



UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E EVOLUÇÃO



Thiago Bernardi Vieira

**INFLUÊNCIA DA MATA RIPÁRIA NA ESTRUTURA DAS
ASSEMBLÉIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA BACIA DO
ALTO RIO PARANÁ EM GOIÁS, BRASIL**

Orientador: Prof. Dr. Francisco
Leonardo Tejerina-Garro

GOIÂNIA - GO
FEVEREIRO – 2011

TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR AS TESES E DISSERTAÇÕES ELETRÔNICAS (TEDE) NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou download, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

- 1. Identificação do material bibliográfico:** **Dissertação** **Tese**
2. Identificação da Tese ou Dissertação

Autor (a):	Thiago Bernardi Vieira		
E-mail:	Thiagobernardi007@gmail.com		
Seu e-mail pode ser disponibilizado na página?	<input checked="" type="checkbox"/> Sim	<input type="checkbox"/> Não	
Vínculo empregatício do autor			
Agência de fomento:	Conselho Nacional de Desenvolvimento Tecnológico	de Científico e	Sigla: CNPq
País:	Brasil	UF:GO	CNPJ:
Título:	Influência da mata ripária na estrutura das assembléias de peixes de riachos da bacia do alto rio Paraná em Goiás, Brasil		
Palavras-chave:	1. Interações ecológicas. 2. Riqueza de espécie. 3. Habitat aquático.		
Título em outra língua:	Influence of riparian vegetation in the structure of fish assemblages in streams of the upper Paraná River basin, Goiás, Brazil		
Palavras-chave em outra língua:	1. Ecological interactions. 2. Species richness. 3. Aquatic habitat.		
Área de concentração:	Ecologia		
Data defesa: (dd/mm/aaaa)	11/03/2011		
Programa de Pós-Graduação:	Ecologia e evolução		
Orientador (a):	Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro		
E-mail:	garro@pucgoias.edu.br		

3. Informações de acesso ao documento:

Liberação para disponibilização?¹ total parcial
 Em caso de disponibilização parcial, assinale as permissões:

Capítulos. Especifique: _____

Outras restrições: _____

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF ou DOC da tese ou dissertação.

O Sistema da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações garante aos autores, que os arquivos contendo eletronicamente as teses e ou dissertações, antes de sua disponibilização, receberão procedimentos de segurança, criptografia (para não permitir cópia e extração de conteúdo, permitindo apenas impressão fraca) usando o padrão do Acrobat.

_____ Data: ____ / ____ / ____
 Assinatura do (a) autor (a)

¹ Em caso de restrição, esta poderá ser mantida por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Todo resumo e metadados ficarão sempre disponibilizados.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E
EVOLUÇÃO

Thiago Bernardi Vieira

INFLUÊNCIA DA MATA RIPÁRIA NA ESTRUTURA DAS
ASSEMBLÉIAS DE PEIXES DE RIACHOS DA BACIA DO
ALTO RIO PARANÁ EM GOIÁS, BRASIL

Orientador: Prof. Dr. Francisco
Leonardo Tejerina-Garro

Dissertação apresentada à Universidade
Federal de Goiás, como parte das
exigências do Programa de Pós-graduação
em Ecologia e Evolução para obtenção do
título de *Magister Scientiae*.

GOIÂNIA - GO
FEVEREIRO – 2011

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação na (CIP)
GPT/BC/UFG**

V658i Vieira, Thiago Bernardi.
Influência da mata ripária na estrutura das assembleias de peixes de riachos da bacia do alto rio Paraná em Goiás, Brasil [manuscrito] / Thiago Bernardi Vieira. - 2011.
ix, 65 f. : il. figs., tabs.

Orientador: Prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, 2011.
Bibliografia.

1. Interações ecológicas. 2. Riqueza de espécie. 3. Habitat aquático.

CDU: 639.21(817.3)

DEDICATÓRIA

A Leila Maria Bernardi Vieira, minha mãe e a Luiz Antônio Vieira, meu pai, por me apoiarem em uma ideia maluca.

Ao Professor Dr Rogério Pereira Bastos, por ajudar essa ideia maluca a ter dado certo.

“Você está certo! Mas pelos motivos errados! E isso faz com que você esteja totalmente errado!” **Cuthbert** (O Pistoleiro A Torre Negra Vol. 1 Stephen King, 1982)

AGRADECIMENTO

Ao CNPq pela bolsa concedida durante todo o percurso do mestrado. Ao meu orientador Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro que teve a paciência e sabedoria para guiar meus passos durante esses dois anos, desde a idealização de um projeto até sua transformação em uma dissertação. Ao Waldeir F. Menezes, técnico do CBA que além de me ensinar sobre o funcionamento do CBA fez com que as coletas fossem possíveis, poderia ter sido melhor se não fosse o meio amarelo, mas fazer o que no campo é campo. Ao Wagner Coelho que nos momentos que não pude ir a campo foi em meu lugar, e também as caronas para CBA, porque andar no 020 às 7:30 da manhã não é nada agradável... Agradeço a Tatiana Lima de Melo que além de me ensinar muitas coisas sobre biologia, ecologia, estatística e sistemática proporcionou muitas alegrias nas idas ao CBA, não esquecendo da Nicelly Braudes (Nicellí) que cuidou do Alone nessas férias (valeu Nicelly te devo uma). Agradeço a todas as pessoas que me ajudaram durante o campo também, não esquecendo de todos os motoristas também. Agradeço ao Leandro Juen que me ensinou que estatística é muito mais que uma mediana e que pode ser na verdade um grande e recompensador desafio, que deve ser vivido a cada dia, não me esquecendo de agradecer pela grande força que deu nas análises da dissertação e de outras coisas mais. A Joana Darc Batista, que me deu a oportunidade de uma maravilhosa convivência e me ensinou que um título é apenas um título, continuamos a ser sempre o que fomos, talvez um pouco mais sábios... agradeço pelo grande incentivo em tentar orientação com o Paulo De Marco, mas acima de tudo agradeço pelos deliciosos bolos de cenoura. Agradeço a Karina Dias da Silva pela convivência e por me lembrar algo que por algum tempo havia me esquecido, lembrado que a grande felicidade que muitos procuram está tão próximo de nós que às vezes não podemos nem mesmo tocar (acho que já ouvi isso antes....)...K, nesses meses você me ensinou que felicidade pode ser tomar uma cerveja (mesmo quente) em um buteco copo sujo e falando “potoca” com os amigos (amigos de verdade). Agradeço ao Paulo De Marco por ter me ensinado o que é ecologia, estatística, modelagem, pergunta científica, hipótese e um par de piadas...mas além de tudo, agradeço ao Paulo por ter dito uma frase que eu sempre me falava mas estava quase desistindo dela, por ter me lembrado que “...trabalhar deve ser tão prazeroso quanto férias...” Agradeço a Monik Oprea e ao Daniel Brito por terem aberto a porta de sua casa para mim quando vim de Vitória, ES (lost para os íntimos) a Monik por ter corrigido a dissertação e me ensinado que ripária te o “ã” e por ter me enfiado em muitas roubadas, ... e que venham muitas outras. Agradeço a uma pessoa em especial, ao Professor Rogério Pereira Bastos que me deu a

oportunidade de participar de um projeto de pesquisa e confiou em mim para escrever a cartilha de peixes...neste ponto tenho de abrir um parênteses e agradecer a Flávia Pereira Lima que teve a paciência de ler corrigir e explicar o que queria nessa cartilha... agradeço ainda ao Rogério pela bolsa que me deu durante o segundo mês que estava em Goiânia, mês este em que meu dinheiro estava no fim e a ideia de voltar para casa e desistir do mestrado estava em mente. A Poliana Mendes que de certa forma ajudou muito durante esse percurso de dois anos, de certa forma nos ajudamos mas ainda não nos demos conta.. Agradeço a todas as pessoas que de alguma forma me ajudaram, se esqueci de alguém não que me desculpe mas são tantas pessoas que minha memória falha, não de mal agradecido, mas por que realmente são muitas pessoas.

RESUMO GERAL

A presença da mata ripária é um fator que influencia nas características físico-químicas das redes de drenagem, além de promover a manutenção da heterogeneidade de habitat local e contribuir com a entrada de material alóctone. Esta dissertação objetiva responder à três perguntas : (a) a riqueza, abundância e biomassa por grupo trófico das assembleias de peixes difere entre bacias e é maior em cursos de água de segunda ordem?, (b) a riqueza, abundância e biomassa por grupo trófico está relacionada com as características cobertura vegetal, disponibilidade de matéria alóctone e autóctone e turbidez da água? (2) quais variáveis de habitat (geomorfológicos, mata ripária, limnológicos, físico-químicos e hidrológicos) influenciam na estrutura das assembleias de peixes dos riachos amostrados?. As coletas foram realizadas entre abril e setembro de 2009 em 27 riachos de primeira e segunda ordem. Foram coletados 4879 indivíduos distribuídos em 59 espécies e 19 famílias. A riqueza de espécies, abundância de indivíduos por guildas trófica e biomassa total não apresentaram diferenças significativas entre as três bacias consideradas e sim quando considerada a ordem dos riachos. Das 18 variáveis descritoras do habitat analisadas, oito apresentaram influência sobre a estruturação da assembleia de peixes local, sendo duas qualitativas (tipo de cobertura da margem e materiais depositados na calha do riacho) e seis variáveis quantitativas (velocidade da correnteza, largura do riacho, oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura da água e turbidez).

Palavras-chave: interações ecológicas, riqueza, habitat aquático.

ABSTRACT GERAL

The presence of riparian vegetation is an important factor that strongly influences such river characteristics, which consequently maintain local habitat heterogeneity and contributes to the input of allochthonous materials. Therefore, this dissertation has two objectives: 1) to compare the interaction of fish assemblages with riparian vegetation that belongs to the streamlet Santa Maria, Meia Ponte, Piracanjuba Rivers basins, rivers located in the Northern portion of the Paraná River basin, Central Brasil, identifying possible structures relating basins and rivers orders to the vegetation cover percentage, availability of allochthonous and authochthonous matters and water turbidity; 2) determine which habitat variables (geomorphology, riparian vegetation, limnological, physical-chemical and hydrological aspects) influence streamlet fish assemblages found within in the Northern Paraná River Basin. In order to do so, during April and September 2009 samples were performed in 27 streamlets of first and second orders from Meia Ponte River (seven tributaries), Piracanjuba River (14 tributaries) and Santa Maria Streamlet (six tributaries) located in the Southeastern region of the state of Goias (Northern Paraná Basin). By the end of the samples, 4879 specimens from 59 species and 19 families were collected. Species richness, individual abundances by guilds and total biomass did not presented significant differences among the three basins considered. However, when the streamlets order were considered, such difference was significant. The difference between first and second order streamlets when considering species richness was, on average, of eight species and the highest species richness was found among second order streamlets. Individual abundances found by trophic guilds presented differences among, carnivorous, herbivorous and insectivorous species, and in all cases, the species richness was higher in the second order streamlets. Total biomass presented an average increase of 131g in the second order streamlets. From the 18 habitat descriptive variables analyzed, eight influenced the local fish assemblages: two of them were quantitative ones (margins cover type and deposited matter in the streamlet bed) and six were quantitative (stream velocity, river width, dissolved oxygen, water conductivity, water temperature and water turbidity).

Keywords: ecological interactions, richness, aquatic habitat.

INTRODUÇÃO GERAL	2
<i>Ictiofauna da Bacia do Alto Rio Paraná</i>	2
<i>Relação peixe e os parâmetros físicos da rede de drenagem</i>	3
OBJETIVOS	5
Capítulo 1	5
Capítulo 2	5
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	5
CAPÍTULO 1: ESTRUTURA DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM RIACHOS DA BACIA DO ALTO RIO PARANÁ EM GOIÁS - BRASIL	8
INTRODUÇÃO	8
OBJETIVO	10
MATERIAIS E MÉTODOS	10
<i>Área de estudo</i>	10
<i>Protocolos amostrais</i>	15
Habitat	15
Material biológico.....	16
<i>Análise dos dados</i>	16
RESULTADOS	17
DISCUSSÃO	24
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28
CAPÍTULO 2: INTERAÇÃO PEIXE - HABITAT EM RIACHOS DA BACIA DO ALTO RIO PARANÁ, GOIÁS – BRASIL	33
INTRODUÇÃO	33
OBJETIVO	34
MATERIAIS E MÉTODOS	34
<i>Área de estudo</i>	34
<i>Protocolos amostrais</i>	39
Habitat	39
Material biológico.....	41
<i>Análise dos dados</i>	41
RESULTADOS	42
DISCUSSÃO	55
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA	58
CONCLUSÃO GERAL	64

Introdução Geral

Ictiofauna da Bacia do Alto Rio Paraná

A região Neotropical comporta a mais diversa ictiofauna do mundo, com uma riqueza estimada em mais de 8000 espécies de peixes de água doce (Vari & Malabarba, 1998). Sendo que nas bacias hidrográficas da América do Sul se encontram as maiores e mais ricas comunidades de peixes de ambientes aquáticos continentais (Winemiller, 1989; Lowe-McConnell, 1999). O Brasil, país que detém a maior rede hidrográfica da América do sul e do planeta, é o que apresenta também uma das maiores diversidades de espécies dulcícolas, aproximadamente 5000 espécies reconhecidas (Vari & Weitzman, 1990).

As drenagens existentes na região centro oeste do Brasil estão inseridas em uma área recoberta pela formação de Cerrado, o segundo maior domínio vegetal do Brasil, abrangendo originalmente uma área de aproximadamente 2 milhões de km² (Ratter et al., 1997). Neste contexto, encontra-se o estado de Goiás, que é drenado por quatro grandes rios; Rio Araguaia (noroeste); Rio Tocantins (norte e nordeste); Rio Paranaíba (sul); e afluentes do São Francisco (leste). Sendo estes organizados em três grandes bacias: Bacia do Araguaia-Tocantins, formados pelos rios de mesmo nome e seus afluentes, com 188.229,6 km² de extensão; Bacia do Rio Paraná que inclui o Rio Paranaíba e afluentes, com 149.488km² de extensão, onde foi desenvolvido o trabalho apresentado e Bacia do Rio São Francisco com 3.400km² (Galinkin, 2002).

Existem relativamente poucos trabalhos sistematizados sobre a ictiofauna de riachos na bacia do alto rio Paraná (e.g. Araújo & Tejerina-Garro, 2007 e 2009; Benedito-Cecilio et al., 2004; Dias & Tejerina-Garro, 2010; Fialho et al., 2007), sendo a maior riqueza de espécie (59 espécies distribuídas em 19 famílias) atribuídos ao trabalho de Fialho et al. (2007), que realizaram a amostragem em riachos da bacia do Rio Meia Ponte, um dos afluentes do alto rio Paraná. A segunda maior riqueza de espécies registradas foi encontrada no trabalho de Benedito-Cecilio et al. (2004) que amostraram cinco riachos localizados dentro do Parque Nacional de Emas, encontrando 22 espécies e 4740 indivíduos. Os outros dois trabalhos conhecidos para riachos do estado de Goiás, pertencentes à bacia do Alto rio Paraná, é o de Araújo & Tejerina-Garro (2007, 2009), ambos os trabalhos realizados com os mesmo dados de campo, onde os autores amostraram 10 riachos na bacia do rio ouvidor e capturaram 4049 indivíduos, 35 espécies e 14 famílias. Com relação à ictiofauna observada nestes estudos, observa-se um grande predomínio das ordens Characiformes e Siluriformes

(Araújo & Garro, 2007), resultado encontrado também nos trabalhos de Fialho et al. (2007) e Benedito-Cecilio et al. (2004).

Relação peixe e os parâmetros físicos da rede de drenagem

O conceito de “rio contínuo” (*River Continuum Concept* - RCC), proposto por Vannote et al. (1980), descreve os sistemas lóticos como sendo um gradiente longitudinal contínuo de condições físico-químicas. Segundo estes autores, as estratégias biológicas adotadas pelos indivíduos estão diretamente relacionadas à dinâmica do sistema fluvial, o qual é formado pelas características físicas da rede de drenagem. Assim, a composição das comunidades aquáticas, incluindo as assembléias de peixes, respondem a modificações destas características, as quais são principalmente representadas pelas variáveis ambientais, como a largura e a profundidade da calha do rio e presença de mata ripária. Entretanto, Montgomery (1999), por intermédio do conceito do “domínio de processos” (*Process Domain Concept* – PDC), sugere que além das variáveis ambientais mencionadas pelos RCC são os processos geomorfológicos, representados pela topografia, clima e geologia, que definem a qualidade, disponibilidade e distribuição do habitat, além de permitir a conexão entre a mata ripária e o ambiente aquático, influenciando assim na formação das comunidades bióticas.

Entretanto, Vannote et al. (1980) e Montgomery (1999) convergem na ideia da escassez de material orgânico nos cursos de água de cabeceira e por isso são considerados heterotróficos. Esta última é resultante, entre outros, do sombreamento provocado pela mata ripária, a qual também propicia a manutenção de um micro clima que é de extrema importância para a manutenção do ecossistema aquático (Karr & Schlosser, 1978). Além de fornece energia para estes corpos d’água através da entrada de material alóctone (Redford & Fonseca, 1996). A entrada deste material se dá principalmente por galhos, troncos, flores e frutos (Whiles & Wallace, 1997) e ocorre por duas maneiras: (i) movimento vertical, ou seja, queda de folhas, frutos ou outras estruturas vegetais; (ii) movimento lateral, isto é, transporte de matéria orgânica decorrente de processo de chuvas e alagamentos (Webster & Meyer, 1997). Deste modo, a matéria orgânica é particulada ou dissolvida (Cumins et al., 1983) e, então, lixiviada para dentro dos corpos d’água (Webster & Meyer, 1997).

A estruturação de habitat que ocorre em riachos está fortemente ligada a presença de mata ripária (Allan & Flecker, 1993; Armour et al., 1991; Detenbeck et al., 1991). Pinto et al. (2006) afirmam que com a retirada de mata ripária, haverá uma

diminuição da complexidade e disponibilidade de habitat, afetando diretamente a diversidade das assembléias de peixes. Lones et al. (1999) afirmam que essa diminuição da diversidade de peixes, em áreas desmatadas, é decorrente da diminuição de espécies “benthic-dependent”, sendo substituídas pelas espécies “sediment-tolerant” e posteriormente pelas espécies invasoras. Roth et al (1996) corroboram essa relação concluindo que os índices de integridade biótica são relacionados negativamente com a extensão da área agrícola e positivamente com a extensão da área de floresta de várzea. Esta mesma correlação foi observada por Araújo & Tejerina-Garro (2007) na bacia do rio Ouvidor, Alto Paraná, onde a baixa abundância de peixes, existente em um dos tributários deste rio, foi relacionada à extração da mata ripária e sua substituição por pastagens.

Segundo Henry et al. (1994) o aporte externo de matéria orgânica aumenta a entrada de sementes, frutos, insetos terrestres e outros recursos alimentares que são disponibilizados para as comunidades residentes. Em estudos realizados pelos autores na bacia do Paranapanema (SP) observa-se que, com a retirada da mata ripária adjacente aos corpos d’água, a entrada de matéria orgânica alóctone diminui de $1.931 \text{ mg.m}^2.\text{dia}^{-1}$ em áreas com mata de galeria para $227,7 \text{ mg.m}^2.\text{dia}^{-1}$ em áreas sem mata de galeria, correspondendo a uma diminuição de 88% da entrada de material alóctone. A relação existente entre a comunidade de peixes e a entrada de matéria orgânica se torna ainda mais intrincada quando se observa o trabalho realizado por Walker (1990) no rio Tarumã-Mirin, tributário do rio Negro. O autor encontrou um aporte de $800 \text{ folhas.m}^{-2}$, que exibiam uma rica comunidade de fungos, estes, por sua vez, representam um recurso alimentar importante para invertebrados aquáticos, que servem de alimento para espécies de peixes bentônicos. Essa associação foi descrita por Hendersom & Walker (1986), que encontraram aproximadamente 20 espécies de peixes bentônicos se alimentando dos invertebrados aquáticos associados a estas folhas.

A mata ripária também afeta parâmetros físicos da rede de drenagem. A temperatura observada nos corpos d’água é relacionada, principalmente, à insolação que o corpo d’água é submetido. Em áreas com menor cobertura vegetal ocorre uma maior variação da temperatura da água (Walling & Webb, 1992), essa variação é intensificada quando tratamos de áreas com pouca cobertura vegetal (Castro & Casatti, 1997). Alguns autores afirmam que em locais onde os riachos são menos cobertos pela mata ripária, existe um aumento da produtividade primária, formando áreas autótroficas dentro de riachos de cabeceira, esse aumento na produtividade está relacionado ao aumento de temperatura e luminosidade, resultantes das maiores taxas de insolação (Buck &

Sazima, 1995; Esteves & Aranha, 1999). Num trabalho realizado na bacia do rio Meia Ponte, a temperatura da água foi um dos fatores que influenciou a estruturação da ictiofauna naquele local (Fialho et al., 2008).

