste Programa, que me ensinaram muito durante estes dois anos, transmitindo novos conhecimentos.

As minhas queridas amigas, em especial, àquelas que também foram amigas de classe, por compartilharem as dúvidas, por buscarmos juntas as soluções, pelos favores prestados, pela amizade fortalecida, vocês são especiais.

Aos colegas do Laboratório de Ictiologia, pela ajuda nos procedimentos laboratoriais, e pelas conversas descontraídas que tornaram meu trabalho mais agradável.

À todos que, de alguma forma, contribuíram para que eu chegasse até aqui e que me instigam a continuar.

Sumário

Resumo:	7
Abstract:.....	8
Introdução.....	9
Materiais e Métodos	10
Área de Estudo	10
Caracterização do Uso e Ocupação do solo das microbacias	10
Amostragens da Fauna de peixes	13
Procedimentos laboratoriais.....	13
Caracterização funcional da fauna de peixes	14
Análise dos dados	14
Resultados.....	15
Discussão.....	25
Referências	27

FAUNA DE PEIXES EM RIACHOS: AVALIAÇÃO DAS INTERVENÇÕES ANTRÓPICAS SOBRE OS ATRIBUTOS E ESTRUTURA FUNCIONAL DAS ASSEMBLEIAS

Resumo: O presente trabalho objetivou avaliar a estrutura funcional da fauna de peixes de riachos em riachos com diferentes usos do solo em suas microbacias. A fauna de peixes foi amostrada em 14 riachos, pertencentes a quatro bacias hidrográficas, entre 2006 e 2014, por meio da técnica de pesca elétrica. Os riachos foram categorizados de acordo com o uso e ocupação do solo e as espécies foram classificadas de acordo com suas características funcionais. Foram amostradas 81 espécies distribuídas em diferentes grupos funcionais relacionados à tolerância a hipóxia, uso do alimento (grupos tróficos), reprodução (cuidado parental) e uso do hábitat. Gráficos bidimensionais foram construídos com os dados de biomassa dos grupos funcionais, mostrando que os grupos que se destacaram, independente do uso do solo, foram os omnívoros, os bentônicos e não guardadores. O teste de Monte Carlo atestou que há dependência entre as características funcionais e o uso do solo. A análise de diversidade funcional (DF) mostrou que as métricas funcionais diminuíram consideravelmente a medida que aumentou o uso e ocupação do solo, principalmente nos riachos urbanos. Conclui-se que o uso do solo exerce influência direta sobre a diversidade funcional das espécies de peixes em riachos.

Palavras-chave: ictiofauna, ambientes lóticos, uso do solo, grupos funcionais.

FISH FAUNA IN STREAMS: EVALUATION OF THE ANTHROPIC INTERVENTIONS ABOUT THE ATTRIBUTES AND FUNCTIONAL ESTRUCTURE OF THE ASSEMBLAGES

Abstract: The present paper aimed to evaluate the functional structural of the fish fauna in streams with different land uses in their micro basin. The fish fauna was sampled in fourteen streams, belonging to four watershed, between 2006 and 2014, by electric fishing technique. The streams were categorized according to land use and occupation and the species were classified according to their functional traits. Were sampled 81 fish species distributed in different functional groups related with the tolerance to hypoxia, food use (trophic guilds), reproduction (parental care) and habitat use. Bidimensional graphics were built with the data biomass of the functional groups, showing that the groups that stood out, independent of the land use, were the omnivorous, benthics, and nonguarders species. The Monte Carlo test proved there is dependence between the functional traits and land use. The functional diversity analyses showed that the functional metrics decreased substantially as it increases the land use and occupation, mainly in urban streams. It follows that the land use exerts direct influence on functional diversity of fish species in streams.

Key-words: ichthyofauna, lotic environments, land use, functional groups.

Introdução

O estudo sobre a distribuição das espécies em comunidades naturais detém o interesse de estudiosos ao longo de séculos (Cianciaruso *et al.*, 2009). Medidas que revelam a organização e funcionamento das comunidades são de grande importância para compreender tais comunidades, possibilitando inferir sobre os possíveis efeitos causados pelas modificações que ocorrem nos ambientes avaliados. Métricas que avaliam a diversidade funcional vem ganhando importância nos últimos anos (Poff *et al.*, 2010; Teresa & Casatti, 2012; Cruz *et al.*, 2013), por inferirem sobre o funcionamento e manutenção dos processos da comunidade (Petchey & Gaston 2002). A definição de diversidade funcional elaborada por Tilman (2001) é bem aceita em estudos sobre ecologia (Petchey & Gaston 2006). Nesse caso, postula-se como sendo o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades.

A abordagem de diversidade funcional leva em conta tanto as características funcionais das espécies como as funções ecológicas que estas desempenham nos ecossistemas, fornecendo informações adicionais quando comparadas com as abordagens de cunho apenas taxonômico (Eros *et al.*, 2009). Estudos que examinam a organização das comunidades de peixes com base na sua composição funcional têm mostrado que o uso dos diferentes habitats é influenciado pelas características e traços funcionais das espécies (Welcomme *et al.*, 2005; Montana & Winemiller, 2010). Assim, os impactos antrópicos que afetam a estrutura física e composição química dos ambientes, são potenciais estressores que influenciam os aspectos funcionais das comunidades de peixes.

As interferências antrópicas vêm causando inúmeras alterações nos ecossistemas aquáticos continentais. Essas atividades resultam em modificações tais como a fragmentação de habitat (Dudgeon *et al.*, 2006; Cunico *et al.*, 2012), alterações hidrológicas devido a construção de barramentos (Agostinho *et al.*, 2008), mudanças climáticas (Poff *et al.*, 2010), poluição (Carpenter *et al.*, 2011), propagação de espécies invasoras (Vitousek *et al.*, 1997; Bifi *et al.*, 2006; Olden *et al.*, 2010; Daga *et al.*, 2015; Thomaz *et al.*, 2015), retirada da vegetação ripária (Teresa & Casatti, 2012), entre outros. Nesses aspectos, os efeitos das perturbações antrópicas fazem da fauna de peixes de água doce uma das mais ameaçadas do mundo (Barili *et al.*, 2011).

As inúmeras modificações causadas pelas atividades antrópicas, principalmente devido ao uso e ocupação do solo pela agricultura e urbanização, resultam em consequências desastrosas para a fauna de peixes, incluindo a adição, substituição e/ou desaparecimento de espécies. Nesse cenário, certas espécies podem ser favorecidas ou restritas em

decorrência de seus traços funcionais (Teresa & Casatti, 2012). Dessa forma, o estudo dos impactos antrópicos sobre a estrutura funcional das comunidades é fundamental, pois pode diagnosticar e, assim, prever os padrões da comunidade e, também, os processos que operam nesses ecossistemas (Mayfield *et al.*, 2010).

Avaliar os efeitos do uso e ocupação do solo nos ambientes de água doce é fundamental para o manejo e conservação desses ambientes (Hermoso *et al.*, 2010). Nesse contexto, este trabalho buscou testar a hipótese de que a diversidade funcional das assembleias de peixes diminui com o aumento do uso e ocupação do solo sobre os riachos, sendo a urbanização e agricultura os fatores avaliados como estressores. Assim, esse estudo teve como objetivo avaliar a estrutura funcional das assembleias de peixes de riachos em ambientes com diferentes usos do solo para responder as seguintes perguntas: i) quais os grupos funcionais são mais abundantes nos diferentes ambientes amostrados? ii) existe dependência entre as características funcionais e o uso e ocupação do solo? iii) qual a influência dos diferentes usos e ocupação do solo sobre os valores das métricas funcionais?

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A bacia do rio Paraná é a segunda maior bacia hidrográfica do país. Com exceção das bacias Litorâneas e do rio Ribeira, todas as bacias hidrográficas do território paranaense drenam para o rio Paraná (Parolin *et al.*, 2010). As bacias dos rios Iguaçu, Piquiri, Ivaí e Alto Paraná correspondem a 61.5% da área do estado do Paraná. Essas bacias são ocupadas, principalmente, pela agricultura, com cultivo predominante de soja e milho, e pela pecuária (Sema, 2013). Nessas quatro bacias hidrográficas foram amostrados 14 riachos de primeira à terceira ordem situados em áreas de drenagens com diferentes usos do solo (Tabela 1; Figura 1).

