



Universidade Estadual de Goiás
Unidade Universitária de Ciências Exatas e Tecnológicas
Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Recursos Naturais do Cerrado

MILTON PEREIRA DE ÁVILA

**Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para riachos do
Alto rio Tocantins**

Anápolis

2015

MILTON PEREIRA DE ÁVILA

**Desenvolvimento de um índice de integridade biótica para riachos do Alto
rio Tocantins**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
Stricto Sensu em Recursos Naturais do Cerrado, da
Universidade Estadual de Goiás para obtenção do título de
Mestre em Recursos Naturais do Cerrado
Orientador: Prof. Dr. Fabrício Barreto Teresa
Co-Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Juliana Simião Ferreira

Anápolis

2015

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha esposa Eloisa, sempre presente nas dificuldades e cumprindo o seu papel de norte da minha vida e a toda a minha família pelo apoio e incentivo constante.

AGRADECIMENTOS

Ao professor orientador Fabrício Barreto Teresa pelos ensinamentos sem os quais seria impossível produzir este estudo e pela imensa paciência diante das minhas dificuldades.

À minha co-orientadora professora Juliana Simião Ferreira pelo incentivo e pelas valiosas sugestões.

Aos meus pais e meus filhos pela compressão pela minha constante ausência durante o tempo de estudo.

Aos professores e colegas do Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais do Cerrado da Universidade Estadual de Goiás pela camaradagem, principalmente ao Hugo e ao Pedro sempre presentes em auxílio a este companheiro de jornada.

À FAPEG pela provisão da bolsa de mestrado.

À Deus por propiciar este momento em minha vida.

RESUMO

O objetivo deste estudo foi desenvolver um índice de integridade biótica (IIB) utilizando peixes para avaliação de riachos da bacia do alto rio Tocantins, sub-bacia do rio Santa Teresa, na região norte de Goiás. Foram selecionados transectos de 80 metros de 16 riachos de 1ª e 2ª ordem, da sub-bacia do rio Santa Teresa para desenvolvimento do estudo. Foram coletados 4.079 indivíduos distribuídos em 5 ordens, 12 famílias e 30 espécies. Cinquenta e seis métricas foram elencadas inicialmente para compor o índice e após os testes de sensibilidade e redundância, restaram cinco métricas capazes de separar riachos degradados de riachos conservados. A validação do IIB foi feita com a aplicação das métricas nos riachos considerados intermediários, que obtiveram pontuação no limite entre ambientes conservados e degradados como esperado. O fato de algumas métricas mostrarem comportamento peculiar ao ambiente estudado e contrário a trabalhos anteriores semelhantes, demonstra a importância da adaptação regional deste tipo de ferramenta para um resultado mais confiável e efetivo.

PALAVRAS-CHAVE: IIB, bioindicadores, ictiofauna, biomonitoramento

ABSTRACT

The objective of this study was to develop an index of biotic integrity (IBI) using fish for evaluation streams of the upper rio Tocantins basin, sub-basin of the river Santa Teresa, in the northern region of Goiás. We selected transects of 80 meters 16 streams 1st and 2nd order, the sub-basin of the river Santa Teresa to develop the study. We collected 4,079 individuals distributed in 5 orders, 12 families and 30 species. Fifty-six metrics were initially listed to compose the index and after the sensitivity and redundancy, tests left five metrics that distinguish degraded streams of conserved streams. The validation of the IIB was made with the application of the metrics in the streams considered intermediate, which achieved a score at the boundary between conserved environments and degraded as expected. The fact that some metrics show peculiar behavior to the environment studied and contrary to previous similar work demonstrates the importance of regional adaptation of such a tool for a more reliable and effective result.

KEYWORDS: IBI, bioindicators, fish fauna, biomonitoring

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	03
AGRADECIMENTOS	04
RESUMO	05
ABSTRACT	06
INTRODUÇÃO	08
MATERIAL E MÉTODOS	11
Área de estudo	11
Amostragem da ictiofauna e caracterização dos pontos amostrais.....	12
Classificação dos pontos amostrais	14
Seleção das métricas	15
Teste de sensibilidade e seleção das métricas	18
Definição das classes de qualidade e limiares da pontuação das métricas.....	20
Metodologia de validação do IIB	21
RESULTADOS	22
Classificação dos pontos amostrais	22
Composição da ictiofauna	23
Teste de sensibilidade e limiares da pontuação das métricas.....	28
Validação do IIB.....	32
DISCUSSÃO	33
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	38

INTRODUÇÃO

As ações antrópicas são as principais ameaças à integridade dos ecossistemas naturais e têm resultado na diminuição da quantidade de água disponível para o consumo humano (Malta & Prestes, 1997), destruição dos sistemas lóticos (Corgosinho *et al.*, 2004) e perda da biodiversidade. Esses efeitos vêm alcançando bacias hidrográficas importantes do território brasileiro (Callisto *et al.*, 2001). Neste cenário, o desenvolvimento de ferramentas de monitoramento e avaliação ambiental é fundamental para subsidiar a tomada de decisões que assegurem a proteção dos recursos biológicos (Karr, 1987).

Índices de avaliação ambiental podem ser utilizados para o diagnóstico da integridade de ambientes aquáticos. Essas ferramentas, muitas vezes, são baseadas na análise de parâmetros físicos e químicos da água, visando estabelecer a condição dos recursos hídricos. Contudo, esses parâmetros geralmente são empregados com um enfoque voltado ao consumo humano, não se preocupando, necessariamente, com a manutenção da biota aquática (Vieira & Shibatta, 2007). O uso de indicadores biológicos é uma alternativa mais holística devido ao fato das comunidades biológicas refletirem as condições das bacias hidrográficas, uma vez que são sensíveis às mudanças de uma ampla gama de fatores ambientais (Karr, 1981; Barbour *et al.*, 1999).

Particularmente, o uso de peixes como bioindicadores no monitoramento de ecossistemas aquáticos é interessante devido ao fato de serem encontrados em variados tipos de ambientes aquáticos, mesmo em condições adversas e, ainda, por responderem de modo específico às pressões antrópicas a que são submetidos (Karr, 1981). Além disso, a produção de amostras é facilitada, pela abundância desses organismos e diversidade de espécies nos cursos d'água (Karr, 1981). Como os rios são coletores naturais das paisagens, refletindo o

uso e ocupação do solo de sua respectiva bacia de drenagem, o monitoramento dos peixes também permite avaliar os impactos antrópicos incidentes não somente no ambiente aquático mas também no ambiente circunvizinho (Goulart&Callisto, 2003).

Um marco importante no desenvolvimento de índices de qualidade ambiental utilizando parâmetros extraídos das comunidades biológicas foi representado pelo estudo de Karr (1981). O trabalho de Karr foi pioneiro na descrição de procedimentos para a obtenção de um Índice de Integridade Biótica (IIB) a partir de métricas extraídas das comunidades de peixes para avaliação do nível de degradação do ambiente aquático. O uso deste tipo de metodologia se expandiu nos EUA, onde foi adaptado por outros pesquisadores à diversidade de ambientes daquele país, e atualmente foi propagado para a maioria dos continentes com bastante êxito (Jaramillo&Caramaschi, 2008; Ruaro&Gubiani, 2013). O IIB foi desenvolvido inicialmente para peixes, mas posteriormente aplicado em outros organismos, principalmente de ambientes aquáticos (Ruaro&Gubiani, 2013).

O IIB consiste em uma medida de integridade das comunidades obtida a partir da avaliação de um conjunto de métricas extraídas das comunidades, as quais são qualificadas de acordo com o seu desvio em relação aos cenários referência (Karr, 1981; Jaramillo&Caramaschi, 2008). As métricas podem representar diferentes aspectos das comunidades, como composição, riqueza de espécies, riqueza de grupos funcionais, dominância, composição trófica, uso de hábitat, aspectos reprodutivos, saúde (Roset *et al.*, 2007). A capacidade de prever o estado de conservação dos rios por meio do IIB depende de adaptações do índice às condições regionais onde se pretende aplicá-lo (Jaramillo&Caramaschi, 2008), uma vez que determinadas métricas podem ter significados e sensibilidade diferentes dependendo da região onde será aplicado. Por esse motivo, recomenda-se que a seleção das métricas que compõem o IIB seja realizada regionalmente,

buscando-se aquelas que são sensíveis ao gradiente ambiental de interesse (Baptista *et al.*, 2007).

