

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

CARLOS EDUARDO CORRÊA

Ecologia trófica da ictiofauna na região superior do Pantanal de Mato Grosso,
Brasil

Maringá
2008

CARLOS EDUARDO CORRÊA

Ecologia trófica da ictiofauna na região superior do Pantanal de Mato Grosso,
Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais
Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientadora: Prof^a Dr^a Norma Segatti Hahn

Maringá
2008

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

C824e Corrêa, Carlos Eduardo, 1976-
Ecologia trófica da ictiofauna na região superior do Pantanal de Mato Grosso, Brasil /
Carlos Eduardo Corrêa. -- Maringá, 2008.
75 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade
Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2008.
Orientador: Prof^o Dr^a Norma Segatti Hahn.

1. Peixes - Alimentação - Pantanal - Mato Grosso (Estado) - Brasil. 2. Peixes -
Ecologia trófica - Pantanal - Mato Grosso (Estado) - Brasil. 3. Ictiofauna - Nicho trófico -
Pantanal - Mato Grosso (Estado) - Brasil. I. Universidade Estadual de Maringá.
Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de Ambientes
Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. -597.153098172
NBR/CIP - 12899 AACR/2

CARLOS EDUARDO CORRÊA

Ecologia trófica da ictiofauna na região superior do Pantanal de Mato Grosso,
Brasil

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Profª Drª Norma Segatti Hahn
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Profª Drª Érica Pellegrini Caramaschi
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Paulo de Tarso da Cunha Chaves
Universidade Federal do Paraná

Prof. Dr. Ângelo Antonio Agostinho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Horácio Ferreira Júlio Júnior
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 04 de agosto de 2008.

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

DEDICATÓRIA

À minha família, por sempre acreditarem em mim, muitas vezes até mais do que eu. *Regina*, minha Mãe, sempre fundamental em minha vida. *Carlos*, meu Pai, embora distante, sempre presente. Sem sua ajuda esse trabalho jamais teria sido possível. *Danielli* e *Márcio*, meus Irmãos, gostaria de conviver mais com vocês, mas saibam que os adoro. Muito obrigado.

AGRADECIMENTOS

Posso dizer que esta tese não foi um projeto solitário. Este trabalho envolveu direta e indiretamente várias pessoas e sou imensamente grato a todas elas. Desde já me desculpo por eventuais esquecimentos. Desse modo, agradeço.....

A minha orientadora Prof. Dr^a Norma Segatti Hahn, por esses anos de convivência, pela amizade que levarei ao longo da vida, por ter sempre me guiado de maneira segura e acolhedora. Enfim, por sempre ter me apoiado ao longo do doutorado.

A Capes pela bolsa concedida.

Ao CNPq pela bolsa sanduíche.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Ao Nupélia pelo apoio logístico, sem o qual este trabalho não poderia ser realizado.

A Furnas Centrais Elétrica S.A. pelo financiamento do projeto: “*Biologia Pesqueira e Pesca na área de influência do APM Manso: biologia, ecologia e socioeconomia*”, coordenado pelo Prof. Dr. Ângelo Antonio Agostinho, no qual esse estudo se inseriu.

As professoras, e agora amigas, Ana Cristina Petry e Míriam Pilz Albrecht, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, pela orientação dos trabalhos durante o estágio sanduíche.

A minha amiga Míriam Pilz Albrecht pela convivência na cidade maravilhosa e pelas conversas sempre enriquecedoras, mesmo as mais descontraídas.

A Érica Pellegrini Caramaschi por ter me recebido com tanto carinho no Laboratório de Ecologia de Peixes da Universidade Federal do Rio de Janeiro, popularmente conhecido como Labeco Peixes. Também por ter me dado várias dicas sobre a cidade do Rio de Janeiro.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais, por seus ensinamentos, em especial ao Erivelto Goulart e ao Luís Carlos Gomes, por participarem da banca do Exame Geral de Qualificação.

A Rosemara Fugii, por sua ajuda sempre muito solícita.

A Gisele Caroline Novakowski por sua grande amizade e por me iniciar na alimentação de peixes de água doce. Obrigado Gi.

A André Nogueira Bozza por sua valiosa amizade, que ultrapassou as paredes do laboratório. Também pela ajuda na análise dos conteúdos estomacais.

Aos colegas do laboratório de alimentação de peixes do Nupélia: Raffael, Gustavo, Phill e Larissa (pela ajuda nas análises dos conteúdos estomacais), Marlene, Valdirene, Geuza, Fernanda Cassemiro, e Élcio, por tornarem os momentos no laboratório mais agradáveis.

Aos laboratórios de Perifíton, Ovos e larvas de peixes, Mata Ciliar, Zooplâncton, Fitoplâncton, Zoobentos, e também ao Museu de Ictiologia do Nupélia, por colaborarem na identificação dos itens alimentares digeridos.

Aos bibliotecários Maria Salete Ribelatto Arita e João Fábio Hildebrandt, por seu profissionalismo e convívio, principalmente nos meses finais da realização do trabalho.

A Aldenir Cruz de Oliveira e Jocemara Celestinos dos Santos da secretaria do PEA, por estarem sempre dispostas a ajudar. Muito obrigado.

Aos amigos da turma da Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) por partilharem suas experiências e pela convivência, é isso aí Kamikazes: Luciano (Sasqua), André (Padiál) (companheiro de república de dois), Renatão, Ciro, Fábio (Urso), Carlos Henrique (Breja), José Hilário. As amigas também é claro, Alejandra, Carolina Lacerda, Adriana, Simone, Solana, Dóris e Sebastiana. E a Tânia, por sempre emprestar sua chácara para as nossas festinhas.

Aos grandes amigos João Paulo e Carol, que praticamente me adotaram, embora eu seja mais velho, mas só um pouquinho. Obrigado pela companhia que sempre me fizeram. Quantas vezes os importunei pra que saíssemos. Valeu João, que como eu, é amante de tudo o que é clássico, seja música (Hotel Califórnia), filmes (Comando para matar), etc., porque clássico é clássico e vice-versa, e também como eu gosta de uma boa conversa regada a cerveja (viva os egípcios). Valeu meu amigo.

Ao Tiago Ceschini (Olá garotinhooooooooo) que conheci no EBI em Itajaí e desde então nos tornamos grandes amigos, ele grande, já eu.....

Aos amigos que conheci durante o tempo que estive em Maringá, Rodrigo Fernandes (meu irmão desconhecido), Wéferson (com esse nome pra que apelido), Éder, Rodrigo Gaúcho, Tiago (Tica), Almir, Luis (Elvis), Dirceu, Rômulo e muitos outros. Valeu pela amizade de vocês.