Caracterização do Uso e Ocupação do solo das microbacias

Para caracterização do uso e ocupação do solo das microbacias dos riachos estudados foi utilizado o programa Google Earth Pro, onde foi delimitada a área da microbacia (Km²) através da constatação do ponto em que a elevação do terreno passa a decair, foram marcados vários pontos e criado um polígono da área da microbacia. Posteriormente, foi calculada a porcentagem de área urbanizada abrangendo área asfaltada, área residencial e industrial. Para definição da área rural considerou-se área de pastagem, plantio e construções da propriedade, e para a demarcação da área verde, incluiu-se mata ciliar e

remanescentes de floresta dentro da área da microbacia. Esse processo foi repetido para cada riacho, sendo que, a partir da caracterização da microbacia, esses foram classificados, de acordo com a porcentagem de ocupação do solo em: minimamente impactado (mais que 50% de cobertura vegetal), rural (mais de 50% de uso agrícola e pecuário) e urbano (acima de 50% de urbanização) (Tabela 1).

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos pontos de amostragem e categorização dos riachos de acordo com a porcentagem de uso e ocupação do solo da microbacia: MII – minimamente impactado; RUR – rural; URB – urbano. AM: Área da microbacia (Km²); CV: % de cobertura vegetal; CR: % de cobertura rural; CU: % de cobertura urbana; Cat.: Categorização do uso do solo.

Bacia	Riacho	Código	Ponto de coleta	Ordem	Latitude	Longitude	AM	CV (%)	CR (%)	CU (%)	Cat.
Ivaí	Ityz		Nascente	1ª	23°31'57.67"S	51°46'14.88"W		7,18	92,82	0	RUR
	Ityz	It	Meio	1ª	23°32'11.2" S	51°46'59" W	9,18	10,09	89,91	0	RUR
	Ityz		Foz	1ª	23°32'1.52"S	51°47'35.52"W		3,70	96,30	0	RUR
	Rio dos Índios	Ín	Nascente	3ª	23°51'16.92"S	52°41'58.82"W	50,1	54,12	45,88	0	MI
Piquiri	Saquarema	Sa	Nascente	2ª	23°52'0.06"S	52°46'21.31"W	10	100,00	0,00	0	MI
	Concórdia	Co	Nascente	3ª	23°51'37.11"S	52°50'26.52"W		15,58	84,42	0	RUR
	Concórdia		Foz	3ª	23°52'53.90"S	52°49'59.62"W	12,8	30,97	69,03	0	RUR
	Mouro	Mo	Foz	4ª	23°53'6.89"S	52°48'45.82"W	16,4	68,46	31,54	0	MI
	Jequitibá		Nascente	1ª	24°17'13.24"S	53°49'42.61"W		2,52	8,88	88,60	URB
	Jequitibá	Je	Meio	1ª	24°17'02.79"S	53°49'28.88"W	5,15	6,25	20,00	73,75	URB
	Jequitibá		Foz	1ª	24°16'54.61"S	53°49'15.13"W		9,00	0,50	90,50	URB
Alto Paraná	Ajuricaba	Aj	Nascente	2ª	24°34'43.74"S	54°7'11.06"W	16,2	24,94	75,06	0	RUR
	Ajuricaba		Foz	2ª	24°36'20.797"S	54°9'42.351"W		16,84	83,16	0	RUR
	Curvado	Cu	Nascente*	3ª	24°33'55.84"S	54°9'1.3"W	39,2	8,65	91,35	0	RUR
	Curvado		Foz*	3ª	24°36'19.457"S	54°9'41.919"W		8,62	91,38	0	RUR
	Riacho Fazenda	Fa	Nascente	1ª	24°50'37.01"S	53°58'41.97"W	3,8	57,74	42,26	0	MI
	São Francisco		Nascente	2ª	24°56'46.6"S	53°28'08.4"W		0,58	0,00	99,42	URB
	São Francisco	SF	Meio	2ª	24°56'19.93"S	53°28'18.58"W	7,33	6,43	0,00	93,57	URB
	São Francisco		Foz	2ª	24°55'57.12"S	53°28'18.84"W		6,12	0,00	93,88	URB
Iguaçu	Rio Cascavel	Ca	Nascente*	1ª	24°58'33.57"S	53°26'6.41"W	22,5	15,72	10,80	73,48	URB
	Rio Cascavel		Foz*	1ª	25° 0'32.10"S	53°26'11.10"W		15,72	10,80	73,48	URB
	Jumelo	Ju	Foz	1ª	25°04'46.62"S	53°37'26.42" W	5,23	67,11	32,89	0	MI
	Poço Preto		Nascente	1ª	25°36'48.04"S	54°25'54.09"W		100,00	0,00	0	MI
	Poço Preto	PP	Meio	1ª	25°36'46.4"S	54°25'55.8"W	4,12	100,00	0,00	0	MI
	Poço Preto		Foz	1ª	25°36'40.5"S	54°26'03"W		100,00	0,00	0	MI
	Rio dos Padres	Pa	Nascente	1ª	25°40'35.67"S	52°37'9.45"W	4,78	18,06	81,94	0	RUR
	Rio dos Padres		Foz	2ª	25°39'34.54"S	52°38'8.21"W		19,90	80,10	0	RUR

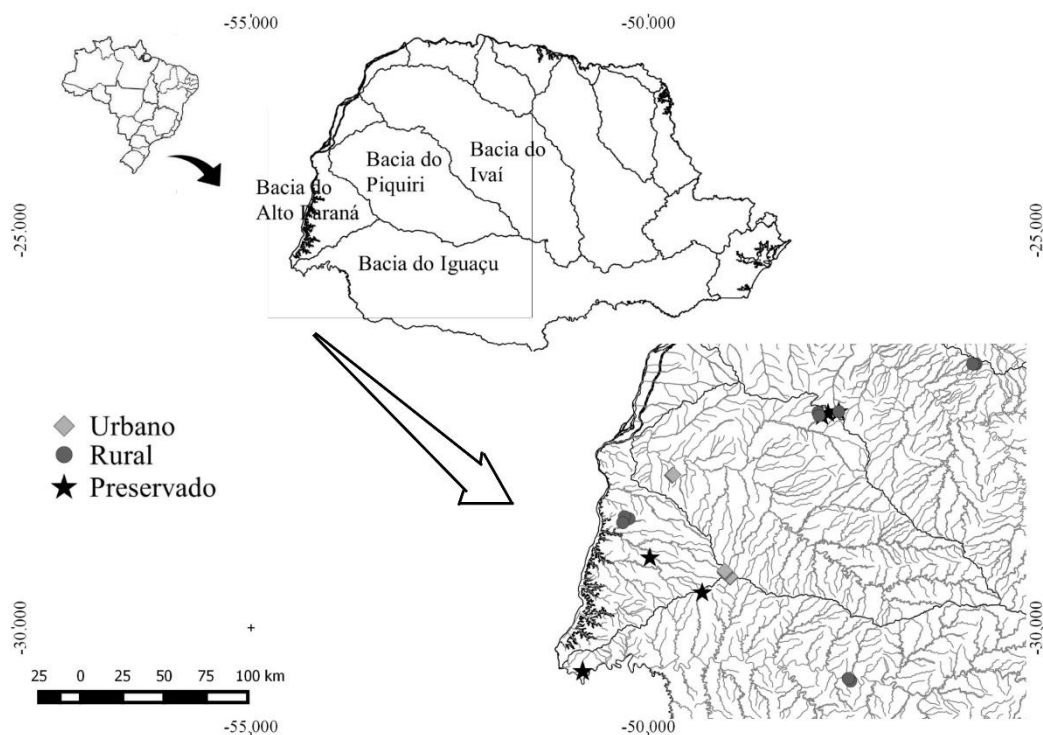


Figura 1. Localização geográfica dos riachos amostrados e suas respectivas categorizações de acordo com o uso e ocupação do solo.