Objetivos

Capítulo 1 - Objetiva responder a duas perguntas principais:

- a) A riqueza, abundância e biomassa por grupo trófico das assembléias de peixes difere entre bacias e é maior em cursos de água de segunda ordem?
- b) A riqueza, abundância e biomassa por grupo trófico está relacionada com as características cobertura vegetal, disponibilidade de matéria alóctone e autóctone e turbidez da água?

Capítulo 2 – Determinar quais variáveis de habitat (Geomorfológicos, Mata Ripária, Limnológicos, Físico-químicos e Hidrológicos) influenciam na estrutura das assembléias de peixes de riachos localizados na bacia do alto rio Paraná, Brasil Central.

Referências Bibliográficas

- Allan, J. D. & Flecker, A. S. (1993). Biodiversity conservation in running waters. Identifying the major factors that threaten destruction of river in species and ecosystems. *BioScience*, Washington, 43 (1): 32-43.
- Araújo, N. B. & Tejerina-Farro, F. L. (2007). Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24, 981-990.
- Araújo, N. B. & Tejerina-Garro, Francisco L. (2009). Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(1), 1-8.
- Armour, C.L.; Duff, D.A. & Elmore, W. (1991). The effect of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. *Fisheries*, 16 (1):7-11
- Benedito-Cecilio, E.; Minte-Vera, C. V.; Zawadzki, C. H.; Pavanelli, C. S.; Rodrigues, F. H. G. & Gimenes, M. F. (2004). Ichthyofauna from the Emas National Park region: composition and structure. *Brazilian journal of biology*, 64(3A), 371-82.
- Brasil. Geografia do Brasil – Região Centro – Oeste. (1977). Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 364p.

- Buck, S. & Sazima, I. (1995). An assemblage of mailed catfishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity, and feeding. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 6(4): 325-332.
- Castro, R.M.C. & Casatti, L. (1997). The fishes fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, southern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 7: 337-352.
- Cummins, K. W.; G. L. Spengler, G. M. ; Ward, R. M.; Speaker, R. W.; Ovink, D. & Mahan, C. (1983). Organic matter budgets for stream ecosystems: Problems in their evaluation. p. 299-353. In: Barnes J.R. and G.W. Minshall (Eds.). *Stream ecology: Application and Testing of General Ecological Theory*. Plenum Press, p.191-229.
- Detenback, N.E.; De Vore, P.W.; Niemi, G.J. & Lima, A. (1990). Recovery of temperate-stream fishes communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory. *Environmental Management*, 16: 33-53
- Dias, A. M. & Tejerina-Garro, F. L. (2010). Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient , upper Paraná River basin , Central Brazil. *Biologia*, 8(3), 587-598.
- Esteves, K. E. & Aranha, J. M. R. (1999). Ecologia trófica de peixes de riachos. In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. *Ecologia de peixes de riachos. Oecologia Brasiliensis* vol. VI. Rio de Janeiro, programa de pós-graduação em ecologia – Instituto de biologia UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro. p 157-182.
- Fialho, A. P.; Oliveira, L. G.; Tejerina-Garro, F. L., & Gomes, L. C. (2007). Fish assemblage structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1), 53-60.
- Fialho, A.P.; Oliveira, L.G.; Tejerina-Garro F.L. & Merona, B. (2008) Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, 582: 315-324.
- Henderson, P.A. & Walker, I. (1986). On the leaf litter community of the Amazonian blackwater stream Tarumãzinho. *Journal of Tropical Ecology*, 2: 1-17
- Henry, R.; Uieda, V.S.; Afonso, A.A.O. & Kikuchi, R.M. (1994). Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. *Verhandlungem der Internationale Vereining fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, 25(3): 1867-1968
- Karr, L.R. & Schlosser, I.J. (1978). Water resources and the land-water interface. *Science*, 201: 229-234.
- Lones, E.B.D.; Helfman, G.S. & Harper, J. O. (1999). Effects of riparian forest removal on fishes assemblages in southern palachian streams. *Conservation Biology*, 13: 1454-1465.
- Lowe-McConnell, R.H. (1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP, 584p.

- Montgomery, D.R. (1999). Process domains and the river continuum. *Journal Of The American Water Resources Association*, 35(2), 397-410.
- Pinto, B.; Araujo, F. & Hughes, R. 2006. Effects of landscape and riparian condition on a Fish Index of Biotic Integrity in a large Southeastern Brazil River. *Hydrobiologia* 556: 69-83
- Ratter, J.; Ribeiro, J.F. & Bridgewater, S. (1997). The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. *Annals of Botany*, 80, 223-230.
- Redford, K.H. & Fonseca, G.A.B. 1996. The role of gallery forests in the zoogeography of the cerrado's nonvolant mammalian fauna. *Biotropica*, St. Louis, 18 (2): 126-135.
- Roth, N.E.; Alan, J.D. & Ericson, D.L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape ecology*, 11 (3): 141-156,
- Tejerina-Garro F. L.; Maldonado M.; Ibañez C.; Pont D.; Roset N. & Oberdorff T. (2005). Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48(1): 91-108
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of fisheries and aquatic science*, 37(1): 130-137.
- Vari, R.P. & Malabarba, L.R. (1998). Neotropical Ichthyology: An overview. In: Malabarba, L.R., Reis, R.E., Lucena, Z.M.S. and Lucena, C.A.S. (eds) *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. EDIPUCRS, Porto Alegre, pp. 1-11.
- Vari, R.P. & Weitzman, S.H. (1990). A review of phylogenetic biogeography of the freshwater fishes of South America. In: Peters, G. & Hutterer, R. *Vertebrates in the tropics. Proceedings of the international symposium on vertebrate biogeography and systematics in the tropics*. Bonn, Alexander Koening zoological research institute and zoological museum, 381-393.
- Walker, I.; Henderson, P. & Sterry, P. (1990). On the patterns of biomass transfer in the benthic fauna of an Amazonian blackwater river, as evidenced by P32 label experiment. *Hydrobiologia*, 12: 23-34.
- Walling, D. E. & Webb, B.W. (1992). Channel Morphology and Typology. In: Calow P., and G.E. Petts (eds.). *The river handbook: Hydrological and Ecological Principles*, Blackwell Sciences, Massachusetts.
- Webster, J.R. & Meyer, J.L. (1997). Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society*, 3-161.
- Whiles, M.R. & Wallace, J.B. (1997). Leaf litter decomposition and macroinvertebrate communities in headwater streams draining pine and hardwood catchments. *Hydrobiologia*, 353: 107-119.
- Winemiller, K.O. (1989). Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*, 81: 225-241.

CAPÍTULO 1: ESTRUTURA DAS ASSEMBLÉIAS DE PEIXES EM RIACHOS DA BACIA DO ALTO RIO PARANÁ EM GOIÁS - BRASIL

Introdução

Identificar padrões de distribuição de riqueza e da abundância de espécies e relacioná-los às variações ambientais é um dos principais objetivos dos trabalhos de ecologia de riachos (Giller & Malmqvist, 1998). Uma forma de explicar esses padrões de riqueza e de abundância é utilizar os parâmetros físicos da rede de drenagem (Araújo & Tejerina-Garro, 2009; Fialho et al., 2007; Jones et al., 1999; Kashiwagi & Miranda, 2009; Sharma & Jackson, 2008; Taylor et al., 2006), mas que nem sempre apresentam padrões discretos de variação, sendo as vezes um gradiente contínuo de interações (Jackson et al. 2001). Dentre os fatores utilizados para explicar a distribuição observada de espécies em cursos d'água, dois grupos de fatores se destacam: os fatores físicos descritos pelo conceito do rio contínuo (RCC; Vannote et al., 1980), e os componentes geomorfológicos descritos no conceito do domínio do processo (PDC; Montgomery, 1999).

O RCC descreve os sistemas lóticos como sendo um gradiente longitudinal contínuo de condições físico-químicas. Assim, as estratégias biológicas adotadas pelos indivíduos estão diretamente relacionadas à dinâmica do sistema fluvial, o qual é formado pelas características físicas da rede de drenagem (Vannote et al., 1980). Em contraponto, Montgomery (1999) sugere que as estratégias biológicas são ditadas, também, por processos geomorfológicos, como o clima e o tipo do solo. Esses fatores juntamente com as características físicas mencionadas por Vannote et al., (1980), seriam as que definem a qualidade, disponibilidade e distribuição do habitat. Montgomery (1999) atenta em seu trabalho ao papel da mata riparia como importante determinante da comunidade biótica, uma vez que disponibilidade e qualidade dos habitats seria o principal fator que influencia na composição da assembléia de organismos, em especial nas comunidades localizadas em cabeceiras das drenagens (Barrela et al., 2001).

A composição da assembléia de peixes não foge a estas regra respondendo principalmente a fatores como; largura, profundidade da calha do rio, velocidade da correnteza, ditada pela topografia do ambiente e principalmente pela presença de mata ripária (Naiman & Décamps, 1997; Casatti, 2010). Esta última influenciando também no nível de insolação, temperatura da água e variáveis físico-químicas, como ph e oxigênio dissolvido (Kaushik & Hynes, 1971; Karr & Schlosser, 1978; Lonnes et al., 1999).

Considerando ambos conceitos esperasse que cursos de água de ordens maiores tenham maior riqueza de espécies que estes de menor ordem, isso devido ao aumento do tamanho, da diversidade e da complexidade do habitat, gerando assim uma estruturação longitudinal da assembléia de peixes (distribuição da comunidade ao longo do eixo nascente foz). O aumento da diversidade de peixes em relação a locais presentes nas cabeceiras dos rios foi observada tanto em cursos de água de ambientes temperados (p. ex., Hynes, 1975; Stanford, 2006), como tropicais (Casatti, 2005; Tejerina-Garro et al., 2005)

Além dos fatores locais relacionados ao curso de água citados anteriormente, pode-se observar ainda a influência de fatores espaciais como a bacia hidrográfica na qual a assembleia ictíica se encontra. As bacias constituem um conjunto de pequenos corpos d'água que se unem em um determinado ponto formando um corpo d'água maior (Christofolletti, 1980). São consideradas como unidades isoladas, sendo delimitadas por oceanos e/ou grandes áreas de terra firme, que funcionam como barreiras à dispersão das assembleias, promovendo assim a diferenciação entre assembleias localizadas em diferentes bacias e em alguns casos favorecendo os processos de especiação (Hugueny et al., 2010).

Por outro lado, as bacias diferem entre si no que diz respeito ao solo e relevo como é o caso das 12 regiões hidrográficas (ou bacias nível 1) brasileiras (ANA, 2011). Assim, a influência da bacia na diferenciação das assembleias de peixes aliada aos processos geomorfológicos que segundo Montgomery (1999) moldam os processos físico-químicos e conseqüentemente as assembleias de peixes, sugerem que bacias hidrográficas diferentes vão possuir também assembleias de peixes diferentes, isso em resposta aos diferentes processos ao qual estas assembleias são submetidas.

Vannote et al. (1980) e Montgomery (1999) afirmam ainda que há uma escassez de material orgânico nos cursos de água de cabeceira, sendo considerados por ambos, como heterotróficos. Esta heterotrofia é resultante de dois fatores principais, o sombreamento provocado pela mata ripária (Karr & Schlosser, 1978; Vannote et al., 1980; Redford & Fonseca, 1996;) e a turbidez da água (Wofsy, 1983; Cole & Cloern, 1984; Cole et al., 1992; Irigoien & Castel, 1997). Sendo neste caso a mata ripária adjacente ao corpo d'água a responsável pelo aporte da matéria orgânica que será utilizada como base para a cadeia trófica local (Redford & Fonseca, 1996), ao menos para os riachos de cabeceira, ou seja, de primeira à terceira ordem (Vannote et al., 1980). A importância da mata ripária no aporte de matéria orgânica para riachos é exemplificada por Henry et al. (1994), que mostra que em riachos tropicais que tiveram

a mata ripária removida observa-se uma diminuição de 88% da matéria orgânica alóctone.

A matéria orgânica alóctone é utilizada como fonte direta (Redford & Fonseca, 1996) ou indireta (Walker et al., 1990) de alimentos por algumas espécies de peixes da assembléia local. Este último autor indica que as folhas depositadas no leito do rio possuem uma rica comunidade de fungos. Ainda, Henderson & Walker (1986) indicam que estes fungos são utilizados como recurso alimentar por invertebrados aquáticos, que por sua vez, constituem a fonte de alimento para espécies de peixes bentônicos, onívoros, insetívoros e invertívoros (Henderson & Walker, 1986).

Objetivo

Este trabalho objetiva responder a duas perguntas principais:

- a) A riqueza, abundância e biomassa por grupo trófico das assembléias de peixes difere entre bacias e é maior em cursos de água de segunda ordem?
- b) A riqueza, abundância e biomassa por grupo trófico está relacionada com as características cobertura vegetal, disponibilidade de matéria alóctone e autóctone e turbidez da água?

Materiais e métodos

Área de estudo

As coletas foram realizadas entre abril e setembro de 2009 em 27 riachos de primeira e segunda ordem afluentes do rio Meia Ponte (sete afluentes), rio Piracanjuba (14) e do ribeirão Santa Maria (seis) localizados na região sudeste do estado de Goiás no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central (Figura 1, Tabela 1). A região na qual as bacias amostradas se encontram possui um clima variando de úmido a subúmido segundo a classificação de Köppen, apresentando duas estações bem definidas, uma chuvosa entre os meses de outubro e março e outra seca entre abril e setembro (Brasil, 1977).

Os trechos amostrados em cada riacho foram selecionados de acordo com sua acessibilidade. Assim, em cada riacho foram demarcados e georeferenciados dois trechos de 100m, um a jusante e outro a montante do ponto de acesso, distantes entre si 15 m. Cada um dos trechos foi dividido em 11 transectos, sendo um a cada dez metros, totalizando 22 transectos que foram utilizados tanto para a coleta de peixes quanto para a coleta dos dados de habitat.

Todos os riachos amostrados se encontram fora de áreas urbanas e estão inseridos em uma matriz da paisagem formada principalmente por pastagem exceto o trecho P17 no riacho da Divisa, onde a matriz é uma lavoura de cana de açúcar. Todos os trechos apresentavam cobertura ripária sobre o canal do riacho com a presença de pelo menos uma falha ao longo do trecho amostrado destinada à dessedentação do gado ou substituídas por gramíneas destinadas à alimentação de gado (trecho P5). Alguns trechos apresentaram partes do canal formando brejos (P9). A profundidade dos riachos variou de 10 (P2 e P20) a 53 cm (P12) e o substrato predominante nos trechos amostrados foi areia exceto nos trechos P4, P13 e P19 (cascalho) e P11 (afloramentos rochosos). O tipo de habitat predominante foi o de correnteza e a largura da calha variou de 0,60 (P7) a 7,78 m (P14). No riacho da Divisa (P17) foi observada a presença de um reservatório localizado a montante da área coletada (Tabela 2).

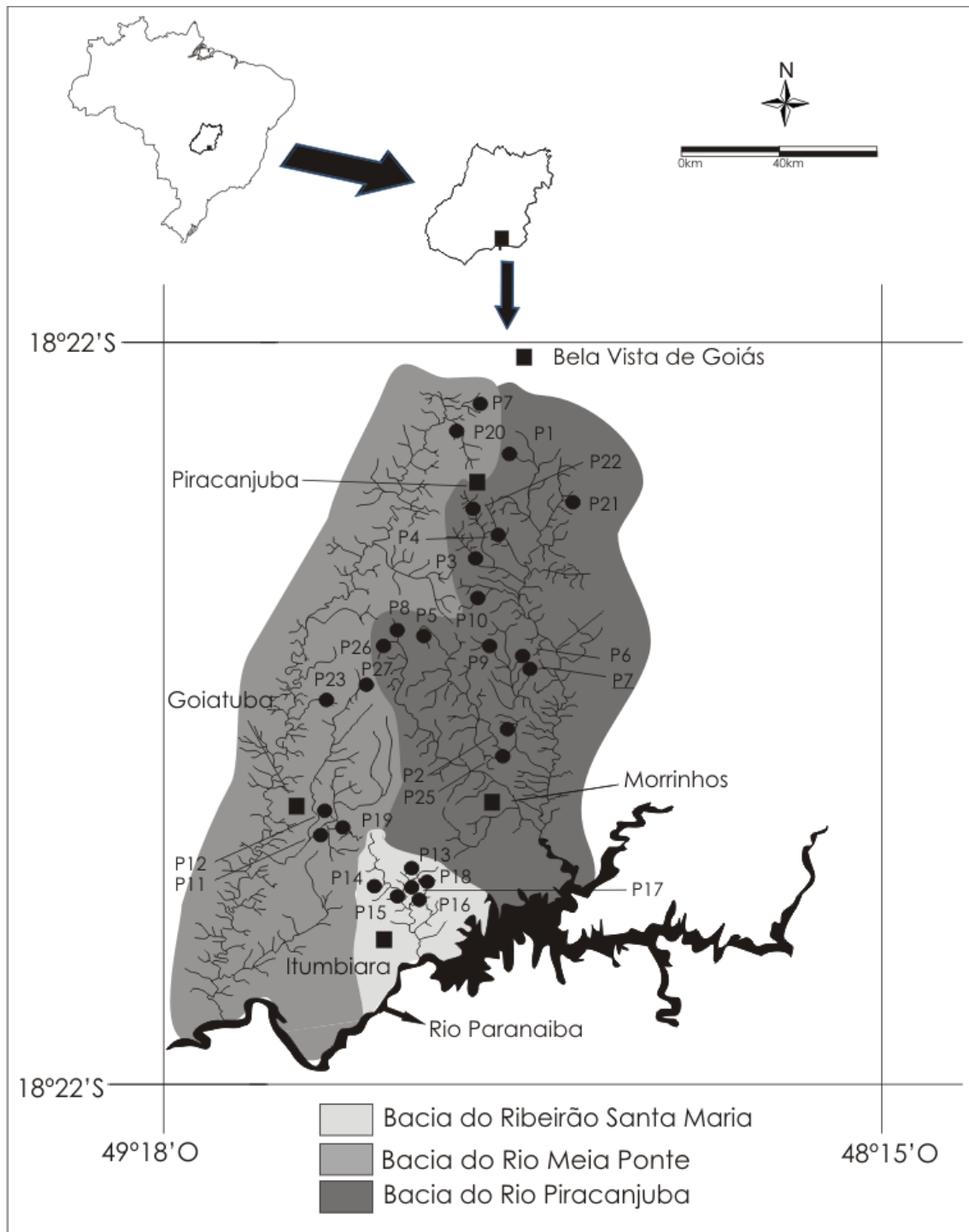


Figura 1 – Localização dos riachos amostrados (círculos pretos) no alto da bacia do rio Paraná em Goiás no período de abril a setembro de 2009. P1 = Samambaia; P2 = da Sede; P3 = Chapadão; P4 = das Almas; P5 = Sem nome A; P6 = Sem nome B; P7 = Sem nome C; P8 = Sabão; P9 = da Serra; P10 = do Gongô; P11 = Sem nome D; P12 = Berro do Bezerra; P13 = Sem nome E; P14 = Sem nome F; P15 = Sem nome G; P16 = Dantas; P17 = da Divisa; P18 = Sem nome H; P19 = Sem nome; P20 = Sem nome J; P21 = Sem nome K; P22 = Sem nome L; P23 = Sem nome M; P24 = Sem nome N; P25 = Sem nome O; P26 = Sem nome P e P27 Areia. Os quadrados pretos representam as principais áreas urbanas. A área em preto representa o reservatório da Usina Hidroelétrica de Itumbiara.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos riachos amostrados no alto da bacia do rio Paraná em Goiás por bacia, município e ordem.