No Brasil, trabalhos como os de Araújo (1998), Araújo *et al.*, (2003), Bozzetti & Schulz (2004), Ferreira & Casatti (2006), Pinto & Araújo (2007), Casatti *et al.* (2009), Casatti & Teresa (2012) e Polaz (2013), são exemplos de adaptação do IIB para ambientes lóticos. Esses trabalhos concentram-se nas regiões Sul ou Sudeste do país. Embora estudos como Fialho (2008) já tenham executado a adaptação do índice no Brasil Central, a demanda para este tipo de estudo ainda é grande para a região quando comparado ao Sul e o Sudeste, evidenciando a carência de estudos em outras regiões brasileiras, em especial em riachos da bacia do Alto rio Tocantins em Goiás. O bioma Cerrado, dominante na região Centro-Oeste, possui a mais rica flora dentre as savanas do mundo e sofre intensivamente com a pressão antrópica representada principalmente pelo cultivo de pastagens e culturas anuais (Klink & Machado, 2005). Segundo Resck (2005), a degradação do solo do Cerrado reflete diretamente na disponibilidade dos recursos hídricos, reforçando a necessidade do monitoramento destes recursos e adaptação de ferramentas que permitam agilizar possíveis tomadas de medidas preventivas e mitigatórias de impactos indesejáveis. O estudo e desenvolvimento de ferramentas de avaliação ambiental no Brasil Central, principalmente em regiões negligenciadas em pesquisas como a região Norte do Estado de Goiás, onde concentram-se grande parte dos remanescentes de vegetação nativa, permitiriam melhor instrumentalização para a conservação da sua biodiversidade aquática.

Assim, o objetivo geral deste estudo é desenvolver um índice de integridade biótica (IIB) para riachos da bacia do alto rio Tocantins, sub-bacia do rio Santa Teresa, no Norte de Goiás. Mais especificamente, pretende-se identificar métricas extraídas das comunidades de peixes sensíveis à degradação física do hábitat em riachos e ao desmatamento no entorno e à

montante dos pontos de coleta; definir um índice composto por tais métricas; validar o índice a partir da avaliação de riachos da mesma região.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Norte de Goiás, entre as coordenadas localizadas entre os paralelos 13°09' e 13°30' de Latitude S e os meridianos 49°10' e 48°34' de Longitude W, região pertencente bacia do alto rio Tocantins, sub-bacia do rio Santa Teresa (Figura 1). A Bacia Hidrográfica do alto rio Tocantins, tem uma extensão aproximada de 123.800 Km² que englobam partes do Tocantins, Distrito Federal e Goiás. Possui 87 municípios com área significativa inserida em sua bacia. Inserida no domínio Cerrado, a Bacia do alto Tocantins, apresenta clima enquadrado no tipo Cwa, segundo a classificação de Köppen, que atribui clima temperado úmido com inverno seco e verão quente, para este tipo de classificação. As chuvas concentram-se no período compreendido entre os meses de dezembro a fevereiro, com pluviosidade variando entre 1.100 mm a 1.700 mm anuais. Localizada em uma região da Plataforma Sul-Americana, a bacia do alto Tocantins apresenta terrenos geológicos diversos com solos pobres e suscetíveis a erosão e com predomínio de latossolo vermelho e amarelo (Ferreira & Tokarski, 2007).

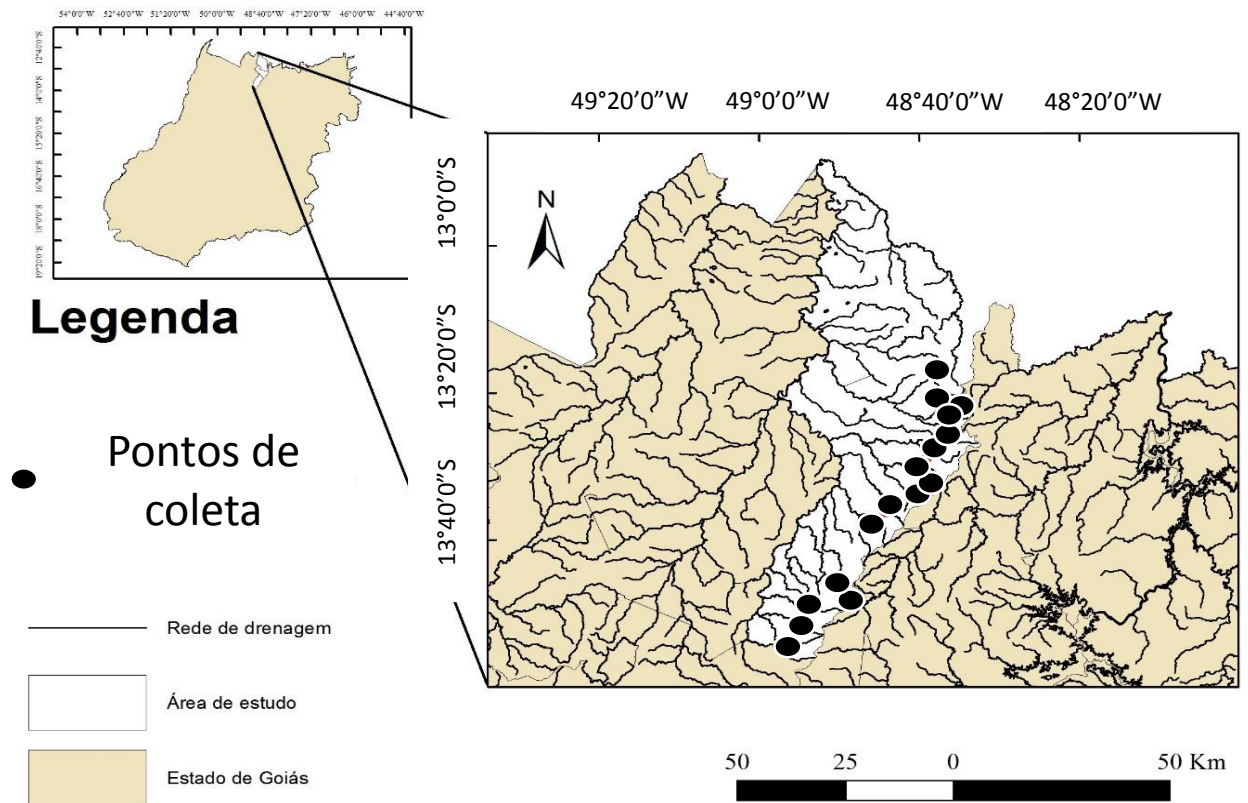


Figura 1. Bacia do alto rio Tocantins, com destaque dos 16 pontos de amostragens em riachos da sub-bacia do rio Santa Teresa, região Norte de Goiás.

Amostragem da ictiofauna e caracterização dos pontos amostrais

Para execução do estudo, foram selecionados 16 riachos (Figura 1) de 1ª e 2ª ordem (Strahler, 1957), onde trechos selecionados destes riachos foram amostrados durante o período de agosto a outubro de 2013, onde a efetividade das amostragens geralmente é maior em função do menor volume de água dos riachos que estavam, então, sob condição de seca.

A coleta da ictiofauna foi realizada em trechos de 80 metros de extensão em cada riacho. O esforço amostral foi feito por três pessoas percorrendo o trecho de 80 metros com o equipamento de pesca elétrica por uma hora, no sentido jusante para montante.

A pesca elétrica foi escolhida por ser um método não seletivo (Barbour *et al.*, 1999) que permite alta capturabilidade. Os peixes capturados foram fixados em solução de formol 10% e transferidos para solução de álcool 70% após 72 horas. A identificação dos espécimes foi feita até o menor nível taxonômico possível com a ajuda do orientador deste estudo o Professor Dr. Fabrício Barreto Teresa e do especialista em taxonomia de peixes, Professor Dr. Fernando Rogério de Carvalho da Universidade Estadual Paulista – UNESP.

Antes da coleta foi realizada a caracterização dos riachos, tendo sido avaliadas variáveis ambientais relacionadas a qualidade da estrutura física dos 80 metros de trecho selecionados no sentido jusante/montante considerando os seguintes itens: proporção do substrato inconsolidado que corresponde ao substrato de pequena granulometria, especificamente areia, silte e cascalho (estimativa visual), porcentagem de mata partindo da margem dos riachos até um raio de 30 metros ao redor dos rios sentido jusante/montante (estimativa visual) e porcentagem de gramíneas partindo da margem dos riachos até um raio de 30 metros ao redor dos rios sentido jusante/montante (estimativa visual). Conjuntamente com estas variáveis ambientais, foram obtidas também variáveis ambientais de paisagem, representando o estado de conservação do entorno dos riachos (porcentagem de mata em um buffer de 100 e 500 m a montante do ponto de amostragem e porcentagem de mata na micro-bacia (drenagem a montante do ponto amostral). Para tal, foram obtidas imagens no ano de 2014 de alta resolução do satélite RapidEye (5m de resolução espacial) de forma gratuita através do Ministério do Meio Ambiente (<http://www.geocatalogoma.com.br/faq.jhtml#load=8>) e imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) a partir do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>). A posição

geográfica dos pontos de coleta foi utilizada para delimitar a área das micro-bacias (drenagem à montante de cada ponto de coleta). A classificação dos tipos de uso do solo e as métricas de paisagem foram obtidas utilizando-se os softwares ArcGIS e SPRING, respectivamente.