Amostragens da Fauna de peixes

As coletas foram realizadas trimestralmente entre 2006 e 2014, exceto nos rios Cascavel e Ityz (três coletas), riacho Fazenda (duas coletas), córregos Ajuricaba, Curvado e rio dos Padres (amostragens bimestrais). Os pontos de amostragens foram distribuídos em trechos de cabeceira, intermediário e foz, totalizando 27 pontos em 14 riachos. Os peixes foram amostrados por meio da técnica de pesca elétrica, constituído de dois puçás energizados (cátodo e ânodo), alimentados por meio de gerador portátil de corrente alternada (HONDA, 2.5 kW, 220 V, variando de 400 a 600 V na saída, 3-4 A). Em cada trecho foram realizadas três capturas sucessivas no sentido de jusante para montante, com unidade de esforço constante (CPUE) de aproximadamente 30 minutos por passada. Após a captura, os peixes foram anestesiados e fixados em formol 10%.

Procedimentos laboratoriais

Todos os indivíduos coletados foram identificados de acordo com chaves de identificação específicas (Britski *et al.*, 1999; Reis *et al.*, 2003; Graça & Pavanelli, 2007; Baumgartner *et al.*, 2012), medidos (cm) e pesados (g). Exemplares de cada espécie foram depositados na Coleção Ictiológica do Nupélia (Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura), na Universidade Estadual de Maringá, Paraná, e na coleção do

Gerpel (Grupo de Pesquisas em Recursos Pesqueiros e Limnologia), na Universidade Estadual do Oeste do Paraná, campus Toledo, Paraná.

Caracterização funcional da fauna de peixes

Inicialmente foram consideradas as características das espécies amostradas em relação à tolerância à hipóxia, cuja classificação foi usada posteriormente para todas as demais análises. As espécies foram classificadas de acordo com sua tolerância à hipóxia em: tolerantes e intolerantes (Tereza & Casatti, 2012; Cruz *et al.*, 2013; FishBase). Com relação ao tipo de recurso alimentar dominante utilizou-se o conceito de guildas tróficas (Gerking, 1994) e a classificação em carnívora, detritívora, detritívora/insetívora, insetívora, invertívora, omnívora e piscívora de acordo com dados da literatura (Tereza & Casatti, 2012; Cruz *et al.*, 2013; Fishbase), bem como de dados de alimentação analisados em laboratório). Considerando o tipo de cuidado parental foram agrupadas em: guardadores, não guardadores, carregadores externos e carregadores internos (Balon, 1975 e 1981; Vazzoler, 1996); e por fim, em relação ao uso do hábitat em bentônica, nectônica, nectobentônica, margem e superfície (Casatti *et al.*, 2001; Tereza & Casatti, 2012; Cruz *et al.*, 2013).

Algumas espécies receberam as características registradas para o gênero a qual pertencem, devido à ausência de dados sobre as características específicas disponíveis na literatura, e estão identificadas na tabela de espécies.

Análise dos dados

Para visualizar a distribuição da biomassa dos grupos funcionais em cada grupo de ambientes foram construídos gráficos bidimensionais, de forma separada para os grupos funcionais de espécies tolerantes e intolerantes por ambiente avaliado. Esta análise gráfica permitiu avaliar quais os grupos funcionais com maior representatividade em cada grupo de ambiente amostrado.

Para avaliar quais as características funcionais referentes as guildas tróficas, cuidado parental e uso do hábitat, foram significativamente dependentes em relação ao uso do solo (minimamente impactado, rural e urbano), foi realizado um Teste de Monte Carlo para independência. Esse procedimento é uma análise permutacional usada para fazer inferências quando não se conhece o padrão de distribuição do parâmetro avaliado (Gotelli & Ellison, 2011). Assim, foram utilizados os valores de biomassa proporcional ($Wt/\sum wt$) pertencentes a determinado grupo funcional para cada grupo de ambiente, compondo a tabela de contingência.

Para avaliar a diversidade funcional dos grupos funcionais nos diferentes ambientes amostrados foi realizada uma análise de Diversidade Funcional (FD), obtendo-se valores para diversidade, equitabilidade e riqueza funcionais. Esses valores foram obtidos através da soma dos comprimentos dos braços de um dendrograma funcional, gerado a partir da matriz de dados contendo as espécies, suas características funcionais e os respectivos valores de biomassa proporcional (Cianciaruso *et al.*, 2009), para cada grupo de riachos separadamente. Para gerar o dendrograma foi realizada uma análise aglomerática hierárquica – CAH, utilizando como medida de distância, a Distância Euclidiana e como método de aglomeração o UPGMA – método dos pares de grupo com média aritmética não-ponderada.

Os gráficos bidimensionais foram construídos no programa Statistica 7.0 (Statsoft, 2004). As análises do Teste de Monte Carlo e DF foram realizadas no programa XLStat 2014 (Addinsoft, 2014).

Resultados

Foram amostrados 35.030 indivíduos distribuídos em 81 espécies, classificadas de acordo com suas características funcionais (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização funcional das espécies de peixes amostradas nos 14 riachos durante este estudo. Os códigos designados às características funcionais são: GT-guildas tróficas: Inve-invertívora, Detri-detritívora, Detri/inse: detritívora/insetívora; Inse-insetívora, Carn-carnívora, Omni-omnívora, Pisc-piscívora; TI-Tolerância a hipóxia: Tol-tolerante, Int-intolerante; CP-cuidado parental: Guar-guardadores, NGua-não guardadores, CarE-carregadores externos, CarI-carregadores internos; UH-uso do habitat: Bent-bentônico, Marg-margens, NecB-nectobentônico, Nect-nectônico, Sup-superfície. Espécies seguidas por asterisco receberam as características funcionais registradas para o gênero à qual pertencem.

Espécie	Nome Comum	Riachos														Grupos Funcionais							
		MII				RUR						URB				GT	TH	CP	UH				
		Fa	Ju	Sa	PP	Cu	It	Aj	Co	Ín	Mo	Pa	Ca	SF	Je								
<i>Ancistrus mullerae</i> * (Bifi, Pavanelli & Zawadzki, 2009)	Cascudo-roseta		x															Detri	Tol	Guar	Bent		
<i>Ancistrus</i> sp.*	Cascudinho	x						x		x	x			x	x			Detri	Tol	Guar	Bent		
<i>Aphyocharax</i> sp.*	Piquira									x								Carn	Int	Ngua	NecB		
<i>Apteronotus albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	Ituí-cavalo							x										Inse	Tol	CarE	Marg		
<i>Astyanax</i> aff. <i>fasciatus</i> (Cuvier, 1829)	Lambari-do-rabo-vermelho							x	x	x							x	x	Omni	Int	Ngua	Nect	
<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> Eigenmann, 1914	Lambari				x			x	x	x	x	x						x	Omni	Int	Ngua	Nect	
<i>Astyanax altiparanae</i> Garutti & Britski, 2000	Tambuí, Lambari				x	x		x		x	x	x						x	Omni	Int	Ngua	Nect	
<i>Astyanax bifasciatus</i> * Garavello & Sampaio, 2010	Lambari-do-rabo-vermelho	x	x												x	x			Omni	Int	Ngua	Nect	
<i>Astyanax bockmanni</i> Vari & Castro, 2007	Lambari								x										Omni	Int	Ngua	Nect	
<i>Astyanax dissimilis</i> * Garavello & Sampaio, 2010	Lambari				x														Omni	Int	Ngua	Nect	
<i>Astyanax serratus</i> * Garavello & Sampaio, 2010	Lambari				x														Omni	Int	Ngua	Nect	
<i>Astyanax</i> sp.	Lambari									x									Omni	Int	Ngua	Nect	
<i>Astyanax</i> sp. 1*	Lambari					x													Omni	Int	Ngua	Nect	
<i>Astyanax</i> sp. 3*	Lambari					x													Omni	Int	Ngua	Nect	
<i>Bryconamericus</i> aff. <i>iheringi</i> (Boulenger, 1887)	Lambarizinho, pequirá								x									x	Inse	Int	Ngua	Nect	
<i>Bryconamericus exodon</i> * Eigenmann, 1907	Lambarizinho, pequirá								x		x								Inse	Int	Ngua	Nect	
<i>Bryconamericus pyahu</i> * Azpelicueta, Casciotta & Almirón, 2003	Lambarizinho																		Inse	Int	Ngua	Nect	
<i>Bryconamericus stramineus</i> Eigenmann, 1908	Lambarizinho, pequirá							x	x	x	x								Inse	Int	Ngua	Nect	
<i>Callichthys callichtys</i> (Linnaeus, 1758)	Tamboatá, Camboja				x													x	Omni	Tol	Guar	Bent	
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i> Schubart & Gomes, 1959	Bagrinho							x	x	x	x								Inve	Int	Ngua	Bent	
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> Eigenmann, 1909	Charutinho	x						x	x	x		x							Inse	Int	Ngua	Bent	
<i>Characidium gomesi</i> Travassos, 1956	Charutinho				x						x	x	x						Inse	Int	Ngua	Bent	
<i>Characidium</i> sp.	Charutinho													x					Inse	Int	Ngua	Bent	
<i>Characidium</i> sp. 1	Charutinho					x													Inse	Int	Ngua	Bent	
<i>Cichlasoma paranaense</i> (Kullander, 1983)	Acará, cará							x		x	x							x	x	Omni	Int	Guar	NecB
<i>Corydoras aeneus</i> (Gill, 1858)	Tamboatazinho				x						x								Omni	Tol	CarE	Bent	
<i>Corydoras</i> sp.	Coridoras, limpa-vidro									x									Omni	Tol	CarE	Bent	
<i>Crenicichla britskii</i> Kullander, 1982	Joaninha					x		x		x			x						Inse	Int	Guar	Marg	
<i>Crenicichla haroldoi</i> * Luengo & Britski, 1974	Joaninha							x											Inse	Int	Guar	Marg	
<i>Crenicichla niederleini</i> * (Holmberg, 1891)	Joaninha							x		x									Inse	Int	Guar	Marg	
<i>Cyphocharax modestus</i> (Fernández-Yépez 1948)																			Detri	Int	Ngua	NecB	