Riacho	Acrônimo	Bacia	Município	Coordenadas		Ordem
				Latitude	Longitude	
Samambaia	P1	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	17°12'04.0''	49°03'36.0''	2 ^a
da Sede	P2	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°55'42.1''	48°57'28.8''	1 ^a
Chapadão	P3	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°42'20.2''	48°54'41.9''	1 ^a
das Almas	P4	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°44'11.4''	48°53'35.2''	1 ^a
Sem nome A	P5	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°40'44.0''	49°12'58.0''	2 ^a
Sem nome B	P6	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°48'21.9''	49°20'53.7''	1 ^a
Sem nome C	P7	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	17°25'48.0''	48°57'48.0''	1 ^a
Sabão	P8	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°45'49.6''	49°15'37.2''	1 ^a
da Serra	P9	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°39'58.5''	49°11'29.0''	2 ^a
do Gongo	P10	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°39'18.4''	49°08'22.3''	1 ^a
Sem nome D	P11	Rio Meia Ponte	Goiatuba	18°05'33.0''	49°21'44.0''	2 ^a
Berro do Bezerra	P12	Rio Meia Ponte	Goiatuba	18°05'09.0''	49°20'44.0''	1 ^a
Sem nome E	P13	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°12'07.0''	49°09'02.0''	2 ^a
Sem nome F	P14	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°13'03.0''	49°09'53.0''	2 ^a
Sem nome G	P15	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°14'32.0''	49°11'27.0''	1 ^a
Dantas	P16	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°12'18.0''	49°08'11.0''	2 ^a
da Divisa	P17	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°13'24.0''	49°14'40.0''	1 ^a
Sem nome H	P18	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°11'45.0''	49°08'53.0''	2 ^a
Sem nome I	P19	Rio Meia Ponte	Goiatuba	18°02'47.0''	49°21'27.0''	2 ^a
Sem nome J	P20	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	17°08'19.0''	48°59'47.0''	1 ^a
Sem nome K	P21	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	17°26'16.0''	48°56'43.0''	1 ^a
Sem nome L	P22	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	17°20'42.0''	48°05'08.0''	2 ^a
Sem nome M	P23	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	17°21'13.0''	48°47'46.0''	2 ^a
Sem nome N	P24	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	17°16'16.0''	48°02'46.0''	1 ^a
Sem nome O	P25	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°52'01.0''	48°56'31.0''	1 ^a
Sem nome P	P26	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	17°35'48.0''	48°56'25.0''	1 ^a
Areia	P27	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	17°14'43.0''	48°55'43.0''	2 ^a

Tabela 2 – Características hidromorfológicas e do habitat dos 27 riachos amostrados no alto da bacia do rio Paraná, Goiás. DP = Desvio padrão.

Acrônimos	Velocidade da água (cm/s)		Largura da calha (m)		Profundidade (m)		Habitat	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Tipo	Substrato predominante
P1	656,00	119,01	2,22	0,59	0,24	0,11	Correnteza	Areia
P2	276,41	75,19	0,98	0,17	0,10	0,08	Correnteza	Areia/Rocha
P3	563,82	15,51	1,74	0,11	0,20	0,05	Corredeira	Areia
P4	245,32	78,41	3,21	0,09	0,35	0,17	Corredeira	Cascalho
P5	134,00	18,88	4,41	0,16	0,34	0,18	Correnteza	Areia
P6	24,09	5,02	0,69	0,83	0,15	0,18	Poço	Areia
P7	12,30	10,47	0,60	0,14	0,12	0,13	Corredeira/Poço	Areia/Cascalho/Rocha
P8	123,32	56,34	1,23	0,69	0,21	0,07	Correnteza	Areia
P9	212,59	39,35	2,16	0,68	0,32	0,19	Corredeira	Areia
P10	150,09	47,98	4,13	1,48	0,26	0,40	Corredeira	Areia/Cascalho
P11	449,58	73,01	4,15	1,44	0,19	0,18	Correnteza	Rocha
P12	39,09	23,45	5,48	1,58	0,53	0,21	Corredeira/Poço	Areia
P13	412,95	11,05	4,78	1,51	0,26	0,16	Corredeira	Cascalho
P14	336,55	47,57	7,78	1,40	0,51	0,18	Corredeira	Areia/Cascalho/Rocha
P15	266,95	73,65	5,38	1,21	0,31	0,21	Corredeira	Areia/Cascalho
P16	205,77	96,96	4,85	1,90	0,30	0,17	Corredeira	Areia/Cascalho
P17	274,45	47,51	6,20	1,27	0,42	0,22	Corredeira	Areia/Cascalho
P18	182,59	42,3	5,92	1,34	0,35	0,07	Corredeira	Areia/Cascalho
P19	119,41	21,3	1,21	0,38	0,40	0,04	Corredeira	Cascalho
P20	163,34	77,14	0,98	0,23	0,10	0,08	Poço	Areia
P21	23,45	12,56	1,36	1,73	0,12	0,23	Poço	Areia
P22	27,30	2,34	2,94	1,37	0,12	0,11	Corredeira	Rocha
P23	85,76	85,59	4,20	1,13	0,38	0,07	Corredeira/Poço	Areia/Cascalho
P24	352,33	121,64	3,44	0,40	0,21	0,19	Corredeira	Areia
P25	371,59	91,09	3,59	0,12	0,18	0,15	Correnteza	Areia
P26	243,17	68,21	0,97	0,86	0,26	0,20	Corredeira	Areia
P27	432,14	52,80	1,14	1,10	0,18	0,13	Corredeira	Areia

Protocolos amostrais

Habitat

Em cada transecto foi aferido visualmente a porcentagem da cobertura vegetal de ambas as margens, sobre a calha principal do riacho, considerando-se os seguintes valores:

0% - sem cobertura vegetal sobre a calha;

50% - para os trechos que apresentavam cobertura ripária parcial;

100% - calha do riacho totalmente coberta pela mata ripária.

A partir dos valores de porcentagem de cobertura vegetal dos 22 transectos amostrados, foi calculada a média para cada riacho.

Para as medidas de matéria orgânica depositada, clorofila e turbidez três amostras foram coletadas em cada um dos trechos, uma no transecto inicial, outra no transecto intermediário e outra no transecto final, totalizando, assim, seis amostras por riacho. Para a estimativa da matéria orgânica alóctone dos riachos, o material vegetal depositado no leito do riacho foi coletado com um amostrador Súber de 30x30cm, posicionado no centro da calha do riacho. Em laboratório, após calibração por gravimetria seguindo Melo et al. (no prelo), o material vegetal foi secado em estufa a 100°C por 24 horas, tempo necessário para que toda a água fosse extraída da amostra e a mesma atingisse peso seco constante. Após a secagem, o material foi pesado em balança de precisão de 0,001 g para a determinação de seu peso seco.

A concentração de clorofila foi utilizada como indexador da biomassa de algas existentes nos riachos objetivando verificar a biomassa de fitoplâncton nesses corpos d'água (Esteves et al., 1999). Para a determinação dessa concentração foi filtrado um volume de água conhecido (25 L), diretamente do curso de água, utilizando uma bomba d'água (Stihl P835) e uma rede plâncton (malha 1µm). O produto do processo de filtragem foi acondicionada em frascos opacos de 600ml, contendo 1ml de solução saturada de Carbonato de Magnésio. Em laboratório, as amostras foram filtradas e quantificadas seguindo a metodologia descrita por Marker et al. (1980). Para tanto, utilizou-se uma membrana de éster de celulose (porosidade 0,45µm) e a leitura realizada em espectrofotômetro (Varian – Cary-50 CONC). O cálculo da concentração de clorofila *a*, *b* e *c* seguiu a equação de Jeffrey & Humphrey (1975).

A turbidez da água foi medida utilizando-se um turbidímetro (LaMotte 2020), sendo que as amostras de água eram sempre coletadas no centro da calha do riacho, a

uma profundidade de 30 cm da superfície da água. Esta métrica foi inclusa por ser um fator que interfere ativamente sobre a produtividade primária (Cole & Cloern, 1984; Cole et al., 1992; Irigoien & Castel 1997; Wofsy 1983). A classificação das ordens dos riachos foi feita no software ArcGis 9.2 (ESRI, 2006), utilizando a Base Hidrográfica otocodificada do Brasil, disponível no site da Agência Nacional de Águas – ANA (2010).

Material biológico

As coletas de peixes foram realizadas utilizando-se a metodologia de pesca elétrica modificada de Manzoni et al. (2000). Neste caso, cada um dos trechos de 100 m foi percorrido uma única vez no sentido jusante-montante, sendo que originalmente o método propunha a delimitação de um trecho de 50m que deveria ser percorrido três vezes no sentido jusante montante. O esforço amostral foi de uma passada por uma hora por quatro pessoas. Esse procedimento foi repetido em todos os 27 riachos amostrados.

Ainda em campo, os peixes coletados foram acondicionados em sacos plásticos, contendo uma etiqueta de identificação, fixados em formol (10%) e posteriormente preservados em álcool (70%). Em laboratório, os peixes foram pesados (g), medidos (comprimento padrão – mm) e identificados até o menor nível taxonômico possível.

A classificação das espécies por grupo trófico foi realizada de acordo com Graça e Pavanelli (2007). Desta maneira foram considerados os seguintes grupos:

- Carnívoros - peixes que se alimentam preferencialmente de pequenos moluscos, girinos de anuros e peixes menores;
- Detritívoros - peixes que se alimentam de detritos, incluindo os peixes raspadores como os da família Loricariidae;
- Herbívoros - se alimentam preferencialmente de frutos e de partes florais;
- Insetívoros - peixes que consomem larvas e adultos de insetos aquáticos e terrestres;
- Onívoros – espécies que não possuem uma preferência por um item alimentar específico.

Análise dos dados

Para determinação do padrão de agrupamento dos riachos amostrados foram realizadas análises de agrupamento, separadamente, para os descritores riqueza, abundância de indivíduos por guildas tróficas e biomassa total. Nos três casos a distância foi calculada pelo método de Ward ou da variância mínima (Romesburg,

1984), o qual minimiza a variância intragrupo (Valentin, 2000). Sendo que, a matriz de similaridade considerando a riqueza de espécies, foi calculada utilizando-se o índice de associação ou índice de Dice que é baseado na amostra de menor esforço amostral (Wolda & Fisk, 1981), a matriz de similaridade com os dados de abundância de espécie por guilda trófica foi calculada pelo índice de Morisita-Horn que é sensível a amostras pequenas (Morisita, 1959). Para a matriz de dissimilaridade considerando os dados de biomassa total foi utilizando a distância euclidiana.

Para avaliar a diferença entre a estrutura da assembléia de peixes nos riachos amostrados, os descritores riqueza de espécies, abundância de indivíduos por guildas tróficas e biomassa total foram submetidos, separadamente, a uma MANOVA. Utilizando o teste de Wilks (λ) para a categorização por bacia e o teste de Hotelling (T^2) para a categorização pela ordem dos riachos. No caso dos descritores que apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) em relação às categorias consideradas (bacia e ordem), foi calculada a média para cada subcategoria e a diferença entre as mesmas. Sempre que necessário os valores dos descritores utilizados foram transformados em logaritmo [$\log_{10}(x+1)$] e posteriormente testados com relação à normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homogeneidade das variâncias (teste de Levene).

Para identificar diferenças com relação às variáveis do habitat (porcentagem de cobertura vegetal, matéria orgânica depositada, clorofila e turbidez), foram aplicados separadamente dois testes: uma ANOVA tendo a bacia como variável categórica e um teste t utilizando a ordem dos córregos como variável categórica. Todos os testes foram realizados no programa Statistica 8.0 (StatSoft, 2007), com exceção das matrizes de similaridade de Dice, Morisita-Horn e dos índices cofenéticos, calculados pelo software Past©.

Resultados

Foram coletados 4879 indivíduos distribuídos em 59 espécies e 19 famílias (Tabela 3). As análises de cluster realizadas com a riqueza de espécies de peixes (coeficiente cofenético = 0,823), abundância de espécies por guildas (0,782) e biomassa total (0,821) indicam similaridade entre bacias e dissimilaridade entre riachos de 1ª e 2ª ordem (Figura 2), exceto os riachos P10 e P24 (1ª ordem) que se encaixaram no grupo dos riachos de 2ª ordem (Figura 2a), P23 (2ª ordem) integrante do grupo dos riachos de

1ª ordem (Figura 2b) e P25 e P20 (1ª ordem) e integraram o grupo dos riachos de 2ª ordem (Figura 2c).

A riqueza de espécies, abundância de indivíduos por guildas e biomassa total não apresentaram diferenças significativas entre as três bacias consideradas e sim quando considerada a ordem dos riachos (Tabela 4). A diferença entre riachos de 1ª e 2ª ordem considerando a riqueza é de oito espécies em média ($F = 34,88$ $df = 1$; $p < 0,01$) sendo que a maior média de riqueza foi encontrada nos córregos de 2ª ordem (média = 25 espécies). A abundância de indivíduos por guilda trófica apresentou diferentes composições entre as espécies de carnívoros ($F = 12,22$; $df = 1$; $p = 0,04$), herbívoros ($F = 7,16$; $df = 1$; $p = 0,03$) e insetívoros ($F = 5,92$; $df = 1$; $p < 0,01$), sendo que em todos os casos a abundância tendeu a ser maior nos riachos de segunda ordem (média carnívoros = 12,8 indivíduos; média herbívoros = 4,2; média insetívoros = 4,2). A biomassa total apresentou um aumento médio de 131g nos riachos de segunda ordem ($F = 12,08$; $df = 1$; $p < 0,01$) (Tabela 4). Com relação as variáveis de habitat selecionadas para (Tabela 5) estas não indicam diferenças significativas por por bacia ou ordem dos riachos (Tabela 6).

Tabela 3 - Espécies coletadas nos 27 riachos amostrados no alto da bacia do rio Paraná, Goiás. P1 = Samambaia; P2 = da Sede; P3 = Chapadão; P4 = das Almas; P5 = Sem nome A; P6 = Sem nome B; P7 = Sem nome C; P8 = Sabão; P9 = da Serra; P10 = do Gongo; P11 = Sem nome D; P12 = Berro do Bezerro; P13 = Sem nome E; P14 = Sem nome F; P15 = Sem nome G; P16 = Dantas; P17 = da Divisa; P18 = Sem nome H; P19 = Sem nome; P20 = Sem nome J; P21 = Sem nome K; P22 = Sem nome L; P23 = Sem nome M; P24 = Sem nome N; P25 = Sem nome O; P26 = Sem nome P e P27 Areia.

ORDEM Familia Gênero espécie	Localidade																											Total geral
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P26	P27	
CHARACIFORMES	145	137	64	132	288	84	140	28	143	29	131	89	98	174	168	148	408	26	353	6	5	54	161	94	235	72	199	3611
Anostomidae					8				2		2			2	14	1	17	1	6							4	57	
<i>Leporinus microphthalmus</i>					8				2		2			2	14	1	17	1	6							4	57	
Characidae	131	137	59	125	215	84	140	28	58	25	124	66	98	145	124	140	330	25	272	2	5	52	159	90	225	63	179	3101
Cheirodontinae					1		1										2	7	1					9	2		4	27
<i>Serrapinnus</i> sp.					1		1										2	7	1					9	2		4	27
Gêneros incertae sedis	131	137	59	125	214	84	139	28	58	25	121	66	98	145	124	140	328	18	257	2	5	52	158	81	223	63	175	3056
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	29	12	2	1	39	1	1	3	1	1	3	1		2	19	5	21	1	39				35		6	1	17	240
<i>Astyanax scabripinnis</i>		15		2		47	1	14				57	93	24			55			1			47					356
<i>Astyanax altiparanae</i>	46	30	4	19	31	22	76		4	3	9	1		30	21	41	91	6	37		3		4	24	25	21	67	615
<i>Astyanax fasciatus</i>	18	28	11	3	98	14	2	11	15	4	11	7	3	50	50	45	78	2	136	1		9	24	6	10	18	25	679
<i>Astyanax</i> sp.1														1														1
<i>Astyanax</i> sp.2																									1			1
<i>Bryconamericus stramineus</i>	32	7	32	8	39		57		8	13	30		2	26	29	21	71	5	17		2	43	15	48	169	23	31	728
<i>Knodus</i> sp.3		3		7			1												1	4			1	2				19
<i>Oligosarcus planaltinae</i>				1	1	1			3						2		6		2									16
<i>Piabina argentea</i>	6	42	9	84	6		1		27	4	68			12	3	28	6	3	22				32		13		35	401
Glandulocaudinae											3								14				1					18
<i>Planaltina myersi</i>											3								14				1					18
Crenuchidae	2		3	6	22				4	3	2			8	12	3	29		7	4		2	2		4	19	132	
<i>Characidium fasciatus</i>	1				3				2					1	5	3	9		2				1				4	31
<i>Characidium</i> sp.4				2	4												4		2				1			1		14
<i>Characidium zebra</i>			3	1	8					3	2			2	3		11			2		2				2	12	51
<i>Characidium gomesi</i>	1			3	7				2					5	4		5		3	2						1	3	36
Curimatidae					25				75		1			9	9	3	21		57							2		202
<i>Cyphocharax modestus</i>									1																	1		2
<i>Steindachnerina insculpta</i>					25				74		1			9	9	3	21		57						1			200

ORDEM Familia Gênero espécie	Localidade																											Total geral
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P26	P27	
Erythrinidae										1	1						1		1					4		1	9	
<i>Hoplias malabaricus</i>										1	1						1		1					4		1	9	
Lebiasinidae				1																							1	
<i>Pyrrhulina australis</i>				1																							1	
Parodontidae	12		2		18				4		1	23		10	9	1	10			10					5		1	106
<i>Apareiodon ibitiensis</i>			2		16			4				23		10	2		9			4								70
<i>Apareiodon vladii</i>																				1								1
<i>Parodon nasus</i>	12				2						1				7	1	1			5					5		1	35
Prochilodontidae																									3			3
<i>Prochilodus lineatus</i>																									3			3
Pociliidae			9	6	2	49					2		10	8			1		3	15		22		4		2	133	
<i>Poecilia reticulata</i>			9	6	2	49					2		10	8			1		3	15		22		4		2	133	
GYMNOTIFORMES	2		1		5					5	1		1		3	2			5	2			3	3	1		34	
Gymnotidae	2		1		3					1			1		1	2			5	2			3	2			23	
<i>Gymnotus carapo</i>	2		1		3					1			1		1	2			5	2			3	2			23	
Sternopygidae					2					4	1				2									1	1		11	
<i>Eigenmannia trilineata</i>					2					4	1				2									1	1		11	
PERCIFORMES	3	2		3	4		12						1	3	1	8			18				2	6	1		64	
Cichlidae	3	2		3	4		12						1	3	1	8			18				2	6	1		64	
<i>Cichla kelberi</i>							2																					2
<i>Cichlasoma paranaense</i>	2	1		3	2												3		3				2	2	1		19	
<i>Crenicichla niederleini</i>	1			2									1	3	1	5			13					4			30	
<i>Oreochromis niloticus</i>																				2								2
<i>Tilapia rendalli</i>		1					10																					11
SILURIFORMES	72	46	56	33	44	15	142	3	15	33	47	52	15	31	102	14	91	14	34	7	9	17	17	7	83	11	19	1029
Aspredinidae														1					1	2								4
<i>Bunocephalus coracoideus</i>														1					1	2								4
Auchenipteridae														1						1								2
<i>Tatia neivar</i>														1						1								2
Callichthyidae	17	39	5		9	5	135		2	22	3	29	2	3			29			7	2	15		3	52	7	386	
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	7	39	5		9	5	135			22	1	29	2	3			29			7	2	15			52	7	369	
<i>Corydoras flaveolus</i>	10								2		2													3				17

ORDEM Familia Gênero espécie	Localidade																											Total geral
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24	P25	P26	P27	
Heptapteridae	20	7	17	28	11	9	2	3	5	7	23	14	9	12	53	7	18	6	17		7	2	3	3	1	2	15	301
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>				2						2	2		2	2	3		4		2				2				3	24
<i>Cetopsorhamdia sp.5</i>	3		5	3	1	2				1				1	1	1	8		1							1	5	33
<i>Heptapterus mustelinus</i>																				1								1
<i>Imparfinis longicauda</i>					1									1			1	1	1									5
<i>Imparfinis schubarti</i>	1				3									2	15													21
<i>Imparfinis sp.6</i>											2									1								3
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>				1	1				1		2			2	4	1			1	1								14
<i>Phenacorhamdia sp.7</i>				2	1														1									4
<i>Pimelodella sp.</i>	1				3						9			3	26	2								2		1		49
<i>Rhamdia quelen</i>	15	7	7	25	1	7	2	3	4	4	8	14	7	1	4	3	5	3	8		7	2	1	1	1		7	147
Loricariidae	35		34	5	24	1	5		8	4	21	9	4	14	49	7	43	7	14				14	1	30	2	4	335
Hypoptopomatinae									2																			2
<i>Hisonotus sp.8</i>									2																			2
Hypostominae	34		34	5	20	1	5		5	4	21	9	4	12	49	6	43	6	9				14	1	30	2	4	318
<i>Hypostomus pintas pretas</i>	2		2	1	1		1			1			2	1	9	1	5					1		1				28
<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i>															1		2											3
<i>Hypostomus plecostomus</i>				2	2						7						1										1	13
<i>Hypostomus regani</i>	12		3		8		1				3			4	4	1				7					1			44
<i>Hypostomus sp.9</i>	16		1		9		1		2	2	7				1		3						2		2			46
<i>Hypostomus sp.10</i>				15													1											16
<i>Hypostomus ancistroides</i>	4		11	4		1	2		3	1	4	9	2	7	34	4	31	6	2				11	1	26	2	3	168
Loricariinae	1				4				1					2		1		1	5									15
<i>Loricaria sp.11</i>									1							1												2
<i>Rineloricaria latirostris</i>	1				4									2					1	5								13
Trichomycteridae																	1											1
Trichomycterinae																	1											1
<i>Trichomycterus sp.12</i>																	1											1
SYNBRANCHIFORMES	1				4															2					1			8
Synbranchidae	1				4															2					1			8
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1				4															2					1			8
Total geral	223	185	130	174	347	148	294	31	158	67	181	141	124	214	276	165	508	40	415	13	31	71	200	106	332	85	220	4879

Tabela 4 – Valores de significância (p) da MANOVA realizada para os descritores das assembléias de peixes por bacia e ordem dos riachos.