Ao pessoal do Labeco Peixes da UFRJ: Víctor Trivério (Vitão), Rafael Leitão (Bon Jovi), Rafael Azevedo, Victor Alves (Vitinho) André Castro (Andrezão), Rogério (Xaxim), Pedro Mariano, Gisela (Gisa), Mayara Correia, Juliana Pereira (Juba), Ellen Câmara (Ellenita), Carla Rezende (Carlinha), Clarissa Brazil, Renata Bartolette (Renatinha), Dani, a todos agradeço a amizade e os momentos inesquecíveis que passei na cidade maravilhosa, realmente maravilhosa. Saudades do Jorge Aragão no Circo Voador.

Um agradecimento especial ao meu amigo Vitão, grande flamenguista, tentando virar surfista, melhor continuar como biólogo mesmo, que me acolheu de braços abertos. Esse é um carioca legítimo da zona norte (mas que tem cara de quem nasceu em Parauapebas tem!!!!!!!!!!!!).

Ao grande amigo Mário Garbin (Ateu como eu) por ter me hospedado em sua casa, por sua amizade e pelos papos altamente filosóficos. Porque afinal, “não existe destino além de nós mesmos”.

Aos amigos que conheci na reta final do trabalho: Alessandra, Camila, Cristina, Janielly, Lorena, Mariana, Marília, Tatiani e ao meu amigo Pablo.

A Cibele Zanon, um agradecimento especial, por sua amizade. Grande companheira em eventos culturais (Cinuem) e também em ocasiões mais descontraídas. Adorei ter te conhecido, você é uma pessoa iluminada e desde então muito querida.

E por último, mas como diz o ditado, os últimos serão os primeiros, a Charles Darwin, que mudou o modo de pensar da humanidade, libertando as pessoas das trevas. Devemos sempre combater os inimigos da razão. Pois, se todo o conhecimento científico é baseado em evidências, por que as outras coisas em que acreditamos não devem também ser!

O conhecimento é limitado, só a
estupidez é ilimitada.

(ARTHUR SCHOPENHAUER)

Ecologia trófica da ictiofauna na região superior do pantanal de Mato Grosso, Brasil

RESUMO

Este estudo foi conduzido em dois locais distintos (lagoa Chacororé e rio Cuiabá), na região superior do pantanal de Mato Grosso, Brasil, durante um ciclo hidrológico (março de 2000 a fevereiro de 2001), com o objetivo de avaliar a influência das variáveis espaço-temporais na ecologia trófica da ictiofauna. Nesse sentido, foram analisados conteúdos estomacais de 56 espécies, através do método volumétrico (%V). O capítulo I visou fornecer um panorama geral da composição taxonômica e organização trófica da ictiofauna, entendendo-se por organização trófica a composição das guildas em número de espécies. O capítulo II tratou da estrutura trófica da ictiofauna, isto é, a composição em abundância e biomassa de cada guilda trófica, e, finalmente, o capítulo III procurou detectar padrões gerais de amplitude e sobreposição de nicho trófico da ictiofauna. As espécies foram organizadas em oito guildas: algívora, detritívora, herbívora, insetívora, invertívora, omnívora, lepidófaga e piscívora, sendo que 45% das espécies mantiveram-se na mesma guilda independente do local e período do ciclo hidrológico estudados. De modo geral, não ocorreram diferenças espaço-temporais significativas na dieta da ictiofauna como um todo. Porém, no que diz respeito à abundância e biomassa das diferentes guildas, estas foram significativamente diferentes em todos os segmentos espaço-temporais. A amplitude e a sobreposição de nicho trófico, de maneira geral, foram baixas e as análises de modelos nulos não mostraram evidências de competição por alimento e corroboraram a estruturação em guildas da ictiofauna. Estes resultados sugerem que: i) a elevada especificidade trófica da ictiofauna aliada a provável abundância de alimento foram responsáveis pela manutenção da organização trófica com pequena influência espaço-temporal; ii) alterações espaço-temporais na abundância e biomassa das diferentes guildas tróficas foram, de modo geral, resultado de mudanças na dieta de algumas espécies, que conseqüentemente incrementaram ou diminuíram a importância de algumas guildas; e iii) que a partilha de recursos, ou seja, espécies com algum grau de diferenciação de nicho, seja o principal mecanismo que promove a coexistência das diferentes espécies na região.

Palavras-chave: Estrutura trófica. Guildas tróficas. Nicho. Planície de inundação. Brasil.

Trophic ecology of fish assemblage in pantanal superior region, Mato Grosso State, Brazil

ABSTRACT

To know spatial and temporal influence in the trophic ecology of the fish fauna, this study was conducted in two distinct sites (Chacororé pond and Cuiabá river) in pantanal superior region, Mato Grosso State, Brazil, during a hydrological cycle (March 2000 to February 2001). Thus, stomach contents of 56 species were analyzed by volumetric method (%V). The chapter I intended showed a general view of the fish fauna taxonomic composition and trophic organization, assumed that the trophic organization is the composition in guilds based on number of species. The chapter II treated of the fish fauna trophic structure, that is, the composition in abundance and biomass of each trophic guild, and finally the chapter III investigated general patterns of the niche breadth and feeding overlap to the fish fauna. The fish species were organized in eight trophic guilds: algivore, detritivore, herbivore, insectivore, invertivore, omnivore, lepidophage and piscivore, and 45% of the species not changed its guilds during all studied period, regardless of the sites and hydrological period. In general, not were found significant spatial and temporal differences in the fish fauna diet. However, in relationship to abundance and biomass of the distinct guilds significant differences were found to all spatial and temporal segments. The niche breadth and feeding overlap were generally low and null model analyses not shown evidences of food competition, corroborating thus that the fish fauna is structured in trophic guilds. These results suggest that: i) the high trophic specialization of the fishes allied with the probably food availability were the factors that allowed the support of trophic organization with small spatial and temporal influence; ii) spatial and temporal changes in abundance and biomass in the distinct trophic guilds were, in general, resulted of diet changes to several fish species, what consequently increase or decrease the importance of several trophic guilds; iii) the food partitioning resources, that is, species with some differentiation niche degree, was the main mechanism that permit the coexistence of different fish species in the studied region.

Keywords: Floodplain. Niche. Trophic guilds. Trophic structure. Brazil.

Esta tese encontra-se dividida em três capítulos:

Capítulo I elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica *Revista Brasileira de Zoologia* disponível em:

<<http://www.scielo.br/revistas/rbzool/iinstruc.htm>>

Capítulos II e III elaborado e formatado conforme as normas da publicação científica *Hydrobiologia* disponível em:

<<http://www.springer.com/life+sci/ecology/journal/10750?detailsPage=contentItemPage&CIPageCounter=140595>>

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO.....	13
ÁREA DE ESTUDO.....	14
METODOLOGIA GERAL.....	16
REFERÊNCIAS.....	18

CAPÍTULO I. ORGANIZAÇÃO TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DA BACIA DO RIO CUIABÁ, ESTADO DE MATO GROSSO, PANTANAL, BRASIL: VARIAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS.