De forma geral, os grupos funcionais que mais se destacaram dentro de cada tipo de ambiente, independentes do uso do solo, foram os omnívoros (onde espécies dos gêneros *Astyanax* e *Hoplias*, foram destaque) e detritívoros/insetívoros (representados por três espécies de *Gymnotus*, além de *P. harpagos* e *P. reticulata*). Em relação ao uso do hábitat, a maior parte da biomassa correspondeu aos bentônicos, representados especialmente por cascudos e bagrinhos, seguida dos nectônicos (lambaris). Quanto ao cuidado parental, a maior contribuição coube aos não guardadores (lambaris, jundiás e bagrinhos) e guardadores (destaques para traíras, morenitas e cascudos) (Tabela 2).

A biomassa proporcional das características específicas das espécies, avaliada de acordo com o uso do solo, mostrou grande aumento de biomassa de espécies tolerantes dos riachos preservados para os urbanos (Figura 2).

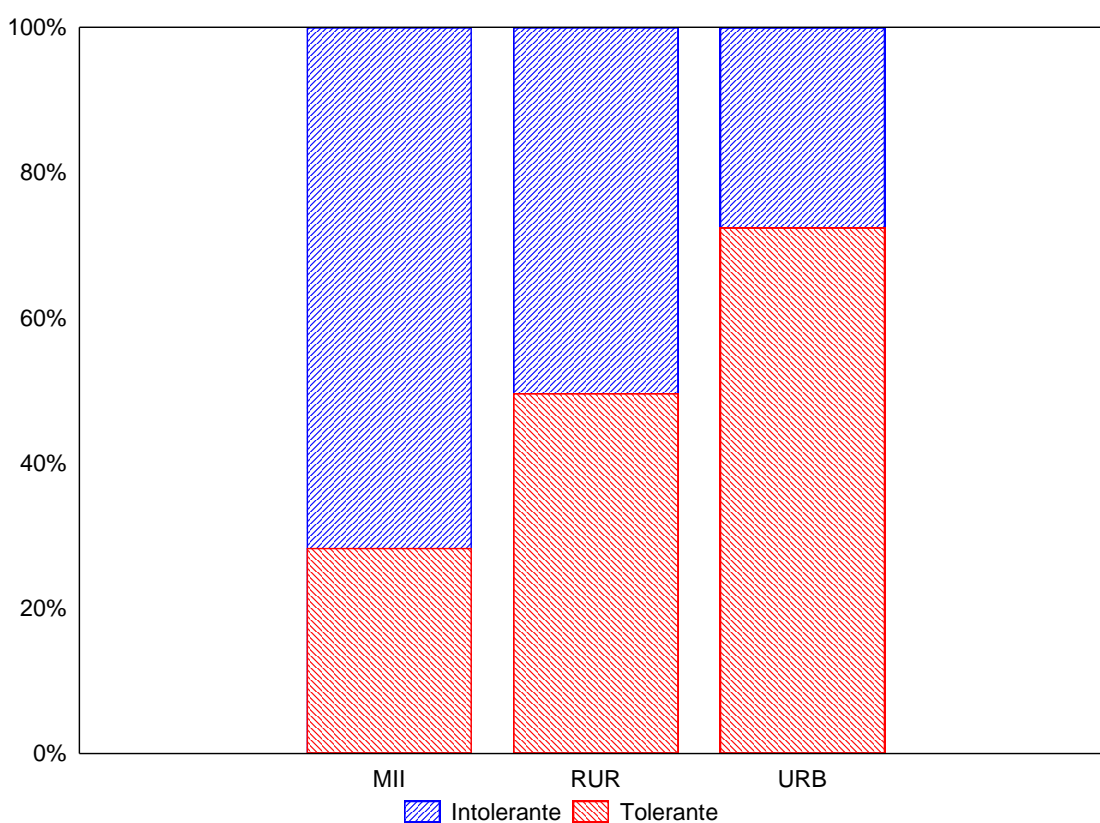


Figura 2. Distribuição da biomassa proporcional dos grupos tolerante e intolerante em relação ao uso do solo para a fauna de peixes de riachos em quatro bacias paranaenses.

Em relação às guildas tróficas (Figura 3), observou-se redução na biomassa de carnívoros no grupo das espécies intolerantes à medida que aumenta o uso para fins agrícolas e urbano. As guildas invertívora e insetívora não ocorreram nos riachos urbanos, onde predominaram os grupos omnívoros intolerantes, bem como os detritívoros/insetívoros e carnívoros tolerantes.

