

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DE GOIÁS

WAGNER COELHO ALVES

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO MEIO AQUÁTICO UTILIZANDO UM ÍNDICE
BASEADO NA ASSEMBLEIA DE PEIXES, ALTO RIO PARANÁ, GOIÁS, BRASIL
CENTRAL

Goiânia
2011

WAGNER COELHO ALVES

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO MEIO AQUÁTICO UTILIZANDO UM ÍNDICE
BASEADO NA ASSEMBLEIA DE PEIXES, ALTO RIO PARANÁ, GOIÁS, BRASIL
CENTRAL

Dissertação de Mestrado em Ecologia e
Produção Sustentável para obtenção do
título de Mestre pela Pontifícia Universidade
Católica de Goiás.

Orientador: Prof. Doutor: Francisco Leonardo
Tejerina Garro

Goiânia
2011

WAGNER COELHO ALVES

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO MEIO AQUÁTICO UTILIZANDO UM ÍNDICE
BASEADO NA ASSEMBLEIA DE PEIXES, ALTO RIO PARANÁ, GOIÁS, BRASIL
CENTRAL

APROVADO EM: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Dr. Francisco Leonardo Tejerina Garro
(Orientador)

Dr. Lilian Casatti
(Avaliadora externa)

Dr. Jales Teixeira Chaves Filho
(Avaliador interno)

DEDICATÓRIA

A Jesus, por ter morrido na cruz por nós, mas ressuscitou.

A minha amada e querida esposa, Marina Oliveira Lopes Coelho, que esteve sempre comigo nesta jornada.

Aos meus pais: Adelino Primo Alves e Ângela Maria Coelho Alves, por acreditarem em mim.

AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus, criador do céu e da Terra, por ter me dado esta oportunidade;

Ao meu orientador, prof. Dr. Francisco Leonardo Tejerina-Garro, pela preciosa orientação e dedicação em todos os momentos;

À doutoranda Tatiana Lima de Melo pelo quanto me ajudou. Só Deus para retribuir pela grande ajuda. Minha eterna gratidão;

À doutoranda Nicelly Braudes Araújo, pelas grandes sugestões e colaborações.

Ao mestrando Thiago Bernardi que também contribui para a realização desse trabalho;

As pessoas que tive o privilégio de conhecer durante esse período: Bruno Bastos, Júlio Caixeta e Rafael;

Aos meus familiares, especialmente para meu cunhado Marcos César Barbosa, minha irmã, Adriana Alves Barbosa e meus sobrinhos: Gabriel Alves Barbosa e Augusto Alves Barbosa;

Aos meus amados sobrinhos: Laura Alves de Jesus e Mateus Alves de Jesus;

A todas as pessoas da reunião familiar que me apoiaram e oraram por esta causa;

Ao meu coordenador pedagógico, Gilberto, por ter a sensibilidade e flexibilidade que teve em momentos que tanto precisei;

Ao CNPQ processo 552371/2007-6 pelo financiamento do projeto do qual este estudo faz parte;

À equipe do Centro de Biologia Aquática da Pontifícia Universidade Católica de Goiás, pela colaboração na coleta de dados em campo e laboratório, em especial ao técnico Waldeir Francisco de Menezes;

À Pontifícia Universidade Católica de Goiás pelo apoio logístico em campo;

Ao quadro de professores e equipe administrativa do programa de pós-graduação em Ecologia e Produção Sustentável;

Aos professores da Escola Municipal Marcos Antônio Dias Batista pela união e companheirismo;

A todos que acreditaram em mim, dando-me suporte e apoio sempre que precisei.
Minha eterna gratidão.

RESUMO

Este trabalho tem como objetivo, avaliar a qualidade do meio aquático das bacias hidrográficas dos rios Piracanjuba, Meia Ponte e ribeirão Santa Maria, pertencentes à bacia do alto rio Paraná, utilizando um índice baseado em peixes, desenvolvido por Fialho (2009). Para isso, foram considerados 14 descritores, assim distribuídos: globais (Índice de diversidade de Simpson, Equitabilidade), taxonômicos (abundâncias e riqueza de espécies das famílias Callichthyidae, *Genere Incertae Sedis in* Characidae (GISC), Curimatidae e Gymnotidae e do grupo trófico dos detritívoros; abundância da família Sternopygidae e a riqueza de espécies da família Heptapteridae). Neste trabalho, as coletas foram realizadas no período de estiagem (maio a setembro de 2009), em 27 pontos amostrais, sendo 14 riachos afluentes do rio Piracanjuba, sete afluentes do rio Meia Ponte e seis do ribeirão Santa Maria. A coleta da ictiofauna foi realizada pelo método da pesca elétrica com uma única passada em um trecho de 100 m, localizados a montante e outro na jusante. Os resultados mostraram que dos 27 pontos amostrais, apenas os pontos P03, P11 e P21 tiveram maiores valores dos escores, mas não foram classificados como preservados, conforme protocolo do IBP, proposto por Fialho (2009). Por outro lado, dez pontos (P01, P07, P08, P09, P12, P16, P18, P19, P22, P25) apresentaram valores iguais a zero, sendo assim considerados com maior grau de perturbação antrópica. Com isso, conclui-se que todos os pontos amostrais são antropizados, o que pode ser explicado pela intensa atividade agropecuária da região.

Palavras-chave: índice de Simpson, equitabilidade, ictiofauna, riachos

ABSTRACT

The purpose of this work is to evaluate the quality of water environment of the hydrographic basin of river Piracanjuba, river Meia Ponte stream Santa Maria. Appendages of alto Paraná river basin, making used index based in fishes developed by Fialho (2009). For that then it was considered 14 describes: Globals (Diversity simpson's rate e equitability), taxonomic (abundance and rich resource of the species of those families Callichthyidae, *Genere Incertae Sedis in* Characidae (GISC), Curimatidae and Gymnotidae and trofic group of detritivory and abundance of Sternopygidae family and the rich specie of the Heptapteridae family. In this work the sampling was maden on the dry weater (from may to September of 2009). In 27 sampling sites 14 afluent streams of river Piracanjuba, 7 afluentes of river Meia Ponte and 6 of stream Santa Maria the collect ichthyofauna it was maden by the electrofishing method. Witch in on single passing in on part of 100 m located amount and others low waters. The results show that 27 stream reaches only the sampling sites P03, P11, and P21 had a bigger escores value but it was not considered as preserved as IBP protocol prosposed by Fialho (2009). For other wise 10 sampling sites (P01,P07,P08,P09,P12,P16,P18,P19,P22 and P25) showed values igual 0, then it is considered with higher degree of anthropogenic desarrengement. With tthis comes with the conclusion all the sampling site are anthropogenic that can be explained by the intense cattle raising activity in that place.

Keywords: Index of Simpson, Equitability, Ichthyofauna, streams.

LISTA DE ILUSTRAÇÃO

Pág.

Figura 1 - Localização dos trechos amostrais (●) nos afluentes da bacia do rio Meia Ponte, rio Piracanjuba e ribeirão Santa Maria no alto da bacia do rio Paraná, Goiás. A área em negrito representa o reservatório da UHE de Itumbiara; ■ = Principais cidades. Modificado de Bernadi (2010)..... 6

Figura 2 - Escores finais de cada ponto amostral. A linha horizontal indica o valor a partir do qual os cursos de água são considerados preservados, conforme Fialho (2009). Os pontos com ausência de colunas indicam escore zero..... 8

LISTA DE TABELAS

	Pág.
Tabela 1 - Localização por bacia, município e coordenada geográfica dos trechos dos riachos amostrados no alto da bacia do Paraná, Goiás, Brasil. SN = Sem Nome	7
Tabela 2 - Características ambientais dos trechos amostrados nos riachos afluentes do rio Piracanjuba, Meia Ponte e ribeirão Santa Maria, alto da bacia do rio Paraná, Goiás, Brasil. (P) presença e (A) ausência	8
Tabela 3 – Intervalo de classes dos resíduos estandardizados e escores indicados por Fialho (2009) e utilizados neste estudo para classificação dos riachos amostrados, de acordo com os descritores das assembleias de peixes.....	10
Tabela 4 – Valores dos 14 descritores ecológicos das assembleias de peixes dos riachos amostrados	13
Tabela 5 - Escores dos descritores das assembleias de peixes coletadas nas bacias dos rios Piracanjuba, Meia Ponte e Riacho Santa Maria.....	15

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	1
1. METODOLOGIA.....	5
1.1 Caracterização da área de estudo	5
1.2 Coleta da ictiofauna.....	9
2 - ANÁLISE DE DADOS	9
3 – RESULTADOS	11
4 – DISCUSSÃO	16
CONCLUSÃO.....	19
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	20

INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais, resultantes das atividades antrópicas, têm aumentado significativamente na biosfera, o que tem contribuído para a degradação do meio ambiente. Vários tipos de cursos de águas têm sido alterados devido ao crescimento desordenado das atividades humanas (MCALLISTER et al., 2001). Segundo (PRINGLE et al., 2000), os principais impactos ambientais ocasionados pela ação das atividades antropogênicas, como o desmatamento, a agricultura, a implantação e o aumento das áreas urbanas e industriais, afetam os ecossistemas aquáticos na região sul-americana, incluindo, segundo Tejerina-Garro (2005), as bacias hidrográficas que fazem parte do Estado de Goiás.