Descritor	Bacia			Ordem		
	F	Df	P	F	Df	P
Riqueza de espécies	10,68	2	0,10	34,88	1	< 0,01
Abundância Carnívoros	2,37	2	0,11	12,22	1	0,04
Abundância Detritívoros	7,24	2	0,35	13,66	1	0,15
Abundância Herbívoros	2,26	2	0,13	7,16	1	0,03
Abundância Insetívoros	5,92	2	0,81	29,07	1	< 0,01
Abundância Onívoros	11,49	2	0,32	17,68	1	0,29
Biomassa total	4,85	2	0,17	12,08	1	< 0,01

Tabela 5 – Valores médios e desvio padrão (DP) por riacho das variáveis do habitat consideradas.

Riacho	Cobertura ripária (%) (n=22)		Matéria orgânica acumulada (g) (n=6)		Clorofila <i>a</i> (10 ³ mg/l) (n =6)		Turbidez (NTU) (n = 6)	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
P1	29.55	32.54	46,20	7,16	0,18	0,01	14,70	2,38
P2	33.33	28.87	6,79	1,22	0,73	0,16	22,17	7,50
P3	36.36	27.52	25,39	0,91	1,86	0,42	7,41	3,54
P4	61.36	26.42	13,18	0,32	0,39	0,02	17,00	1,65
P5	15.91	23.84	130,49	10,19	0,24	0,01	12,92	5,26
P6	22.73	29.79	8,01	2,60	0,32	0,01	13,97	2,17
P7	86.36	22.79	6,01	3,71	0,72	0,26	19,17	1,41
P8	61.36	43.46	26,79	0,41	0,05	0,00	16,99	5,99
P9	72.73	33.55	10,95	3,76	0,02	0,00	27,36	4,38
P10	43.18	49.51	21,13	3,07	0,09	0,01	8,55	3,01
P11	9.09	29.42	44,95	8,47	0,40	0,11	9,17	2,82
P12	90.91	19.74	107,41	2,50	1,21	0,23	11,95	0,15
P13	70.45	25.16	35,67	4,47	0,33	0,06	7,37	2,38
P14	59.09	36.63	37,48	0,95	0,11	0,01	6,22	3,50
P15	52.27	28.77	31,11	3,02	0,36	0,03	6,21	3,54
P16	36.36	27.52	17,82	3,69	0,60	0,09	4,78	1,65
P17	59.09	33.22	22,29	0,35	0,08	0,01	6,86	1,26
P18	43.18	34.69	178,11	16,18	0,61	0,15	8,83	2,17
P19	100.00	0.00	2,84	63,88	0,90	0,01	5,04	1,92
P20	50.00	0.00	50,88	46,02	4,01	0,58	9,73	2,63
P21	81.82	29.05	34,88	14,47	0,23	0,03	11,42	1,53
P22	50.00	0.00	44,40	0,82	9,50	1,96	12,60	2,17
P23	43.18	28.01	40,46	1,58	2,37	0,62	14,93	1,51
P24	9.09	19.74	32,55	0,46	1,48	0,06	6,27	0,46
P26	59.09	33.22	50,57	13,39	0,04	0,02	18,33	1,30
P27	86.36	27.52	21,17	10,64	0,34	0,15	17,55	1,41

Tabela 6 – Valores de significância (p) para os testes de ANOVA (Bacia) e Teste *t* (Ordem) realizados com as variáveis do habitat porcentagem de cobertura vegetal, matéria orgânica depositada (M.O.), clorofila *a* e turbidez.

	Bacia			Ordem	
	F	df	P	t	P
Cobertura vegetal	3,45	2	0,24	1,36	0,57
M.O.	0,44	2	0,65	-2,04	0,06
Clorofila	0,45	2	0,64	0,51	0,61
Turbidez	7,29	2	0,14	2,13	0,08

Discussão

A ictiofauna amostrada apresentou um grande predomínio das ordens Characiformes e Siluriformes, padrão este indicado por Lowe-McConnell (1987) para locais não estuarinos e observado em outros trabalhos realizados em riachos da bacia do rio Paraná (e.g. Araújo & Tejerina-Garro, 2007; Benedito-Cecilio et al., 2004; Fialho et al., 2007). Neste estudo, a estrutura das assembléias de peixes nos riachos amostrados não se mostrou influenciada pelo fator bacia, ou seja, a estrutura das assembléias de peixes não é diferente nas três bacias consideradas. Este resultado é contrário ao esperado uma vez que este fator, por intermédio do tamanho da área da bacia, influencia na estruturação das assembléias de peixes (Tejerina-Garro & Mérona 2001; Hugueny et al., 2010), já que a heterogeneidade de habitat e a disponibilidade de recursos tende a crescer com o aumento da área drenada pela bacia, aumentando assim o número potencial de nichos, o que favorece a coexistência de mais espécies (Hugueny et al., 2010).

No entanto, as amostragens foram restritas às cabeceiras das bacias, que são regiões fortemente influenciadas pelas áreas adjacentes e pelo clima, em especial a periodicidade e o volume de chuvas (Lewis, 2008). Assim, pode ser que a homogeneidade das assembléias de peixes observada entre as bacias seja uma consequência da influência destas características, as quais influenciam na estruturação e disponibilização dos habitats ao longo do gradiente longitudinal (Cushing et al., 1980; Hugueny et al., 2010; Montgomery, 1999). Ainda, a homogeneidade observada entre bacias sugere que a relação riqueza-área poderia não ser detectável em cursos de água de 1ª e 2ª ordem e sim nestes de maior ordem ortoniana, uma vez que cursos de água maiores, localizados mais distantes das cabeceiras, oferecem maior diversidade de

habitats e sofrem menor influência das áreas adjacentes (Platts, 1979; Hugueny et al., 2010; Vannote et al., 1980).

Por outro lado, os resultados mostram uma influência da ordem ortoniana dos riachos amostrados sobre a assembléia de peixes. Neste caso, as assembléias de peixes dos riachos de 1ª ordem são menos ricas e menos abundantes que as de 2ª ordem. A influência dos fatores hidrológicos ocorre ao longo de todo o canal e seu efeito é aditivo, assim quanto mais longe das cabeceiras, mais complexos serão os ambientes (Vannote et al., 1980). Desta forma, riachos de ordens iguais, mesmo que localizados em diferentes bacias, apresentariam uma estruturação da assembléia de peixes mais parecida com relação à riqueza de espécies e abundância de peixes nas guildas tróficas que os riachos de diferentes ordens em uma mesma bacia (Vannote et al. 1980).

Os resultados obtidos neste trabalho sugerem ainda que a estruturação das assembléias de peixes observada segue o modelo proposto por Vannote et al. (1980) no RCC, que prediz o aumento da riqueza, abundância e da biomassa no gradiente longitudinal (cabeceira – foz) dos corpos d'água em resposta ao aumento da largura do canal principal o que propicia um aumento da complexidade do habitat. Essa estruturação fica evidente neste estudo quando se observa que a riqueza, abundância das espécies de herbívoros, insetívoros e carnívoros e a biomassa total nos riachos de 2ª é maior que as no de 1ª ordem. A influência da largura na estrutura das assembléias via a ordem ortoniana dos cursos de água, também foi observada por Paller et al. (2006) em riachos de ambientes temperados e por Casatti (2005) em ambientes neotropicais. Em ambos os casos observou-se uma relação positiva entre a largura do riacho e a riqueza e abundância das assembléias de peixes.

Casatti (2005) indica que as assembléias de peixes localizadas próximas às cabeceiras, onde o canal principal é estreito, tendem a ser menos ricas e abundantes que as localizadas em cursos de água mais distantes das cabeceiras, onde o canal é mais largo. Esta situação é descrita por Dias e Tejerina-Garro (2010) em riachos do alto da bacia do rio Paraná, onde observaram que a riqueza e a abundância das assembléias de peixes de um riacho de terceira ordem apresentou maior valor de riqueza e de diversidade de peixes que aqueles de primeira (dois riachos) ou segunda ordem (seis riachos).

Com relação à abundância de espécies por guildas tróficas, observou-se um aumento da abundância de peixes herbívoros, insetívoros e carnívoros nos riachos de 2ª em relação aos de 1ª ordem. Essa situação pode ser uma consequência do acréscimo dos

recursos alimentares disponibilizados nos corpos d'água de maior ordem e provenientes da mata ripária (Vannote et al., 1980). O aporte de recursos alimentares em riachos mais distantes das cabeceiras, como os de 2ª ordem neste estudo, ocorre de duas fontes principais, a mata ripária adjacente e os recursos vegetais trazidos pelos afluentes desses corpos d'água maiores. Assim, o aporte dos recursos alimentares nos riachos mais distantes das cabeceiras tende a ser maior que dos riachos localizados nas cabeceiras (Redford & Fonseca, 1996; Alker & Ummers, 1997). Assim, quanto mais longe das cabeceiras os riachos estiverem, maior será o aporte de recursos alóctones disponíveis, uma vez que maior será o número de afluentes. Desta forma o aumento da abundância de peixes herbívoros, como *Bryconamericus stramineus* neste estudo, que se alimenta preferencialmente de partes vegetais (Hahn, 2004), e de outros peixes herbívoros como o *Parodon nasus* pode ser explicada pela maior disponibilidade de matéria vegetal nos riachos de 2ª ordem.

O maior aporte de recursos alóctones em riachos de maior ordem é um fator que influencia também na estruturação da comunidade de invertebrados aquáticos, sendo que quanto maior a disponibilidade de recursos alóctones depositados nos riachos maior a biomassa de insetos aquáticos (Alker & Ummers, 1997; Kiflawi et al., 2003; Callisto et al. 2001; Obolewski 2010). Assim, a tendência de aumento da abundância de insetos aquáticos seria uma possível explicação para o aumento da abundância de peixes considerados insetívoros, como *Aspidoras fuscoguttatus* e *Eigenmannia trilineata* em riachos tropicais, uma vez que os insetos aquáticos são os principais recursos alimentares de peixes insetívoros em geral (Luz-Agostinho et al., 2006).

O aumento de matéria alóctone ao longo do gradiente longitudinal faz com que a matéria orgânica acumulada na calha dos riachos seja também maior (Redford & Fonseca, 1996), aumentando assim o número de micro-habitats disponibilizados nos corpos d'água (Alker & Ummers, 1997; Thomas et al., 2004; Heino et al., 2005; Stead et al., 2005). O aumento desses micro-habitats tende a incrementar a riqueza de outros invertebrados como gastrópodes e micro crustáceos ; Wantzen et al., 2008), itens consumidos por algumas espécies de peixes carnívoros como *Oligosarcus planaltinae* (Callisto et al., 2001). No entanto, apesar dos resultados sugerirem uma estruturação das assembleias ictíicas conforme predito pelo RCC pode ser que esteja ocorrendo uma influência de fatores antrópicos, uma vez que o ambiente por onde passam os riachos são formados por uma matriz de pastagem.

As análises realizadas com os descritores de habitat selecionados não apresentaram nenhuma influência sobre a estrutura das assembléias de peixes nem quando considerada a ordem dos riachos nem a bacia amostrada. Esse resultado parece estar relacionado à influência que estes riachos sofrem das áreas adjacentes a eles (Caramaschi, 1986), que neste caso são pastagens e/ou plantações. Os impactos decorrentes destas atividades estariam interferindo nos resultados obtidos considerando que ambas as matrizes da paisagem propiciam o aumento do aporte de nutrientes e de sedimentos nos riachos e rios que as atravessam (Karr & Schlosser, 1978; Jonnes et al., 1999) alterando assim os valores de turbidez e interferindo na produtividade (Karr & Schlosser, 1978).

Por fim, observa-se que, o fator ordem foi o que determinou a estruturação das assembléias de peixes localizadas nas cabeceiras das drenagens e que os descritores de habitats mensurados não foram os responsáveis pela estruturação observada. Sabe-se ainda que cursos de água localizados nas cabeceiras das drenagens sofrem forte influência das áreas adjacentes (Boulton, 2008; Horwitz, 1978; Ramírez, 2008) e que os cursos localizados mais a jusante das cabeceiras oferecem maior diversidade de habitats e sofrem menor influência das áreas adjacentes (Platts, 1979; Hugueny et al., 2010; Vannote et al., 1980).

Desta forma conclui-se que as assembléias ictíicas localizadas nos riachos amostradas são influenciadas pela ordem ortoniana dos mesmos, sendo evidenciado aqui pela influência que a ordem exerceu sobre, a riqueza, a abundância e a biomassa de peixes. No entanto, não foi observado efeito da ordem ou da bacia sobre a abundância de peixes detritívoros e onívoros.

Os fatores descritores de habitat selecionados para a análise não apresentaram influência sob nenhum dos descritores da assembléia ictíica. Assim, é possível que o fator bacia seja importante determinante da composição das assembléias de peixes em riachos de ordem maior que dois e a ordem do riacho importante determinante da estruturação destas assembléias em riachos de 1ª e de 2ª ordem, independente da bacia a qual pertencem. No entanto, como as coletas foram restritas às cabeceiras das drenagens é necessária a realização de estudos que incluam riachos de diferentes ordens, localizados em diferentes bacias de maneira a verificar o alcance dos resultados encontrados.

Referências Bibliográficas

- Alker, W. I. W. W. & Ummers, J. K. E. S. (1997). Macrobenthic responses to natural and contaminant-related gradients in northern gulf of Mexico estuaries. *America*, 7(4), 1278-1298.
- Ana (2010). Agência nacional de água (<http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx> - acesso 12/04/2011)
- Araújo, N. B. & Tejerina-Garro, F. L. (2007). Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24, 981-990.
- Araújo, N. B. & Tejerina-Garro, F. L. (2009). Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(1), 1-8.
- Araújo-Lima, C.A.R.M.; Goulding, M; Forsberg, B.; Victoria, R. & Martinelli, L. (1998). The economic value of the Amazonian flooded Forest from a fisheries perspective. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 2177-2179.
- Barrela, W., Petrere Jr., M., Smith, W.S. & Montag, L.F. (2001). As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In *Matas ciliares: conservação e recuperação* (R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho, ed.). EDUSP, FAPESP, São Paulo, p.187-207.
- Benedito-Cecilio, E.; Minte-Vera, C. V.; Zawadzki, C. H.; Pavanelli, C. S.; Rodrigues, F. H. G. & Gimenes, M. F. (2004). Ichthyofauna from the Emas National Park region: composition and structure. *Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia*, 64(3A), 371-82.
- Boulton, A. J.; Alan, P. L. B.; Covich, M. D.; Lake, S. & Pearson, R. (2008) Are Tropical Streams Ecologically Different from Temperate Streams? In: Dudgeon D, editor. *Tropical stream ecology*. London: Academic Press (Aquatic Ecology Series). p. 257-284.
- Brasil. Geografia do Brasil – Região Centro – Oeste. 1977. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 364p.
- Callisto, M.; Moreno, P. & Barbosa, F. A. (2001). Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia*, 61(2), 259-66.
- Caramaschi, E.P. (1986). Distribuição da ictiofauna de riachos das bacias do Tiete e do Paranapanema, junto ao divisor de águas (Botucatu-SP). (1986). Tese (Doutorado)-Universidade Federal de São Carlos (Ufscar), São Carlos, 1986.
- Casatti, L. (2005). Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. *Biota Neotropica*, 5(1), 1-9.

- Casatti, L. (2005). Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotrop* 10 (4) 31-34.
- Castro, R.M.C. & Casatti, L. (1997). The fishe fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, southern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 7: 337-352.
- Cole, B. E.; Thompson, J. & Cloern, J. E. (1992). Measurement of filtration rates by infaunal bivalves in a recirculating flume. *Mar. Biol.* 113: 219-225.
- Cole, B. E. & Cloern, J. E. (1984). The significance of biomass and light availability to phytoplankton productivity in San Francisco Bay, USA. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 17: 15-24.
- Christofollett, A. *Geomorfologia*. São Paulo: Editora Edgard Blücher / EDUSP, 1980. 150 p
- Dias, A. M. & Tejerina-Garro F. L. (2010). Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient , upper Paraná River basin , Central Brazil. *Biologia*, 8(3), 587-598.
- Dice, L.R. (1945). Measures of the amount of ecologic association between species. *Ecology* 26: 297-302.
- Esteves, K. E. & Aranha, J. M. R. (1999). Ecologia trófica de peixes de correços. In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. *Ecologia de peixes de correços*. *Oecologia Brasiliensis* vol. VI. Rio de Janeiro, programa de pós-graduação em ecologia – Instituto de biologia UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro. p 157-182.
- Fialho, A. P.; Oliveira, L. G.; Tejerina-Garro, F. L. & Gomes, L. C. (2007). Fish assemblage structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5(1), 53-60.
- Giller, P.S. & Malmqvist, B. (1998). *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press. 296p.
- Graça, W. J. & Pavanelli, C. S. (2007). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá. EDUEM. 241 p
- Grenouillet, G.; Pont; D. & Hérissé; C. (2004). Within-basin fish assemblage structure: the relative influence of habitat versus stream spatial position on local species richness. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 93-102.
- Hahn, N.S.; Almeida, V.L.L.; Gaspar da Luz, K.D. (1997) Alimentação e ciclo alimentar diário de *Hoplosternum litorale* (Hancock) (Siluriformes, Callichthyidae) nas lagoas Guaraná e Patos da planície do alto rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, Curitiba, (14)1 57-64.
- Heino, J.; Parviainen, J.; Paavola, R.; Jehle, M.; Louhi, P. & Muotka, T. (2005). Characterizing macroinvertebrate assemblage structure in relation to stream size

and tributary position. *Hydrobiologia*, 121-130. doi: 10.1007/s10750-004-3914-3.

Henderson, P.A. & Walker, I. (1986). On the leaf litter community of the Amazonian blackwater stream Tarumãzinho. *Journal of Tropical Ecology*, 2: 1-17

Henry, R.; Uieda, V.S.; Afonso, A.A.O. & Kikuchi, R.M. (1994). Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 25(3): 1867-1968

Horn, H (1966) Measurement of "overlap" in comparative ecological studies *American Naturalist* 100:419-424.

Hugueny, B.; Oberdorff, T. & Tedesco, P.A. (2010). *Community Ecology of River Fishes : A Large-Scale Perspective*. Most.

Hynes, H. B. N. 1975. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 19:1-15.

Irigoin, X. & Castel, J. (1997). Light limitation and distribution of chlorophyll pigments in a highly turbid estuary: The Gironde (SW France). *Estuarine, Coastal shelf Sci.*, 44: 507-517.

Jaccard, P. (1908). Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bull. Soc. Vaudoise Sci. Nat.* 44:223-270.

Jackson, D.A.; Peres Neto, P.R. & Olden, J.D. (2001). What controls who is where in freshwater fish assemblages: the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58:157-170.

Jeffrey, S.W. & Humphrey, G.F. (1975). New spectrophotometric equation for determining chlorophyll a, b, c1 and c2, *Biochem. Physiol. Pflanz.*, 167, 194-204

Jones, E.B.D.; Helfman, G.S.; Harper, J.O. & Bolstad, P.V. (1999). Effects of Riparian Forest Removal on Fish Assemblages in Southern Appalachian Streams. *Conservation Biology*, 13(6), 1454-1465.

Karr, L.R. & Schlosser, I.J. (1978). Water resources and the land-water interface. *Science*, 201: 229-234.

Kashiwagi, M.T. & Miranda, L.E. (2009). Influence of Small Impoundments on Habitat and Fish Communities in Headwater Streams. *Southeastern Naturalist*, 8(1), 23-36.

Kaushik, N.K. & Hynes, H.B.N. (1971). The fate of the dead leaves that fall into streams. *Arch. Hydrobiology*, 68: 465-515.

Kiflawi, M.; Eitam, A. & Blaustein, L. (2003). The relative impact of local and regional processes on macro-invertebrate species richness in temporary pools. *Journal of Animal Ecology*, 72(3), 447-452. doi: 10.1046/j.1365-2656.2003.00712.x.