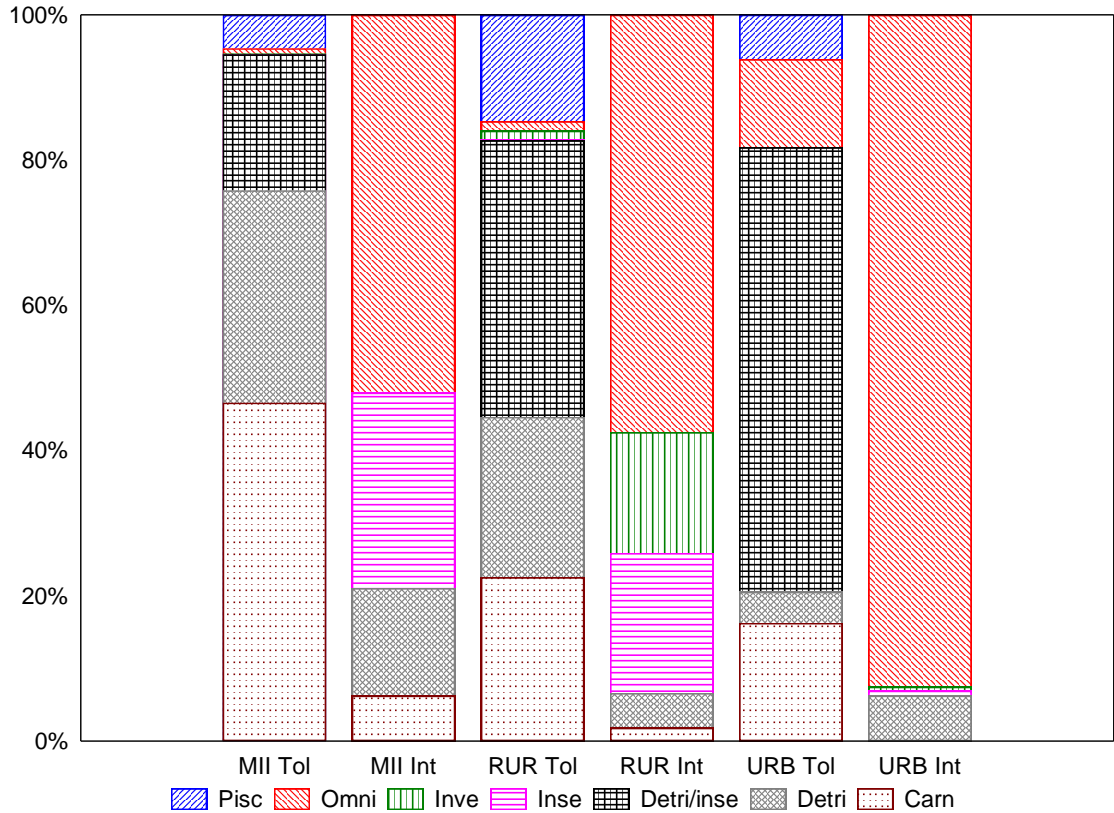


Figura 3. Distribuição da biomassa proporcional dos grupos funcionais que representam o tipo de uso do alimento das espécies nos riachos amostrados em quatro bacias paranaenses em relação ao uso do solo.

Com relação ao uso do hábitat, observou-se diminuição das espécies bentônicas à medida que aumenta o uso e ocupação do solo. As espécies que exploram as margens se destacaram no grupo tolerante, as nectônicas predominaram no grupo intolerante, sendo que esses dois grupos tiveram maiores proporções de biomassa dos riachos preservados para os urbanos (Figura 4).

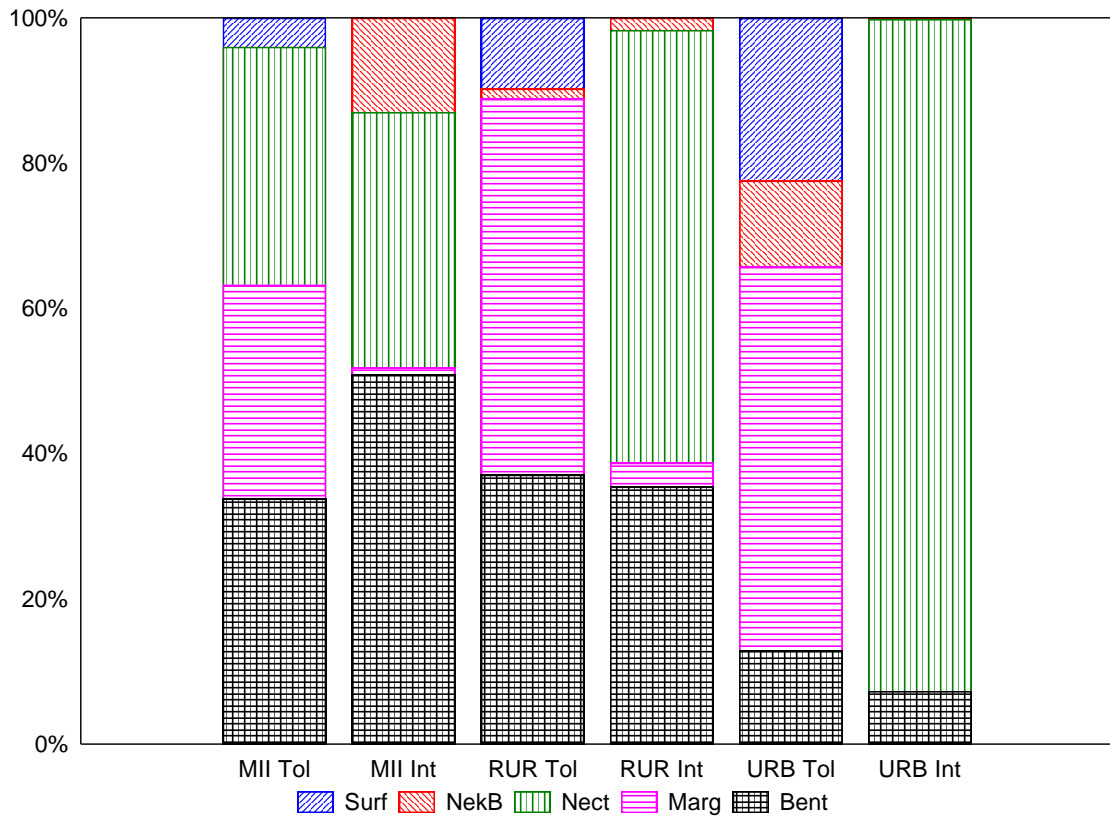


Figura 4. Distribuição da biomassa proporcional dos grupos funcionais que representam o tipo de uso do hábitat das espécies nos riachos amostrados em relação ao uso do solo em quatro bacias paranaenses.

Em relação à estratégia reprodutiva representada pelo cuidado parental, houve predomínio de espécies não guardadoras intolerantes e guardadoras tolerantes, em todos os ambientes amostrados, com aumento dos carregadores, tanto externos quanto internos, no grupo dos tolerantes à medida que se intensifica o uso do solo (especialmente a urbanização) (Figura 5).

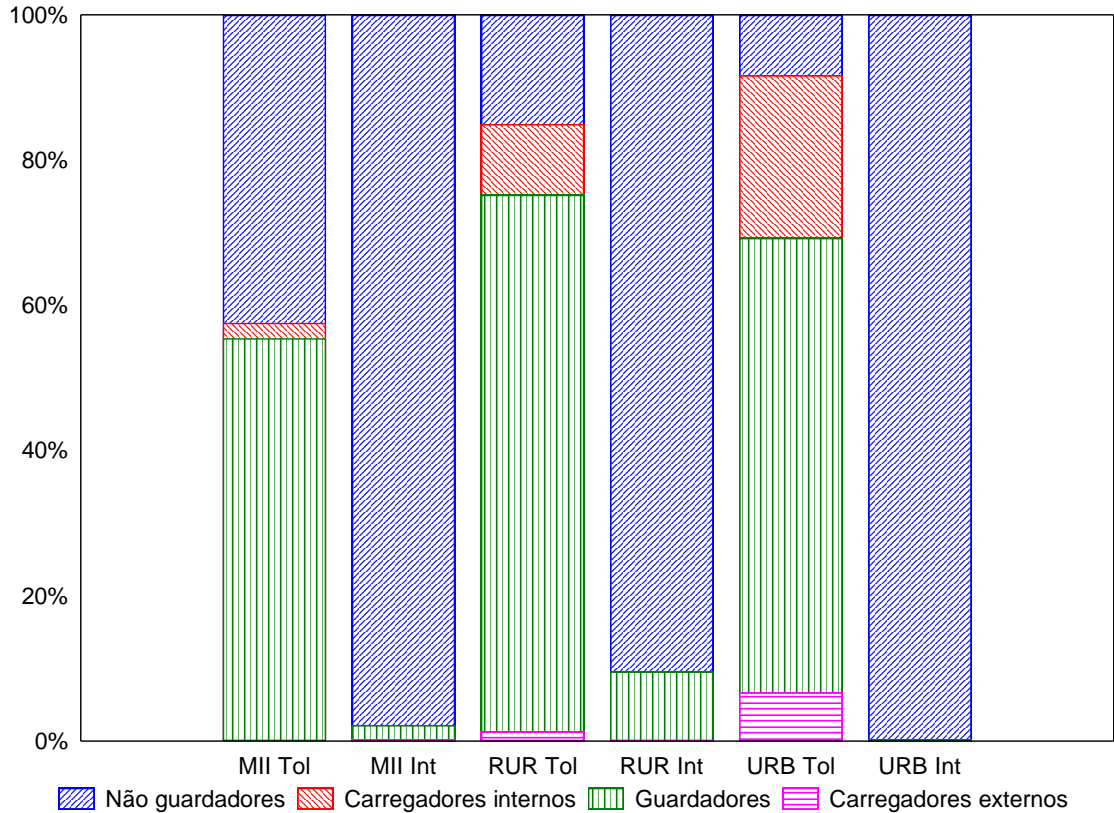


Figura 5. Distribuição da biomassa proporcional dos grupos funcionais que representam o tipo de cuidado parental das espécies nos riachos amostrados em relação ao uso do solo.