Classificação dos pontos amostrais

Para definição dos pontos amostrais referência foi feita uma Análise de Agrupamento (Tyron, 1939), utilizando a distância euclidiana na matriz de dados ambientais e o algoritmo UPGMA como método de ligação. Este tipo de abordagem é denominada sitio-específica e se baseia em técnicas de agrupamento como ponto de partida, onde o local de referência é definido por classificações prévias baseadas em ecorregiões ou agrupamentos de similaridade de fauna (Jaramillo&Caramaschi, 2008; Roset*et al.*, 2007). Em nosso caso, foram classificados como referência os riachos que apresentaram a melhor condição ambiental encontrada na região, apresentando características típicas de ambientes conservados, como por exemplo substrato mais consolidado (maior granulometria: seixo, matacão e rocha), alta proporção de mata ciliar, alta proporção de cobertura vegetal arbórea na microbacia.

Seleção das métricas

Foram selecionadas para compor o IIB métricas já utilizadas em outros trabalhos (p.ex., *Karretal.*, 1981; *Karretal.*, 1986; Ferreira & Casatti, 2006; *Casattietal.*, 2009) e métricas propostas neste estudo. Foram elencadas 56 métricas (Tabela 2) relacionadas à composição e estrutura das comunidades de peixes, abrangendo descritores como riqueza e abundância de diferentes táxons, grupos tróficos, guildas baseadas no uso do hábitat, morfologia e outros descritores da comunidade como diversidade, dominância e uniformidade. Os índices de diversidade, riqueza, equitabilidade e dominância foram calculados usando o software PAST (versão 8.0).

Tabela 2. Métricas candidatas avaliadas no presente estudo, com suas respectivas referências.

Métricas	Referências	Métricas	Referências
Riqueza	Ferreira & Casatti (2006)	Abundância relativa de nectônicos	Ferreira & Casatti (2006)
Abundância (número de indivíduos)	Casatti <i>et al.</i> (2009)	Riqueza de bentônicos	Karr (1981)
Dominância (índice de Berguer Parker)	Casatti <i>et al.</i> (2009)	Riqueza relativa de bentônicos	Ferreira & Casatti (2006)
Equitabilidade J (índice de Pielou)	Polaz (2013)	Abundância relativa de bentônicos	Casatti <i>et al.</i> (2009)
Diversidade (índice de Shannon-Wiener)	Polaz (2013)	Riqueza de nectobentônicos	Presente estudo
Riqueza de Characiformes	Polaz (2013)	Riqueza relativa nectobentônicos	Presente estudo
Riqueza relativa Characiformes	Presente estudo	Abundância relativa nectobentônicos	Presente estudo
Abundância relativa de Characiformes	Araujo <i>et al.</i> (2003)	Riqueza de reofílicos	Ferreira & Casatti (2006)
Riqueza de Siluriformes	Polaz (2013)	Riqueza relativa de reofílicos	Ferreira & Casatti (2006)
Riqueza relativa de Siluriformes	Araujo (1998)	Abundância relativa de reofílicos	Presente estudo
Abundância relativa de Siluriformes	Araujo <i>et al.</i> (2003)	Riqueza de peixes de barranco	Presente estudo
Riqueza de Gymnotiformes	Polaz (2013)	Riqueza relativa de peixes de barranco	Presente estudo
Riqueza relativa de Gymnotiformes	Presente estudo	Abundância relativa de peixes de barranco	Presente estudo
Abundância relativa de Gymnotiformes	Polaz (2013)	Riqueza de peixes com índice de compressão menor que um	Presente estudo
Riqueza de peixes da família Characidae	Araujo (1998)	Riqueza relativa de peixes com índice de compressão menor que um	Presente estudo
Riqueza relativa de peixes da família Characidae	Presente estudo	Abundância relativa de peixes com índice de compressão menor que um	Presente estudo

Continuação (Tabela 2)

Abundância relativa de peixes da família Characidae	Presente estudo	Riqueza de insetívoros aquáticos	Presente estudo
Riqueza de peixes da família Loricariidae	Presente estudo	Riqueza relativa de insetívoros aquáticos	Presente estudo
Riqueza relativa de peixes da família Loricariidae	Presente estudo	Abundância relativa de insetívoros aquáticos	Presente estudo
Abundância relativa de peixes da família Loricariidae	Presente estudo	Riqueza de insetívoros terrestres	Presente estudo
Riqueza de peixes da família Heptapteridae	Presente estudo	Riqueza relativa de insetívoros terrestres	Presente estudo
Riqueza relativa de peixes da família Heptapteridae	Presente estudo	Abundância relativa de insetívoros terrestres	Presente estudo
Abundância relativa de peixes da família Heptapteridae	Presente estudo	Riqueza de peixes onívoros	Presente estudo
Riqueza de Characiformes e Siluriformes	Casatti <i>et al.</i> (2009)	Riqueza relativa de onívoros	Presente estudo
Riqueza relativa de Characiformes e Siluriformes	Casatti <i>et al.</i> (2009)	Abundância relativa de onívoros	Presente estudo
Abundância relativa de Characiformes e Siluriformes	Casatti <i>et al.</i> (2009)	Riqueza de detritívoros ou perifitívoros	Presente estudo
Riqueza de nectônicos	Karr (1981)	Riqueza relativa de detritívoros ou perifitívoros	Presente estudo
Riqueza relativa de nectônicos	Karr (1981)	Abundância relativa de detritívoros ou perifitívoros	Presente estudo

O Índice de Compressão do Corpo dos peixes (IC) foi calculada dividindo-se a altura máxima do corpo por sua largura máxima (Gatz, 1979; Casatti e Castro, 2006). Peixes com IC maiores que um representam peixes mais altos do que largos que são típicos de ambientes lênticos (Watson & Balon, 1984) e, supostamente, ocorrem predominantemente em riachos degradados, onde o assoreamento diminui a disponibilidade de trechos com maior fluxo de água.

A classificação dos peixes em grupos tróficos foi realizada utilizando o índice de importância alimentar (IAi). Para determinar o IAi, foi analisado o conteúdo estomacal de 10 indivíduos de cada espécie. Para isso, os estômagos foram removidos por meio de uma incisão ventral e o conteúdo removido para avaliação em microscópio estereoscópico. Em seguida, os itens presentes no conteúdo estomacal foram classificados em grandes categorias (detrito, insetos, peixes, perifíton, fragmentos de vegetais superiores e algas). A porcentagem dos itens nos estômagos e a sua dominância foram utilizados para compor o IAi (Kawakami & Vazzoler, 1980), a partir do qual os grupos tróficos foram definidos. As métricas de uso de habitat foram definidas de acordo com observações realizadas em campo e informações da literatura (Roth et al., 1999; Araujo & Garutti, 2003).

Teste de sensibilidade e seleção das métricas

A sensibilidade das métricas foi avaliada por meio do teste não paramétrico U de Mann Whitney, utilizando-se o programa PAST versão 8.0, complementado pela inspeção dos respectivos box-whiskerplots. As métricas foram consideradas sensíveis quando diferenciaram os riachos referência e degradados a partir do teste de Mann-

Whitney e não apresentarem nenhuma sobreposição dos quartis e das medianas na análise dos box-and-whiskersplots (condição 3 na Figura 2), atendendo aos critérios definidos por Barbour et al (1996) de acordo com Baptista et al (2007).

As métricas sensíveis foram submetidas à uma Análise de Correlação de Spearman para a verificação da sua colinearidade. Foram consideradas redundantes e removidas do IIB final as métricas que apresentaram coeficiente de correlação maior do que 0,75 ou menor do que -0,75.