Klink & Machado (2005), relatam que o Estado de Goiás está inserido no bioma Cerrado, o segundo maior bioma brasileiro que ocupa 21% do território nacional. Estes mesmos autores, indicam que uma área estimada em 1 milhão de km² do Cerrado já foram transformados em pastagens, sendo utilizado gramíneas de origem africana. Nos últimos 20 anos o estado de Goiás teve uma média de desmatamento anual de 1,4% de área nativa transformada através das práticas agropecuárias (BONNET et al., 2008). No entanto, Couto et al. (2010) relatam que 47% da área deste bioma foram transformados em pastagens para atender à pecuária e terras destinadas à prática da agricultura, sendo que apenas 3% de área estão na forma de unidades de conservação.

De acordo com SEPLAN/SEPLIN (2009), a pecuária bovina leiteira, no estado de Goiás é representada por um plantel de 128.060 animais, que fornecem anualmente 2×10^9 litros de leite, ocupando assim, o segundo lugar na produção deste produto a nível nacional. Esta produção é concentrada na região sul do estado, incluindo entre outros, os municípios de Piracanjuba e Morrinhos.

A pecuária bovina contribui significativamente para a poluição dos cursos de água. Neste sentido, Shigaki & Sharpley. (2006), indicam que grande parte da presença de elementos químicos como o fósforo são encontrados nos dejetos destes animais de criação, tem como destino os cursos de água. Ainda, Ferreira (2006), menciona que a entrada deste íon, assim como do nitrogênio resultante dos dejetos da pecuária bovina, ocorre comumente em regiões de cabeceiras, causando eutrofização.

Por outro lado, a atividade de pecuária bovina implica na formação de pastagens que constituem atualmente o principal fator para o desmatamento do Cerrado goiano (SANO et al., 2008). Este desmatamento favorece o aumento dos sedimentos na coluna de água, em consequência da erosão e contribui para a diminuição de 10% da precipitação e ao aumento da temperatura do ar em 0,5°C (TEJERINA-GARRO, 2008). Para Ferreira (2006), o assoreamento está associado a uma intensificação de entrada de partículas de areia e silte para o leito dos riachos cobrindo substratos importantes para fixação de organismos fotossintetizantes e assim, dificultando o seu estabelecimento nesses locais, alterando a base trófica autóctone e alóctone.

Adicionalmente é necessário considerar que o desmatamento em áreas do Cerrado também é vinculado à prática da agricultura, a qual constitui o segundo fator responsável por este impacto no Estado de Goiás (SANO et al., 2008). O cultivo de soja é uma das principais práticas agrícolas no Cerrado que, implicam no uso de fertilizantes, calcário e de agrotóxicos que poluem os ecossistemas terrestres e aquáticos (PRINGLE et al., 2000; KLINK e MACHADO, 2005; CARMO et al., 2005). Para MÜLLER (2003), a utilização de fertilizantes e calcários nas práticas da agricultura no Cerrado tem como consequência a degradação de ecossistemas aquáticos.

A urbanização também ocasiona alterações na qualidade da água. Esta situação é resultante da emissão de efluentes domésticos, os quais contribuem principalmente com matéria orgânica e industriais (DIAS, 1994). Este mesmo autor indica que na década de 80 foram cadastradas 9600 indústrias (68%) potencialmente poluidoras na região Centro-Oeste, metade das quais em Goiás, mas que em 1990, apenas metade das indústrias potencialmente poluidoras da referida região contaminavam as águas, o que corresponde a 3,4% das indústrias poluidoras do país. Por outro lado, de acordo com Hoffmann (2005), os rios Meia Ponte, Santo Antônio e João Leite (bacia do Paraná) encontram-se contaminados por diversos tipos de efluentes provenientes da região metropolitana de Goiânia.

O intenso desmatamento em regiões tropicais tem ocasionado grandes alterações no ambiente aquático, sendo todo nível trófico alterado. Para Casatti (2010), as mudanças na relação entre mata ripária e ictiofauna, destacam-se o aumento da temperatura no meio aquático trazendo mudanças no metabolismo dos

peixes, alteração na maturação gonadal, além da incidência dos raios ultra-violeta trazendo a mortandade de larvas de peixes. A mesma autora destaca que a mata ripária tem o papel de barreira ecológica a qual impede a entrada de fertilizantes, pesticidas e sedimentos no curso d'água.

O desmatamento, associado aos impactos provocados pelas áreas urbanas, interferem de forma negativa na biota aquática, mediante a ação de diversos poluentes químicos, mudanças nas características hidrológicas, biológicas e mudanças na entrada de energia, da qual a biota aquática é dependente (ARAÚJO, 1998).

Diante desta situação, e objetivando preservar o ambiente aquático, é necessário mensurar a qualidade ambiental através de um mecanismo que possa mostrar a situação deste ambiente (HUGHES & OBERDORFF, 1999). Uma maneira de medir a qualidade do ambiente aquático é a utilização de indicadores, tendo como referência um grupo taxonômico. As interferências ambientais resultantes das atividades antrópicas influenciam, entre outros organismos, na estrutura das assembléias de peixes (TEJERINA-GARRO et al., 2005). Assim, é possível determinar a qualidade do ambiente aquático utilizando-se indicadores que envolvam estas assembléias. A utilização de peixes na elaboração destes indicadores é eficaz, visto que estes animais são excelentes indicadores das condições ecológicas (FLOTMERSCH et al., 2006).

Um dos índices que utilizam os peixes para avaliação do ambiente aquático é o índice de integridade biótica (IBI - Index of Biotic Integrity), proposto por Karr (1981), que tem sido considerado adequado para identificar a capacidade de um ambiente em oferecer e manter a diversidade e organização funcional da comunidade quando comparado a esta apresentada pelos ecossistemas naturais, ou seja, sem interferência das atividades humanas (KARR & DUDLEY, 1981). Este índice inclui a composição e riqueza de espécies, número de indivíduos nas amostras, proporção de indivíduos onívoros, insetívoros, carnívoros e espécies com anomalias o que permitem monitorar os corpos hídricos. O IBI foi testado e adaptado na maioria dos Estados dos EUA, onde seu uso nos biomonitoramentos passou a ser exigido por lei (JARAMILLO-VILLA & CARAMASCHI, 2008). Todos os continentes apresentam adaptações para o uso deste índice, com exceção da Antártica (HUGHES & OBERDOFF, 1999).

Entretanto, outros tipos de índices que não consideram os mesmos descritores do IBI foram desenvolvidos, como é o caso do Fish-Basead Index - FIB para rios amazônicos da Guiana Francesa (TEJERINA-GARRO et al., 2005). Para calcular este índice utilizou riqueza taxonômica (número total de espécies), composição de hábitat (número de espécies de correnteza e rochas) sensibilidade das assembléias (tolerância individual de espécies), composição trófica (insetívoras e onívoras) e abundância de peixes (densidade total de indivíduos).