O teste de Monte Carlo demonstrou que há dependência entre todas as características funcionais, em cada grupo de características gerais e o uso do solo (Tabela 3), tanto para o grupo de espécies tolerantes quanto intolerantes.

Tabela 3. Teste de Monte Carlo para todas as características funcionais avaliadas em relação ao uso e ocupação do solo, para as espécies tolerantes e intolerantes à hipóxia da fauna de peixes de riachos de quatro bacias paranaenses.

	MII		RUR		URB	
	Int	Tol	Int	Tol	Int	Tol
CarE	0,000 ^a	0,000 ^b	0,001 ^a	0,024 ^a	0,000 ^b	0,121 ^a
Guar	0,035 ^b	0,596 ^a	0,113	0,794	0,005	0,47
NGua	0,962 ^a	0,366 ^a	0,884 ^a	0,102 ^b	0,994 ^a	0,169 ^a
CarI	0	0,037 ^C	0	0,077 ^B	0	0,238 ^A
Carn	0,056 ^a	0,442 ^b	0,027 ^b	0,222 ^a	0,000 ^b	0,187 ^a
Detri	0,323 ^a	0,254 ^b	0,014 ^b	0,219 ^a	0,000 ^a	0,103 ^a
Detri/inse	0	0,159 ^C	0	0,321 ^B	0	0,448 ^A
Inse	0,232 ^A	0	0,124 ^B	0,001	0,005 ^C	0
Inve	0	0,000 ^B	0,276	0,027 ^A	0,006	0,000 ^B
Omni	0,387 ^a	0,011 ^b	0,515 ^a	0,023 ^b	0,983 ^b	0,182 ^a

Pisc	0	0,130 ^A	0,042	0,184 ^B	0,003	0,078 ^A
Bent	0,279 ^a	0,61 ^b	0,37 ^b	0,322 ^a	0,01 ^b	0,229 ^a
Marg	0,023 ^a	0,331 ^b	0,098 ^a	0,553 ^b	0,003 ^b	0,355 ^a
Nect	0,383 ^A	0,012	0,527 ^B	0	0,983 ^B	0
NecB	0,313 ^A	0,008	0,003 ^B	0,046	0,001 ^C	0,176
Sup	0	0,037 ^B	0	0,075 ^B	0	0,238 ^A

* letras minúsculas diferentes indicam que há diferenças estatísticas significativas entre grupos intolerantes e tolerantes dentro dos ambientes; ** letras maiúsculas diferentes indicam diferença estatística significativa entre grupos de diferentes ambientes.

Em relação à diversidade funcional (FD), registrou-se diferenças significativas entre os riachos preservados, rurais e urbanos (Tabela 4). As características funcionais com os maiores valores de métricas funcionais, nos ambientes minimamente impactados, foram guilda omnívora, espécies não guardadoras e nectônicas. Nos ambientes rurais, a guilda omnívora e as espécies nectônicas mantêm destaque, diferindo em relação ao cuidado parental, onde as espécies carregadoras externas mostraram maiores métricas. Nos ambientes urbanos, a guilda detritívora/insetívora, as espécies guardadoras e nectobentônicas foram mais expressivos em relação aos demais grupos funcionais.

Tabela 4. Valores de Diversidade Funcional (DF), Riqueza Funcional (RF), Diversidade Máxima (Dmáx) e Equitabilidade Funcional (EF) das características funcionais nos diferentes riachos avaliados. Valores em negrito representam os maiores valores das métricas funcionais em cada grupo de ambientes avaliado.

Grupos Funcionais	Características Funcionais	Minimamente Impactado				Rural				Urbano			
		DF	RF	Dmáx	EF	DF	RF	Dmáx	EF	DF	RF	Dmáx	EF
Guildas Tróficas	Carn	0,54	6,00	0,78	0,69	0,26	5,00	0,70	0,37	0,20	2,00	0,30	0,66
	Detri	1,02	8,00	0,90	1,13	0,14	12,00	1,08	0,13	0,09	2,00	0,30	0,29
	Detri/Inse	0,15	3,00	0,48	0,31	0,53	6,00	0,78	0,68	0,81	3,00	0,48	1,70
	Inse	0,46	11,00	1,04	0,44	0,15	17,00	1,23	0,13	0,00	4,00	0,60	0,01
	Inve	0,00	1,00	0,00	0,00	0,10	3,00	0,48	0,20	0,00	1,00	0,00	0,00
	Omni	1,51	12,00	1,08	1,40	0,76	12,00	1,08	0,71	0,77	9,00	0,95	0,81
	Pisc	0,09	1,00	0,00	0,00	0,12	5,00	0,70	0,18	0,07	4,00	0,60	0,12
Cuidado Parental	Ngua	2,96	25,00	1,40	2,11	0,00	5,00	0,70	0,01	0,12	1,00	0,00	0,00
	Guar	0,77	15,00	1,18	0,66	0,83	27,00	1,43	0,58	1,06	10,00	1,00	1,06
	CarI	0,04	1,00	0,00	0,00	0,05	2,00	0,30	0,18	0,04	2,00	0,30	0,13
	CarE	0,00	1,00	0,00	0,00	1,18	27,00	1,43	0,83	0,73	12,00	1,08	0,68
Uso do Hábitat	Bent	1,34	23,00	1,36	0,99	0,84	28,00	1,45	0,58	0,17	8,00	0,90	0,19
	Marg	0,28	6,00	0,78	0,36	0,63	16,00	1,20	0,52	0,60	5,00	0,70	0,86
	Nect	1,49	9,00	0,95	1,56	0,89	9,00	0,95	0,93	0,17	4,00	0,60	0,28
	NecB	0,57	3,00	0,48	1,19	0,01	6,00	0,78	0,01	0,97	6,00	0,78	1,24
	Supé	0,04	1,00	0,00	0,00	0,05	2,00	0,30	0,17	0,04	2,00	0,30	0,13

Discussão

A riqueza de espécies de peixes amostrada durante este estudo tem uma grande representatividade em relação ao número total de espécies de peixes registrado nas bacias amostradas (Holzbach *et al.*, 2009; Baumgartner *et al.*, 2012; Langeani *et al.*, 2007; Viana *et al.*, 2013; Maier *et al.*, 2008). Os grupos de espécies que se destacaram em cada grupo funcional, durante este trabalho, são comumente registrados nos riachos pertencentes a área de abrangência das quatro bacias hidrográficas aqui estudadas. Os lambaris são encontrados em outros países sul-americanos, ressaltando que o gênero *Astyanax* é um dos maiores dentro de Characiformes (Garavello & Sampaio, 2010). Espécies do gênero *Gymnotus* ocorrem em toda a América do Sul e Central, apresentando a maior distribuição geográfica dentro da ordem Gymnotiformes (Cognato & Fialho, 2006), assim como o gênero *Hypostomus*, pertencente à família Loricariidae, a qual destaca-se dentre os Siluriformes, com o maior número de espécies (Rocha Reis *et al.*, 2013).

Destacaram-se ainda, neste estudo, as traíras do gênero *Hoplias*, principalmente *H. malabaricus*, amplamente distribuída na América do Sul (Hassunuma *et al.*, 2013), juntamente com os jundiás (*Rhamdia*), referente à família Heptapteridae, endêmica da região Neotropical e um dos destaques da ordem Siluriformes, com grande representatividade na fauna de riachos da América do Sul e Central (Peixoto, 2011). Além desses peixes, tiveram alta representatividade os pequenos bagres, conhecidos como candirus (gênero *Trichomycterus*), também endêmicos da região Neotropical (Campos-Paiva & Costa, 2007). Essa expressividade taxonômica conjuntamente com o número de riachos e bacias avaliadas possibilitam elevado poder de inferência para os dados explorados nesse estudo.