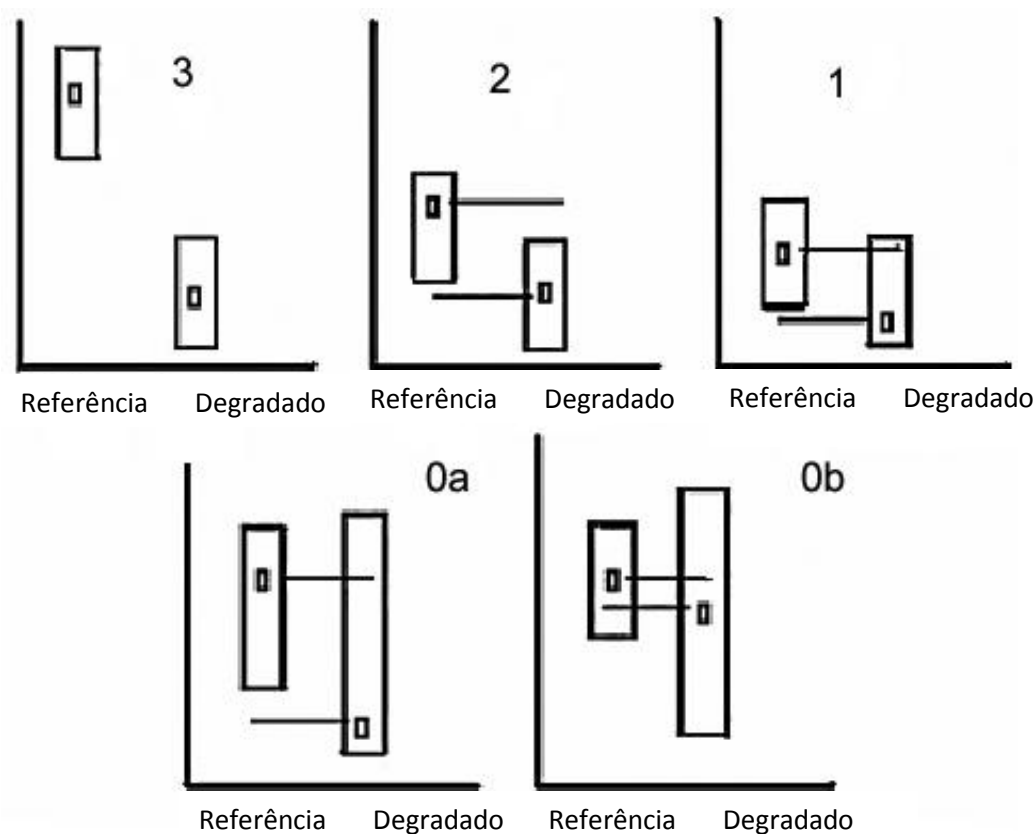


Figura2. Avaliação de sensibilidade das métricas (Barbour et al., 1996). Os quadrados representam as medianas e as caixas representam a distribuição interquartil. A métrica representada pela condição 3 é considerada sensível.

Definição das classes de qualidade e limiares da pontuação das métricas

Para cada métrica selecionada foram definidas as pontuações de 1, 3 e 5, sendo que a pontuação 5 representa condição comparável ao ambiente referência. Para a determinação dos limiares das métricas para os quais se atribui a pontuação foram utilizados os valores obtidos nos riachos referência, seguindo a metodologia descrita em Baptista et al. (2007). Métricas que aumentam seu valor com a degradação (i.e, menores valores para cenário referência) têm o terceiro quartil como limite superior, abaixo do qual atribui-se a pontuação “5”; a pontuação “3” é atribuída para valores entre o máximo e o terceiro quartil; pontuação “1” é atribuída para valores maiores que o máximo obtido nos riachos referência. Para métricas que diminuem seu valor diante da degradação (i.e., maiores valores para cenário referência), a pontuação “5” é atribuída para valores acima do primeiro quartil; a pontuação “3” é atribuída aos valores entre o mínimo e o primeiro quartil; e a pontuação “1” é atribuída para valores abaixo do mínimo obtido nos riachos referência. Um riacho para o qual se pretende determinar o IIB tem cada uma das suas métricas pontuada e a média das notas entre todas as métricas representa o seu status final de integridade biótica, que pode variar de 1 a 5 (Tabela 3). A qualificação dos riachos de acordo com a média do IIB segue Casatti *et al.* (2009).

Tabela 3. Descrição das categorias para as pontuações possíveis do IIB deste estudo e os respectivos intervalos de pontuação (extraído de Casatti *et al.*, 2009).

Categorias	Valores	Característica
Bom	4,0-5,0	Comparável com riachos referência e considerado minimamente afetado. Em média, as métricas biológicas abrangem o limite superior a 75% da condição de referência.
Regular	3,0-3,9	Comparável com os riachos referência, mas com alguns aspectos da integridade biológica comprometida. Em média, as métricas estão situadas dentro do intervalo de 75 a 50% das condições de referência.
Pobre	2,0-2,9	Desvio significativo das condições de referência, com muitos aspectos de integridade biológica sem semelhança aos cenários minimamente impactados. Em média, os indicadores biológicos estão dentro de 50 a 25% das condições de referência.
Muito Pobre	1-1,9	Forte desvio das condições de referência, com muitos aspectos de integridade biológica ameaçados, indicando grave degradação. A maioria das métricas biológicas situam-se abaixo de 25% das condições de referência.

Metodologia de validação do IIB

O teste de validação consiste em determinar o IIB dos riachos classificados como intermediários de acordo com suas condições ambientais, para confirmar se alcançarão a pontuação entre pobre e regular, o que constataria a efetividade do índice.

RESULTADOS

Classificação dos pontos amostrais

A partir da análise de agrupamento, utilizando os dados ambientais, os pontos amostrais foram classificados em três grupos (Figura 3). Um grupo denominado riachos referência, contendo os pontos 9, 11, 24, 25, 26 e 27 que se caracterizam por possuir menor proporção de substrato inconsolidado, mata ripária mais larga, maior porcentagem de árvores na zona ripária (30 metros), menor proporção de gramíneas na zona ripária, maior proporção de floresta na microbacia e em um buffer de 100 e 500 metros a montante do ponto amostral (Tabela 4); um grupo denominado riachos degradados, contendo os pontos 1, 2, 6, 17, 19 e 23 que apresentam alta proporção de substrato inconsolidado, mata ripária mais estreita, menor porcentagem de árvores na zona ripária (30 metros), maior proporção de gramíneas na zona ripária, menor proporção de floresta em um buffer de 100 e 500 metros a montante do ponto amostral (Tabela 4, Figura 3); e um grupo denominado riachos intermediários, contendo os pontos 16, 20, 22 e 28 que apresentam condições intermediárias para a largura da mata ciliar, porcentagem de árvores e gramíneas na zona ripária (30 metros), proporção de floresta em um buffer de 100 e 500 metros a montante do ponto amostral.

Tabela 4. Média das variáveis ambientais indicadoras de qualidade ambiental nos grupos de riachos formados pela análise de agrupamento.

Porcentagem	Referência	Intermediário	Degradado
Substrato Inconsolidado	6,11	30,00	26,94
Largura da mata (m)	23,17	20,63	5,58
Árvores na zona ripária (%)	57,92	43,75	17,92
Gramíneas na zona ripária (%)	15,00	27,50	65,83
Vegetação nativa (% em buffer de 100m)	93,42	90,65	45,38
Vegetação nativa (% em buffer de 500 m)	84,32	59,69	57,20
Mata na microbacia (%)	93,73	69,34	81,85

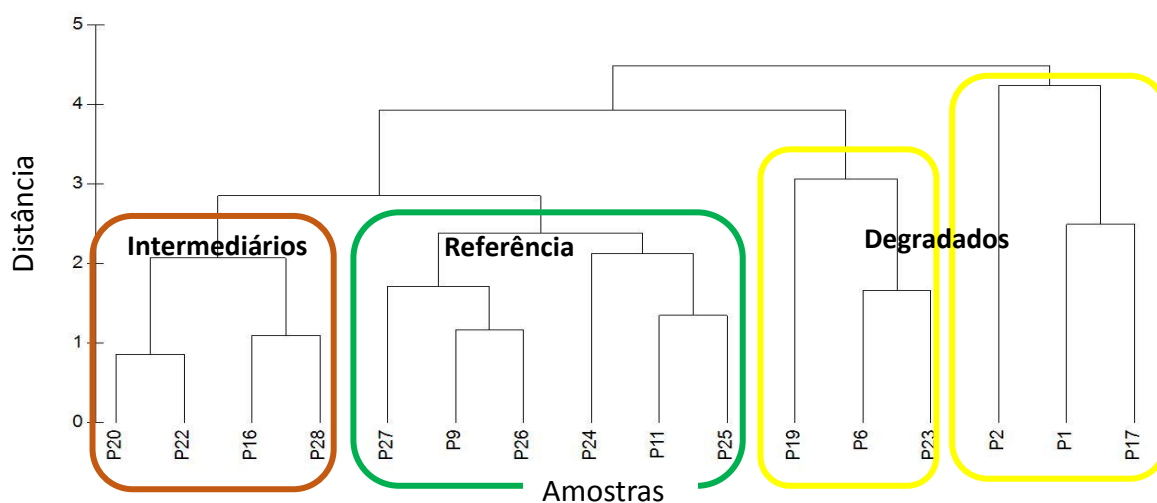


Figura 3. Dendrograma evidenciando os agrupamentos de riachos formados a partir da similaridade nas condições ambientais.