RESUMO.....	20
ABSTRACT.....	21
INTRODUÇÃO.....	22
MATERIAL E MÉTODOS.....	23
RESULTADOS.....	24
DISCUSSÃO.....	35
LITERATURA CITADA.....	37

CAPÍTULO II. ALTERAÇÕES ESPAÇO-TEMPORAIS NA ESTRUTURA TRÓFICA DA ICTIOFAUNA DA BACIA DO RIO CUIABÁ, ESTADO DE MATO GROSSO, PANTANAL, BRASIL.

RESUMO.....	42
ABSTRACT.....	43
INTRODUÇÃO.....	44
MATERIAIS E MÉTODOS.....	45
RESULTADOS.....	45
DISCUSSÃO.....	50
REFERÊNCIAS.....	52

CAPÍTULO III. PADRÕES DE AMPLITUDE E SOBREPOSIÇÃO DE NICHOS TRÓFICOS DA ICTIOFAUNA DA BACIA DO RIO CUIABÁ, ESTADO DE MATO GROSSO, PANTANAL, BRASIL.

RESUMO.....	55
ABSTRACT.....	56
INTRODUÇÃO.....	57
MATERIAIS E MÉTODOS.....	58
RESULTADOS.....	60
DISCUSSÃO.....	70
REFERÊNCIAS.....	72

APRESENTAÇÃO

O Pantanal mato-grossense é composto por diversos ambientes aquáticos, tais como lagoas, baías, várzeas e rios de pequeno a grande porte, formando uma paisagem em forma de mosaico. Regiões tropicais como essas, estão sujeitas a alterações sazonais marcantes, principalmente no que diz respeito ao regime de cheias e secas bem definidas ao longo do ano. Portanto, os peixes, componentes importantes desses sistemas ficam constantemente sujeitos a essas mudanças. A lagoa Chacororé e o rio Cuiabá, localizados na parte superior do pantanal do estado de Mato Grosso, embora sejam ambientes diferentes (lêntico e lótico, respectivamente) sofrem alterações de mesmo porte nos níveis hidrométricos, o que torna a região ideal para se obter respostas a diversas questões ecológicas, nesse caso utilizando a dieta dos peixes como ferramenta de estudo.

Nessa área, coexistem cerca de 130 espécies de peixes, sendo que para a maioria delas não existe nenhum registro de aspectos biológicos ou ecológicos na literatura. Além disso, outro aspecto a ser enfatizado é que as características dessa região podem mudar em médio ou longo prazo, visto que 300 km à montante foi construído o reservatório de Manso. Assim, qualquer conhecimento gerado sobre a ictiofauna da região poderá auxiliar em futuras atividades de manejo do estoque pesqueiro, visto que este estudo está inserido em um projeto maior: “*Biologia Pesqueira e Pesca na área de influência do APM Manso: biologia, ecologia e socioeconomia*” coordenado pelo Prof. Dr. Ângelo Antonio Agostinho, que visou avaliar os recursos pesqueiros e a pesca na referida área, além das alterações ictiofaunísticas decorrentes da formação do reservatório.

Esta tese está estruturada em três capítulos. O primeiro, visou fornecer um panorama geral da composição taxonômica e organização trófica dos peixes, entendendo-se por organização trófica a composição das guildas em número de espécies. O segundo, tratou da estrutura trófica da ictiofauna, ou seja, a composição em abundância e biomassa de cada guilda trófica. E o terceiro, procurou detectar padrões gerais de amplitude e sobreposição de nicho trófico da ictiofauna. Em todos os capítulos foram consideradas as variações espaço-temporais, uma vez que foram investigados dois ambientes distintos (lagoa e rio) e dois períodos distintos de um ciclo hidrológico (cheia e seca).

ÁREA DE ESTUDO

A área da bacia do rio Cuiabá é de aproximadamente 9.365 km², abrangendo a região do cerrado e do pantanal, duas áreas muito importantes para a diversidade de espécies, estando entre as 25 áreas prioritárias (*hotspots*) para a conservação (Myers *et al.* 2000). Inserida nesta bacia, localiza-se o rio Manso, principal formador do rio Cuiabá, que nasce na Serra Azul, percorrendo um vale sinuoso e encaixado. Nessa área foi formado o reservatório de Manso. Cerca de 80 km após a confluência com o rio Casca, o rio Manso se junta ao rio Cuiabazinho, formando o rio Cuiabá, que segue a partir daí por regiões mais baixas, com uma densa rede de drenagem e um regime regular de chuvas, desaguardo no pantanal de Mato Grosso. Esse reservatório foi fechado em novembro de 1999 e é considerado um empreendimento de aproveitamento múltiplo, pois além de geração de energia, visa também a regulação de cheias para proteção dos maiores centros urbanos a jusante, principalmente a cidade de Cuiabá, além de recreação e turismo (Universidade Estadual de Maringá 2005).

A área estudada se localiza na parte mais a jusante ao reservatório, no rio Cuiabá, onde tem início uma extensa planície, com um complexo sistema de lagoas e várzeas, que compõe a parte superior do pantanal de Mato Grosso. Nesta região, foram amostrados três locais, dois localizados no rio Cuiabá (locais 1 e 2), entre os municípios de Santo Antônio do Leverger e Barão de Melgaço (MT), e o outro na margem esquerda da lagoa Chacororé (local 3), no município de Barão de Melgaço (Fig. 1).

O local 1 apresentou margens com altura de até 5 m, sendo as encostas ocupadas predominantemente por pastagens. Na área amostrada, o rio apresentou cerca de 80 m de largura, profundidade média de 4 m e fundo areno-argiloso, entremeado por pequenas áreas rochosas. (Universidade Estadual de Maringá 2005).

O local 2 apresentou margens com altura aproximada de 3 m, com estreita faixa de mata ciliar sucedida por pastagens. Sua largura média na área amostrada foi de 85 m, com profundidade média de 3 m e fundo predominantemente arenoso (Universidade Estadual de Maringá 2005).

O local 3 corresponde à lagoa Chacororé, que é alimentada por vários canais que a liga com o rio Cuiabá, a oeste, além de apresentar, ao sul, uma ampla comunicação com a lagoa Sinhá Mariana. A área amostrada apresentou uma profundidade média de 1,03 m. A vegetação predominante nas encostas era de pastagem com manchas de Cerrado. Uma faixa de cerca de 200 m da margem para o interior da lagoa estava tomada por macrófitas enraizadas durante as coletas. No interior predominou fundo lodoso e nas margens, arenoso.

(Universidade Estadual de Maringá 2005).

Para as análises referentes aos três capítulos, os peixes coletados nos locais 1 e 2, que correspondem ao rio Cuiabá, foram agrupados e ambos os locais serão tratados como uma única unidade amostral.