Uma adaptação do FIB foi realizada por Fialho (2009) para riachos da bacia do ribeirão João Leite, alto da bacia do rio Paraná, em Goiás sendo que os pontos amostrais são de 1º 2º e 3º ordem. Este autor indica a utilização de 14 descritores, assim distribuídos: globais (Índice de diversidade de Simpson, Equitabilidade), taxonômicos (abundâncias e riqueza de espécies das famílias Callichthyidae, *Genere Incertae Sedis in* Characidae (GISC), Curimatidae e Gymnotidae e do grupo trófico dos detritívoros; abundância da família Sternopygidae e a riqueza de espécies da família Heptapteridae. As famílias Callichthyidae, Genere Incertae Sedis in Characidae (GISC), Curimatidae e Gymnotidae, que em algumas fases de suas vidas possuem uma forte dependência dessas variáveis árvores, troncos, folhas nas margens, arbusto e lama no substrato então associados aos ambientes preservados, em contrapartida as demais famílias estão associadas aos ambientes impactados (Fialho, 2009). Para Fialho, (2009) os descritores globais têm a sensibilidade de detectar as variações nas assembléias de peixes em momentos distintos no espaço e no tempo. Com os descritores taxonômicos estes podem determinar a composição, quanto ao número de espécies da assembléia de peixes amostrada e avaliar indiretamente a tolerância as alterações ambientais aquáticas e terrestres. Em um ecossistema, os descritores tróficos permitem estimar mudanças na dinâmica de produção, no consumo de energia e substituições de níveis tróficos, isto em decorrência de alterações ambientais, as quais podem ser nas características físicas, químicas e qualitativas e quantitativas dos recursos alimentares, que geralmente são decorrentes de impactos antropogênicos.

Foram amostradas 53 pontos amostrais sendo 12 estações preservadas e 41 não preservadas. As características das estações preservadas mostram que nenhuma apresentou atividades antrópicas e ao contrário as estações não

preservadas mostraram que todas apresentavam diversas atividades agrícolas, pastagens para a prática da pecuária, desmatamento e erosões.

Dentre os 53 pontos amostrais os pontos P11,P12,P19,P20,P25,P26,P27,P28,P31,P32,P35,P36,P37,P38,P40,P41,P42,P43,P44,P45,P46,P47,P48,P49,P51,P52 são riachos de primeira ordem, os pontos P1,P2,P3,P4,P6,P7,P8,P9,P10,P13,P14,P18,P22,P23,P29,P30,P33,P34,P39,P50,P53 são riachos de segunda ordem e os pontos P5,P15,P16,P21 e P24 são riachos de terceira ordem.

Nenhum estudo objetivando mediar a qualidade do ambiente aquático e utilizando os peixes como grupo taxonômico foi realizado nos rios Meia Ponte, Piracanjuba e ribeirão Santa Maria, localizados nos municípios de Piracanjuba, Morrinhos, Goiatuba e Itumbiara, alto da bacia do rio Paraná em Goiás, Brasil Central, apesar de apresentar atividades antrópicas intensas.No entanto, o objetivo do trabalho é avaliar a qualidade do meio aquático das bacias hidrográficas dos rios Piracanjuba, Meia Ponte e ribeirão Santa Maria, pertencentes à bacia do alto rio Paraná, utilizando um índice baseado em peixes, desenvolvido por Fialho (2009).

1. METODOLOGIA

1.1 Caracterização da área de estudo

As bacias do rio Meia Ponte, rio Piracanjuba e ribeirão Santa Maria fazem parte da bacia hidrográfica do alto rio Paraná, sendo esta, a segunda maior bacia de drenagem da América do Sul (LOWE-McCONNELL 1999). Essas bacias estão localizadas na região sul do Estado de Goiás, nos municípios de Morrinhos, Piracanjuba, Goiatuba e Itumbiara.

Estas bacias drenam regiões, cuja cobertura vegetal principal e original pertencem ao bioma Cerrado, o qual nesta região, se encontra intensamente antropizado quando comparado ao restante do Estado de Goiás (COUTO, 2010). O Cerrado, incluindo o goiano, possui um clima classificado como Aw de Köppen (tropical chuvoso), caracterizado por um regime sazonal definido, ou seja, um período de inverno seco que vai de abril a setembro e verão chuvoso de outubro a março, sendo que a precipitação média anual é de 1.500 mm (mínima 750; máxima 2000 mm; WALTER, 2006).

A principal atividade econômica desenvolvida nas regiões drenadas pelas bacias estudadas é a pecuária, principalmente a pecuária de leite. De acordo com SEPLAN (2009), o município de Piracanjuba ocupa o terceiro lugar no ranking nacional de produção de leite, enquanto que o município de Morrinhos fica entre os 20 maiores municípios brasileiros produtores de leite. No município de Goiatuba e Itumbiara também há predominância da pecuária leiteira, mas neste último município, ocorrem atividades vinculadas ao segmento agrícola, sendo a cana-de-açúcar e a soja os principais produtos produzidos.

Nas três bacias foram amostrados 27 riachos, sendo 14 riachos afluentes do rio Piracanjuba, sete afluentes do rio Meia Ponte e seis do ribeirão Santa Maria (Figura 1; Tabela 1). Os trechos amostrados P02, P03, P04, P06, P07, P08, P10, P12, P15, P17, P20, P21, P24, P26 e P27 pertencem a cursos de água de 1º ordem e o restante a estes de 2º ordem. Os trechos amostrados são rasos, com profundidades variando entre 0,10 e 0,51m e estreitos com largura oscilando entre 0,60 e 7,78 m (Tabela 2).