Composição da ictiofauna

Nos 16 pontos amostrais foram coletados 4.079 indivíduos distribuídos em 5 ordens, 12 famílias e 30 espécies (Tabela 5). A ordem Characiformes apresentou a maior abundância, com 3.298 indivíduos, o que corresponde a 80,85% dos indivíduos

coletados, seguida pelas ordens Siluriformes, com 690 indivíduos coletados (16,92%); Gymnotiformes, com 45 indivíduos coletados (1,10%); Perciformes, com 40 indivíduos coletados (0,98%) e Synbranchiformes, com apenas 6 indivíduos coletados e 0,15% do total. A família Characidae apresentou a maior abundância (3.231 indivíduos) e a maior riqueza (9 espécies) (Tabela5).

Tabela 5. Abundância da ictiofauna nos pontos de coleta na região Norte de Goiás, bacia do Alto rio Tocantins, sub bacia do rio Santa Teresa.

Taxon / Riachos	P09	P11	P24	P25	P26	P27	P16	P20	P22	P28	P01	P02	P06	P17	P19	P23
	Referência						Intermediários				Degradados					
Characiformes																
Characidae																
<i>Astyanaxelachlepis</i>	-	-	11	-	31	-	23	2	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Astyanaxnovae</i>	23	6	7	2	12	20	20	-	15	46	10	1	9	25	17	9
<i>Bryconopsmelanurus</i>	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	3	-	-
<i>Characidiumaff.zebra</i>	57	55	81	102	51	70	15	41	11	2	37	7	110	9	26	-
<i>Creagrutusbritskii</i>	3	-	3	-	-	3	20	1	23	-	-	-	10	34	3	-
<i>Hemigrammnusataktos</i>	-	-	17	-	-	9	19	15	6	5	-	-	-	21	93	-
<i>Jupiabaapenina</i>	-	-	3	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Knoduscf. chapadae</i>	92	148	130	137	98	105	67	109	145	71	99	65	173	198	187	84
<i>Moenkhausiaoligolepis</i>	-	-	3	-	1	7	9	5	4	12	3	7	0	5	7	1
Curimatidae																
<i>Steindachnerinaamazônica</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Erythrinidae																
<i>Hoplasmalabaricus</i>	-	-	-	5	8	1	4	6	3	3	2	1	4	2	6	4
Parodontidae																
<i>Apareiodonmacrhisi</i>	-	1	3	-	-	2	1	2	1	-	1	-	4	-	-	-
Gymnotiformes																
Apterontidae																
<i>Apterontuscamposdapazi</i>	-	-	-	-	-	-	3	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Gymnotidae																
<i>Gymnotusaff. carapo</i>	-	5	1	-	-	3	-	7	1	5	4	2	-	2	-	-
Sternopygidae																
<i>Sternopygusmacrurus</i>	1	-	5	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-

Continuação (Tabela 5)

Perciformes																	
Cichlidae																	
<i>Cichlasoma araguaiense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	12	-	13
<i>Crenicichla labrina</i>	-	-	6	-	-	-	1	9	-	-	1	4	-	1	5	-	27
Siluriformes																	
Callichthyidae																	
<i>Aspidoras albater</i>	23	17	8	16	3	-	-	-	-	23	1	4	33	-	-	-	128
Heptapteridae																	
<i>Imparfinis</i> cf. <i>schubarti</i>	-	-	1	-	-	7	-	1	-	3	-	-	-	-	-	-	12
<i>Phenacorhamdia</i> sp.	9	9	3	1	6	3	2	3	6	1	7	3	9	2	1	1	66
<i>Rhamdia</i> aff. <i>quelen</i>	-	-	2	-	1	-	1	-	-	2	2	3	-	-	1	-	12
Loricariidae																	
<i>Ancistrus</i> sp.1	18	40	-	-	42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100
<i>Ancistrus</i> sp.2	2	2	21	19	9	1	14	1	26	8	4	4	1	3	-	10	125
<i>Harttia punctata</i>	11	-	2	44	13	6	-	14	1	-	3	-	19	-	-	-	113
<i>Hypostomus</i> sp. 1	4	-	14	24	15	7	4	12	8	-	2	-	5	-	1	-	96
<i>Hypostomus</i> sp. 2	5	-	2	-	1	1	1	6	5	-	1	1	-	2	-	1	26
<i>Loricaria</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Rineloricaria lanceolata</i>	1	-	-	-	-	1	1	4	1	-	2	-	-	-	-	-	10
<i>Spatuloricaria</i> cf. <i>evansii</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Synbranchiformes																	
Synbranchidae																	
<i>Synbranchus</i> cf. <i>marmoratus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	4	2	-	-	-	-	-	-	6

Tabela 6. Classificação das espécies coletadas na Bacia do Alto rio Tocantins, sub-bacia do rio Santa Teresa de acordo com a posição na coluna de água (NEC-nectônicos, BEN-bentônicos, NECBEN-nectobentônicos), índice de compressão do corpo (IC menor que 1- peixes largos) e grupo trófico (ONI-onívoros, PIS-piscívoros, TERINS-insetívoros com predominância de formas terrestres, AQUINS-insetívoros com predominância de formas aquáticas, DET/PER-detritívoros/perifitívoros)

Espécies	Uso do Hábitat	Reofilia	IC	Grupo trófico
<i>Astyanaxelachlepis</i>	NEC			TERINS
<i>Astyanaxnovae</i>	NEC			ONI
<i>Bryconopsmelanurus</i>				TERINS
<i>Characidiumaff.zebra</i>	NECBEN	REO		AQUINS
<i>Creagrutusbritskii</i>	NECBEN			AQUINS
<i>Hemigrammusataktos</i>	NEC			TERINS
<i>Jupiabaapenina</i>	NEC			TERINS
<i>Knoduscf. chapadae</i>	NEC			TERINS
<i>Moenkhausiaoligolepis</i>	NEC			TERINS
<i>Steindachnerinaamazonica</i>	NECBEN			DET/PER
<i>Hoplismalabaricus</i>	NECBEN			PIS
<i>Apareiodonmacrhisii</i>	BEN	REO		DET/PER
<i>Apteronotuscamposdapazi</i>	BANK			AQUINS
<i>Gymnotusaff. carapo</i>	BANK			AQUINS
<i>Sternopygusmacrurus</i>	BANK			AQUINS
<i>Cichlasomaaraguaiense</i>	NECBEN			TERINS
<i>Crenicichlalabrina</i>	NECBEN			AQUINS
<i>Aspidorasalbater</i>	BEN			AQUINS
<i>Imparfinis cf. schubarti</i>	BEN	REO		AQUINS
<i>Phenacorhamdiasp.</i>	BEN			AQUINS
<i>Rhamdiaaff. quelen</i>	BEN			ONI
<i>Ancistrus sp.1</i>	BEN	REO	IC	DET/PER
<i>Ancistrus sp.2</i>	BEN	REO	IC	DET/PER
<i>Harttiapunctata</i>	BEN	REO	IC	DET/PER
<i>Hypostomus sp. 1</i>	BEN	REO	IC	DET/PER
<i>Hypostomus sp. 2</i>	BEN	REO	IC	DET/PER
<i>Loricariasp.</i>	BEN		IC	ONI
<i>Rineloricarialanceolata</i>	BEN		IC	DET/PER
<i>Spatuloricariacf. evansii</i>	BEN	REO	IC	DET/PER
<i>Synbrachus cf.marmoratus</i>	BANK			DET/PER

Teste de sensibilidade e limiares da pontuação das métricas

Dezessete métricas se mostraram sensíveis à diferenciação entre riachos referência e impactado. Posteriormente, uma destas métricas (riqueza de peixes reofílicos) foi descartada durante a análise dos Box-and-whiskersplots por não atender aos requisitos da não sobreposição dos quartis, restando 16 métricas sensíveis (Tabela 7). Após a eliminação das métricas redundantes, cinco métricas foram selecionadas para compor o IIB final (Figura 4): abundância relativa de peixes da ordem Characiformes, abundância relativa de peixes com índice de compressão, abundância relativa de peixes nectônicos, dominância (índice de Berger-Parker) e riqueza relativa de peixes nectobentônicos.