- Lewis, Jr W. M. (2008). Physical and Chemical Features of Tropical Flowing Waters In: Dudgeon D, editor. Tropical stream ecology. London: Academic Press (Aquatic Ecology Series). p. 2-24.
- Lones, E.B.D.; G.S. Helfman, G.S. & Harper, J. O. (1999). Effects of riparian forest removal on fish assemblages in southern palachian streams. *Conservation Biology*, 13: 1454-1465.
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. São Paulo: EDUSP, 584p.
- Luz-Agostinho, K. D. G.; Bini, L. M.; Fugi, R.; Agostinho, A. & Júlio Jr., H. F. (2006). Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 4(1), 61-68.
- Manzzoni, R.; Fenerich-Verani, N. & Caramaschi, E.P. (2000).. A pesca elétrica como técnica de amostragem de populações e comunidades de peixes em rios costeiros do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 60 (2): 205-216.
- Marker, A.F.H.; Nush, E.A.; Rai, H. & Riemann, B. (1980). The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 14: 91-106.
- Montgomery, D. R. (1999). Process domains and the river continuum. *Journal Of The American Water Resources Association*, 35(2), 397-410.
- Montgomery, D.R. (1999). Process domains and the river continuum. *Journal of American Water resources association*, 35 (2): 397-410.
- Morisita, M. (1959). "Measuring of the dispersion and analysis of distribution patterns". *Memoires of the Faculty of Science, Kyushu University, Series E. Biology*. 2: 215–235.
- Naiman, R.J. & Décamps, H. 1997. The ecology of interfaces: riparian zones. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 28:621-658.
- Obolewski, K. (2010). Macrozoobenthos patterns along environmental gradients and hydrological connectivity of oxbow lakes. *Ecological Engineering*. Elsevier B.V. doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.06.037.
- Paller, M. H.; Specht, W. L. & Dyer, S. A. (2006). Effects of stream size on taxa richness and other commonly used benthic bioassessment metrics. *Society*, 309-316. doi: 10.1007/s10750-006-0208-y.
- Platts, W. S. (1979). Relationships among stream order, fish populations, and aquatic geomorphology in an Idaho River drainage. *Fisheries*, 4(2): 5-9.
- Ramírez, A.; Pringle, C. M. & Wantzen, K. M. (2008) Tropical Stream Conservation In: Dudgeon D, editor. Tropical stream ecology. London: Academic Press (Aquatic Ecology Series). p. 257-284.

- Redford, K.H. & Fonseca, G.A.B. (1996). The role of gallery forests in the zoogeography of the cerrado's nonvolant mammalian fauna. *Biotropica*, St. Louis, 18 (2): 126-135.
- Romesburg, H.C. (1984). *Cluster Analysis for Researchers*. Lifetime Learning Publications, Belmont, CA.
- Sharma, S. & Jackson, D.A. (2008). The effects of climate change and invasion of centrarchids on northern fish communities. American Fisheries Society Annual Meeting.
- StatSoft, Inc. (2007). STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- Stanford J.A. 2006. Landscapes and Riverscapes. In: Hauer F.R. and Lamberti G.A. 2007. *Methods in Stream Ecology*. Elsevier Inc. 895p.
- Stead, T.K.; Schmid-araya, J. M.; Schmid, P. E. & Hildrew, A. G. (2005). The distribution of body size in a stream community : one system , many patterns. *Journal of Animal Ecology*, (Cattaneo 1993), 475- 487.
- Taylor, B.W.; Flecker, A. S.; Hall Jr. R.O. (2006). Loss of a Harvested Fish Species Disrupts Carbon Flow in a Diverse Tropical River, *Science* (313)
- Tejerina-Garro, F. L. & Mérona, B. D. E. (2001). Spatial variability of biotic and abiotic factors of the aquatic habitat in french guiana, 169(September 2000), 157-169.
- Thomas, S. M.; Neill, C.; Deegan, L. A.; Krusche, A. V. & Ballester, V. M. (2004). Influences of land use and stream size on particulate and dissolved materials in a small Amazonian stream network. *Knowledge Creation Diffusion Utilization*, 135-151.
- Valentim, J. L. (2000). *Ecologia numérica: Uma introdução à análise multivariada de dados*. Rio de Janeiro. Interciências, 118p.
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of fisheries and aquatic science*, 37(1): 130-137.
- Walker, I.; Henderson, P. & Sterry, P. (1990). On the patterns of biomass transfer in the benthic fauna of an Amazonian blackwater river, as evidenced by P32 label experiment. *Hydrobiologia*, 12: 23-34.
- Wantzen, K.I M.; Yule, C. M.; Tockner, K. & Junk, W.J. (2008) Riparian Wetlands of Tropical Streams In: Dudgeon D, editor. *Tropical stream ecology*. London: Academic Press (Aquatic Ecology Series). p. 199-213.
- Wofsy, S. C. (1983). A simple model to predict extinction coefficients and phytoplankton biomass in eutrophic waters. *Limnol. Oceanogr.* 28
- Wolda, H.; Fisk, F.W. (1981) Seasonality of tropical insects. Blataria (cockroaches) from seasonal tropics of Panama. *J. Amin Ecol* (50): 256-302

CAPÍTULO 2: INTERAÇÃO PEIXE - HABITAT EM RIACHOS DA BACIA DO ALTO RIO PARANÁ, GOIÁS – BRASIL

Introdução

A faixa de mata localizada próximo às margens dos corpos d'água é denominada de mata ripária, sendo este um sistema transicional semi-terrestre que exerce influência sobre o corpo d'água (Naiman et al., 2005). A mata ripária exerce importante papel no fornecimento de energia para os corpos d'água de pequeno porte (Vanotte et al., 1980) e na manutenção de processos ecológicos através do aporte de matéria orgânica e pela influência sobre as características hidrológicas e geomorfológicas dos cursos de água (Montgomery, 1999; Naiman et al., 2005; Vanotte et al., 1980; Webster & Meyer, 1997). Além disso, as folhas depositadas no leito contribuem indiretamente à alimentação dos peixes uma vez que funcionam como substrato para inúmeros microrganismos (Uieda & Uieda, 2001) e abrigam insetos (Santos et al., 2004; Melo et al., 2004).

A mata ripária influencia direta ou indiretamente os parâmetros físico-químicos da água (Lowe-McConnell, 1987). A temperatura da água, por exemplo, é influenciada diretamente pela mata ripária, sendo esta relacionada ao nível de insolação a qual o local é submetido (Castro & Casatti, 1997; Walling & Webb, 1992). A temperatura da água juntamente com a velocidade da correnteza, são os principais fatores que influenciam no nível de oxigênio dissolvido (Allan & Castillo, 2007; Winemiller et al., 2008; Findlay & Sinsabaugh, 2003), expressando assim a influência indireta da mata ripária. Os parâmetros físico-químicos, por sua vez, influenciam diretamente a composição da assembléia de peixes (Melo, 2000; Rodriguez & Lewis, 1997; Tejerina-Garro et al., 2005; Tejerina-Garro et al., 1998). Assim, em cursos de água com baixa correnteza a temperatura é elevada favorecendo baixas concentrações de oxigênio dissolvido e onde uma ictiofauna pobre e menos abundante é presente (Winemiller et al., 2008).

Por outro lado, a mata ripária regula a entrada de sedimentos proveniente da área terrestre adjacente e que é depositada no corpo d'água (Naiman et al., 2005). A deposição de sedimentos no leito dos corpos d'água é um processo natural e necessário para a manutenção da heterogeneidade de habitat (Atkinson et al., 2009; Ensign & Doyle, 2005; Kashiwagi & Miranda, 2009; Minshall 1984). No entanto, a deposição deste material em excesso é prejudicial às comunidades locais, incluindo as assembléias

de peixes, visto que exerce um efeito de homogeneização do substrato e consequente perda de habitat (Braccia & Voshell, 2006; Grubaugh et al., 1996; Naiman et al., 2005).

Além de afetar a composição e a abundância das espécies de peixes (e.g. Araújo & Tejerina-Garro, 2009; Tejerina-Garro & Merona, 2001; Pereira et al., 2008; Melo et al., 2009; Araújo & Tejerina-Garro, 2007; Callisto et al., 2001; Amazo, 2005; Murray & Innes, 2009) a mata ripária influencia em características intrínsecas às assembléias ictícas como reprodução (Chapman et al., 1995; Kashiwagi & Miranda, 2009; Kramer et al., 1978) e mortalidade da prole (Lowe-McConnell, 1964).

Objetivo

Determinar quais variáveis de habitat (geomorfológicas, da mata ripária, limnológicas, físico-químicas e hidrológicas) influenciam na estrutura das assembléias de peixes de riachos localizados na bacia do alto rio Paraná, Brasil Central.

Materiais e métodos

Área de estudo

As coletas foram realizadas entre abril e setembro de 2009 em 27 riachos de primeira e segunda ordem, afluentes do rio Meia Ponte (sete afluentes), rio Piracanjuba (14) e do ribeirão Santa Maria (seis), localizados na região sudeste do estado de Goiás no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central (Figura 1, Tabela 1). A região onde as bacias amostradas se encontram possui um clima variando de úmido a subúmido, segundo a classificação de Köppen, apresentando duas estações bem definidas, uma chuvosa, entre os meses de outubro e março, e outra seca, entre abril e setembro (Brasil, 1977).

Os trechos amostrados em cada riacho foram selecionados de acordo com sua acessibilidade. Assim, em cada riacho foram demarcados e georreferenciados dois trechos de 100 m, um a jusante e outro a montante do ponto de acesso, distantes entre si 15m. Cada um dos trechos foi dividido em 11 transectos, sendo um a cada dez metros. Desta forma obtiveram-se 22 transectos que foram utilizados tanto para a coleta de peixes quanto para a coleta dos dados de habitat.

Todos os riachos amostrados se encontram fora de áreas urbanas e estão inseridos em uma matriz da paisagem formada principalmente por pastagem exceto o trecho P17 no riacho da Divisa, no qual a matriz é uma lavoura de cana de açúcar.

Todos os trechos apresentavam cobertura ripária sobre o canal do riacho com a presença de pelo menos uma falha ao longo do trecho amostrado destinada à dessedentação do gado ou substituídas por gramíneas destinadas à alimentação de gado (trecho P5). Alguns trechos apresentaram partes do canal formando brejos (P9). A profundidade dos riachos variou de 10 (P2 e P20) a 53cm (P12). O substrato predominante nos trechos amostrados foi areia exceto nos trechos P4, P13 e P19 (cascalho) e P11 (afloramentos rochosos) O tipo de habitat predominante foi o de correnteza e a largura média da calha variou de 0,60 (P7) a 7,78m (P14). No riacho da Divisa (P17) foi observada a presença de um reservatório localizado a montante da área coletada (Tabela 2).

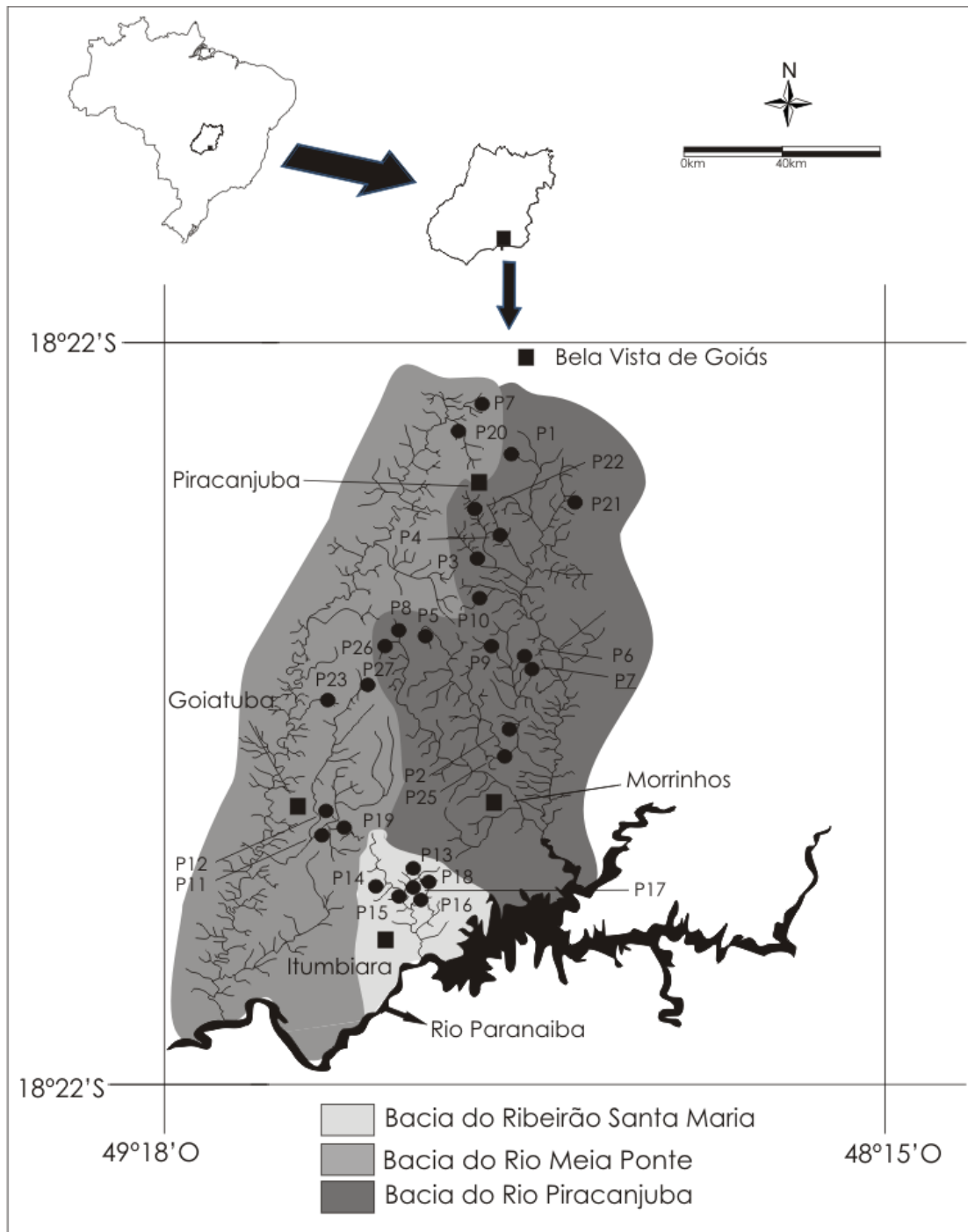


Figura 1 – Localização dos riachos amostrados (círculos pretos) no alto da bacia do rio Paraná em Goiás no período de abril a setembro de 2009. Cada círculo preto compreende dois trechos localizados a jusante e montante do ponto de acesso ao riacho. P1 = Samambaia; P2 = da Sede; P3 = Chapadão; P4 = das Almas; P5 = Sem nome A; P6 = Sem nome B; P7 = Sem nome C; P8 = Sabão; P9 = da Serra; P10 = do Gongo; P11 = Sem nome D; P12 = Berro do Bezerro; P13 = Sem nome E; P14 = Sem nome F; P15 = Sem nome G; P16 = Dantas; P17 = da Divisa; P18 = Sem nome H; P19 = Sem nome; P20 = Sem nome J; P21 = Sem nome K; P22 = Sem nome L; P23 = Sem nome M; P24 = Sem nome N; P25 = Sem nome O; P26 = Sem nome P e P27 Areia. Os quadrados pretos representam as principais áreas urbanas. A área em preto representa o reservatório da Usina Hidroelétrica de Itumbiara.

Tabela 1 - Coordenadas geográficas dos trechos localizados a jusante e a montante de cada ponto de acesso aos riachos amostrados no alto da bacia do rio Paraná em Goiás contendo a nome da bacia, do município e ordem.

Riacho	Acrônimo	Posição	Coordenadas iniciais		Coordenadas final		Bacia	Município	Ordem
			Latitude	Longitude	Latitude	Longitude			
Samambaia	P1	Jusante	17°12'04.0''	49°03'37.0''	17°12'03.0''	49°03'40.0''	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	2 ^a
		Montante	17°12'01.0''	49°03'34.0''	17°12'04.0''	49°03'36.0''			
da Sede	P2	Jusante	17°55'42.8''	48°57'28.5''	17°55'45.1''	48°57'27.1''	Rio Piracanjuba	Morrinhos	1 ^a
		Montante	17°55'40.7''	48°57'31.4''	17°55'42.1''	48°57'28.8''			
Chapadão	P3	Jusante	17°42'20.3''	48°54'41.1''	17°42'21.9''	48°54'38.8''	Rio Piracanjuba	Morrinhos	1 ^a
		Montante	17°42'17.3''	48°54'43.1''	17°42'20.2''	48°54'41.9''			
das Almas	P4	Jusante	17°44'10.9''	48°53'35.5''	17°44'09.8''	48°53'32.3''	Rio Piracanjuba	Morrinhos	1 ^a
		Montante	17°44'12.9''	48°53'37.6''	17°44'11.4''	48°53'35.2''			
Sem nome A	P5	Jusante	17°40'43.0''	49°12'55.0''	17°40'44.0''	49°12'58.0''	Rio Piracanjuba	Morrinhos	1 ^a
		Montante	17°40'47.0''	49°12'58.0''	17°40'43.0''	49°12'55.0''			
Sem nome B	P6	Jusante	17°48'23.0''	49°20'54.4''	17°48'26.0''	49°20'55.2''	Rio Piracanjuba	Morrinhos	2 ^a
		Montante	17°48'18.6''	49°20'53.0''	17°48'21.9''	49°20'53.7''			
Sem nome C	P7	Jusante	17°25'36.0''	48°57'48.0''	17°25'25.0''	48°57'48.0''	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	1 ^a
		Montante	17°25'34.0''	48°57'48.0''	17°25'48.0''	48°57'48.0''			
Sabão	P8	Jusante	17°45'49.6''	49°15'37.2''	17°45'48.2''	49°15'36.3''	Rio Piracanjuba	Morrinhos	1 ^a
		Montante	17°45'51.6''	49°15'39.1''	17°45'49.6''	49°15'37.2''			
da Serra	P9	Jusante	17°39'58.5''	49°11'29.0''	17°39'51.2''	49°11'29.1''	Rio Piracanjuba	Morrinhos	1 ^a
		Montante	17°39'58.2''	49°11'26.3''	17°39'58.5''	49°11'29.0''			
do Gongo	P10	Jusante	17°39'18.4''	49°08'22.3''	17°39'16.3''	49°08'24.3''	Rio Piracanjuba	Morrinhos	2 ^a
		Montante	17°39'16.7''	49°08'21.5''	17°39'18.4''	49°08'22.3''			
Sem nome D	P11	Jusante	18°05'32.0''	49°21'51.0''	18°05'31.0''	49°21'50.0''	Rio Meia Ponte	Goiatuba	1 ^a
		Montante	18°05'36.0''	49°21'50.0''	18°05'33.0''	49°21'44.0''			
Berro do Bezerra	P12	Jusante	18°05'09.0''	49°20'44.0''	18°05'08.0''	49°20'48.0''	Rio Meia Ponte	Goiatuba	2 ^a
		Montante	18°05'00.0''	49°20'39.0''	18°05'09.0''	49°20'44.0''			
Sem nome E	P13	Jusante	18°12'07.0''	49°09'00.0''	18°12'07.0''	49°09'02.0''	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	1 ^a
		Montante	18°12'04.0''	49°08'59.0''	18°12'07.0''	49°08'54.0''			

Riacho	Acrônimo	Posição	Coordenadas iniciais		Coordenadas final		Bacia	Município	Ordem
			Latitude	Longitude	Latitude	Longitude			
Sem nome F	P14	Jusante	18°13'00.0''	49°09'54.0''	18°13'05.0''	49°09'55.0''	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	2 ^a
		Montante	18°13'00.0''	49°09'51.0''	18°13'03.0''	49°09'53.0''			
Sem nome G	P15	Jusante	18°14'32.0''	49°11'25.0''	18°14'35.0''	49°11'29.0''	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	2 ^a
		Montante	18°14'32.0''	49°11'28.0''	18°14'32.0''	49°11'27.0''			
Dantas	P16	Jusante	18°12'19.0''	49°08'11.0''	18°12'17.0''	49°08'11.0''	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	1 ^a
		Montante	18°12'18.0''	49°08'08.0''	18°12'18.0''	49°08'11.0''			
da Divisa	P17	Jusante	18°13'24.0''	49°14'41.0''	18°13'24.0''	49°14'43.0''	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	2 ^a
		Montante	18°13'26.0''	49°14'39.0''	18°13'24.0''	49°14'40.0''			
Sem nome H	P18	Jusante	18°11'41.0''	49°08'54.0''	18°11'45.0''	49°08'53.0''	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	1 ^a
		Montante	18°11'45.0''	49°08'58.0''	18°11'41.0''	49°08'54.0''			
Sem nome I	P19	Jusante	18°02'47.0''	49°21'30.0''	18°02'47.0''	49°21'27.0''	Rio Meia Ponte	Goiatuba	2 ^a
		Montante	18°02'45.0''	49°21'46.0''	18°02'46.0''	49°21'30.0''			
Sem nome J	P20	Jusante	17°08'19.0''	48°59'44.0''	17°08'19.0''	48°59'44.0''	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	2 ^a
		Montante	17°08'15.0''	48°59'47.0''	17°08'18.0''	48°59'47.0''			
Sem nome K	P21	Jusante	17°26'16.0''	48°56'43.0''	17°26'16.0''	48°56'49.0''	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	1 ^a
		Montante	17°26'13.0''	48°56'43.0''	17°26'15.0''	48°56'43.0''			
Sem nome L	P22	Jusante	17°20'42.0''	48°05'08.0''	17°20'32.0''	48°04'51.0''	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	1 ^a
		Montante	17°20'33.0''	48°04'51.0''	17°20'42.0''	48°05'08.0''			
Sem nome M	P23	Jusante	17°21'13.0''	48°47'46.0''	17°21'13.0''	48°47'46.0''	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	2 ^a
		Montante	17°21'13.0''	48°59'47.0''	17°21'13.0''	48°47'46.0''			
Sem nome N	P24	Jusante	17°16'16.0''	48°02'46.0''	17°16'16.0''	48°02'44.0''	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	2 ^a
		Montante	17°08'15.0''	48°02'44.0''	17°16'16.0''	48°02'46.0''			
Sem nome O	P25	Jusante	17°52'01.0''	48°56'31.0''	17°52'01.0''	48°56'29.0''	Rio Piracanjuba	Morrinhos	1 ^a
		Montante	17°52'03.0''	48°56'32.0''	17°52'01.0''	48°56'31.0''			
Sem nome P	P26	Jusante	17°35'48.0''	48°56'25.0''	17°35'50.0''	48°56'23.0''	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	1 ^a
		Montante	17°35'44.0''	49°21'30.0''	17°35'48.0''	48°56'25.0''			
Areia	P27	Jusante	17°14'57.0''	48°55'43.0''	17°14'55.0''	48°55'40.0''	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	1 ^a
		Montante	17°14'58.0''	48°55'45.0''	17°14'43.0''	48°55'43.0''			

Protocolos amostrais

Habitat

Foram medidas 18 variáveis referentes ao habitat (Tabela 2). O tipo de substrato da calha e das margens, inclinação das margens, tipo de ambiente aquático predominante, presença de materiais depositados na calha, tipo de cobertura vegetal e porcentagem de cobertura vegetal sobre o canal principal foram caracterizadas visualmente por transecto e trecho.