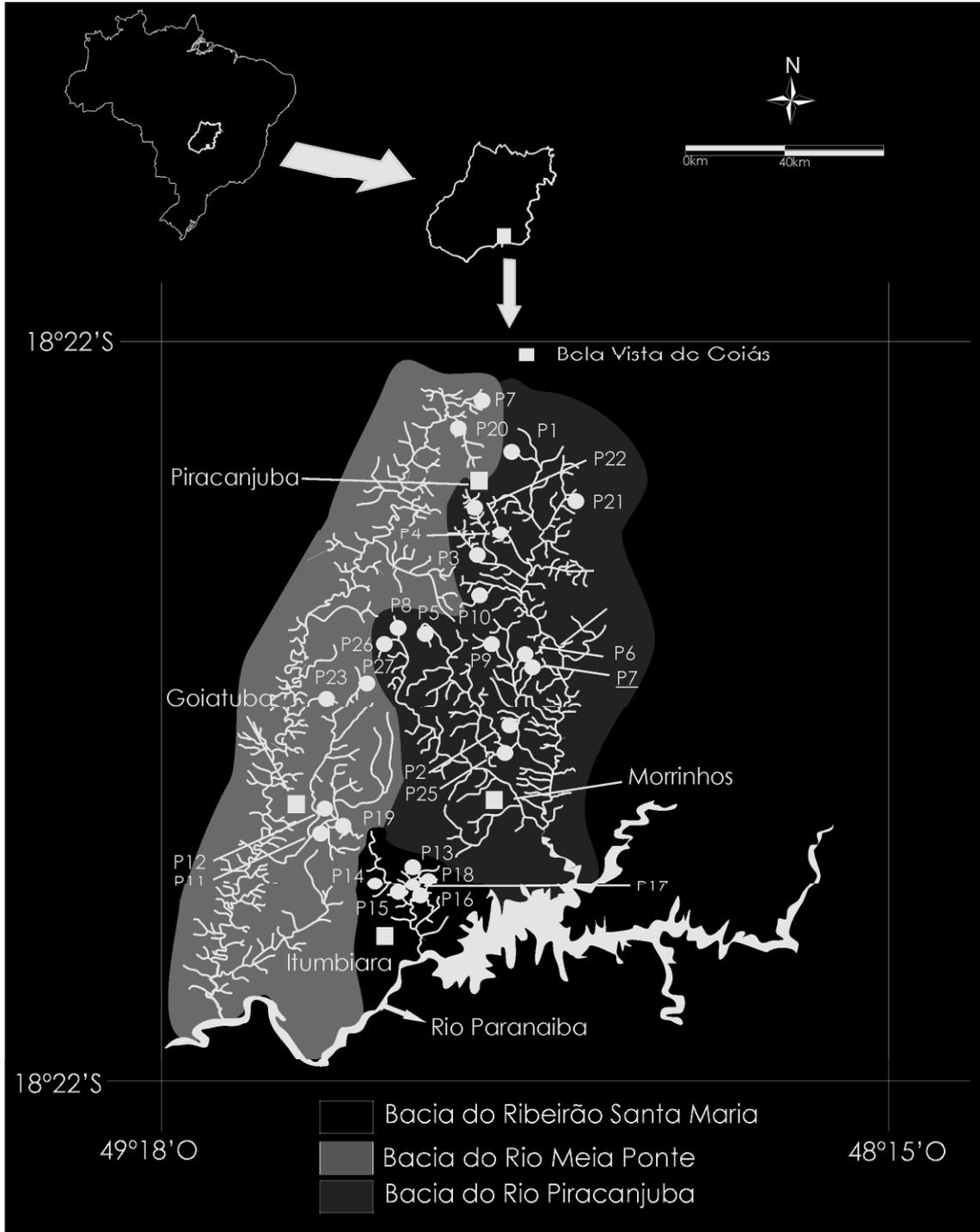


Figura 1 - Localização dos trechos amostrais (●) nos afluentes da bacia do rio Meia Ponte, rio Piracanjuba e ribeirão Santa Maria no alto da bacia do rio Paraná, Goiás. A área em negro representa o reservatório da UHE de Itumbiara; ■ = Principais cidades. Modificado de Bernadi (2010).

Tabela 1 - Localização por bacia, município e coordenada geográfica dos trechos dos riachos amostrados no alto da bacia do Paraná, Goiás, Brasil. SN = Sem Nome.

Riacho	Código	Bacia	Município	Coordenadas geográficas	
				S	W
Samambaia	P1	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	17°12'04.0''	49°03'36.0''
Sede	P2	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°55'42.1''	48°57'28.8''
Chapadão	P3	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°42'20.2''	48°54'41.9''
Almas	P4	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°44'11.4''	48°53'35.2''
SN1	P5	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°40'44.0''	49°12'58.0''
SN2	P6	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°48'21.9''	49°20'53.7''
SN3	P7	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	17°25'48.0''	48°57'48.0''
Sabão	P8	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°45'49.6''	49°15'37.2''
da Serra	P9	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°39'58.5''	49°11'29.0''
do Gongo	P10	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°39'18.4''	49°08'22.3''
SN4	P11	Rio Meia Ponte	Goiatuba	18°05'33.0''	49°21'44.0''
Berro do Bezerra	P12	Rio Meia Ponte	Goiatuba	18°05'09.0''	49°20'44.0''
SN5	P13	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°12'07.0''	49°09'02.0''
SN6	P14	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°13'03.0''	49°09'53.0''
SN7	P15	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°14'32.0''	49°11'27.0''
Dantas	P16	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°12'18.0''	49°08'11.0''
da Divisa	P17	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°13'24.0''	49°14'40.0''
SN8	P18	Ribeirão Santa Maria	Itumbiara	18°11'45.0''	49°08'53.0''
SN9	P19	Rio Meia Ponte	Goiatuba	18°02'47.0''	49°21'27.0''
SN10	P20	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	17°08'19.0''	48°59'47.0''
SN11	P21	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	17°26'16.0''	48°56'43.0''
SN12	P22	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	17°20'42.0''	48°05'08.0''
SN13	P23	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	17°21'13.0''	48°47'46.0''
SN14	P24	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	17°16'16.0''	48°02'46.0''
SN15	P25	Rio Piracanjuba	Morrinhos	17°52'01.0''	48°56'31.0''
SN16	P26	Rio Piracanjuba	Piracanjuba	17°35'48.0''	48°56'25.0''
Areia	P27	Rio Meia Ponte	Piracanjuba	17°14'43.0''	48°55'43.0''

Tabela 2 – Caracterização dos trechos amostrados nos riachos afluentes do rio Piracanjuba, Meia Ponte e ribeirão Santa Maria, alto da bacia do rio Paraná, Goiás, Brasil. (P) presença e (A) ausência.

Pontos	Largura da calha (m)	Profundidade (m)	Velocidade (cm/s)	Habitat		Presença de mata ripária (%)	Pastagem
				Tipo	Substrato predominante		
P01	2,22	0,24	656,00	Correnteza	Areia	29,55	P
P02	0,98	0,1	276,41	Correnteza	Areia/Rocha	33,33	P
P03	1,74	0,2	563,82	Corredeira	Areia	36,36	P
P04	3,21	0,35	245,32	Corredeira	Cascalho	61,36	P
P05	4,41	0,34	134,00	Correnteza	Areia	15,91	P
P06	0,69	0,15	24,09	Poço	Areia	22,73	P
P07	0,6	0,12	12,30	Corredeira/ Poço	Areia/Cascalho/Rocha	86,36	P
P08	1,23	0,21	123,32	Correnteza	Areia	61,36	P
P09	2,16	0,32	212,59	Corredeira	Areia	72,73	P
P10	4,13	0,26	150,09	Corredeira	Areia/Cascalho	43,18	P
P11	4,15	0,19	449,58	Correnteza/ Corredeira/	Rocha	9,09	P
P12	5,48	0,53	39,09	Poço	Areia	90,91	P
P13	4,78	0,26	412,95	Corredeira	Cascalho	70,45	P
P14	7,78	0,51	336,55	Corredeira	Areia/Cascalho/ Rocha	59,09	P
P15	5,38	0,31	266,95	Corredeira	Areia/Cascalho	52,27	P
P16	4,85	0,3	205,77	Corredeira	Areia/Cascalho	36,36	P
P17	6,2	0,42	274,45	Corredeira	Areia/Cascalho	59,09	A
P18	5,92	0,35	182,59	Corredeira	Areia/Cascalho	43,18	P
P19	1,21	0,4	119,41	Corredeira	Cascalho	100,00	P
P20	0,98	0,1	163,34	Poço	Areia	50,00	P
P21	1,36	0,12	23,45	Poço	Areia	81,82	P

Tabela 2 – Caracterização dos trechos amostrados nos riachos afluentes do rio Piracanjuba, Meia Ponte e ribeirão Santa Maria, alto da bacia do rio Paraná, Goiás, Brasil. (P) presença e (A) ausência.

Pontos	Largura da calha (m)	Profundidade (m)	Velocidade (cm/s)	Habitat		Presença de mata ripária (%)	Pastagem
				Tipo	Substrato predominante		
P22	2,94	0,12	27,30	Corredeira/Corredeira/	Rocha	50,00	P
P23	4,2	0,38	85,76	Poço	Areia/Cascalho	43,18	P
P24	3,44	0,21	352,33	Corredeira	Areia	9,09	P
P25	3,59	0,18	371,59	Correnteza	Areia	59,09	P
P26	0,97	0,26	243,17	Corredeira	Areia	86,36	P
P27	1,14	0,18	432,14	Corredeira	Areia	65,79	P

Todos os trechos dos cursos de água amostrados se encontram dentro de propriedades privadas, (fazendas), as quais apresentam áreas que oscilam de 17,5 ha (P04) a 152 ha (P05) com predominância de pastagens, as quais substituem a mata ripária como no caso dos trechos P01, P11 e P24. A jusante do trecho P17 foi observada a presença de um reservatório de água.

1.2 Coleta da ictiofauna

As coletas foram realizadas ao longo do dia (manhã e tarde) entre maio e setembro de 2009, que corresponde ao período da estiagem. Os critérios utilizados para a escolha dos riachos foi a presença da pecuária leiteira e a impossibilidade de acesso devido a permissão ou não dos agropecuaristas. Em cada riacho foram demarcados dois trechos de 100m cada, um localizado a montante e outro a jusante, de um intervalo de ~15m de largura, utilizado pelo gado para dessedentação. Cada trecho foi georreferenciado com auxílio de GPS Garmin 2 (Tabela 1).

A captura de peixes foi realizada pelo método da pesca elétrica, com uma única passada em cada uma dos trechos demarcados, segundo protocolo modificado de Mazzoni (2000). Para tanto, utilizou-se um gerador de energia (HONDA EZ1800-200V), ligado a um modulador de corrente elétrica, conectados a dois puçás emitindo cada um cargas elétricas positivas (cátion) ou negativas (ânion). Em campo, os peixes coletados foram fixados e armazenados em tambores com formol a 20%. Em laboratório, os peixes coletados foram pesados (balança ohaus), medidos (ictiômetro) e identificados ao menor nível taxonômico possível. Os exemplares encontram-se depositados no Centro de Biologia Aquática, localizado no Campus II da Pontifícia Universidade Católica de Goiás.