Tabela 7. Valores encontrados no teste U de Mann-Whitney e sensibilidade, seguindo Baptista *et al.*, (2007). Os valores em negrito representam métricas sensíveis ($p < 0,05$). Condição de sensibilidade da métrica no Box-and-whiskersplots: 3=sensível; 0a, 0b, 1, 2=insensível

Métricas	Sensibilidade	U	p	Métricas	Sensibilidade	U	p
Riqueza	0b	13,5	0,45	Abundância relativa de nectônicos	3	4,0	0,02
Abundância	0b	16,0	0,75	Riquezade bentônicos	0a	8,5	0,12
Dominância (índice de Berger Parker)	3	2,0	0,01	Riqueza relativa de bentônicos	3	7,0	0,08
Equitabilidade (índice de Pielou)	3	0,0	0,00	Abundância relativa de bentônicos	3	4,0	0,02
Diversidade (índice de Shanon-Wiener)	3	4,0	0,02	Riquezade nectobentônicos	3	7,5	0,08
Riqueza de peixes da ordem Characiformes	0b	17,0	0,87	Riqueza relativa de nectobentônicos	2	5,0	0,04
Riqueza relativa de Characiformes	0b	10,5	0,23	Abundância relativa de nectobentônicos	2	8,0	0,11
Abundância relativa de Characiformes	3	4,0	0,02	Riquezade reofílicos	1	5,0	0,03
Riquezade Siluriformes	3	7,5	0,08	Riqueza relativa de reofílicos	3	3,0	0,02
Riqueza relativa de Siluriformes	3	6,0	0,05	Abundância relativa de reofílicos	3	1,0	0,01
Abundância relativa de Siluriformes	3	5,0	0,04	Riquezade peixes de barranco	0b	13,5	0,42
Riquezade Gymnotiformes	0b	13,5	0,42	Riqueza relativa de peixes de barranco	0b	12,5	0,36
Riqueza relativa de Gymnotiformes	0b	12,5	0,36	Abundância relativa de peixes de barranco	0b	18,0	1,00
Abundância relativa de Gymnotiformes	0b	18,0	1,00	Riqueza de peixes com índice de compressão menor que um	3	7,0	0,07

Continuação (Tabela 7)

Riquezade peixes da família Characidae	0b	17,0	0,87	Riqueza relativa de peixes com índice de compressão menor que um	0a	6,5	0,06
Riqueza relativa de peixes da família Characidae	0b	12,0	0,33	Abundância relativa de peixes com índice de compressão menor que um	3	3,0	0,02
Abundância relativa de peixes da família Characidae	3	3,0	0,02	Riquezade insetívoros aquáticos	0b	17,0	0,87
Riquezade peixes da família Loricariidae	3	7,0	0,07	Riqueza relativa de insetívoros aquáticos	0b	14,5	0,57
Riqueza relativa de peixes da família Loricariidae	1	6,5	0,06	Abundância relativa de insetívoros aquáticos	3	7,0	0,08
Abundância relativa de peixes da família Loricariidae	3	3,0	0,02	Riquezade insetívoros terrestres	0b	14,5	0,56
Riquezade peixes da família Heptapteridae	0b	16,5	0,79	Riqueza relativa de insetívoros terrestres	0b	9,5	0,17
Riqueza relativa de peixes da família Heptapteridae	0b	14,0	0,52	Abundância relativa de insetívoros terrestres	3	3,0	0,02
Abundância relativa de peixes da família Heptapteridae	0b	17,0	0,87	Riquezade onívoros	0b	15,0	0,58
Riquezade Characiformes e Siluriformes	1	11,5	0,30	Riqueza relativa de onívoros	0b	10,0	0,20
Riqueza relativa de Characiformes e Siluriformes	2	8,5	0,12	Abundância relativa de onívoros	0b	14,0	0,52
Abundância relativa de Characiformes e Siluriformes	0a	13,0	0,42	Riquezade detritívoros ou perifítivos	0a	7,5	0,09
Riquezade peixes nectônicos	0b	17,0	0,87	Riqueza relativa de detritívoros ou perifítivos	1	8,0	0,10
Riqueza relativa de nectônicos	0b	14,0	0,52	Abundância relativa de detritívoros ou perifítivos	3	8,0	0,11

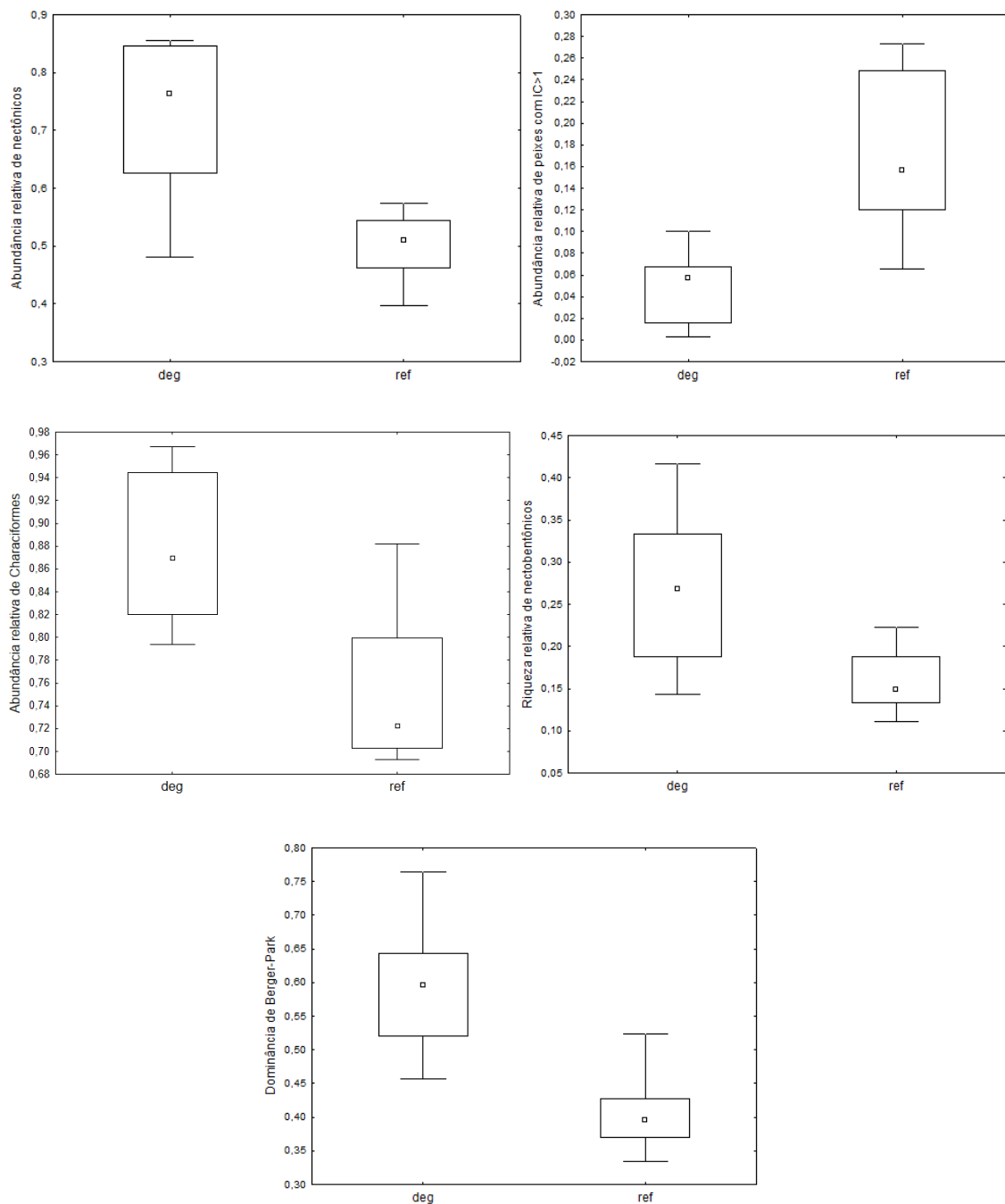


Figura 4. – Box-and-whiskersplots das métricas sensíveis e selecionadas para os riachos degradados (deg) e referência (ref). Caixas representam os quartis e os limites superiores e inferiores, o máximo e mínimo.