Os grupos e características funcionais revelaram a influência do uso do solo sobre a abundância em biomassa e diversidade funcional da fauna de peixes avaliada, sendo que as métricas funcionais diminuíram consideravelmente nos ambientes urbanos. Além dessa redução, verificou-se substituição dos grupos funcionais mais sensíveis por aqueles mais resistentes as alterações, o que é um fato preocupante, e que pode causar grandes impactos no funcionamento desses ecossistemas (Tilman *et al.*, 1997). Como o uso e ocupação do solo modificam os micro e mesohabitats, acabam interferindo, direta ou indiretamente, na estrutura taxonômica e funcional da assembleia de peixes em riachos. Esse fato corrobora com os resultados registrados por Cruz *et al.* (2013). Cabe ainda citar Teresa & Casatti (2012), que estudaram a influência da cobertura vegetal e tipos de mesohabitats sobre a diversidade taxonômica e funcional das espécies de peixes em riachos e encontraram que

os diferentes tipos de habitats são importantes na determinação da composição funcional da assembleia de peixes.

A distribuição e diversidade funcional dos grupos funcionais reforça o efeito negativo do uso do solo sobre a comunidade de peixes de riachos, mostrando que alguns grupos funcionais são mais frequentes e adaptados aos ambientes alterados. A maior biomassa e aumento da diversidade funcional de tolerantes nos ambientes urbanos aqui avaliados corrobora com os resultados obtidos por Daga *et al.* (2012), onde postula-se que o despejo de dejetos industriais e esgoto doméstico modificam as condições físico-químicas da água dos riachos urbanos, podendo levar à diminuição de oxigênio, o que dificulta a sobrevivência de espécies sensíveis. Nessas condições, espécies tolerantes à hipóxia possuem vantagens sobre as espécies sensíveis nestes ambientes, aumentando sua abundância. Essas alterações levam espécies tolerantes à dominância da assembleia de peixes nos riachos urbanos (Cunico *et al.*, 2009, 2011). Espécies tolerantes à hipóxia são oportunistas e/ou generalistas, capazes de explorar ambientes alterados, com temperaturas mais altas e baixos níveis de oxigênio (Teresa & Casatti, 2012).

A elevada representatividade e diversidade funcional da guilda omnívora reflete sua alta plasticidade trófica (Abelha *et al.*, 2001), o que favorece o estabelecimento e desenvolvimento dessas espécies em ambientes sob diferentes efeitos antrópicos, principalmente, a urbanização (Casatti *et al.*, 2009; Alexandre *et al.*, 2010). A guilda detritívora/insetívora mostrou um aumento gradativo com a intensificação do uso do solo, a qual é representada pelas espécies do gênero *Gymnotus* e da família *Poeciliidae*. Essas espécies são altamente tolerantes as alterações ambientais, e apresentam-se distribuídas em todo Brasil, frequentemente associadas a ambientes antropizados, onde apresentam elevada dominância.

As guildas invertívora e insetívora registraram declínio nos riachos urbanos. A ocorrência dessas guildas depende da disponibilidade de um recurso alimentar específico. Esses recursos são abundantes em ambientes que apresentam vegetação ciliar, importante fonte de itens alimentares alóctones, como insetos e outros invertebrados terrestres (Bonato *et al.*, 2012; Casatti *et al.*, 2012), o que explica a elevada participação dessas guildas nos ambientes preservados e rurais aqui avaliados. A diminuição da biomassa e diversidade funcional dos detritívoros nos riachos urbanos também, provavelmente, refletem as alterações causadas pela ausência da mata ciliar e uso antrópico do entorno. A falta de proteção das margens leva à perda de sedimentos, os quais são depositados no leito dos riachos causando assoreamentos com modificações na composição do substrato (Cruz *et*

al., 2013), o que altera a distribuição das guildas tróficas, principalmente, detritívoros, que se alimentam no substrato.

A sedimentação é uma das principais consequências da retirada de vegetação ripária, transformando substratos antes rochosos em ambientes com predomínio de silte, areia e lodo, excluindo poções naturais (Pusey & Arthington 2003), diminuindo a profundidade e largura do canal (Shields *et al.*, 2010), e modificando o fluxo. Essas mudanças causam alterações no pool de espécies de peixes que habitam esses riachos, levando a substituição de espécies bentônicas, que exigem um substrato mais estável com diferentes microhabitats por espécies que exploram a coluna d'água, como as nectônicas e nectobentônicas (Cruz *et al.*, 2013). Essa substituição de grupos funcionais foi observada nos riachos urbanos amostrados neste estudo.

O tipo de cuidado parental predominante nos diferentes ambientes avaliados, mostrou marcantes diferenças nos riachos mais impactados pelo uso do solo. Houve aumento de biomassa dos carregadores, tanto interno quanto externos, à medida em que o uso do solo se intensifica. Espécies que carregam sua prole apresentam comportamento reprodutivo elaborado, além das adaptações morfofisiológicas para realizarem essa prática (Vazzoler, 1996). Essas características reprodutivas favorecem o estabelecimento e manutenção das populações de guardadores mesmo em ambientes alterados, fornecendo determinadas vantagens dessas espécies sobre aquelas que não apresentam cuidado parental.

Os resultados obtidos neste estudo fornecem subsídios contundentes para afirmar que a diversidade funcional das assembleias de peixes diminui com o aumento do nível de intervenção antrópica. Adicionalmente, a urbanização promove as maiores alterações nos ambientes de riachos, afetando a estrutura e diversidade funcional da fauna de peixes, com favorecimento de espécies menos exigentes e resistentes às modificações. Ressalta-se ainda, a necessidade de estudos que avaliem a diversidade funcional da fauna de peixes de riachos em outras bacias, para consolidar os efeitos dessas alterações na organização e funcionamento dessas comunidades.

Referências

- Abelha, M. C. F., A. A. Agostinho & E. Goulart. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, 23(2): 425-434.
- Addinsoft. 2014. XLSTAT 2014, data analysis and statistics with Microsoft Excel. Addinsoft, New York.

- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice & L. C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal Biology*, 68(4): 1119-1132.
- Alexandre, C. V., K. E. Esteves & M. A. M. M. Mello. 2010. Analysis of fish communities along a rural-urban gradient in a neotropical stream (Piracicaba River Basin, São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, 641: 97-114.
- Araújo, M. I., R. L. Delariva, K. O. Bonato & J. C. Silva. 2011. Fishes in first order stream in Ivaí River drainage basin, upper Paraná River Basin, Paraná state, Brazil. *Journal of species lists and distribution*, 7(6):774-777.
- Barili, E., A. A. Agostinho, L. C. Gomes & J. D. Latini. 2011. The coexistence of fish species in streams: relationships between assemblage attributes and trophic and environmental variables. *Environment Biological Fish*, 92: 41–52.
- Balon, K.E. 1975. Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 821-864.
- Balon, K.E. 1981. Additions and amendments to the classification of reproductive styles in fishes. *Env. Biol. Fish.* Vol. 6, No. 314, pp. 377-389.
- Baumgartner, G., C. S. Pavanelli, D. Baumgartner, A. G. Bifi, T. Debona & V. A. Frana. 2012. Peixes do Baixo Rio Iguaçu. Maringá: Eduem. 203p.
- Bifi, A. G., D. Baumgartner, G. Baumgartner, V. A. Frana & T. Debona. 2006. Composição específica e abundância da ictiofauna do rio dos Padres, bacia do rio Iguaçu, Brasil. *Acta Science Biological Science*, 28(3): 203-211.
- Bonato, K. O., R. L. Delariva & J. C. Silva. 2012. Diet and trophic guilds of fish assemblages in two streams with different anthropic impacts in the northwest of Paraná, Brazil. *Zoologia*, 29 (1): 27–38.
- Britski, H. A., K. Z. S. Silimon & B. S. Lopes. 1999. Peixes do Pantanal. Manual de Identificação. EMBRAPA, Brasília.
- Campos-Paiva, R. M. & W. J. E. M. Costa. 2007. *Ituglanis paraguassuensis* sp. n. (Teleostei: Siluriformes: Trichomycteridae): a new catfish from the rio Paraguaçu, northeastern Brazil. *Zootaxa*, 1471: 53–59.
- Carpenter, S. R., E. H. Stanley & M. J. V. Zanden. 2011. State of the World's Freshwater Ecosystems: Physical, Chemical, and Biological Changes. *Annu. Rev. Environ. Resourc.*, 36: 75-99.
- Casatti, L., F. Langeani & R. M. C. Castro. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1(1): 1-15.
- Casatti, L., C. P. Ferreira & F. Langeani. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623: 173-189.
- Casatti, L., F. B. Teresa, T. Gonçalves-Souza, E. Bessa, A. R. Manzotti, C. S. Gonçalves & J. O. Zeni, 2012. From forests to cattail: how does the riparian zone influence stream fish? *Neotropical Ichthyology*, 10(1): 205-214.
- Cianciaruso, M. V., I. A. Silva, & M. A. Batalha. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3): 1-11.
- Cognato, D. P. & C. B. Fialho. 2006. Reproductive biology of a population of *Gymnotus* aff. *carapo* (Teleostei: Gymnotidae) from southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(3):339-348.
- Cruz, B. B., F. A. Teshima & M. Cetra. 2013. Trophic organization and fish assemblage structure as disturbance indicators in headwater streams of lower Sorocaba River basin, São Paulo, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 11(1): 171-178.