2 ANÁLISE DE DADOS

Para determinação do estado de qualidade dos riachos amostrados foi utilizado o Índice Baseado em Peixe (IBP), desenvolvido para riachos por Fialho (2009). Assim, a partir dos dados das assembleias de peixes amostradas, foram calculados 14 descritores: Índice de Simpson, equitabilidade, abundâncias e riqueza de espécies das famílias: Callichthyidae, Curimatidae, *Genera Incertae Sedis in*

Characidae, Gymnotidae e grupo trófico detritívoros e abundância de Sternopygidae e riqueza de Heptapteridae.

Para calcular os descritores foi utilizado o programa BioDiversity Professional®. Posteriormente, os valores encontrados foram submetidos a uma análise de regressão múltipla (método stepwise) utilizando o programa Statistica® V.7. Para atingir o pressuposto da normalidade, os valores dos descritores foram transformados em $\log_{10}+2$ e aplicado um teste de Kolmogorov-Smirnov.

Em seguida, os valores dos resíduos estandardizados, resultantes da análise de regressão múltipla, foram agrupados em seis intervalos de classes, com amplitude de 0,7 e com os escores que variam de 0 a 5, conforme indicado por Fialho (2009; Tabela 3). A soma dos escores gerados a partir das assembleias de peixes permitiu a classificação do trecho como preservado, ou não. Para tanto, trechos com a soma de escores ≥ 65 foram considerados preservados (Fialho 2009). Posteriormente, objetivando comparar os trechos amostrados por bacia foi realizado um teste de Kruskal-Wallis, utilizando o programa Statistica® V.7.

Tabela 3– Intervalo de classes dos resíduos estandardizados e escores indicados por Fialho (2009) e utilizados neste estudo para classificação dos riachos amostrados de acordo com os descritores das assembleias de peixes.

Avaliação do descritor quanto aos efeitos das ações antrópicas	Intervalo de classe	Escore
Diminuição (para os descritores cujos valores diminuem aumentam os efeitos das perturbações)	$\leq -0,29$	5
] 0,29;-0,23]	4
] -0,23;-0,18]	3
] -0,18;-0,12]	2
] -0,12;-0,07]	1
	$\geq -0,07$	0
Aumento (para os descritores cujos valores aumentam diminuem os efeitos das perturbações)	$\geq 0,29$	5
] 0,29;0,23]	4
] 0,23;0,18]	3
] 0,18;0,12]	2
] 0,12;0,07]	1
	$\leq 0,07$	0

3. RESULTADOS

Foram capturados 3623 indivíduos nos 27 trechos amostrados neste estudo. Os maiores valores do índice de Simpson foram encontrados nos trechos P14 (11,73) e P17 (11,47). Por outro lado, os menores valores desse índice foram encontrados nos pontos P12 (1,75) e P26 (2,04) (Tabela 4). Os valores de equitabilidade foram maiores nos pontos P07 e P17 (ambos com 0,76) e menores nos P12 e P18 (ambos com 0,18; Tabela 4).

Para os detritívoros foram encontrados os maiores valores de abundância nos pontos P8 (87 indivíduos) e P18 (76) e os menores em P09, P12 e P27 (quatro indivíduos em cada trecho) e P25 (dois indivíduos) (Tabela 4). Para a riqueza de detritívoros, os pontos P03, P05, P08, P14 e P24 (sete espécies) e P16 (oito espécies), apresentaram maiores valores, enquanto que os menores valores foram encontrados nos P25 (um indivíduo) e os P04, P10, P11, P17 e P27 (dois indivíduos) (Tabela 4).

Dentre as famílias consideradas, Callichthyidae teve o maior número de indivíduos nos pontos P06 (135 indivíduos) e P24 (52) e os menores valores nos P08, P12, P20 e P26 (2 indivíduos coletados em cada um dos pontos). A riqueza de espécies dessa família variou entre uma e duas espécies coletadas nos 27 pontos amostrais (Tabela 4). A família Characidae apresentou maior abundância nos pontos P16 e P24, 330 e 225 indivíduos, respectivamente, e menor abundância no P19, dois indivíduos. A riqueza de espécies de Characidae foi maior nos pontos P04, P06, P16 e P22 com oito espécies capturadas, e os P19, P20, P21 e P26 apresentaram menores valores, com duas espécies coletadas (Tabela 4). A família Curimatidae foi mais abundante nos pontos P08 e P18 (75 e 57 indivíduos, respectivamente), e menor nos pontos P10 (um indivíduo) e P24 (dois indivíduos). A riqueza de espécies dessa família variou entre uma e duas espécies (Tabela 4). A abundância de Gymnotidae, que foi representada apenas pela espécie *Gymnotus carapo*, foi maior no ponto P18 com cinco indivíduos, enquanto que os pontos P03, P09, P12, P14 e P23, apresentaram os menores valores de indivíduos com apenas um indivíduo capturado em cada ponto (Tabela 4). A abundância de Sternopygidae foi maior no ponto P09 (quatro indivíduos) e menor no P10, P24, P25 e P26 (um

indivíduo) (Tabela 4). A riqueza de Heptapteridae foi maior no P18 (oito espécies), P05 e P13 (sete espécies), enquanto que nos pontos P02, P06, P07, P11, P20, P21 e P24, foram capturadas apenas uma espécie dessa família (Tabela 4).

Nenhum dos pontos amostrados apresenta escores que os classifiquem como preservados. Os pontos amostrais com escores mais elevados foram P03 (escore = 52), P11 e P21 (escore = 51 em ambos os casos). Um grupo de 14 pontos apresenta escores oscilando entre 30 (P05) e 43 (P06), enquanto que dez pontos (P01, P07, P08, P09, P12, P16, P18, P19, P22, P25) apresentaram valores iguais a zero (Tabela 5). A análise de Kruskal-Wallis, comparando os escores por bacia, não apresentou diferença significativa ($p = 0,5887$; Figura 2).

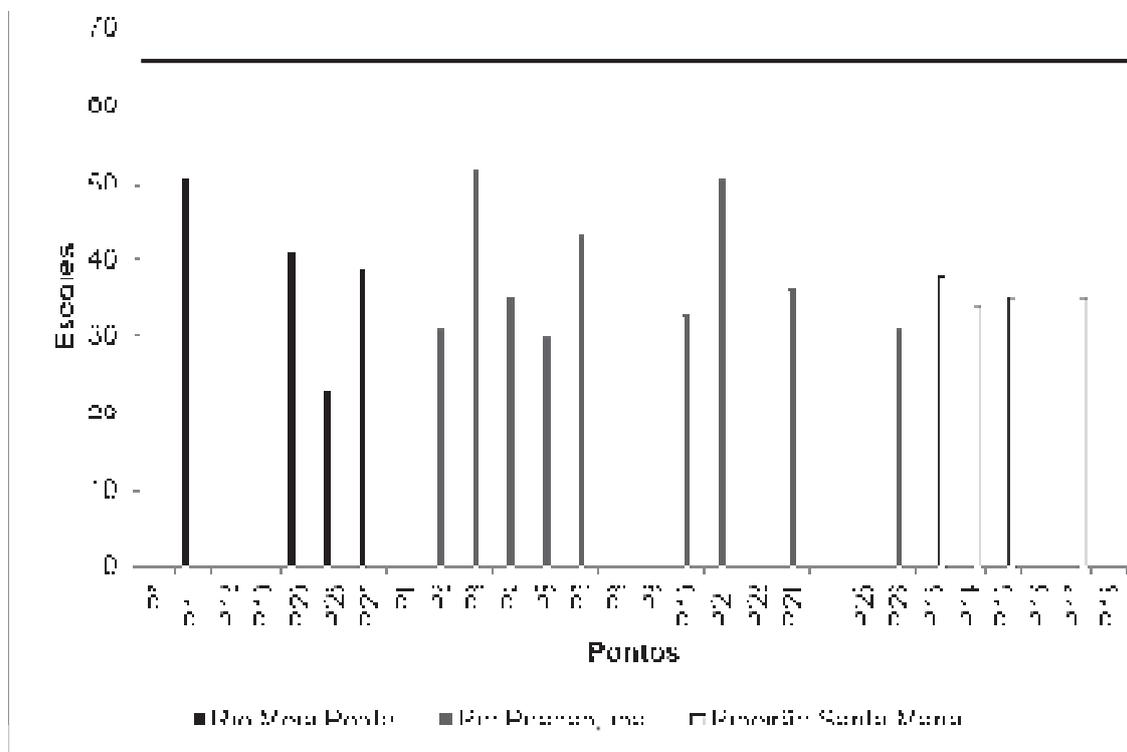


Figura 2 - Escores finais de cada ponto amostral. A linha horizontal indica o valor a partir do qual, os cursos de água são considerados preservados, conforme Fialho (2009). Os pontos com ausência de colunas indicam escore zero. Sendo os pontos P03, P11 e P21 os de maiores escores e os pontos P01, P07, P08, P09, P12, P16, P18, P19, P22, P25 de menores escores.