Para as medidas de matéria orgânica acumulada, concentração de clorofila, turbidez, temperatura da água e do ar, condutividade e oxigênio dissolvido, três amostras foram coletadas em cada um dos trechos, uma no transecto inicial, outra neste localizado no meio do trecho e outra no transecto final, totalizando assim, três amostras por trecho e seis amostras por riacho. Para as variáveis luminosidade, largura da calha do riacho, profundidade do canal e velocidade da correnteza foram feitas medidas em cada um dos transectos, compondo assim 22 amostras por riacho, 11 em cada transecto.

Para a estimativa da massa de fitoplâncton dos riachos, o material vegetal depositado no leito do riacho foi coletado com um amostrador Súber de 30x30 cm, posicionado no centro da calha do riacho. Em laboratório, após calibração por gravimetria, seguindo Melo et al. (no prelo), o material vegetal foi secado em estufa a 100°C por 24 horas, tempo necessário para que toda a água fosse extraída da amostra e a mesma atingisse peso seco constante. Após a secagem, o material foi pesado em balança de precisão de 0,001g (SC2020 – OHAUS) para a determinação do seu peso seco.

A concentração de clorofila foi utilizada para indexar a biomassa de algas existentes nos riachos e conseqüentemente a produção primária nesses corpos d'água (Esteves et al., 1999). Para a determinação dessa concentração, foi filtrado um volume de água conhecido (25 L), diretamente do curso de água, utilizando uma bomba d'água (Stihl P835) e uma rede plâncton (malha 1 µm). O produto do processo de filtragem foi acondicionada em frascos opacos de 600 ml contendo 1 ml de solução saturada de Carbonato de Magnésio. Em laboratório, as amostras foram filtradas e quantificadas seguindo a metodologia descrita por Marker et al. (1980). Para tanto, utilizou-se uma membrana de éster de celulose (porosidade 0,45 µm) e a leitura realizada em espectrofotômetro (Varian – Cary-50 CONC). O cálculo da concentração de clorofila *a*, *b* e *c* seguiu a equação de Jeffrey & Humphrey (1975).

Tabela 2. Variáveis de habitat medidas nos 27 riachos amostrados.

Tipo	Variável	Categoria
Geomorfológica	Substrato da calha	Areia
		Cascalho
		Rocha
		Lama
	Tipo de substrato da margem	Argila
		Areia
		Cascalho
		Rocha
	Inclinação da margem	Lama
		Pouco inclinado
Inclinado		
Tipo de ambiente aquático	Muito inclinado	
	Corredeira	
	Correnteza	
Material depositado na calha	Poço	
	Troncos e galhos	
	Vegetação aquática	
	Pacotes de folhas	
	Plantas aquáticas	
Mata Ripária	Cobertura vegetal da margem	Troncos galhos/vegetação
		Sem cobertura
		Gramma
		Arbusto
		Arvore
	Cobertura vegetal	Arbusto e árvore
		Total
		Parcial
		Sem Cobertura
Limnológicas	Matéria orgânica acumulada (g)	-
	Concentração de clorofila ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	-
Físico-químicas	Turbidez (NTU)	-
	Temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)	-
	Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1})	-
	Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	-
	Temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$)	-
	Luminosidade (Lumix)	-
Hidrológicas	Largura do riacho (m)	-
	Profundidade do canal (cm)	-
	Velocidade da correnteza (cm.s^{-1})	-

A turbidez da água (LaMotte 2020), a temperatura do ar e da água e a condutividade (WTW 3015i) e o oxigênio dissolvido (Lutron DO-5510) foram medidos no centro da calha e a uma profundidade de aproximadamente 20 cm. A luminosidade foi aferida com um fotômetro portátil (Polaris), a uma altura de aproximadamente 20 cm da lâmina d'água. Já a velocidade da correnteza foi aferida com um fluxômetro (General Oceanics 2030) posicionado a uma profundidade de 15 cm, a profundidade com uma corda graduada e a largura do riacho com uma trena.

Material biológico

As coletas de peixes foram realizadas utilizando-se a metodologia de pesca elétrica modificada de Manzoni et al. (2000). Neste caso, cada um dos trechos de 100 m foi percorrido uma única vez no sentido jusante-montante, sendo que originalmente o método propunha a delimitação de um trecho de 50m que deveria ser percorrido três vezes no sentido jusante montante. O esforço amostral foi de uma passada por uma hora por quatro pessoas. Esse procedimento foi repetido em todos os 27 riachos amostrados.

Ainda em campo, os peixes coletados foram acondicionados em sacos plásticos, contendo uma etiqueta de identificação, fixados em formol (10%) e posteriormente preservados em álcool (70%). Em laboratório, os peixes foram pesados (g), medidos (comprimento padrão – mm) e identificados até o menor nível taxonômico possível.

Análise dos dados

Os dados das variáveis relativas ao habitat foram separados em qualitativos (variáveis geomorfológicas e da mata ripária) e quantitativos (variáveis limnológicas, físico-químicas e hidrológicas), considerando-se para as análises a frequência de ocorrência de cada categoria nos trechos amostrados no primeiro caso e a média de cada variável no segundo. Para a determinação das interações entre as assembléias de peixes e as variáveis de habitat foram utilizadas análises multivariadas de ordenação objetivando encontrar possíveis padrões na estrutura das assembléias em decorrência das variáveis do habitat mais importantes entre as coletadas (McCune & Grace, 2002).

Inicialmente foram realizadas separadamente duas Análises de Componentes Principais (PCA), considerando a matriz de dados da abundância das espécies e das variáveis qualitativas de habitat. Em ambos os caso o método utilizado foi o da covariância, o qual é indicado para dados quantitativos (Dolédec & Chessel, 1994). Posteriormente, foi realizada outra PCA para a ordenação dos parâmetros ambientais

quantitativos utilizando o método da correlação, o qual é recomendado quando os dados coletados foram medidos em diferentes unidades.

Finalmente, foram realizadas separadamente duas análises de co-inércia, entre a matriz de dados da abundância de espécie e as variáveis de habitat quantitativas (primeira análise) qualitativas (segunda). A análise de co-inércia permite identificar a co-estrutura entre duas diferentes matrizes, medindo a covariância e a correlação entre estas ordenações (Dolédec & Chessel, 1994). Para verificar o significado estatístico da co-estrutura entre as matrizes analisadas foi feito um teste de Monte Carlo com 10000 permutações ($p < 0,05$). Todas as análises foram realizadas utilizando-se o programa ADE-4 (Thioulouse et al., 2001).

Resultados

Foram coletados 4879 indivíduos pertencentes a 59 espécies e 19 famílias (Tabela 3). O riacho com a maior abundância de peixes foi o P5 com 347 indivíduos capturados e a espécie mais representativa foi *Bryconamericus stramineus* (728 indivíduos capturados). A menor abundância de indivíduos ocorreu no riacho P20, com apenas 13 indivíduos.

As análises de co-inércia, considerando as variáveis qualitativas e quantitativas indicam que as interações peixe-habitat são similares entre os trechos considerados por cada ponto amostrado (jusante e montante), exceto no ponto P5 (Figura 2). Os pontos P6, P18, P22 e P23 (montante e jusante) foram os que apresentaram maior associação entre as variáveis de habitat qualitativas e a assembléia ictíica amostrada. O ponto P5 apresentou resultados discrepantes com relação as variáveis de habitat qualitativas dos trechos a jusante e a montante, mas a composição de espécies de peixes apresentou-se de foram similar nos dois trechos (Figura 2a).

O resultado da co-inércia para as variáveis de habitat qualitativas e a assembléia de peixes local mostra que 59,14% da variância desta últimas estão relacionadas principalmente, às variáveis cobertura da margem (grama; árvore; arbusto e árvore) e a locais onde existem materiais depositados no leito do corpo d'água (troncos, galhos e pacotes de folhas na calha). Esta interação apresenta elevada correlação nos dois eixos considerados ($r = 0,83$; $r = 0,81$; respectivamente) e é significativa estatisticamente ($p = 0,02$; Tabela 4).

Tabela 3 - Espécies coletadas nos 27 riachos amostrados no alto da bacia do rio Paraná, Goiás. As abundâncias encontram-se separadas por transecto amostrado em cada um dos riachos, montante do acesso (M) e jusante do acesso (J). P1 = Samambaia; P2 = da Sede; P3 = Chapadão; P4 = das Almas; P5 = Sem nome A; P6 = Sem nome B; P7 = Sem nome C; P8 = Sabão; P9 = da Serra; P10 = do Gongo; P11 = Sem nome D; P12 = Berro do Bezerra; P13 = Sem nome E; P14 = Sem nome F; P15 = Sem nome G; P16 = Dantas; P17 = da Divisa; P18 = Sem nome H; P19 = Sem nome; P20 = Sem nome J; P21 = Sem nome K; P22 = Sem nome L; P23 = Sem nome M; P24 = Sem nome N; P25 = Sem nome O; P26 = Sem nome P e P27 Areia.

ORDEM	Localidade																													
	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7		P8		P9		P10		P11		P12		P13		P14		P15	
	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M
CHARACIFORMES	47	98	42	95	44	20	55	77	218	70	131	9	26	2	43	100	20	9	99	32	24	65	27	71	86	88	116	52	62	86
Anostomidae									5	3					1	1			2						2		9	5	1	
<i>Leporinus microphthalmus</i>									5	3					1	1			2						2		9	5	1	
Characidae	44	87	42	95	41	18	53	72	163	52	131	9	26	2	21	37	18	7	94	30	9	57	27	71	73	72	90	34	62	78
Cheirodontinae									1		1																			
<i>Serrapinnus</i> sp.									1		1																			
Gêneros incertae sedis	44	87	42	95	41	18	53	72	162	52	130	9	26	2	21	37	18	7	91	30	9	57	27	71	73	72	90	34	62	78
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	9	20	3	9	1	1		1	28	11	1		3		1		1	1	2		1			1	1	15	4	2	3	
<i>Astyanax scabripinnis</i>			2	13			2				1	14						9	48	22	71	24								
<i>Astyanax altiparanae</i>	6	40	9	21	4		4	15	24	7	74	2			1	3	3		4	5	1			20	10	6	15	19	22	
<i>Astyanax fasciatus</i>	9	9	7	21	9	2	3		74	24		2	9	2	7	8	2	2	6	5	7	3		9	41	37	13	24	21	
<i>Astyanax</i> sp.1																									1					
<i>Astyanax</i> sp.2																														
<i>Bryconamericus stramineus</i>	16	16	7		19	13	5	3	31	8	53	4			7	1	11	2	24	6		2		9	17	28	1	4	17	
<i>Knodus</i> sp.3			3				7					1																		
<i>Oligosarcus planaltinae</i>					1		1	1	1						1	2											1	1		
<i>Piabina argentea</i>	4	2	11	31	8	1	41	43	4	2	1			5	22	2	2	56	12					10	2	3		13	15	
Glandulocaudinae																			3											
<i>Planaltina myersi</i>																			3											
Crenuchidae		2			1	2	2	4	16	6					2	2	1	2	2					2	6	9	3		3	
<i>Characidium fasciatus</i>		1							3						2										1	4	1		3	
<i>Characidium</i> sp.4							1	1	4																					
<i>Characidium zebra</i>					1	2		1	5	3							1	2	2						2	2	1			
<i>Characidium gomesi</i>		1					1	2	4	3					2									2	3	3	1			
Curimatidae									25						17	58			1						9	1	8		3	
<i>Cyphocharax modestus</i>															1															
<i>Steindachnerina insculpta</i>									25						16	58			1						9	1	8		3	

ORDEM	Localidade																															
	P1		P2		P3		P4		P5		P6		P7		P8		P9		P10		P11		P12		P13		P14		P15			
	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M		
Familia																																
Gênero espécie																																
Heptapteridae	9	1																														
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	4	16	2	5	9	8	5	23	5	6	2	1	2	4	1	2	5	5	18	7	7	6	3	7	5	40	13	4	3			
<i>Cetopsorhamdia sp.5</i>					2										2		1		1		2				2		3					
<i>Heptapterus mustelinus</i>	1	2			3	2	3		1								1						1		1		1					
<i>Imparfinis longicauda</i>																																
<i>Imparfinis schubarti</i>																																
<i>Imparfinis sp.6</i>	1																															
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>									1														1									
<i>Phenacorhamdia sp.7</i>					1				1				1				1		1				2		1		1		4		1	
<i>Pimelodella sp.</i>					2				1																							
<i>Rhamdia quelen</i>	1																															
Loricariidae	3	12	2	5	5	2	5	20	1		2	1	2	3	1		4	1	7	7	7	4	3	4	3	1	2	2	2	1		
Hypoptopomatinae	14	21			23	11	1	4	20	4	3	2			7	1	3	1	12	9	1	8	3	1	6	8	44	5	4	3		
<i>Hisonotus sp.8</i>																																
Hypostominae																																
<i>Hypostomus pintas pretas</i>	13	21			23	11	1	4	19	1	3	2	4	1	3	1	12	9	1	8	3	1	5	7	44	5	4	2				
<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i>	1	1			1	1	1		1		1						1					1	1		1	9		1				
<i>Hypostomus plecostomus</i>																																
<i>Hypostomus regani</i>																																
<i>Hypostomus sp.9</i>	12				3				8		1								3						4		3		1		1	
<i>Hypostomus sp.10</i>	11	5			1				8		1		1		2		2		6		1						1					
<i>Hypostomus ancistroides</i>																																
Loricariinae	1	3			3	8	4				2				2	1		1	1	3	1	8	2	5	2	31	3	2	2			
<i>Loricaria sp.11</i>	1																															
<i>Rineloricaria latirostris</i>																																
Trichomycteridae	1																															
Trichomycterinae																																
<i>Trichomycterus sp.12</i>									1		3														1		1					
SYNBRANCHIFORMES																																
Synbranchidae	1																															
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1																															
Total geral	82	141	78	107	82	48	64	110	259	88	233	61	27	4	55	103	37	30	118	63	46	95	47	77	100	114	203	73	71	94		

Familia	Localidade														Total										
	P16		P17		P18		P19		P20		P21		P22			P23		P24		P25		P26		P27	
	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M		J	M	J	M	J	M	J	M	J	M
CHARACIFORMES	275	133	10	16	183	170	4	2	5	7	47	103	58	40	35	94	141	38	34	4	121	78	3611		
Anostomidae	13	4	1		2	4												4					57		
<i>Leporinus microphthalmus</i>	13	4	1		2	4												4					57		
Characidae	228	102	9	16	152	120	2		5	7	45	101	58	30	33	87	138	35	28	4	106	73	3101		
Cheirodontinae	2		5	2		1										2					2	2	27		
<i>Serrapinnus</i> sp.	2		5	2		1										2					2	2	27		
Gêneros incertae sedis	226	102	4	14	140	117	2		5	7	45	100	58	30	33	87	136	35	28	4	104	71	3056		
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	19	2		1	16	23						22	13			5	1	1			11	6	240		
<i>Astyanax scabripinnis</i>	40	15					1					33	14		1								356		
<i>Astyanax altiparanae</i>	67	24		6	16	21		3				2	2	1	1	9	16	11	10		37	30	615		
<i>Astyanax fasciatus</i>	68	10	2		84	52	1		3	6		16	8	13	14	1	9	11	7	1	21	4	679		
<i>Astyanax</i> sp.1																							1		
<i>Astyanax</i> sp.2																							1		
<i>Bryconamericus stramineus</i>	23	48	1	4	2	15		2	4	39		12	3	9	8	65	104	12	11	3	16	15	728		
<i>Knodus</i> sp.3				1	4								1										19		
<i>Oligosarcus planaltinae</i>	4	2			2																		16		
<i>Piabina argentea</i>	5	1	1	2	16	6						15	17	7	9	7	6				19	16	401		
Glandulocaudinae					12	2						1											18		
<i>Planaltina myersi</i>					12	2						1											18		
Crenuchidae	12	17			2	5	2	2		2	2	10	2					3	1		14	5	132		
<i>Characidium fasciatus</i>	3	6			2							1									3	1	31		
<i>Characidium</i> sp.4	4				2							1	2					1					14		
<i>Characidium zebra</i>	3	8					2		2			7	2					2			8	4	51		
<i>Characidium gomesi</i>	2	3			2	1	2					1						1			3		36		
Curimatidae	18	3			25	32										1	1						202		
<i>Cyphocharax modestus</i>																1							2		
<i>Steindachnerina insculpta</i>	18	3			25	32											1						200		

Familia	Localidade														Total										
	P16		P17		P18		P19		P20		P21		P22			P23		P24		P25		P26		P27	
	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M		J	M	J	M	J	M	J	M	J	M
Erythrinidae		1			1														1					9	
<i>Hoplias malabaricus</i>		1			1														1					9	
Lebiasinidae																								1	
<i>Pyrrhulina australis</i>																								1	
Parodontidae	4	6			1	9								3	2							1		106	
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	3	6				4																		70	
<i>Apareiodon vladii</i>					1																			1	
<i>Parodon nasus</i>	1					5								3	2							1		35	
Prochilodontidae														3										3	
<i>Prochilodus lineatus</i>														3										3	
Poeciliidae		1			3			7	8			14	8			1	3			7	16	1	1	133	
<i>Poecilia reticulata</i>		1			3			7	8			14	8			1	3			7	16	1	1	133	
GYMNOTIFORMES		1			3			7	8			14	8			1	3			7	16	1	1	34	
Gymnotidae						5		1	1					1	2	1			1	1				23	
<i>Gymnotus carapo</i>						5		1	1					1	1	1			1	1				23	
Sternopygidae						5		1	1					1	1	1				1				11	
<i>Eigenmannia trilineata</i>														1					1					11	
PERCIFORMES														1					1					64	
Cichlidae	7	1			7	11								4	2				1					64	
<i>Cichla kelberi</i>	7	1			7	11								4	2				1					2	
<i>Cichlasoma paranaense</i>																								19	
<i>Crenicichla niederleini</i>	2	1				3								1	1				1					30	
<i>Oreochromis niloticus</i>	5				7	6								3	1									2	
<i>Tilapia rendalli</i>						2																		11	
SILURIFORMES																								1029	
Aspredinidae	33	58	12	2	23	11	2	5	4	5	4	13	9	8	7	7	45	38	3	8	4	3	8	11	4
<i>Bunocephalus coracoideus</i>				1	2																				4
Auchenipteridae				1	2																				2
<i>Tatia neivar</i>						1																			2
Callichthyidae	11	18					2	5	1	1	3	12			7	7	28	24	2	5	1	2		369	
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	11	18					2	5	1	1	3	12			7	7	28	24	2	5	1	2		17	
<i>Corydoras flaveolus</i>																									