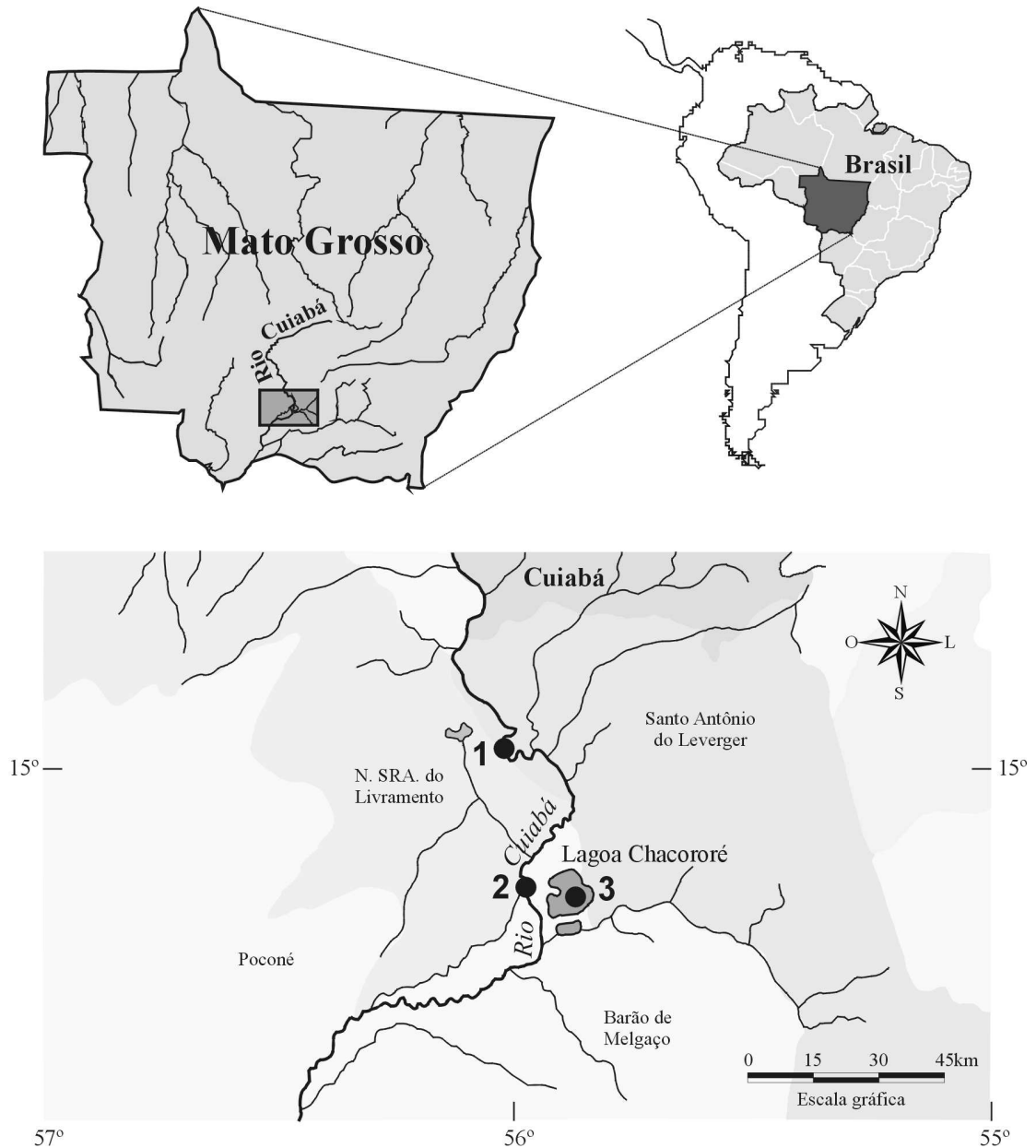


Figura 1 – Área de estudo, localizada entre os municípios de Santo Antônio do Leverger e Barão de Melgaço, com indicação dos locais de coleta no rio Cuiabá (1 e 2) e a lagoa Chacororé (3), bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso.

METODOLOGIA GERAL

Amostragem

Os peixes foram coletados mensalmente de março de 2000 a fevereiro de 2001, utilizando-se redes de espera simples (malhas: 2,4 a 30,0 cm, entre nós opostos) e arrastos de 20 m com malha de 1 cm. As redes de espera ficaram expostas por períodos de 24 horas, com revistas ao amanhecer (8hs), ao entardecer (16hs) e à noite (22hs). O esforço de pesca com rede de espera foi de 662,60 m² de redes instaladas. Os arrastos foram conduzidos na região litorânea dos locais amostrados. Dependendo das características do local, foram utilizadas uma ou três redes operadas simultaneamente, todas com comprimento de 20m e malha 1 cm entre nós opostos, dotadas de um saco para facilitar a captura.

Após as capturas com redes de espera, os exemplares foram encaminhados para laboratórios instalados no campo, onde foram identificados de acordo com o manual de identificação dos peixes do Pantanal (Britski *et al.* 1999) com o auxílio de outras literaturas e consultas a especialistas em alguns grupos. A identificação das espécies foi realizada pela equipe do Museu de Ictiologia do Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia/UEM).

Após este procedimento foram registradas para cada exemplar, em fichas específicas, as seguintes informações: i) nome da espécie; ii) data e local de coleta; iii) comprimento padrão - Cp (cm) e iv) peso total - Pt (g). Os exemplares capturados com redes de arrasto foram acondicionados em tonéis contendo formol 4%, transportados para o Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia) para posterior identificação e tomada de dados biométricos.

Os exemplares foram eviscerados, os estômagos retirados e fixados em formol 4% e posteriormente preservados em álcool 70% até o momento da análise.

Os peixes capturados e utilizados nesse estudo possuem exemplar testemunho depositado na Coleção Ictiológica do Nupélia, Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia/UEM).

Análise da dieta

Os conteúdos estomacais foram examinados sob microscópio estereoscópico e, eventualmente (principalmente para as espécies detritívoras), sob microscópio de luz. Para determinação quantitativa do alimento, foi utilizado o método volumétrico (Hyslop 1980),

através do qual se estimou o volume de cada item alimentar, obtendo-se a porcentagem (%V) em relação ao total de todos os conteúdos estomacais para cada espécie. O volume foi obtido através do deslocamento da coluna de água, utilizando-se uma bateria de provetas graduadas, quando os itens alimentares apresentaram valor superior a 0,1ml ou com uso de placa milimetrada, onde o volume é obtido em mm³ e posteriormente transformado em ml, quando o volume foi inferior a 0,1ml (Hellawel & Abel 1971).