Tabela 4– Valores dos descritores ecológicos das assembleias de peixes dos riachos amostrados. D = Índice de Simpson(1/D); E = Equitabilidade; AD = Abundância Detritívoros; AC = Abundância Callichthyidae; ACH = Abundância Characidae; ACU = Abundância Curimatidae; AG = Abundância Gymnotidae; AS = Abundância Sternopygidae; RH = Riqueza Heptapteridae; RC = Riqueza Callichthyidae; RCH = Riqueza Characidae; RCU = Riqueza Curimatidae; RG = Riqueza Gymnotidae; RD = Riqueza Detritívoros.

Ponto amostral	D	E	AD	AC	ACH	ACU	AG	AS	RH	RC	RCH	RCU	RG	RD
P01	9,75	0,42	35	17	131	0	2	0	4	2	5	0	1	5
P02	6,47	0,59	0	39	137	0	0	0	1	1	7	0	0	0
P03	9,96	0,45	36	5	59	0	1	0	5	1	6	0	1	7
P04	3,73	0,21	5	0	125	0	0	0	2	0	8	0	0	2
P05	8,17	0,24	65	9	215	25	3	2	7	1	7	1	1	7
P06	3,18	0,20	5	135	140	0	0	0	1	1	8	0	0	4
P07	3,06	0,76	0	0	28	0	0	0	1	0	3	0	0	0
P08	3,86	0,20	87	2	58	75	0	0	2	1	6	2	0	7
P09	6,48	0,41	4	22	25	0	1	4	3	1	5	0	1	3
P10	5,56	0,23	22	3	124	1	0	1	5	2	6	1	0	5
P11	4,11	0,51	32	29	66	0	0	0	1	1	4	0	0	2
P12	1,75	0,18	4	2	98	0	1	0	2	1	3	0	1	2
P13	9,17	0,32	33	3	145	9	0	0	7	1	7	1	0	6
P14	11,73	0,43	60	0	124	9	1	2	6	0	6	1	1	7
P15	5,58	0,29	10	0	140	3	2	0	4	0	5	1	1	5
P16	10,11	0,32	73	29	330	21	0	0	4	1	8	1	0	8
P17	11,47	0,76	7	0	25	0	0	0	4	0	7	0	0	2
P18	6,69	0,18	76	0	272	57	5	0	8	0	9	1	1	6
P19	3,39	0,68	0	7	2	0	0	0	0	1	2	0	0	0

Tabela 4 – Continuação.

Ponto amostral	D	E	AD	AC	ACH	ACU	AG	AS	RH	RC	RCH	RCU	RG	RD
P20	3,52	0,59	0	2	5	0	2	0	1	1	2	0	1	0
P21	2,38	0,48	0	15	52	0	0	0	1	1	2	0	0	0
P22	6,99	0,44	14	0	159	0	0	0	2	0	8	0	0	3
P23	5,44	0,54	0	14	63	0	1	0	0	1	5	0	1	0
P24	3,37	0,15	35	52	225	2	2	1	1	1	6	2	1	7
P25	5,54	0,37	2	7	63	0	0	1	2	1	4	0	0	1
P26	2,04	0,41	0	2	4	0	0	1	0	1	2	0	0	0
P27	6,30	0,39	4	0	179	0	0	0	0	0	6	0	0	2

Tabela 5 - Escores dos descritores das assembleias de peixes coletadas nas bacias dos rios Piracanjuba, Meia Ponte e riacho Santa Maria. D = Índice de Simpson; E = Equitabilidade; AD = Abundância Detritívoros; AC = Abundância Callichthyidae; AGH = Abundância Callichthyidae; ACU = Abundância Characidae; AGU = Abundância Curimatidae; AG = Abundância Gymnotidae; AS = Abundância Sternopygidae; RH = Riqueza Heptapteridae; RC = Riqueza Callichthyidae; RCH = Riqueza Characidae; RCU = Riqueza Curimatidae; RG = Riqueza Gymnotidae; RD = Riqueza Detritívoros.

Riachos	D	E	AD	AC	ACH	ACU	AG	AS	RD	RC	RCH	RCU	RG	RH	Soma
P01	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P02	3	5	2	0	0	0	5	1	0	1	1	3	5	5	31
P03	5	5	3	1	1	5	5	5	4	5	5	5	1	2	52
P04	2	5	0	2	1	5	0	5	5	0	0	5	5	0	35
P05	0	2	2	0	1	2	5	1	0	3	0	4	5	5	30
P06	2	5	0	3	3	0	5	2	2	5	1	5	5	5	43
P07	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P10	2	5	1	0	1	0	4	0	0	0	5	5	5	5	33
P11	5	5	5	0	5	0	0	2	5	5	5	5	4	5	51
P12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P13	4	5	3	0	0	0	2	1	3	4	5	5	4	2	38
P14	0	4	5	0	0	5	4	0	1	1	0	5	4	5	34
P15	2	4	0	0	0	5	2	5	0	5	4	5	1	2	35
P16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P17	2	4	0	0	0	5	2	5	0	5	4	5	1	2	35
P18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P20	0	5	1	0	2	4	5	2	3	0	5	4	5	5	41
P21	5	5	0	1	1	5	3	5	5	5	5	5	3	3	51
P22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P23	5	5	0	0	0	0	5	0	0	2	4	0	5	3	29
P24	4	1	0	0	1	1	0	3	5	5	3	5	3	5	36
P25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P26	5	1	0	0	2	0	2	0	1	3	5	5	5	2	31
P27	4	5	5	1	0	0	5	0	4	5	0	0	5	5	39

4. DISCUSSÃO

Neste estudo, os pontos P03, P11 e P21 apresentaram os maiores escores, o que os posiciona próximos da categoria de ambientes preservados, de acordo com o Índice Baseado em Peixe (IBP), desenvolvido por Fialho (2009). Nesses pontos, foram verificados os maiores valores dos descritores, Índice de Simpson, equitabilidade, abundância de detritívoros e da família Sternopygidae e riqueza de espécies do grupo trófico dos detritívoros, das famílias Callichthyidae, Characidae, Curimatidae e Gymnotidae.

Os maiores valores do índice de Simpson e de equitabilidade indicam que a diversidade de espécies de peixes encontradas nos locais amostrados é alta, apresentando baixa dominância de espécies. No entanto, esses valores podem ter sido influenciados pelo deslocamento das espécies de peixes vindas de regiões a montante e/ou a jusante do ponto de coleta (MELO et al., 2003), as quais encontram condições favoráveis, como disponibilidade de alimentos e abrigos, e se estabelecem (AGOSTINHO & JULIO Jr., 1999), sendo que algumas dessas espécies passam todo o seu ciclo de vida nesses ambientes (TEIXEIRA *et al.*, 2005 ;BARROS, 2008). Entretanto, é necessário considerar que estes deslocamentos não constituem migrações, as quais não ocorrem em assembleias de peixes localizadas em região de cabeceira (SILVA, 1993), como é o caso deste estudo.