Localidade

Familia	P16		P17		P18		P19		P20		P21		P22		P23		P24		P25		P26		P27		Total
	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	J	M	
Heptapteridae																									301
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	10	8	6		11	6			3	4	1	1	2	1			1		1	1	3	1	6	9	24
<i>Cetopsorhamdia sp.5</i>	4				1	1							2										1	2	33
<i>Heptapterus mustelinus</i>	2	6				1													1				2	3	1
<i>Imparfinis longicauda</i>					1																				5
<i>Imparfinis schubarti</i>	1		1			1																			21
<i>Imparfinis sp.6</i>																									3
<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>						1																			14
<i>Phenacorhamdia sp.7</i>			1		1																				4
<i>Pimelodella sp.</i>			1																						49
<i>Rhamdia quelen</i>					2														1						147
Loricariidae	3	2	3		6	2			3	4	1	1		1				1			3	1	3	4	335
Hypoptopomatinae	12	31	6	1	10	4							7	7			17	13		2			2	2	2
<i>Hisonotus sp.8</i>																									2
Hypostominae																									318
<i>Hypostomus pintas pretas</i>	12	31	6		7	2							7	7			17	13		2			2	2	28
<i>Hypostomus cf. strigaticeps</i>		5											1				1								3
<i>Hypostomus plecostomus</i>		2																							13
<i>Hypostomus regani</i>		1																					1		44
<i>Hypostomus sp.9</i>					7													1							46
<i>Hypostomus sp.10</i>		3											1	1			1	1							16
<i>Hypostomus ancistroides</i>	1																								168
Loricariinae	11	20	6			2							6	5			15	11		2			2	1	15
<i>Loricaria sp.11</i>				1	3	2																			2
<i>Rineloricaria latirostris</i>																									13
Trichomycteridae			1		3	2																			1
Trichomycterinae		1																							1
<i>Trichomycterus sp.12</i>		1																							1
SYNBRANCHIFORMES		1																							8
Synbranchidae					1	1											1								8
<i>Synbranchus marmoratus</i>					1	1											1								8
Total geral	315	193	22	18	217	198	6	7	12	19	11	60	126	74	47	43	147	185	42	43	12	23	130	90	4879

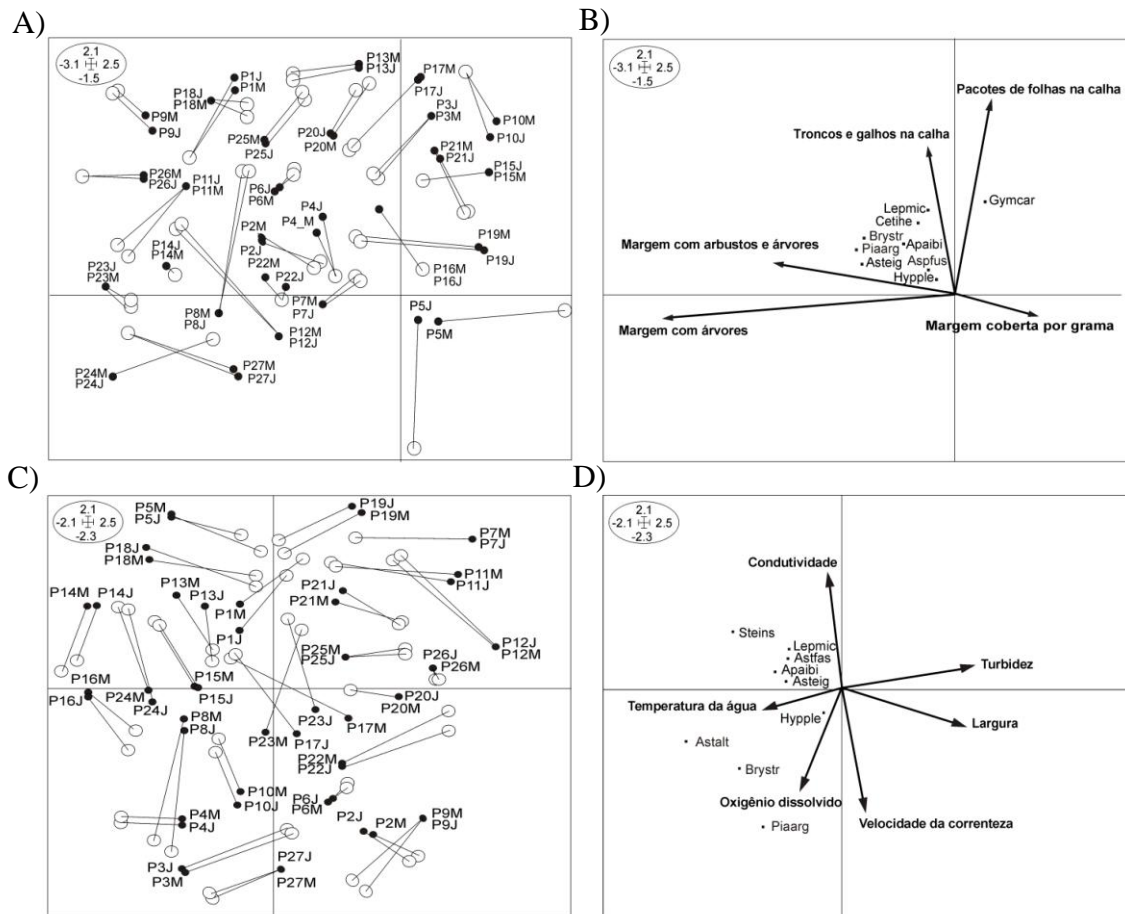


Figura 2. Em “A”, ordenação da co-estrutura resultante da análise de co-inércia entre as variáveis qualitativas (A) e quantitativas (C) do habitat (círculo branco) e a ictiofauna (círculo preto) nos 27 riachos amostrados. As setas contínuas representam a contribuição das variáveis qualitativas (B) e quantitativas (D) do habitat. Apenas as espécies de peixes mais representativas são indicadas (B e D). Os valores nas legendas indicam a escala dos gráficos. M = montante; J = jusante. Apaibi = *Apareiodon ibitiensis*, Aspfas = *Aspidoras fuscoguttatus*, Asteig = *Astyanax eigenmanniorum*, Astalt = *Astyanax altiparanae*, Brystr = *Bryconamericus stramineus*, Cetihe = *Cetopsorhamdia iheringi*, Gymcar = *Gymnotus carapo*, Hypple = *Hypostomus plecostomus*, Lepmic = *Leporinus microphthalmus*, Piaarg = *Piabina argentea*, Steins = *Steindachnerina insculpta*.

As variáveis qualitativas de habitat que mais contribuíram no primeiro eixo da co-estrutura foram cobertura da margem de grama (0,268), cobertura vegetal da margem por árvore (0,292) e cobertura da margem por arbusto árvore (0,320). Sendo estas características associadas as espécies *Apareiodon ibitiensis* (32,45%), *Astyanax eigenmanniorum* (12,35%), *Bryconamericus stramineus* (9,71%), *Hypostomus plecostomus* (9,93%) e *Piabina argentea* (13,41%) (Tabela 5). No segundo eixo da co-estrutura foi encontrado maior influencia da presença de pacotes de folhas no leito do canal (0,351) e da presença de troncos e galhos (0,234) (Tabela 4). Essas características foram associadas as espécies *Aspidoras fuscoguttatus* (33,81%), *Cetopsorhamdia iheringi* (5,15%), *Gymnotus carapo* (23,42%) e *Leporinus microphtalmus* (25,79%) (Tabela 5).

O resultado da co-inércia para as variáveis de habitat quantitativos e a assembléia de peixes local mostra que 82% da variância encontrada na assembléia de peixes é explicada pelas variáveis hidrológicas (largura do canal e velocidade da correnteza) e físico-químicas (temperatura da água, turbidez, oxigênio dissolvido e condutividade). Esta interação apresenta elevada correlação nos dois eixos considerados ($r = 0,82$; $r = 0,75$; respectivamente) sendo em ambos os casos significativas as interações ($p < 0,01$; Tabela 6).

Dentre as variáveis quantitativas de habitat (Tabela 6), houve uma maior contribuição da largura do canal (0,251), temperatura da água (0,283) e turbidez (0,279) sendo essas características associadas as espécies *Astyanax eigenmanniorum* (22%), *Astyanax altiparanae* (11,44%), *Astyanax fasciatus* (10,19%) *Hypostomus plecostomus* (3,90%), *Leporinus microphtalmus* (4,99%) e *Steindachnerina insculpta* (21,39%) (Tabela 7). No segundo eixo da co-estrutura foi encontrado maior influência velocidade da correnteza (0,291), oxigênio dissolvido (0,247) e condutividade (0,205) apresentaram influência na co-estrutura, estando associados as espécies *Piabina argentea* (43,39%), *Apareiodon ibitiensis* (8,64%) e *Bryconamericus stramineus* (7,74%) (Tabela 7).

Tabela 4. Contribuição (%) dos parâmetros qualitativos em relação ao eixo 1 e 2 resultante da análise de co-inércia. Os números em negrito indicam as contribuições mais importantes.

Variável	Categoria	Eixo 1	Eixo 2
Substrato da margem	Areia	0,056	0,053
	Cascalho	0,043	0,026
	Rocha	0,053	0,007
	Lama	0,056	0,074
Cobertura vegetal da margem	Sem cobertura	0,037	0,038
	Gramma	0,268	0,042
	Arbusto	0,000	0,069
	Árvore	0,292	0,048
	Arbusto e árvore	0,320	0,037
Tipo de substrato da margem	Argila	0,038	0,007
	Areia	0,044	0,027
	Cascalho	0,015	0,029
	Rocha	0,000	0,018
	Lama	0,086	0,081
Inclinação da margem	Pouco inclinado	0,036	0,024
	Inclinado	0,012	0,033
	Muito inclinado	0,052	0,095
Tipo de habitat	Corredeira	0,078	0,073
	Correnteza	0,071	0,090
	Poço	0,040	0,002
Materiais depositados na calha do rio	Troncos e galhos	0,069	0,234
	Vegetação aquática	0,062	0,070
	Pacotes de folhas	0,020	0,351
	Plantas aquáticas	0,072	0,046
	Troncos galhos/vegetação	0,077	0,044
Cobertura vegetal	Total	0,002	0,066
	Parcial	0,044	0,092
	Sem cobertura	0,098	0,014

Estatísticas da análise de co-inércia:

	Eixo 1	Eixo 2
Variância por eixo (%)	46,000	13,140
Variância total (%)	59.140	
Correlação espécies – habitat	0.830	0.809
Teste de Monte Carlos (10000 iterações)	0.020	

Tabela 5. Contribuição (%) das espécies de peixes em relação ao eixo 1 e 2 resultante da análise de co-inércia considerando as variáveis qualitativas. Os números em negrito indicam as contribuições mais importantes.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	32.45	0.18	<i>Hypostomus</i> sp.5	0.95	0.88
<i>Apareiodon vladii</i>	0.61	0.83	<i>Hypostomus</i> sp.6	0.88	0.31
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	0.72	33.82	<i>Hypostomus ancistroides</i>	0.79	0.59
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	12.35	0.58	<i>Imparfinis longicauda</i>	0.79	0.85
<i>Astyanax scabripinnis</i>	0.74	0.81	<i>Imparfinis schubarti</i>	0.47	0.99
<i>Astyanax altiparanae</i>	0.85	0.18	<i>Imparfinis</i> sp.7	0.26	0.67
<i>Astyanax fasciatus</i>	0.80	0.97	<i>Knodus</i> sp.8	0.48	0.48
<i>Bryconamericus stramineus</i>	9.71	0.44	<i>Leporinus microphthalmus</i>	0.84	25.79
<i>Bunocephalus coracoideus</i>	0.05	0.64	<i>Loricaria</i> sp9	0.64	0.02
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	0.91	5.15	<i>Oligosarcus planaltinae</i>	0.69	0.32
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.1	0.03	0.22	<i>Oreochromis niloticus</i>	0.07	0.35
<i>Characidium fasciatus</i>	0.29	0.10	<i>Parodon nasus</i>	0.24	0.56
<i>Characidium</i> sp.2	0.54	0.20	<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	0.00	0.42
<i>Characidium zebra</i>	0.23	0.71	<i>Phenacorhamdia</i> sp.10	0.30	0.85
<i>Characidium gomesi</i>	0.09	0.03	<i>Piabina argentea</i>	13.42	0.76
<i>Cichla kelberi</i>	1.00	0.83	<i>Pimelodella</i> sp.11	0.78	0.69
<i>Cichlasoma paranaense</i>	0.29	0.84	<i>Planaltina myersi</i>	0.28	0.31
<i>Corydoras flaveolus</i>	0.31	0.61	<i>Poecilia reticulata</i>	0.57	0.17
<i>Crenicichla niederleinii</i>	0.55	0.12	<i>Prochilodus lineatus</i>	0.91	0.77
<i>Cyphocharax modestus</i>	0.11	0.04	<i>Pyrrhulina australis</i>	0.23	0.91
<i>Eigenmannia trilineata</i>	0.99	0.31	<i>Rhamdia quelen</i>	1.00	0.01
<i>Gymnotus carapo</i>	0.43	23.42	<i>Rineloricaria latirostris</i>	0.14	0.51
<i>Heptapterus mustelinus</i>	0.50	0.05	<i>Serrapinnus</i> sp.12	0.15	0.61
<i>Hisonotus</i> sp.3	0.57	0.62	<i>Steindachnerina insculpta</i>	0.93	0.62
<i>Hoplias malabaricus</i>	0.97	0.66	<i>Synbranchus marmoratus</i>	0.42	0.07
<i>Hypostomus</i> sp.4	0.71	0.03	<i>Tatia neivar</i>	0.54	0.14
<i>Hypostomus</i> cf. <i>strigaticeps</i>	0.33	0.74	<i>Tilapia rendalli</i>	0.75	0.02
<i>Hypostomus plecostomus</i>	9.93	0.92	<i>Trichomycterus</i> sp.13	0.81	0.71
<i>Hypostomus regani</i>	0.53	0.33			

Tabela 6. Contribuição (%) dos parâmetros quantitativos em relação ao eixo 1 e 2 resultante da análise de co-inércia. Os números em negrito indicam as contribuições mais importantes.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Matéria orgânica acumulada	0,003	0,064
Concentração de clorofila	0,107	0,011
Turbidez	0,279	0,006
Temperatura da água	0,283	0,002
Temperatura do ar	0,091	0,007
Condutividade	0,003	0,205
Oxigênio dissolvido	0,009	0,247
Luminosidade	0,008	0,107
Largura do riacho	0,251	0,026
Profundidade do canal	0,001	0,011
Velocidade da correnteza	0,011	0,291
Estatísticas da análise de Co-inércia:		
	Eixo 1	Eixo 2
Variância por eixo (%)	61,010	21,100
Variância total (%)	82,110	
Correlação espécies – habitat	0,825	0,752
Teste de Monte Carlo (10000 iterações)	<0,01	

Tabela 7. Contribuição (%) das espécies de peixes em relação ao eixo 1 e 2 resultante da análise de co-inércia considerando as variáveis quantitativas. Os números em negrito indicam as contribuições mais importantes.

Espécie	Eixo 1	Eixo 2	Espécie	Eixo 1	Eixo 2
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	1.740	8,640	<i>Hypostomus</i> sp.5	0.090	1.160
<i>Apareiodon vladii</i>	0.010	0.010	<i>Hypostomus</i> sp.6	0.020	0.220
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	0.620	0.280	<i>Hypostomus ancistroides</i>	2.770	0.330
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	22.000	3.060	<i>Imparfinis longicauda</i>	0.280	0.410
<i>Astyanax scabripinnis</i>	0.340	1.010	<i>Imparfinis schubarti</i>	0.600	1.700
<i>Astyanax altiparanae</i>	11.440	0.020	<i>Imparfinis</i> sp.7	0.050	0.880
<i>Astyanax fasciatus</i>	10.190	0.350	<i>Knodus</i> sp.8	0.060	0.210
<i>Bryconamericus stramineus</i>	5.930	7.740	<i>Leporinus microphthalmus</i>	4.990	1.470
<i>Bunocephalus coracoideus</i>	0.090	0.140	<i>Loricaria</i> sp.9	0.040	0.000
<i>Cetopsorhamdia iheringi</i>	0.070	0.350	<i>Oligosarcus planaltinae</i>	1.270	0.470
<i>Cetopsorhamdia</i> sp.1	0.860	0.440	<i>Oreochromis niloticus</i>	0.040	0.030
<i>Characidium fasciatus</i>	2.460	2.060	<i>Parodon nasus</i>	2.840	1.310
<i>Characidium</i> sp.2	0.090	0.000	<i>Phenacorhamdia tenebrosa</i>	0.890	0.020
<i>Characidium zebra</i>	0.540	1.420	<i>Phenacorhamdia</i> sp.10	0.130	0.170
<i>Characidium gomesi</i>	1.470	0.980	<i>Piabina argentea</i>	2.000	43.390
<i>Cichla kelberi</i>	0.000	0.060	<i>Pimelodella</i> sp.11	0.090	0.240
<i>Cichlasoma paranaense</i>	0.850	0.120	<i>Planaltina myersi</i>	0.310	1.010
<i>Corydoras flaveolus</i>	0.320	0.430	<i>Poecilia reticulata</i>	0.610	1.730
<i>Crenicichla niederleinii</i>	2.460	2.780	<i>Prochilodus lineatus</i>	0.010	0.040
<i>Cyphocharax modestus</i>	0.020	0.070	<i>Pyrrhulina australis</i>	0.000	0.060
<i>Eigenmannia trilineata</i>	0.200	1.020	<i>Rhamdia quelen</i>	0.170	0.270
<i>Gymnotus carapo</i>	0.090	0.390	<i>Rineloricaria latirostris</i>	0.850	1.030
<i>Heptapterus mustelinus</i>	0.010	0.010	<i>Serrapinnus</i> sp.12	0.107	0.830
<i>Hisonotus</i> sp.3	0.030	0.070	<i>Steindachnerina insculpta</i>	21.390	1.670
<i>Hoplias malabaricus</i>	0.050	0.510	<i>Synbranchus marmoratus</i>	0.620	0.360
<i>Hypostomus</i> sp.4	0.450	1.830	<i>Tatia neivar</i>	0.000	0.010
<i>Hypostomus</i> cf. <i>strigaticeps</i>	0.080	0.270	<i>Tilapia rendalli</i>	0.020	0.220
<i>Hypostomus plecostomus</i>	3.900	2.450	<i>Trichomycterus</i> sp.13	0.010	0.040
<i>Hypostomus regani</i>	2.790	0.920			

Como padrão geral, a assembléia ícticas dos riachos amostrados no alto da bacia do rio Paraná se encontram estruturadas da seguinte forma; *Piabina argentea*, *Bryconamericus stramineus*, *Astyanax altiparanae* e *Hypostomus plecostomus* são encontrados em maior abundância nos locais mais oxigenados ($7,30 \text{ mg.l}^{-1}$) com maior velocidade de correnteza ($1088,23 \text{ cm.s}^{-1}$) e menores valores de condutividade ($83,73 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$), associados a locais com margens predominantemente coberta por arbustos e árvores e com material vegetal depositado no leito. Já as espécies *Steindachnerina inculpta*, *Leporinus microphthalmus*, *Apareiodon ibitiensis*, *Astyanax fasciatus* e *Astyanax eignmanniorum* apresentaram preferência por locais com correnteza mais lenta ($811,32 \text{ cm.s}^{-1}$), menos oxigenados ($6,50 \text{ mg.l}^{-1}$), com maior valores de condutibilidade ($92,75 \text{ }\mu\text{S.cm}^{-1}$), estando associados também a locais com margens predominantemente cobertas por arbustos e árvores e com material vegetal depositado no leito. A espécie *Gymnotus carapo* apresentou preferência apenas por locais que tivessem pacotes de folhas depositados no leito do riacho. Todas as espécies mencionadas apresentaram preferência por águas mais quentes ($20,57 \text{ }^\circ\text{C}$), menos turvas ($9,55 \text{ NTU}$) e por riachos mais estreitos ($4,20 \text{ m}$) (Figura 2).

Discussão

Das 18 variáveis descritoras do habitat analisadas, oito apresentaram influência sobre a estruturação da assembléia de peixes, sendo duas qualitativas (tipo de cobertura da margem e materiais depositados na calha do riacho) e seis variáveis quantitativas (velocidade da correnteza, largura do riacho, oxigênio dissolvido, condutividade, temperatura da água e turbidez). Condutividade da água é a capacidade que a mesma possui de conduzir corrente elétrica, sendo esta variável influenciada por fatores como tipo de solo, estação (seca ou chuva) e proximidade com o oceano. Estes fatores alteram a quantidade de íons dissociados e, conseqüentemente, a condutividade (Allan & Castillo, 2007; Walker, 1990). Na co-estrutura encontrada, observou-se que os locais que apresentam maiores valores de condutividade estão associados a locais que apresentam troncos, galhos e pacotes de folhas depositados na calha do riacho. A congruência entre locais com alta condutividade e matéria orgânica depositada sugere que estes materiais possam ser os responsáveis pelo aumento da condutividade da água. Esta idéia é plausível, uma vez que o processo de decomposição de matéria orgânica vegetal libera compostos ionizáveis como fenóis e terpenos (Hättenschwiler & Vitousek 2000), além do ácido tânico, acético e furfural (Graça et al., 2002; Carvalho et al.,

2005). Como esses compostos são dissociáveis eles acabam por liberar íons e aumentar assim a condutividade local.