Os itens alimentares foram identificados em níveis taxonômicos os mais inferiores, porém para as análises estes foram agrupados em categorias maiores, denominadas de recursos alimentares: *Algas* (unicelulares e filamentosas), *Detrito/Sedimento* (detrito orgânico em diferentes graus de decomposição e matéria inorgânica como areia e lodo), *Vegetal superior* (folhas, flores, talos, raízes, sementes, frutos e restos), *Zooplâncton* (Cladocera e Copepoda), *Insetos terrestres* (Blattodea, Coleoptera, Collembola, Orthoptera, Homoptera, Hymenoptera, Isoptera, Lepidoptera, Trichoptera, Thysanoptera e restos), *Invertebrados aquáticos* (Annelida, Arachnida, Bryozoa, Conchostraca, Diptera, Decapoda, Ephemeroptera, Hemiptera, Nematoda, Odonata, Ostracoda e restos), *Escamas* (encontradas individualmente, sem vestígios de restos de peixes) e *Peixes* (inteiros, identificáveis ou não e pedaços).

O volume relativo de cada recurso alimentar foi calculado por espécie, levando-se em conta os locais e os períodos de coleta (lagoa cheia/seca e rio cheia/seca). Para definir as guildas tróficas foi adotado como critério o predomínio de um determinado tipo de recurso que tenha contribuído com valores $\geq 51\%$ do volume total da dieta de uma espécie.

Análise dos dados

Todas as análises descritas nos três capítulos foram realizadas considerando-se: i) dois ambientes distintos, lótico e lêntico. Assim, espécies que ocorreram no rio Cuiabá (locais 1 e 2) serão consideradas como de ambiente lótico e aquelas da lagoa Chacororé (local 3), como de ambiente lêntico; e ii) o ciclo hidrológico local, sendo que o período de cheia correspondeu aos meses de março, abril, novembro e dezembro de 2000, e janeiro e fevereiro de 2001 e o período de seca aos meses de maio a outubro de 2000. Esses períodos foram definidos com base nas cotas diárias do nível hidrométrico na região do município de Barão de Melgaço (MT) (Fig. 2). Padrão semelhante para a variação do nível hidrométrico do rio Cuiabá foi encontrado por Mateus *et al.* (2004), medida no município de Santo Antônio do Leverger entre os anos de 1993 e 2001.

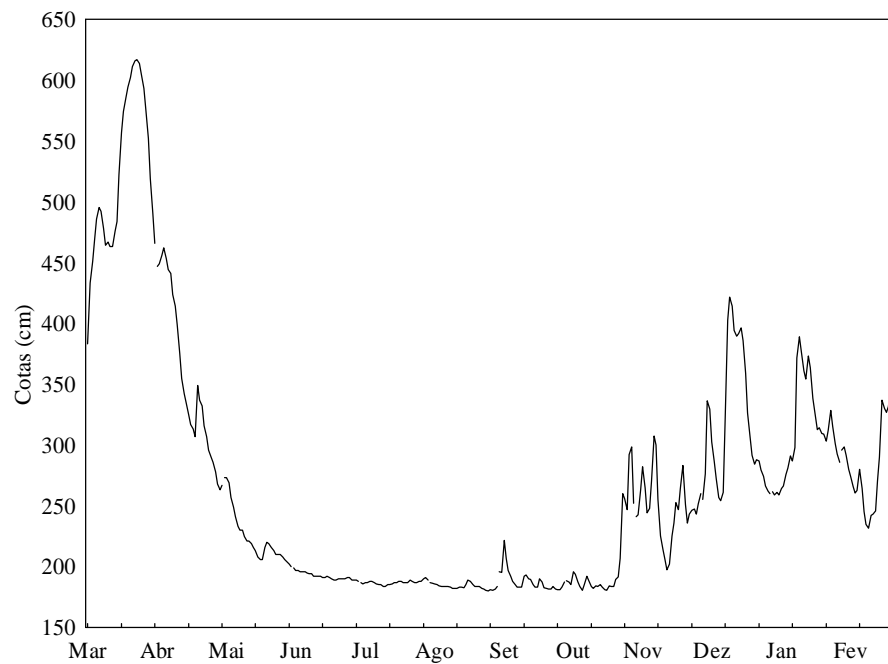


Figura 2 – Cotas diárias do nível hidrométrico no município Barão de Melgaço entre os meses de março/00 e fevereiro/01, indicando os períodos de cheia e de seca. Dados fornecidos pela Agência Nacional de Águas (ANA).

REFERÊNCIAS

- Britski, H.A.; K.Z.S. Silimon & B.S. Lopes. 1999. **Peixes do Pantanal – manual de identificação**. Brasília, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, 184p.
- Hellawell, J.M. & R. Abel. 1971. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. **Journal of Fish Biology** **3**: 29-37.
- Hyslop, E.P. 1980. Stomach contents analysis, a review of methods and their application. **Journal of Fish Biology** **17**: 411-429.
- Mateus, L.A.F.; J.M.F. Penha & M. Petrere. 2004. Fishing resources in the rio Cuiabá basin, Pantanal do Mato Grosso, Brazil. **Neotropical Ichthyology** **2**: 217-227.
- Myers, N.; A.M. Russell; C.G. Mittermeier; G.A.B. Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** **403**: 853 – 858.
- Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Furnas. 2005. Biologia pesqueira e pesca na área de influência do APM Manso: ictiofauna - Relatório Final. Elaborado por Agostinho, A. A.; A. Bialecki; H. I. Suzuki; J. D. Latini; L. C. Gomes; R. Fugi & W. M. Domingues. (Maringá.). Apoio Furnas Centrais Elétricas S. A.

CAPÍTULO I

**Organização trófica da ictiofauna da bacia do rio
Cuiabá, no Pantanal de Mato Grosso, Brasil:
variações espaço-temporais**

RESUMO. Este estudo foi conduzido em dois locais distintos (lagoa Chacororé e rio Cuiabá) (MT), na região superior do pantanal de Mato Grosso, Brasil, durante um ciclo hidrológico (março de 2000 a fevereiro de 2001), com o objetivo de avaliar a influência das variáveis espaço-temporais na organização trófica da ictiofauna. Foram coletadas 93 espécies, com predomínio de Characiformes (56% das espécies) e Siluriformes (25% das espécies). Desse total, foram analisados conteúdos estomacais de 56 espécies, as quais se mostraram organizadas em oito guildas: algívora, detritívora, herbívora, insetívora, invertívora, omnívora, lepidófaga e piscívora. Com exceção da guilda algívora, que só foi registrada na lagoa durante a cheia, as demais foram comuns para ambos os locais e períodos do ciclo hidrológico. De modo geral, as guildas mais representativas em número de espécies foram piscívora, invertívora e detritívora, com pequenas variações espaço-temporais em suas abundâncias específicas, enquanto que as menos expressivas foram algívora e lepidófaga. A análise de variância (ANOVA – bifatorial) aplicada aos escores da análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA), resumindo a dieta das espécies entre os locais e períodos do ciclo hidrológico, não mostrou diferenças significativas na dieta das espécies, quando considerados locais e períodos. Quarenta por cento das espécies mantiveram-se na mesma guilda durante o ciclo considerado. Estes resultados, aliada à provável abundância de alimento, contribuíram para a manutenção espaço-temporal da organização trófica na região.