A vegetação marginal, que pode cobrir parcial ou totalmente os cursos de água (MELO *et al.* 2009), sendo um importante fator que disponibiliza alimento (flores, frutos e sementes) (MELO *et al.* 2004) e abrigo (troncos, galhos e folhas), para a biota aquática, incluindo os peixes (FIALHO 2009). Além disso, a presença da mata ciliar influencia no tipo de recurso, alóctone ou autóctone, usado na dieta da ictiofauna (BRANDÃO-GONÇALVES *et al.* 2009). Esta situação pode explicar a relação observada entre os detritívoros.

Embora o ponto P11 tenha apresentado um menor valor de cobertura vegetal (9,09%), o alto valor do escore observado nesse ponto pode estar relacionado com a heterogeneidade de habitat dos riachos. Para Ferreira & Casatti (2006a), a diversidade de habitat local pode compensar a ausência da vegetação marginal.

Nos pontos P03 e P21, a riqueza de espécies de Callichthyidae e abundância de Sternopygidae tiveram maiores escores, o que pode ser explicado pela disponibilidade de habitats para os insetos aquáticos, favorecida pela presença da cobertura vegetal (33,36% e 81,82%, respectivamente). Ambientes com mata ciliar favorecem a colonização de várias espécies de macroinvertebrados bentônicos (CALLISTO et al., 2001). Segundo Bojsen & Barriga (2002), a cobertura vegetal e a quantidade de folhas no fundo de riachos, interfere na quantidade de macroinvertebrados, os quais servem de alimento para peixes insetívoros, como é o caso dos representantes da família Sternopygidae neste estudo. O ponto P11, com baixa cobertura vegetal, foi influenciado por maiores escores da riqueza de espécies das famílias Callichthyidae e Gymnotidae. A presença de Callichthyidae, nesse local, pode ser explicada pelo hábito alimentar de *Corydoras* uma das espécies representantes dessa família, a qual é considerada uma espécie sem preferência por determinado item alimentar (ARANHA et al. 1993), sendo assim considerada onívora. Enquanto que *Gymnotus carapo*, único representante da família Gymnotidae, é encontrado em ambientes com pouca cobertura vegetal ripária. Para Dias & Tejerina-Garro (2010), essa espécie utiliza as raízes submersas para abrigo e para se alimentar dos insetos presentes nestes locais. Ferreira & Casatti (2006), mostra que a substituição da mata ripária por pastagem altera as características do habitat interno, criando um micro-habitat favorável a esta espécie e evitando a substituição da mesma. Para Brandão-Gonçalves et al. (2009), animais com guilda trófica insetívora podem encontrar suas presas em ambientes com mata ripária, a deriva e unidos a substratos.

Nos pontos considerados próximos de conservados, a riqueza da família Characidae teve valores elevados. Essa família é composta por espécies de peixes que possuem porte, hábitos comportamentais e alimentares diversificados (GRAÇA & PAVANELLI, 2007), além de apresentarem uma ampla distribuição nos ambientes aquáticos tropicais (ORSI, 2003). Neste sentido, Veregue & Orsi (2003), indicam que o caracídeo *Astyanax scabripinnis* é considerada uma espécie típica das cabeceiras dos rios, riachos e ribeirões, enquanto que Bojsen & Barriga (2002), mencionam que outros caracídeos habitam águas profundas e calmas. Do ponto de vista trófico, Ferreira (2004) e Vilella et al. (2002), mostram que espécies do gênero *Astyanax*, possuem o

hábito alimentar onívoro, com tendência a insetívora, e que a mata ripária é uma variável importante para a alimentação dessa espécie, pois disponibiliza alimentos alóctones, sendo algumas espécies sensível as alterações de origem antrópica, como é o caso de *Astyanax scabripinnis*, (OLIVEIRA & BENNEMANN, 2005).

Os pontos P03 e P21 apresentaram maiores valores relacionados à riqueza de espécies e abundância da família Curimatidae. Esta família é considerada um indicador da qualidade de água, (FERREIRA & CASATTI 2006b), devido ao consumo de detritos (GIORA & FIALHO 2003). Este hábito alimentar aliado à ampla distribuição dos representantes desta família, torna-se esta de grande importância ecológica para o ambiente e para as assembleias de peixes (COPATTI *et al.*, 2009), além de indicadores da qualidade do ambiente aquático, devido a serem sensíveis à alterações da mata ripária (FERREIRA & CASATTI, 2006b). Esta sensibilidade pode explicar a baixa abundância desta família no ponto P11 (9,09% de cobertura vegetal), mas não em termos de riqueza, a qual foi semelhante ao locais com presença de mata ripária (P03 e P21).

Nos pontos (P01, P07, P08, P09, P12, P16, P18, P19, P22 e P25) a soma dos valores dos escores foi igual a zero, indicando uma baixa qualidade do ambiente aquático. Entretanto, isso não significa que nesses pontos não tenham sido coletados peixes, e sim que os valores dos resíduos gerados pela regressão múltipla foram baixos, enquadrando-se assim, no intervalo de classe que corresponde a um escore zero. Nestes locais, a presença da abundância e riqueza dos detritívoros, Characidae, Callichthyidae e a abundância Heptapteridae, demonstraram terem maior resistência as alterações nestes pontos.

Por outro lado, a comparação dos escores obtidos entre as três bacias (rio Meia Ponte, rio Piracanjuba, ribeirão Santa Maria) estudadas, indicam que não há diferenças no que diz respeito à qualidade do ambiente aquático, o qual se apresenta não preservado.

CONCLUSÃO

Com este estudo, percebe-se que os 27 pontos amostrados na bacia do alto rio Paraná foram considerados riachos antropizados, segundo o protocolo proposto por Fialho (2009). E essa condição foi encontrada para os riachos das três bacias hidrográficas estudadas (Meia Ponte, Piracanjuba e Santa Maria), onde não houve diferença significativa quanto aos valores dos escores encontrados. No entanto, os Pontos amostrais 03, 11, e 21 apresentaram os escores com valores, mais próximos dos preservados conforme Fialho (2009).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; JUNIOR, H.F.J. *Peixes da Bacia do Alto Rio Paraná: Ecológicos de Comunidades de peixes Tropicais*. LOWE-McCONNELL, R.B. São Paulo, Universidade Federal de São Paulo, 1999.
- ARANHA, J.M.R.; CARAMASCHI, E.P.; CARAMASCHI, U. *Spatial occupation, feeding and reproductive period of two species of Corydoras Lacépède (SILUROIDEI, CALLICHTHYIDAE) coexistents in the Alambari river (Botucatu, São Paulo)*. Revista Brasileira de Zoologia . v.10, n.3, p.453-466, 1993.
- ARAÚJO, F. G.; *Adaptation of the index of biotic integrity based on fish assemblages in the Paraíba do Sul river*, Revista Brasileira de Biologia, Rio de Janeiro, v.58, n.4. p.547-558, 1998.
- BOJSEN, B.H.;BARRIGA, R. *Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams*. Freshwater Biology, Quito, v.47, p. 2246-2260, 2002.
- BONNET, R.P.; FERREIRA, L.G.; LOBO, F.C. *Water quality and land use relations in Goiás: a watershed scale analysis*. Revista Árvore, v.32, n.2, p. 311-322, 2008.
- BRANDÃO-GONSALVES, L.; LIMA-JUNIOR, S.E.; SUAREZ, Y.R. *Hábitos alimentares de Bryconamericus stramineus Eigenmann, 1908 (Characidae), em diferentes riachos da sub-bacia do Rio Guiraí*. Biota Neotropica, Mato Grosso do Sul, v.9, n.1, p.135-143, 2009.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. *Macroinvertebrados bentônico como ferramenta para avaliar a saúde de riachos*. Revista Brasileira de Recursos hídricos. Belo Horizonte- MG, v.6, n.1, p.71-82, 2001.
- CARMO, M.S.; BOAVENTURA, G.R.; OLIVEIRA, E.C. *Geoquímica das águas da bacia hidrográfica do Rio Descoberto*, Brasília DF- Brasil, Química Nova, v.28, n.4, p.564-574, 2005.
- CASATTI, L.; *Alterações no código florestal: impactos potenciais sobre a ictiofauna*. São José do Rio Preto SP- Brasil, Biota Neotrópica, v.10, n.4, p.31-34, 2010.
- COPATTI, C.E.; ZANINI, L.G.; VALENTE. A. *Ichthyofauna of the Jaguari river microbasin, Jaguari /RS*. Biota Neotropica, Cruz alta, RS, v.9, n.2, p. 179-186, 2009.
- COUTO, M.S.D.S.; FERREIRA, L. G.; HALL, B.R.; SILVA, G. J. P.; GARCIA, F. N. *Identification of priority areas for biodiversity and landscape conservation in*

the state of Goiás: methods and scenarios within the watershed context. Revista Brasileira de Cartografia, v.62, n.2, p.125-135, 2010.