A Tabela 8 apresenta os limiares para as 5 métricas sensíveis que compõem o Índice de Integridade Biótica (IIB) e a pontuação referente a cada intervalo. Quatro métricas respondem aumentado seu valor frente à degradação: Dominância, abundância relativa de peixes da ordem Characiformes, abundância relativa de peixes nectônicos e

riqueza relativa de peixes nectobentônicos. Abundância relativa de peixes com índice de compressão menor que um é a única métrica que diminui seus valores frente à degradação.

Tabela 8. Limiares para pontuação das métricas que compõem o IIB para riachos da bacia do alto rio Tocantins, sub bacia do rio Santa Teresa, região Norte de Goiás.

Métricas	Resposta frente à degradação	Nota		
		5	3	1
Dominância (índice de Berger-Parker)	Aumenta	$x < 0,42$	$0,42 < x < 0,52$	$x > 0,52$
Abundância relativa de peixes da ordem Characiformes	Aumenta	$x < 0,79$	$0,79 < x < 0,88$	$x > 0,88$
Abundância relativa de peixes nectônicos	Aumenta	$x < 0,54$	$0,54 < x < 0,57$	$x > 0,57$
Riqueza relativa de peixes nectobentônicos	Aumenta	$x < 0,18$	$0,18 < x < 0,22$	$x > 0,22$
Abundância relativa de peixes com índice de compressão menor que um	Diminui	$x > 0,12$	$0,06 < x < 0,12$	$x < 0,06$

Validação do IIB

Os riachos classificados como intermediários apresentaram integridade biótica pobre ou regular, de acordo com o IIB desenvolvido. A pontuação obtida por esses riachos variou de 2,6 a 3,8 (Tabela 9).

Tabela 9. Integridade biótica dos riachos intermediários (%Char - abundância relativa de peixes da ordem Characiformes, %Nec - abundância relativa de nectônicos, %IC - abundância relativa de peixes com índice de compressão menor que um, Berger-Parker - dominância de Berger-Parker), %Riq_nectob - riqueza relativa de nectobentônicos).

Pontos	Berger-Parker	Pt	%Char	Pt	%Nec	Pt	%Riq_nectob	Pt	%IC	Pt	Média	Estado
P16	0,32	5	0,87	3	0,66	1	0,26	1	0,10	3	2,6	Pobre
P20	0,45	3	0,75	5	0,55	3	0,21	3	0,16	5	3,8	Regular
P22	0,56	1	0,80	3	0,65	1	0,19	3	0,16	5	2,6	Pobre

P28	0,38	5	0,74	5	0,71	1	0,13	5	0,04	1	3,4	Regular
-----	------	---	------	---	------	---	------	---	------	---	-----	---------

DISCUSSÃO

Apesar dos índices de integridade biótica utilizando peixes serem desenvolvidos em várias regiões do mundo há mais de duas décadas, a sua adequação à região tropical ainda é pouco abrangente (Jaramillo & Caramaschi, 2009). Este trabalho é pioneiro na tentativa de adaptação de um índice multimétrico baseado em peixes para riachos da bacia do Alto rio Tocantins, sub bacia do rio Santa Teresa no Norte de Goiás, e na definição de métricas que sejam eficientes para distinguir riachos degradados de riachos conservados nesta região.

Os riachos considerados referência, apresentaram mata ripária conservada, com dominância de vegetação arbórea. Estes riachos apresentaram boa integridade física, com diversidade de habitats com corredeiras, corredores e poços, o que contribui para a manutenção de uma grande variedade de espécies de peixes (Casatti *et al.*, 2006) que utilizam o ambiente de modos diferentes como é o caso dos bentônicos que exploram o substrato (*Aspidorasalbater*, *Rhamdia aff. quelen*), os nectônicos (*Astyanax elachlepis*, *Astyanax novae*, *Knodus cf. chapadae*) e reofílicos (*Apareiodon macrhisii*, *Imparfinis cf. schubarti*). A heterogeneidade do substrato também foi uma característica comum dos riachos conservados, com maior proporção de substrato consolidado e apresentado estabilidade das margens e diversidade de ambientes para alimentação, abrigo e desova. Estas características refletiram nos padrões das métricas, como a abundância de peixes com o corpo largo (abundância relativa de peixes com índice de compressão menor que um), representados pelos peixes das famílias Callichthidae, Heptapteridae e

Loricariidae típicos de fundo rochoso e com corredeiras. Essas famílias foram mais representativas nos riachos conservados.

Os riachos degradados apresentavam pequena faixa de vegetação ripária, estando ausente em alguns trechos. As gramíneas foram a vegetação dominante, representadas por espécies exóticas utilizadas para formação de pastagem. As áreas desmatadas apresentaram grande quantidade de solo exposto nos barrancos, o que contribui para a intensificação do assoreamento (Casattiet al., 2006). Este processo promove a simplificação dos habitats, favorecendo espécies de peixes mais tolerantes que se tornam abundantes (Teresa & Casatti, 2010), fato que foi evidenciado pela métrica dominância (índice de Berger-Parker) do IIB, que apresentou valores elevados nos riachos degradados. De fato, os riachos degradados apresentaram alta proporção de substrato inconsolidado, evidenciando a ocorrência de assoreamento. Este tipo de ambiente se mostrou bastante favorável as espécies como *Characidium aff. zebra*, *Bryconops melanurus*, *Creagrutus britskii* que foram encontradas em grande proporção nos riachos degradados, refletindo na resposta da métrica proporção de indivíduos da ordem Characiformes.

Em outros trabalhos a proporção de espécies da ordem Characiformes, contrariamente ao nosso estudo, foi um indicativo de conservação (Casattiet al., 2009; Pinto & Araujo, 2007; Castro et al., 2004). A predominância de Characiformes em riachos degradados em nosso estudo, se deve, provavelmente, a alta plasticidade fenotípica dos peixes dessa ordem, que são capazes de lidar com as condições presentes, mesmo nos riachos mais impactados (Ceneviva-Bastos & Casatti, 2010). Por outro lado, métricas comumente presente em IIBs adaptados para outras regiões, incluem a proporção de indivíduos ou riqueza de peixes das ordens Perciformes e Cyprinodontiformes (Casattiet al., 2009). Tratam-se de peixes classificadas como

tolerantes e que costumam ser mais abundantes nos riachos degradados(Casattiet *al.*, 2009). Entretanto, como essas ordens tiveram pouca ou nenhuma representação nos riachos coletados neste estudo, as métricas que consideraram estas ordens não foram úteis para diferenciar riachos com condições de conservação contrastantes.

Duas métricas que refletem o uso do hábitat se mostraram sensíveis: abundância relativa de peixes nectônicos e riqueza relativa de peixes nectobentônicos. As espécies nectônicas nadam ativamente na coluna de água, necessitando de ambientes que apresentem profundidade e volume de água suficientes para satisfazer suas exigências (Karr, 1981; Lincoln *et al.*,1995; Casattiet *al.*, 2009).Nos três estudos citados anteriormente as espécies nectônicas são um indicativo de conservação, contudo, nosso trabalho apresenta resultados distintos. Nos riachos referência encontramos menor proporção de nectônicos e de espécies nectobentônicas, resultado semelhante ao encontrado por Bozzetti& Schulz (2004), que considera esse grupo como um indicativo de degradação. Nessa perspectiva a dominância dessas espécies seria devido a perdas de complexidade do hábitat provocadas principalmente pelo assoreamento, que favorece principalmente às espécies nectônicas e que possuem menor fidelidade pelo substrato, em detrimento de outras espécies mais especializadas, como as bentônicas (Casattiet *al.*, 2009).

Agostinho *et al.*, (2005) coloca a poluição, a eutrofização e o assoreamento como algumas das pressões mais comuns provenientes da ação humana sobre os ambientes lóticos. Na região do Cerrado, as principais ameaças são a expansão agropecuária e a mineração (Ferreira & Tokarski, 2007), atividades que muitas vezes retiram a mata ciliar dos riachos e promovem intenso assoreamento, sendo que na região estudada, a agropecuária representa o fator antrópico de maior pressão. Ambientes lóticos que se caracterizam pela presença de corredeiras e águas rápidas, podem, devido

ao assoreamento, tornar-se mais lentos não adequados às espécies reofílicas. Neste contexto, a métrica que mede o índice de compressão do corpo dos peixes (IC), utilizada pela primeira vez neste estudo, se mostrou sensível. Segundo Watson & Balon (1984), o IC com valores maiores do que um indica peixes mais altos do que largos, que são típicos de ambientes lênticos. A métrica de IC utilizada neste estudo levou em consideração a proporção dos indivíduos com o corpo mais largo do que alto (IC menor que um), representados principalmente por peixes da ordem Siluriformes que habitam preferencialmente as corredeiras.