PALAVRAS-CHAVE: Guildas tróficas, lagoa, planície de inundação, rio, sazonalidade.

ABSTRACT. Trophic organization of fish assemblage of the Cuiabá river basin, in the Mato Grosso State Pantanal, Brazil: spatial and temporal changes. This study was conducted in two distinct sites (Chacororé pond and Cuiabá river) in pantanal upper region, Mato Grosso State, Brazil, during a hydrological cycle (March 2000 to February 2001), to verify spatial and temporal influence in the fish trophic organization. Were collected 92 species, with predominance of Characiformes (56.5% of the species) and Siluriformes (25% of the species). Stomach contents were analyzed 56 species, which were organized in eight trophic guilds: algivore, detritivore, herbivore, insectivore, invertivore, omnivore, lepidophage and piscivore. Except to algivore guild, which was captured just in pond during the rainy period, the others occurred in both sites. In general, the most representative guilds in terms of species were piscivore, invertivore and detritivore, which showed small spatial and temporal variations in their specific composition. Algivore and lepidophage were the less expressive guilds. Analysis of variance (ANOVA - two way) for scores produced from Detrended Correspondence Analysis (DCA) not yielded a significant interaction in fish diets between sites x period. Forty five species stayed in the same guild during all period, indicating high number of specialist species. These results suggest that the high degree of trophic specialization of the fish fauna joined with the presumed food available, that contributed to that the fishes not changes their diets, were the responsible factors by the maintenance of the trophic organization with small spatial and temporal influence.

KEY WORDS: Floodplain, lagoon, river, seasonality, trophic guilds.

INTRODUÇÃO

Estudos sobre alimentação da ictiofauna, em um dado ambiente, permitem reconhecer categorias tróficas distintas e inferir sobre sua estrutura, grau de importância dos diferentes níveis tróficos e inter-relações entre seus componentes (Gerking 1994, Agostinho *et al.* 1997). Além de propiciar um campo interessante para a discussão de aspectos teóricos, como a substituição de espécies ao longo dos componentes espacial e temporal (Schoener 1974), estes estudos possibilitam o conhecimento básico de um importante aspecto da biologia das espécies.

Winemiller & Jepsen (1998) comentam que os peixes são componentes importantes das teias tróficas e que o manejo de estoques pesqueiros em ecossistemas aquáticos tropicais deve ser baseado por um conhecimento detalhado da ecologia trófica das espécies. Entretanto, estudos sobre estrutura trófica de peixes no Brasil, não são comuns, em razão da dificuldade nas amostragens de todos os peixes existentes nos corpos d'água e especialmente pela dificuldade envolvida na determinação dos hábitos alimentares das espécies capturadas (Resende 2000).

A despeito de em regiões tropicais existirem grupos tróficos especializados, a maioria das espécies de peixes mostra elevada plasticidade alimentar (Welcome 1979, Lowe-McConnell 1987), e esta pode ser verificada pelas frequentes variações espaciais e temporais na dieta das espécies. Dessa forma, é muito comum encontrar espécies que apresentam hábitos alimentares distintos, dependendo do local onde são capturadas e das condições hidrológicas no período da coleta. Ampliar o entendimento sobre escalas temporal e espacial dos processos envolvidos em teias tróficas, ao mesmo tempo em que a dinâmica e interações entre espécies ainda precisam ser resolvidas, constitui-se em um grande desafio (Power 2001). Levando-se em conta que os ambientes de água doce se interconectam, principalmente nos períodos de águas altas, e que os peixes frequentemente transitam de um local para outro, é esperado que estejam constantemente sujeitos a uma grande heterogeneidade espaço-temporal na oferta de recursos alimentares, o que influenciaria de forma marcante o tipo de alimento ingerido. Assim, dados de alimentação podem, também, subsidiar a identificação de fatores que afetam a distribuição e abundância dos peixes (Deus & Petrere 2003).

Na parte mais baixa da bacia do rio Cuiabá, onde este estudo foi desenvolvido, existe uma extensa planície, com um complexo sistema de lagoas e várzeas, que compõe a parte superior do pantanal de Mato Grosso e está sujeita a um regime regular de chuvas. Na bacia do rio Cuiabá, coexistem cerca de 130 espécies de peixes (Universidade Estadual de Maringá

2005), sendo que para a maioria delas não existe nenhum registro de dados biológicos ou ecológicos na literatura. Além disso, outro aspecto a ser enfatizado é que as características dessa região podem mudar em médio ou longo prazo, visto que 300 km a montante foi construído o reservatório de Manso. Assim, qualquer conhecimento gerado sobre a ictiofauna da região poderá auxiliar em futuras atividades de manejo do estoque pesqueiro.

Dentro deste contexto, considerando um ambiente lântico (lagoa Chacororé) e um lótico (rio Cuiabá), interligados por um canal e sujeitos ao mesmo regime hidrológico, pretendeu-se comparar a organização trófica da ictiofauna aí residente a fim de avaliar a influência das variáveis, espacial e temporal. Com o objetivo de compor um panorama geral, são também apresentadas a composição taxonômica da ictiofauna e dados específicos de abundância, para cada local e período de coleta.

MATERIAL E MÉTODOS

Análise dos dados

Para as análises foram utilizadas somente as espécies que tiveram número de estômagos analisados \geq 4, independente dos fatores espaço-temporais. Os peixes foram categorizados em guildas tróficas de acordo com o recurso alimentar predominante (%V) \geq 51% de cada espécie.

Com o objetivo de ordenar possíveis padrões espaço-temporais na dieta das espécies, empregou-se a análise de correspondência com remoção do efeito do arco (DCA - Hill & Gauch 1980, Graham & Vrijenhoek 1988) aos dados de volume (%V) dos recursos alimentares consumidos, considerando-se os diferentes locais (lagoa e rio) e os diferentes períodos do ciclo hidrológico (cheia e seca). Os cálculos foram realizados através do programa PC-ORD (MacCune & Mefford 1997).

Para avaliar possíveis diferenças na dieta, sumarizada nos escores dos eixos da DCA retidos para a interpretação, aplicou-se a análise de variância (ANOVA) bifatorial após checar pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variâncias (teste de Levene), utilizando como fatores os locais (lagoa e rio) e os períodos do ciclo hidrológico (cheia e seca). As análises foram realizadas no programa Statistica 7.1 (StatSoft, Inc. 2005).