Segundo Bayley (1995) existe um efeito inverso entre a decomposição e a quantidade de oxigênio dissolvido na água. Neste caso, espera-se que locais que possuam matéria orgânica acumulada e em decomposição sejam os que apresentem menores taxas de oxigênio dissolvido. Essa predição é observada na co-estrutura em questão, sendo que os locais com maior condutividade (e, possivelmente, com acúmulo de matéria orgânica em decomposição) foram os locais com menores taxas de oxigênio dissolvido, reforçando a idéia de que a alta condutibilidade encontrada em alguns pontos amostrados é resultado da decomposição da matéria orgânica acumulada.

Este resultado sugere ainda que a condutividade seria um indicador da presença de matéria orgânica em decomposição no leito do riacho (materiais como pacotes de folhas troncos ou galhos) e, conseqüentemente, do nível de oxigênio dissolvido, uma vez que os dois descritores de habitat (condutividade e oxigênio dissolvido) são mostrados na co-estrutura como sendo inversamente proporcionais. No entanto, este não foi o foco do trabalho e nem mesmo os dados são robustos para testar essa idéia, assim para que a condutividade seja utilizada como um indicador de oxigênio dissolvido são necessários estudos focando esse objetivo.

Observou-se também que conjuntamente com à alta condutividade e matéria orgânica acumulada, estão associados os maiores valores de temperatura da água, que podem ser associados à decomposição da matéria orgânica acumulada. Esta associação é possível uma vez que a decomposição é uma reação exotérmica, ou seja, que libera energia para o meio e os riachos estudados são de pequeno porte (profundidade média = 0,26m; largura média 3,14 m; velocidade média da correnteza, 811,32 cm.s⁻¹) variando assim mais facilmente a temperatura da água nesses locais (Allan & Castillo, 2007; Oliveira et al., 2006).

Destas variáveis citadas, duas se destacam na literatura como tendo grande influência sobre a assembléia íctica local, temperatura da água e o oxigênio dissolvido, sendo estas duas variáveis geralmente associadas à biomassa e riqueza da assembléia de peixes (e.g. Amazo, 2005; Murray & Innes, 2009; Warren et al., 2010). Além disso segundo os autores águas mais quentes tendem a apresentar maior abundância e biomassa de peixes, e águas mais oxigenadas apresentam maior diversidade de espécies.

Desta forma, pode-se supor que existe um ponto em que a temperatura e o oxigênio dissolvido estejam em níveis ótimos para assembléias de peixes locais,

formando assim assembléias ícticas diversas e abundantes. No entanto, apesar de encontramos todas as espécies, com contribuição significativa na co-estrutura em questão, em águas relativamente mais quentes o nível de oxigênio dissolvido na água não apresentou um padrão distinto, sendo que algumas espécies apresentaram preferência por áreas áreas mais oxigenadas e outras em áreas menos oxigenadas, como *P. argentea* e *B. stramineus*. Esse resultado pode ser explicado observando a resistência a hipóxia, que nessas espécies em questão é tida como alta (Karr, 1981). Este resultado sugere então que, apesar da temperatura e do oxigênio dissolvido serem citados como fatores igualmente importantes, pode ser que a temperatura possua um papel mais central na formação de assembléias mais ricas e diversas, ao menos para peixes de riachos. Apesar desse resultado já ter sido descrito por Murray & Ines (2009), testes mais amplos e específicos para testar essa idéia ainda não foram realizados.

Pode-se imaginar ainda que o acúmulo de matéria, como troncos e pacotes de folhas, possam ser os responsáveis pela coexistência de espécies com hábitos distintos, como *H. plecostomus* de dieta detritívora e que vive raspando o filme de algas aderido sobre a superfície de rochas e de troncos localizados no substrato e *G. carapo* que é uma espécie insetívora que habita locais ricos em folhas e galhos depositados e se alimentando de insetos capturados sob a superfície da água ou associados a raízes de macrófitas (Meschiatti, 1995; Rocha et al., 2009) ou ainda de *A. fuscoguttatus* que apesar de compartilhar em parte o mesmo habitat de *G. carapo*, folhas depositadas no leito dos corpos d'água, se alimenta exclusivamente de insetos, larvas e ninfas encontrados no substrato (Casatti et al., 2009). Essa coexistência pode ocorrer em função do aumento de micro-habitat locais potenciais que a entrada de matéria orgânica proporciona, favorecendo a coexistência dessas espécies, devido a heterogeneização que esses materiais proporcionam no habitat (Etheridge et al., 2010; MacKenzie, 2008).

Além das espécies citadas, outras como *Apareiodon ibitiensis* (insetívoro), *Cetopsorhamdia iheringi* (insetívoro), *Leporinus micropthalmus* (detritívoro) e *Steindachnerina insculpta* (detritívoro) também foram influenciadas pela presença de matéria vegetal depositada, que em parte pode ser relacionado ao hábito alimentar insetívoro ou detritívoro que estas espécies possuem (Graça e Pavanelli, 2007). Essa relação entre deposição de matéria orgânica e peixes insetívoros já foi documentada anteriormente por Henderson & Walker (1986), que observaram aproximadamente 20 espécies de peixes se alimentando dos invertebrados aquáticos associados a folhas depositadas no fundo do corpo d'água.

Aparentemente, a entrada dessa matéria orgânica pode se dar em parte de forma direta, uma vez que os locais que possuem essas características são também os locais que possuem as margens cobertas por árvores e/ou arbustos. No entanto não se pode ignorar que o carreamento de matéria vegetal, principalmente de folhas, de locais mais a montante e sua deposição nas porções a jusante da rede de drenagem também são de grande importância (Allan & Fecker, 1993; Armour et al., 1991; Detenbeck et al., 1990; Henry et al., 1994; Lowrance et al., 1991), uma vez que folhas são facilmente carreadas pela correnteza se alojando em locais com menores velocidades de correnteza (Cumins et al., 1983). Desta forma, observa-se que a mata ripária, além de afetar diretamente os parâmetros físicos da rede de drenagem como a temperatura da água (Walling & Webb, 1992), e a produtividade primária (Castro & Casatti, 1997, Buck & Sazima, 1995; Esteves & Aranha, 1999; Murray & Innes, 2009) ela também afeta indiretamente esses fatores através do aporte de matéria orgânica para dentro do leito do riacho, matéria que vai provocar a heterogeneidade de habitat e se decompor, afetando a condutividade e oxigênio dissolvido.

Observamos, assim, que a interação encontrada entre a assembléia de peixes e o habitat foi influenciada por fatores da cobertura vegetal (margem coberta por árvores), hidrológicos (velocidade da correnteza e largura) e físico-químicos (temperatura da água, oxigênio dissolvido, turbidez e condutibilidade), sendo que a literatura sugere que as variáveis hidrológicas e físico-químicas são moduladas pela presença de mata ripária, além de fornecer energia alóctone para os corpos d'água (Vanotte et al., 1980). Além disso, fica uma questão a ser resolvida, se temperatura ou oxigênio dissolvido ou ainda um balanço entre eles pode ser o responsável por assembléias ícticas mais ricas e abundantes em riachos.

Referência Bibliográfica

- Allan, J.D. & Flecker, A.S. (1993). Biodiversity conservation in running waters. Identifying the major factors that threaten destruction of river in species and ecosystems. *BioScience*, Washington, 43 (1): 32-43.
- Allan, J.D. & Castillo, M.M. (2007). *Stream ecology— structure and function of running waters*. New York: Springer. 375p
- Amazo, N. (2005). Relationships Between Habitat Characteristics and Fish Assemblages in Small Streams of Central Amazonia, 2005(4), 751-764.

- Araújo, N. B. & Tejerina-Garro, F. L. (2007). Composição e diversidade da ictiofauna em riachos do Cerrado, bacia do ribeirão Ouvidor, alto rio Paraná, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24, 981-990.
- Araújo, N. B. & Tejerina-Garro, F. L. (2009). Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(1), 1-8.
- Armour, C.L.; Duff, D.A. & W. Elmore. (1991). The effect of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. *Fisheries*, 16 (1):7-11
- Atkinson, C. L.; Golladay, S. W.; Opsahl, S. P. & Covich, A. P. (2009). Stream discharge and floodplain connections affect seston quality and stable isotopic signatures in a coastal plain stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(2), 360-370.
- Bayley, P.B. (1995). Understanding large river-floodplain ecosystems: significant economic advantages and increased biodiversity and stability would result from restoration of impaired systems. *Bioscience*, 45(3): 153-158
- Braccia, A. & Voshell, J. R. (2006). Benthic Macroinvertebrate Fauna in Small Streams Used by Cattle in the Blue Ridge Mountains , Virginia. *Northeastern Naturalist*, 13(2), 269-286.
- Brasil. Geografia do Brasil – Região Centro – Oeste. (1977).. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, 364p.
- Buck, S. & Sazima. I. (1995). An assemblage of mailed catfishes (Loricariidae) in southeastern Brazil: distribution, activity, and feeding. *Ichthyological Explorations of Freshwaters*, 6(4): 325-332.
- Callisto, M.; Moreno, P. & Barbosa, F. A. (2001). Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Brazilian journal of biology = Revista brasileira de biologia*, 61(2), 259-66.
- Carvalho, G.B.M.; Ginoris, Y.P.; Silva, C.C.; Candido, E.J. & Silva, J.B.A. (2005). Avaliação preliminar do tratamento do hidrolisado hemicelulósico de eucalipto para fins bioquímicos. *Analytica* 17: 33-37.
- Casatti, L.; Veronezi, J. L. & Ferreira, C. D. P. (2009). Dieta do cascudo *Aspidoras fuscoguttatus* (Ostariophysi, Callichthyidae) em riachos com diferentes características limnológicas e estruturais. *Biota Neotropica*, 9(1).
- Castro, R.M.C. & Casatti, L. (1997). The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, southern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 7: 337-352.
- Chapman, L. J.; Kaufman, L. S.; Chapman, C. A. & Mckenzie, F. E. (1995). Hypoxia tolerance in twelve species of East African cichlids: potential for low oxygen refugia in Lake Victoria. *Cons. Biol.*, 9: 1274-1288.

- Cummins, K. W.; Spengler, G. M.; Ward, R. M.; Speaker, R. W. & Mahan, D. C. (1983). Organic matter budgets for stream ecosystems: Problems in their evaluation. p. 299-353. In: Barnes J.R. and G.W. Minshall (Eds.). Stream ecology: Application and Testing of General Ecological Theory. Plenum Press, p.191-229.
- Detenback, N.E.; De Vore, P.W.; Niemi, G.J. & Lima, A. (1990). Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory. *Environmental Management*, 16: 33-53
- Dolédec, S. & Chessel, D. (1994). Co-Inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology*, 31: 277-294.
- Ensign, S.H. & Doyle, M.W. (2005) In-channel transient storage and associated nutrient retention: evidence from experimental manipulations. *Limnology and Oceanography* 50:1740–1751
- Esteves, K. E. & Aranha, J. M. R. (1999). Ecologia trófica de peixes de correços. In: Caramaschi, E. P.; Mazzoni, R. & Peres-Neto, P. R. Ecologia de peixes de correços. *Oecologia Brasiliensis* vol. VI. Rio de Janeiro, programa de pós-graduação em ecologia – Instituto de biologia UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro. p 157-182.
- Etheridge, E. C.; Harrod, C.; Bean, C. W. & Adams, C. E. (2010). Has habitat heterogeneity promoted phenotypic and ecological sub-structuring among a *Coregonus lavaretus* population in a large Scottish lake? *Journal of fish biology*, 77(10), 2391-404.
- Findlay, S. E. G. & Sinsabaugh, R. L. (2003). Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter (p. 533). Elsevier Science (USA).
- Graça, M.A.S.; Pozo, J.; Canhoto, C. & Elosgi, A. (2002). Effects of Eucalyptus plantation on detritus, decomposers, and detritivores in streams. *The Scientific World* 2: 1173-1185.
- Graça, W. J. & Pavanelli, S. (2007). Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá. EDUEM. 241 p
- Grubbaugh, J. W.; Wallace, J. B. & Houston, E. S. (1996). Longitudinal changes of macroinvertebrate communities along an Appalachian stream continuum, 909, 896-909.
- Hättenschwiler, S. & Vitousek, P.M. (2000). The role of polyphenols in terrestrial ecosystem nutrient cycling. *Tree* 15: 238-243.
- Henderson, P.A. & Walker, I. (1986). On the leaf litter community of the Amazonian blackwater stream Tarumãzinho. *Journal of Tropical Ecology*, 2: 1-17
- Henry, R.; Uieda, V.S.; Afonso, A.O. & Kikuchi, R.M. (1994). Input of allochthonous matter and structure of fauna in a Brazilian headstream. *Verhandlungem der Internationale Vereinig fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, 25(3): 1867-1968

- Jeffrey, S. W. & Humphrey, G. F. (1975). New spectrophotometric equation for determining chlorophyll a, b, c1 and c2, *Biochem. Physiol. Pflanz.*, 167, 194-204
- Junk, W.J. & Wantzen, K.M. (2003). The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications – an update. 117-140. In: Welcomme, R.L.; PETR, T. (eds). *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries Volume 2*. Food and Agriculture Organization of the United Nations & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication 2004/17
- Karr, J.R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6(6): 21-17.
- Kashiwagi, M. T. & Miranda, L. E. (2009). Influence of Small Impoundments on Habitat and Fish Communities in Headwater Streams. *Southeastern Naturalist*, 8(1), 23-36.
- Kramer, D.L.; Lindsey, C.C.; Moodie, G.E.E. & Stevens, E.D. (1978). The fishes and aquatic environment of the central Amazon basin, with particular reference to respiratory patterns. *Can. J. Zool.*, 56: 717-729.
- Lowe-McConnell, R.H. (1987). *Ecological studies in tropical fish communities*. Great Britain: Cambridge University Press. 382p.1999). *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: EDUSP, 584p.
- Lowrence, R.; Todd, R.; Fail Jr., J.; Hendrickson Jr., O.; Leonard, O. & Asmussen, L. (1991) Riparian forests as nutrient filters in agricultural watersheds. *BioScience*, 34: 374-377.
- MacKenzie, R. A. (2008). Impacts of Riparian Forest Removal on Palauan Streams. *Biotropica*, 40(6), 666-675.
- Manzzoni, R.; N. Fenerich-Verani, N. & Caramaschi, E.P. (2000). A pesca elétrica como técnica de amostragem de populações e comunidades de peixes em rios costeiros do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 60 (2): 205-216.
- Marker, A.F.H.; Nush, E.A.; Rai, H. & Riemann, B. (1980). The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 14: 91-106.
- McCune, B. & Grace, J.B. (2002). *Analysis of ecological communities*. Oregon: mjm. 300p.
- Melo, C. E. & Röpke, C. P. (2004). *Ecologia comparada da ictiofauna em córregos de cerrado do Brasil Central: bases para a conservação das espécies*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 84 p. Alimentação e distribuição de pias (Pisces, Anostomidae) na planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(1):51-56.

- Melo, T. L. D.; Tejerina-Garro, F. L. & Melo, C. E. D. (2009). Influence of environmental parameters on fish assemblage of a neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 7(3), 421-428.
- Meschiatti, A. J. (1995). Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do rio Mogi-Guaçu, SP. *Acta Limnológica Brasileira*, VII, 115-137.
- Mninsall, G. W. (1984). Role of Allochthonous Detritus in the Trophic Structure of a Woodland Springbrook Community.
- Montgomery, D. R. (1999). Process domains and the river continuum. *Journal of The American Water Resources Association*, 35(2), 397-410.
- Murray, S. & Innes, J. L. (2009). Effects of environment on fish species distributions in the Mackenzie River drainage basin of northeastern British Columbia, Canada. *Ecology of Freshwater Fish*, 183-196.
- Naiman, R. J.; Décamps, H. & McClain; M. E. (2005). *Riparia: ecology, conservation and management of streamside communities*. Elsevier, San Diego, California, USA.
- Oliveira, L. C. D. E.; Gomes, B. M.; Baumgartner, G. & Sebastien, N. Y. (2006). Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do rio são francisco verdadeiro. *Most*, 770-781.
- Pereira, A.; Leandro, F.A. & Tejerina-Garro F. L. (2008). Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Oecologia*, 315-324.
- Rocha, F. C.; Casatti, L. & Pereira, D. C. (2009). Structure and feeding of a stream fish assemblage in Southeastern Brazil : evidence of low seasonal influences. *Biological Limnology*, 21(1), 123-134.
- Rodriguez, M.A. &. Lewis-Jr, W.M. (1997). Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplains lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67: 109-128.
- Santos, G.M.; Mérona, B.; Juras, A.A. &. Jégu, M. (2004). Peixes do baixo Rio Tocantins: 20 anos depois da usina hidrelétrica Tucuruí. Brasília: Eletronorte. 216p.
- Tejerina-Garro, F. L. & Mérona, B. D. E. (2001). Spatial variability of biotic and abiotic factors of the aquatic habitat in french guiana, 169(September 2000), 157-169.
- Tejerina-Garro, F.L.; Fortin, R. & Rodriguez, M.A. (1998). Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia river, Amazon basin. *Environmental Biology of Fishes*, 51: 399-410.
- Tejerina-Garro, F.L.; Maldonado, M.; Ibáñez, C.; Pont, D.; Roset, N. & Oberdoff, T. (2005). Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1): 91-108.

- Thioulouse, J.; Chessel, D.; Dolédec, S.; Oliver, J. M.; Goreaud, F. & Pelessier, R. (2001) Ecological data analysis: exploratory and StatSoft, Inc. (2005). Statistica (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- 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(3): 377-388.
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of fisheries and aquatic science*, 37(1): 130-137.
- Walker, I.; Henderson, P. & Sterry, P. (1990). On the patterns of biomass transfer in the benthic fauna of an Amazonian blackwater river, as evidenced by P32 label experiment. *Hydrobiologia*, 12: 23-34.
- Walling, D. E. & Webb, B.W. (1992). Channel Morphology and Typology. In: Calow P., and G.E. Petts (eds.). *The river handbook: Hydrological and Ecological Principles*, Blackwell Sciences, Massachusetts.
- Warren, D. R.; Mineau, M. M.; Ward, E. J. & Kraft, C. E. (2010). Relating fish biomass to habitat and chemistry in headwater streams of the northeastern United States. *Environmental Biology of Fishes*, 88(1), 51-62.
- Webster, J.R. & Meyer, J.L. (1997). Organic matter budgets for streams: a synthesis. *Journal of the North American Benthological Society*, p.3-161.
- Winemiller, K. O.; Agostinho, A. A. & Caramaschi, E. P. (2008) Fish Ecology in Tropical Streams. In: Dudgeon D, editor. *Tropical stream ecology*. London: Academic Press (Aquatic Ecology Series). p. 107-147.

Conclusão Geral

No Capítulo I concluiu-se que as assembleias ícticas localizadas nos riachos amostradas são influenciadas pela ordem ortoniana dos mesmos, evidenciado pela influência que a ordem exerceu sobre a riqueza, a abundância e a biomassa de peixes. No entanto, não foi observado efeito da ordem ou da bacia sobre a abundância de peixes detritívoros e onívoros. Sendo possível que o fator bacia seja importante determinante da composição das assembleias de peixes em riachos de ordem maior que dois e a ordem do riacho importante determinante da estruturação destas assembleias em riachos de 1ª e de 2ª ordem, independente da bacia a qual pertencem ou da porcentagem de cobertura vegetal, disponibilidade de matéria alóctone (matéria orgânica vegetal depositada), autóctone (concentração de clorofila) ou turbidez. No entanto, como as coletas foram restritas às cabeceiras das drenagens é necessária à realização de estudos que incluam riachos de diferentes ordens localizados em diferentes bacias de maneira a verificar o alcance dos resultados encontrados.

No Capítulo II concluiu-se que a assembleia de peixes é influenciada não por um, mas por um conjunto de fatores, dentre eles o tipo de cobertura vegetal da margem (margem coberta por árvores), os fatores hidrológicos (velocidade da correnteza e largura) e os fatores físico-químicos (temperatura da água, oxigênio dissolvido, turbidez e condutibilidade). A literatura sugere ainda que as variáveis hidrológicas e físico-químicas são moduladas pela presença ou ausência de mata ripária, podendo esta ser o fator determinante da composição da assembleia de peixes locais, no entanto medidas mais acuradas de presença e composição de mata e do carreamento de material orgânico alóctone tornam-se necessários para testar esta nova hipótese. Além disso, fica uma outra questão a ser respondida, se é a temperatura ou o oxigênio dissolvido ou ainda um balanço entre estes o responsável por assembleias ictias mais ricas e abundantes, em riachos.