A aplicação do IIB nos riachos classificados como intermediários, demonstrou uma pontuação que coloca estes riachos com média entre os degradados e os referências, confirmando a capacidade do índice em prever as condições ambientais dos riachos por meio da análise diagnóstica de sua ictiofauna. Os resultados obtidos pelo IIB na avaliação de riachos de Cerrado utilizando peixes, demonstrou que ainda que este tipo de índice multimétrico possa ser utilizado em praticamente qualquer tipo de ambiente aquático (Jaramillo & Caramaschi, 2008, Roset *et al.*, 2007), algumas métricas podem ter influência contrárias conforme as características do ambiente estudado, divergindo os resultados e apresentando relação positiva ora com a degradação, ora com as condições típicas de ambientes conservados. Este fato reforça a importância de novos estudos e adaptações para os variados biomas e ecossistemas específicos espalhados, visando garantir o poder preditivo da ferramenta.

O IIB é uma alternativa de avaliação ambiental eficiente pelo fato de ser formado por um conjunto de ferramentas métricas reconhecidamente sensíveis ao impacto antrópico. Neste caso, o IIB desenvolvido foi concebido para representar a integridade biótica em sistemas agroflorestais, onde a pecuária é o principal impacto antrópico. Como as ações de impacto antrópico são mais rápidas que o poder de

resiliência dos ecossistemas, principalmente em regiões de franco desenvolvimento agrário, como é o Cerrado, ferramentas de diagnóstico efetivas e rápidas, são uma boa alternativa de avaliação e monitoramento de recursos para a conservação. É neste contexto de praticidade, que entendemos que o IIB pode contribuir de maneira fundamental para alertar sobre o impacto que os ambientes aquáticos do Cerrado vem sofrendo, subsidiar medidas mitigatórias e proporcionar a instrumentalização para o biomonitoramento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland waters. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 646-652, 2005.
- ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, p. 547-558, 1998.
- ARAÚJO, F. G., FICHBERG, I., PINTO, B. C. T., & PEIXOTO, M. G. A preliminary index of biotic integrity for monitoring the condition of the Rio Paraíba do Sul, southeast Brazil. **Environmental Management**, v. 32, n. 4, p. 516-526, 2003.
- ARAÚJO, R. B. de; GARUTTI, V. Ecology of a stream from upper Paraná River basin inhabited by *Aspidoras fuscoguttatus* Nijssen & Isbrücker, 1976 (Siluriformes, Callichthyidae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 63, n. 3, p. 363-372, 2003.
- BAPTISTA, D. F., BUSS, D. F., EGLER, M., GIOVANELLI, A., SILVEIRA, M. P., & NESSIMIAN, J. L. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, n. 1, p. 83-94, 2007.
- BARBOUR, M. T., GERRITSEN, J., GRIFFITH, G. E., FRYDENBORG, R., MCCARRON, E., WHITE, J. S., & BASTIAN, M. L. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, p. 185-211, 1996.
- BARBOUR, M. T., GERRITSEN, J., SNYDER, B. D., & STRIBLING, J. B. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers. **USEPA, Washington**, 1999.
- BOZZETTI, M.; SCHULZ, U. H. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 529, n. 1-3, p. 133-144, 2004.
- CALLISTO, M., MORETTI, M., & GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2001.
- CASATTI, L. & TERESA, F. B. A multimetric index based on fish fauna for the evaluation of the biotic integrity of streams at a mesohabitat scale. **Acta Limnol. Bras.** [online], v. 24, n. 4, p. 339-350, 2012.

- CASATTI, L.; CASTRO, R. Testing the ecomorphological hypothesis in a headwater riffles fish assemblage of the rio São Francisco, southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 2, p. 203-214, 2006.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. P.; LANGEANI, F. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, v. 623, n. 1, p. 173-189, 2009.
- CASATTI, L.; LANGEANI, F.; FERREIRA, C. P. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. **Environmental management**, v. 38, n. 6, p. 974-982, 2006.
- CASTRO, R., CASATTI, L., SANTOS, H. F., MELO, A. L., MARTINS, L. S., FERREIRA, K. M., ... & LANGEANI, F. Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 1, p. 1-39, 2004.
- CENEVIVA-BASTOS, M., CASATTI, L., & ROSSA-FERES, D. C. Meso and microhabitat analysis and feeding habits of small nektonic characins (Teleostei: Characiformes) in Neotropical streams. **Zoologia (Curitiba)**, v. 27, n. 2, p. 191-200, 2010.
- CORGOSINHO, P. H. C., CALIXTO, L. S. F., FERNANDES, P. L., GAGLIARDI, L. M., & BALSAMÃO, V. L. P. Diversidade de habitats e padrões de diversidade e abundância do bentos ao longo de um afluente do reservatório de três marias, MG. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 71, n. 2, p. 227-232, 2004.
- 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**, v. 6, n. 3, 2006.
- FERREIRA, E.A.B., D. J. TOKARSKI. Bacia Hidrográfica do Alto Tocantins Retrato e Reflexões. **ECODATA. WWF – Brasil**. 102 p, 2007.
- 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 / ho. -- Maringá**, 2008. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá.
- GATZ, JR., A. J. Ecological morphology of freshwater stream fishes. **Tulane Studies in Zoology and Botany**, v. 21, p. 91-124, 1979.
- GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v. 2, n. 1, p. 156-164, 2003.

JARAMILLO-VILLA, U.; CARAMASCHI, É.P. Índices de integridade biótica usando peixes de água doce: uso nas regiões tropical e subtropical. **Oecologia Brasiliensis**. v.12, n. 3, p. 442-462, 2008.

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

KARR, J. R. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. **Environmental Management**, v. 11, n. 2, p. 249-256, 1987.

KARR, J. R., FAUSCH, K. D., ANGERMEIER, P. L., YANT, P. R., & SCHLOSSER, I. J. Assessing biological integrity in running waters. **A method and its rationale**. Illinois Natural History Survey, Champaign, Special Publication, v.5, 1986.

KAWAKAMI, E; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v.29, n.2, p.205–207, 1980.

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

LINCOLN, R. J., BOXSHALL, G.A., & CLARK, P. F. **Diccionario de ecología, evolución y taxonomía**. Fondo de cultura económica, México, 1995.

MALTA, C.; PRESTES, C. A crise da água: a *commodity* do século 21. **Amanhã**.; n. 115, p. 42-55, 1997.

PINTO, B. C. T.; ARAUJO, F. G. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v.50, n.3, p. 489-502, Maio 2007.

POLAZ, C. N. M., **Caracterização da ictiofauna e aplicação do índice de integridade biótica no Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, Poconé, MT**. 2013. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

RESCK, D. O potencial de seqüestro de carbono em sistemas de produção de grãos sob plantio direto no Cerrado. **SIMPÓSIO SOBRE PLANTIO DIRETO E MEIO AMBIENTE**, p. 72-80, 2005.

ROSET, N.; GRENOUILLET, G.; GOFFAUX, D.; PONT, D.; KESTEMONT, P. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. **Fisheries Management and Ecology**. v.14, p. 393-405, 2007.

ROTH, N. E., M. T. SOUTHERLAND, G. MERCURIO, J. C. CHAILLOU, P. F. KAZYAK, S. S. STRANKO, A. P. PROCHASKA, D. G. HEIMBUCH & J. C. SEIBEL, 1999. State of the Streams: 1995–1997 **Maryland Biological Stream Survey Results. Prepared by Versar Inc. for Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division, Annapolis, Maryland, CBWP-MANTA-EA-99-6.**

RUARO, R.; GUBIANI, É. A.A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: Applications and main flaws. **Ecological Indicators**. v. 29, p, 105-110, Jan. 2013.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Civ. Eng**, v. 101, p. 1258-1262, 1957.

TYRON, R. C. Cluster Analysis. Ann Arbor, **MI: Edwards Brothers**.1939. 422p.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Importância da vegetação ripária em região intensamente desmatada no sudeste do Brasil: um estudo com peixes de riacho. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 3, p. 444-453, 2010.

VIEIRA, D. B; SHIBATTA, O. A. Peixes como indicadores da qualidade ambiental do ribeirão Esperança, município de Londrina, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 1, p. 1-9, 2007.

WATSON, D. J.; BALON, E. K. Ecomorphological analysis of fish taxocenes in rainforest streams of northern Borneo. **Journal of Fish Biology**, v. 25, n. 3, p. 371-384, 1984.