- Cunico, A. M., W. J. da Graça, A. A. Agostinho, W. M. Domingues & J. D. Latini. 2009. Fish, Maringá Urban Streams, Pirapó river drainage, upper Paraná river basin, Paraná State, Brazil. *Journal of species lists and distribution*, 5(2): 273–280.
- Cunico, A. M., L. D. Allan & A. A. Agostinho. 2011. Functional convergence of fish assemblages in urban streams of Brazil and the United States. *Ecological Indicators*, 11: 1354–1359.
- Cunico, A. M., E. A. Ferreira, A. A. Agostinho, A. C. Beaumord & R. Fernandes. 2012. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 105: 336–344.
- Daga, V. S., E. A. Gubiani, A. M. Cunico & G. Baumgartner. 2012. Effects of abiotic variables on the distribution of fish assemblages in streams with different anthropogenic activities in southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 10(3):643-652.
- Daga VS, Skóra F, Padial AA, Abilhoa V, Gubiani EA, Vitule JRS. 2015. Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*, 746: 327-347.
- Dudgeon, D., A. H. Arthington, M. O. Gessner, Z. Kawabata, D. J. Knowler, C. Lévêque, R. J. Naiman, A. Prieur-Richard, D. Soto, M. L. J. Stiassny & C. A. Sullivan. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81: 163–182.
- Eros, T., J. Heino, D. Schmera & M. Rask. 2009. Characterising functional trait diversity and trait–environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology*, 54: 1788–1803.
- FishBase. 2015. Base de dados disponível em: www.fishbase.org.
- Garavello, J. C. & F. A. A. Sampaio. 2010. Five new species of genus *Astyanax* Baird & Girard, 1854 from Rio Iguaçu, Paraná, Brazil (Ostariophysi, Characiformes, Characidae). *Braz. J. Biol.*, 70(3): 847-865.
- Graça, W.J. & C. S. Pavanelli. 2007. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá, Eduem.
- Gerking, S. D. 1994. Feeding ecology of fish. San Diego, California. Academic Press, 416p.
- Gotelli, N. J. & A. M. Ellison. 2011. Princípios de estatísticas em ecologia. Porto Alegre: Artmed, 528 p.
- Hassunuma, R. M., A. C. M Stipp, M. T. C. D. Heubel, T. M. Cestari, D. S. Ceolin, R. S. B. Nakamura, P. H. O. Rosseti & G. G. Assis. 2013. Tooth morphology, implantation and replacement system os *Hoplias malabaricus* (Teleostei, Characiformes, Erythrinidae). *Braz. J. Biol.*, 2013, 73(4): 783-789.
- Hermoso, V., M. Clavero, F. Blanco-Garrido & J. Prenda. 2010. Assessing the ecological status in species-poor systems: A fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators*, 10: 1152–1161.
- Holzbach, A.J., E. A. Gubiani & G. Baumgartner. 2009. *Iheringichthys labrosus* (Siluriformes: Pimelodidae) in the Piquiri River, Paraná, Brazil: population structure and some aspects of its reproductive biology. *Neotropical Ichthyology*, 7(1):55-64.
- Langeani, F., R. M. Corrêa E Castro, O. T. Oyakawa, O. A. Shibatta, C. S. Pavanelli & L. Casatti. 2007. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. *Biota Neotropica*, 7(3).
- Maier, A., C. H. Zawadzki, W. J. da Graça & A. G. Bifi. 2008. Fish, Barra Bonita River, upper Paraná river basin, state of Paraná, Brazil. *Journal of species list and distribution*, 4(3): 336-340.
- Mayfield, M. M., S. P. Bonser, J. W. Morgan, I. Aubin, S. McNamara & P. A. Vesk. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Redictions and evidence

- for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 423–431.
- Montana, C. G. & K. O. Winemiller. 2010. Local-scale habitat influences morphological diversity of species assemblages of cichlid fishes in a tropical floodplain river. *Ecology of Freshwater Fish*, 19: 216–227.
- Olden, J. D., M. J. Kennard, F. Leprieur, P. A. Tedesco, K. O. Winemiller & E. García-Berthou. 2010. Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. *Diversity and Distributions*, 16: 496–513.
- Parolin, M., C. Volkmer-Ribeiro & J. A. Leandrini. 2010. Abordagem ambiental interdisciplinar em bacias hidrográficas no Estado do Paraná. (Organizadores). Campo Mourão: Editora Fecilcam, 158p.
- Peixoto, M. S. 2011. Estudos sobre as relações filogenéticas e biogeográficas sobre espécies do gênero *Pimelodella* (Siluriformes, Heptapteridae) Eigenmann & Eigenmann, 1888 do Alto Paraná. Tese (Doutorado em Ciências), Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Petchey, O. L. & K. J. Gaston. 2002. Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecol. Lett.* 5(3):402-411.
- Petchey, O.L. & Gaston, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9: 741–758.
- Poff, N. L., M. I. Pyne, B. P. Bledsoe, C. C. Cuhaciyan & D. M. Carlisle. 2010. Developing linkages between species traits and multiscaled environmental variation to explore vulnerability of stream benthic communities to climate change. *Journal of the North American Benthological Society*, 29: 1441–1458.
- Pusey, B. J. & A. H. Arthington. 2003. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. *Marine and Freshwater Research*, 54: 1–16.
- Reis, R. E., S. O. Kullander & C. J. Ferraris Jr. 2003. Check list of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre, Edipucrs.
- Rocha Reis, D.A., K. O. Brandão, L. F. A. Toledo, R. Pazza & K. F. Kavalco. 2013. Análise citogenética de três espécies de *Hypostomus* (Loricariidae: Hypostominae) da bacia do rio Paraná. *Rio Paranaíba*, 4(2): 50-58.
- Sema, Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2013. Série Histórica: Bacias Hidrográficas do Paraná. 2º Edição, Curitiba, Paraná. 140p.
- Shields, F. D. Jr, R. E. Jr Lizotte, S. S. Knight, C. M. Cooper & D. Wilcox. 2010. The stream channel incision syndrome and water quality. *Ecological Engineering*, 36: 78–90.
- Statsoft, Inc. 2004. Statistica (data analysis software system). Version 7.0. <http://www.statsoft.com>.
- Teresa, F. B. & L. Casatti. 2012. Influence of forest cover and mesohabitat types on functional and taxonomic diversity of fish communities in Neotropical lowland streams. *Ecology of Freshwater Fish*, 21: 433–442.
- Thomaz, S. M., K. E. Kovalenko, J. E. Havel & L. B. Kats. 2015. Aquatic invasive species: general trends in the literature and introduction to the special issue. *Hydrobiologia*, 746: 1-12.
- Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie & E. Siemann. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277: 1300-1302.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego, p. 109-120.
- Viana, D., C. H. Zawadzki, E. F. de Oliveira, H. F. Vogel & W. J. da Graça. 2013. Estrutura da ictiofauna do rio Bonito, bacia hidrográfica do rio Ivaí, sistema alto rio Paraná, Brasil. *Biota Neotropica*, 13(2): 218-226.

- Vazzoler, A. E. A. M. 1996. *Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Maringá, Eduem. 169p.
- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, M. Rejmánek & R. Westbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology*, 21(1):1-16.
- Welcomme, R. L., K. O. Winemiller & I. G. Cowx. 2005. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River Research and Applications*, 21: 1-20.