DIAS, B.F.S. *Cerrado: caracterização, ocupação, e perspectivas: A conservação da natureza.* PINTO, M.N. 1º Ed. Brasília DF, 1994.

DIAS, A.M.; TEJERINA-GARRO, F.L.; *Changes in the structure of fish assemblages in streams along an undisturbed-impacted gradient, upper Paraná river basin, Central Brasil.* Neotropical Ichthyology, Goiânia-GO, v.8, n.3, p.587-598, 2010.

FERREIRA, A. *Ecologia Trófica de Astyanax altiparanae (Osteichthyes, Characidae) em córregos da bacia do rio passa-cinco, Estado de São Paulo.* 2004. Dissertação (Mestrado)- Escola Superior de Agricultura: Universidade São Paulo. 2004.

FERREIRA, C.P. *Comunidades de peixes e Integridade Biótica do córrego da água limpa na fase de pré-recuperação de matas ciliares, São José do Rio Preto,* p.1-86, 2006.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. *Influência da estrutura do habitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem.* Revista Brasileira de Zoologia., São Paulo, Brasil. São José do Rio Preto, SP, v.23, n. 3, p.642-651, 2006a.

FERREIRA, C.P.; CASATTI, L. *Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes.* Biota Neotropica, São José do Rio Preto, SP, v.6, n.3, p.1-25, 2006b.

FIALHO, A.P. *Ecologia de riachos: interação peixe-habitat e adequação de um Índice Baseado na assembleia de Peixe (IBP) no alto da bacia do rio Paraná, Brasil Central.* 62 f. Tese (Doutorado)- Programa de Pós-graduação em Ecologia de ambientes aquáticos continentais: Departamento de Biologia, Universidade Estadual de Maringá. 2009.

FROTEMERSCH, J.E.; STRINBLING, J.B.; PAUL, M.J. *Concepts and Approaches for the bioassessment of now-wadeable streams and rivers.* Environmental protection agency. v.600, n.6, EPA 600-R- P06-127, 2006.

GIORA, J.; FIALHO, C, B. *Biologia alimentar de Steindachnerina brevipinna (Characiformes, Curimatidae) do Rio Ibicuí-Mirim, Rio Grande do Sul, Brasil.* Porto Alegre, RS, v.93, n.3, p. 277-281, 2003.

GRAÇA, W.J.; PAVANELLI, C.S. *Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes.* Maringá, PR: Eduem, 2007.

HUGHES, R.M.; OBERDORF, T. *Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canadá: Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities.* 1º ed. CRC Press, Boca Raton: SIMON, T.P, 1999.

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

KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. *Ecological perspective on water quality goals. Environmental. Manage*, v.5, p.55-68 1981.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. *A conservação do Cerrado brasileiro. Megadiversidade*, v.1, n.1, p. 147-155, 2005.

LOWE-McCONNELL, R.B. *Estudos Ecológicos de Comunidades de peixes Tropicais*. São Paulo, Universidade Federal de São Paulo, 1999.

MAZZONI, R.; FENERICH-VERANI,N.; CARAMASCHI,E.P. *Electrofishing as a sampling pechnique for coastal stream fish populations ans communities in the southeast of Brasil*. *Revista Brasileira. Biologia.*, Rio de Janeiro, RJ. v.60, n.2, p.205-216, 2000.

McALLISTER, D. E. *Biodiversity Impacts of large Dams*. Back-ground Paper Nr. 2 Prepared for IUCN/UNEP/WCP. International Union for Conservation of Nature Resources and the United Nations environmental Program, 2011.

MELO, C.E.; MACHADO, F.A.; PINTO-SILVA ,V. *Feeding habits of fish from a stream in the savanna of Central Brazil, Araguaia Basin*. *Neotropical Ichthyology*, Cuiabá, MT. v.2, n.1. p.37-44, 2004.

MELO, T.L.; TEJERINA- GARRO, F.L.; MELO, C.E. *Influence of environmental parameters on fish assemblage of a neotropical river with a flood pulse regime, Central Brazil*. *Neotropical Ichthyology*, v.7, n.3, p.421-428,2009.

MCLLISTER, D.E.; HAMILTON, A.L.; HAVERY,B. *Global freshwater biodiversity: striving for the integrity of freshwater ecosystems*. New México, v.11, n.3, p. 1-142, 1997.

MÜELLER, C.C. *Expansion and modernization of agriculture in the cerrado: the case of soybeans in Brazil's Center-West*. See Martine, Brasília, DF: University of Brasília, 2003.

OLIVEIRA, D.C.; BEENNMANN, S.T. *Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em riachos urbana no sul do Brasil*. *Biota Neotropica*, Londrina, PR, v.5, n.1, p. 95-107, 2005.

VEREGUE, A.M.L.; ORSI, M.L.; *Biologia reprodutiva de Astyanax scabripinnis paranae (Eigenmann) (Osttheichthyes, Characidae), do ribeirão das marrecas bacia do rio Tibagi, Paraná*. *Revista. Brasileira. Zoologia.*, Botucatu, SP, v.20, n. 1, p. 97-105, 2003.

PRINGLE, C.M.; SCATENA, F.N.; PAABY-HANSEN, P. & NUNEZ-FERRERA,M. *River conservation in Latin America and the Cribbean: Global perspercitves on river conservation*. 1.ed. Chichester: Jonh Wiley & Son, 2000.

HOFFMANN, A.C.; ORSI, M.L.; SHIBATTA, O. A. *Fish diversity in the UHE Escola Engenharia Mackenzie (Cativara) reservoir, Paranapanema River, upper Rio Paraná basin, Brazil, and the importance of large tributaries in its maintenance*. Iheringia, Série Zoológica, v.95, n.3, p.319-325, 2005.

SANO, E.E.; DAMBRÓS, L.A.; OLIVEIRA, G.C; BRITES, R.S. *Padrões de cobertura de solos do Estado de Goiás: Laerte Guimarães (Org) A encruzilhada socioambiental: biodiversidade, economia e sustentabilidade no Cerrado*. Goiânia-GO: Ferreira, J., 2008.

SEPLAN/SEPIN, IBGE. *Principais rebanhos e produção de leite. Gerência de estatística socioeconômica, Goiás*. Disponível em: www.portalsepin.go.gov.br. Acesso em: set. 2009.

SHIGAKI, F.; SHARPLEY, A. *Animal-based agriculture, phosphorus management and water quality in Brasil. Options for the future*. Scientia Agricola, v. 63, p.194-209, 2006.

TEJERINA-GARRO, F.L. *Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers*. Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 48, n.1, p.91-108, 2005.

TEJERINA-GARRO, F.L.; MÉRONA, T. OBERDORFF, T.; HUGUENNY, B. *A fish based index of large river quality for Frech Guiana (South America): Method and preliminary results*. Aquat.Living Resour, v.19, p. 31-46, 2006.

TEJERINA-GARRO, F.L. *Biodiversidade e impactos ambientais no estado de Goiás: o meio aquático: Cerrado, Sociedade e Ambiente Desenvolvimento Sustentável*. 1ed. Goiânia: PIETRAFESA, J. P.; TEJERINA- GARRO. F.L.; ROCHA, C, 2008.

VILELLA, F.S.; BECKER, F.G.; HARTZ, S.M. *Diet of Astyanax species (Teleostei, Characidae) in an Atlantic Forest River in Southern Brazil*. Brazilian Archives of Biology and Technology, Porto Alegre, RS, v.45, n.2, p.223-232, 2002.

WALTER, T.M.B. *Fitofissionomias do bioma cerrado: síntese terminológicas e relações florísticas*. 372 f. Tese (Doutorado)- Programa de Pós-graduação em ecologia, Universidade de Brasília. 2006.