RESULTADOS

Composição taxonômica

Foram coletados 19092 e 22728 indivíduos, respectivamente na lagoa Chacororé e no rio Cuiabá, pertencentes a sete ordens, 24 famílias e 93 espécies (Tabela I). Entre as espécies coletadas, 56% pertencem aos Characiformes e 25% aos Siluriformes, sendo que as demais ordens, Miliobatiformes, Clupeiformes, Gymnotiformes, Perciformes e Pleuronectiformes, somadas, representaram menos de 20% das espécies. Aquelas dominantes em abundância, com mais de 500 indivíduos coletados, em pelo menos um dos períodos do ciclo hidrológico, foram: *Aphyocharax anisitsi* (3487), *Hemigrammus marginatus* (2491), *Serrapinus calliurus* (2023), *Hemiodus orthonops* (1193), *Roeboides descavadensis* (1009) e *Moenkhausia dichrourea* (927) na lagoa e *Odontostilbe pequirá* (9690), *Bryconamericus exodon* (2610) e *Serrapinus calliurus* (1289) no rio. *Pellona flavipinnis*, *Leporinus lacustris*, *Characidium laterale*, *Hyphessobrycon eques*, *Psellogrammus kennedyi*, *Corydoras hastatus* e as cinco espécies de Cichlidae ocorreram exclusivamente na lagoa, enquanto que *Leporellus vittatus*, *Bryconamericus* sp. 1, *Bryconops melanurus*, *Piabarcus analis*, *Clupeacharax anchoveoides*, *Myleus levis*, *Phenacogaster jancupa*, *Brachyhalcinus retrospinna*, *Pimelodella megalura*, *Pimelodella taenioptera*, *Pimelodus ornatus*, *Platydoras armatulus*, *Entomocorus benjamini* e as duas espécies de Apterontidae foram exclusivas do rio.

Tabela I – Composição ictiofaunística, número de indivíduos, por espécie, locais de coleta (lagoa Chacororé e rio Cuiabá) e períodos do ciclo hidrológico (cheia e seca). Bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, entre março de 2000 e fevereiro de 2001. N = número total de indivíduos capturados.

	Lagoa Cheia	Lagoa Seca	Rio Cheia	Rio Seca
	N=12450	N=6642	N=9044	N=13684
CHONDRICHTHYES				
MILIOBATIFORMES				
Família Potamotrygonidae				
<i>Potamotrygon</i> cf. <i>falkneri</i> Castex & Maciel, 1963	1	2	1	1
<i>Potamotrygon</i> cf. <i>motoro</i> (Müller & Henle, 1841)	1	8	2	3
OSTEICHTHYES				
CLUPEIFORMES				
Família Pristigasteridae				
<i>Pellona flavipinnis</i> (Valenciennes, 1847)	39	58	0	0
CHARACIFORMES				
Família Curimatidae				
<i>Curimatella dorsalis</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	12	2	10	29
<i>Cyphocharax gillii</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	6	0	48	3
<i>Potamorhina squamoralevis</i> (Braga & Azpelicueta, 1983)	26	43	35	55
<i>Psectrogaster curviventris</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	35	21	204	139
<i>Steindachnerina conspersa</i> (Holmberg, 1891)	11	2	2	12
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i> (Boulenger, 1902)	4	0	95	44

Família Prochilodontidae				
<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1850)	24	38	40	47
Família Anostomidae				
<i>Abramites hypselonotus</i> (Günther, 1868)	0	1	49	40
<i>Leporellus vittatus</i> (Valenciennes, 1850)	0	0	4	18
<i>Leporinus lacustris</i> Campos, 1945	24	1	0	0
<i>Leporinus obtusidens</i> (Valenciennes, 1836)	1	0	5	1
<i>Leporinus striatus</i> Kner, 1858	5	2	102	34
Família Crenuchidae				
<i>Characidium laterale</i> (Boulenger, 1895)	0	3	0	0
<i>Characidium aff. zebra</i> Eigenmann, 1909	30	19	336	21
Família Hemiodontidae				
<i>Hemiodus orthonops</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	1127	66	7	274
Família Gasteropelecidae				
<i>Thoracocharax stellatus</i> (Kner, 1860)	12	16	323	215
Família Characidae				
<i>Astyanax abramis</i> (Jenyns, 1842)	96	15	63	101
<i>Astyanax</i> sp. 1	1	4	51	4
<i>Bryconamericus exodon</i> Eigenmann, 1907	7	63	1458	1152
<i>Bryconamericus</i> sp. 1	0	0	0	50
<i>Bryconops melanurus</i> (Bloch, 1795)	0	0	23	5
<i>Hemigrammus marginatus</i> Ellis, 1911	2049	442	114	12
<i>Hyphessobrycon eques</i> (Steindachner, 1882)	2	55	0	0
<i>Moenkhausia dichroua</i> (Kner, 1858)	886	41	64	499
<i>Piabarcus analis</i> (Einenmann, 1914)	0	0	0	6
<i>Prionobrama paraguayensis</i> (Eigenmann, 1914)	5	3	1	14
<i>Psellogrammus kennedyi</i> (Eigenmann, 1903)	184	47	0	0
<i>Salminus brasiliensis</i> Valenciennes, 1849	14	5	52	24
<i>Serrapinus calliurus</i> (Boulenger, 1900)	1831	192	180	1109
<i>Triportheus pantanensis</i> Malabarba, 2004	411	162	132	135
<i>Triportheus paranensis</i> (Günther, 1874)	266	19	14	13
Subfamília Clupeocharacinae				
<i>Clupeocharax anchoveoides</i> Pearson, 1924	0	0	33	3
Subfamília Serrasalminae				
<i>Mylossoma duriventre</i> (Cuvier, 1818)	2	0	10	166
<i>Myleus levis</i> (Eigenmann & McAtee, 1907)	0	0	5	1
<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	2	0	2	8
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1860	189	286	103	100
<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1860	75	8	16	35
<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1847	155	32	96	294
Subfamília Aphyocharacinae				
<i>Aphyocharax anisitsi</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	1352	2135	17	6
<i>Aphyocharax dentatus</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	130	327	227	356
Subfamília Characinae				
<i>Cynopotamus kincaidi</i> (Schultz, 1950)	0	1	1	68
<i>Galeocharax humeralis</i> Valenciennes, 1834	12	0	204	225
<i>Phenacogaster jancupa</i> Malabarba & Lucena, 1995)	0	0	0	1
<i>Roeboides descavadensis</i> Fowler, 1932	858	151	139	111
<i>Roeboides microlepis</i> (Reinhardt, 1851)	2	4	22	135
<i>Roeboides prognathus</i> Boulenger, 1895	13	36	118	123
Subfamília Stethaprioninae				
<i>Brachychalcinus retrospinna</i> Boulenger, 1892	0	0	0	1
<i>Poptella paraguayensis</i> (Eigenmann, 1907)	8	15	57	0
Subfamília Tetragonopterinae				
<i>Tetragonopterus argenteus</i> Cuvier, 1817	64	10	47	70
Subfamília Cheirodontinae				
<i>Odontostilbe pequirá</i> (Steindachner, 1882)	436	239	3171	6519
Família Cynodontinae				
<i>Rhaphiodon vulpinus</i> Spix & Agassiz, 1829	59	47	94	138
Família Erythrinidae				
<i>Hoplias aff. malabaricus</i> (Bloch, 1794)	181	23	4	0
SILURIFORMES				
Família Callichthyidae				
<i>Corydoras hastatus</i> Eigenmann & Eigenmann, 1888	5	23	0	0
Família Loricariidae				
Subfamília Loricariinae				
<i>Loricaria</i> sp. 1	95	70	81	67

Subfamília Hypostominae				
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i> (Eigenmann & Kennedy, 1903)	122	323	7	16
Família Heptaperidae				
<i>Pimelodella gracilis</i> (Valenciennes, 1835)	3	129	91	472
<i>Pimelodella megalura</i> Ribeiro, 1918	0	0	5	16
<i>Pimelodella mucosa</i> Eigenmann & Ward, 1907	0	32	3	4
<i>Pimelodella taenioptera</i> Miranda-Ribeiro, 1914	0	0	15	12
Família Pimelodidae				
<i>Iheringichthys labrosus</i> (Lütken, 1874)	13	4	284	25
<i>Megalonema platanum</i> (Günther, 1880)	0	1	35	33
<i>Pimelodus cf. argenteus</i> Perugia, 1891	104	198	113	217
<i>Pimelodus maculatus</i> La Cepède, 1803	102	77	21	22
<i>Pimelodus ornatus</i> Kner, 1858	0	0	2	2
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	6	20	13	26
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i> Eigenmann & Eigenmann 1889	3	5	14	9
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Shneider, 1801)	0	4	24	36
Família Doradidae				
<i>Platydoras armatulus</i> (Valenciennes, 1840)	0	0	3	22
<i>Pterodoras granulatus</i> (Valenciennes, 1821)	27	5	120	23
<i>Trachydoras paraguayensis</i> (Eigenmann & Ward, 1907)	5	33	3	17
Família Auchenipteridae				
<i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	5	0	28	0
<i>Auchenipterus nigripinnis</i> (Boulenger, 1895)	42	49	35	11
<i>Auchenipterus osteomystax</i> (Miranda-Ribeiro, 1918)	68	247	21	63
<i>Entomocorus benjamini</i> Eigenmann, 1917	0	0	39	0
<i>Parauchenipterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	23	68	10	8
GYMNOTIFORMES				
Família Gymnotidae				
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	1	7	0	2
Família Sternopygidae				
<i>Eigenmannia trilineata</i> López & Castello, 1966	14	5	131	4
<i>Eigenmannia virescens</i> (Valenciennes, 1836)	7	141	92	65
<i>Sternopygus macrurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	0	2	2	7
Família Rhamphichthyidae				
<i>Gymnorhamphichthys hypostomus</i> Ellis, 1912	0	1	3	2
Família Apterodontidae				
<i>Apterodontus aff. albifrons</i> (Linnaeus, 1766)	0	0	1	4
<i>Apterodontus ellisi</i> (Arámburu, 1957)	0	0	6	0
PERCIFORMES				
Família Sciaenidae				
<i>Pachyurus bonariensis</i> Steindachner, 1879	71	85	17	38
<i>Plagioscion ternetzi</i> Boulenger, 1895	227	228	19	29
Família Cichlidae				
<i>Apistogramma borelli</i> (Regan, 1906)	76	84	0	0
<i>Bujurquina vittata</i> (Heckel, 1840)	2	12	0	0
<i>Cichlasoma dimerus</i> (Heckel, 1840)	439	17	0	0
<i>Gymnogeophagus balzanii</i> (Perugia, 1891)	328	117	0	0
<i>Satanoperca pappaterra</i> (Heckel, 1840)	14	0	0	0
PLEURONECTIFORMES				
Família Achiridae				
<i>Catathyridium jenynsii</i> (Günther, 1862)	0	13	21	12

Organização trófica

Das 93 espécies que tiveram estômagos analisados, foram considerados para as análises, conteúdos estomacais de 56 delas (Tabela II), segundo o critério de número de estômagos ≥ 4 . De posse desses dados, as 56 espécies foram organizadas em oito guildas tróficas: Algívora, Detritívora, Herbívora, Insetívora, Invertívora, Omnívora, Lepidófaga e Piscívora.

Tabela II – Porcentagem do volume (%V) dos recursos utilizados pela ictiofauna na bacia do rio Cuiabá, Estado de Mato Grosso, Brasil. LC = lagoa cheia, LS = lagoa seca; RC = rio cheia; RS = rio seca. Alg = algívora; Det = detritívora; Her = herbívora; Ins = insetívora; Inv = invertívora; Omn = omnívora; Lep = lepidófaga; Pis = piscívora. N = número de estômagos analisados. Cp = comprimento padrão dos indivíduos em centímetros. AL = algas; DS = detrito/sedimento; VS = vegetal superior; ZO = zooplâncton; IT = insetos terrestres; IA = invertebrados aquáticos; ES = escamas; PE = peixes. Números em negrito representam o alimento principal ($V \geq 51\%$).

	Ambiente	Guilda	N	Cp(cm)	AL	DS	VS	ZO	IT	IA	ES	PE
Família Pristigasteridae												
<i>Pellona flavipinis</i>	LC	Pis	8	9,0-31,5	-	-	-	-	-	0,3	-	99,7
<i>Pellona flavipinis</i>	LS	Pis	1	12,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0
Família Curimatidae												
<i>Curimatella dorsalis</i>	LC	Det	4	4,8-11,3	0,61	61,9	37,4	-	-	-	-	-
<i>Curimatella dorsalis</i>	LS	Det	1	8,3	16,7	83,3	-	-	-	-	-	-
<i>Curimatella dorsalis</i>	RC	Det	4	4,4-8,5	11,7	52,5	35,8	-	-	-	-	-
<i>Curimatella dorsalis</i>	RS	Det	1	6,8	-	72,0	20,0	4,0	-	4,0	-	-
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	LC	Det	6	20,0-22,5	25,6	73,5	-	-	-	1,0	-	-
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	LS	Det	5	20,5-22,9	15,8	64,2	12,4	7,6	-	-	-	-
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	RC	Det	2	17,5-21,0	20,0	80,0	-	-	-	-	-	-
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	RS	Det	5	18,2-22,6	12,5	87,5	-	-	-	-	-	-
<i>Psectrogaster curviventris</i>	LC	Her	9	10,5-14,0	25,4	20,6	54,0	-	-	-	-	-
<i>Psectrogaster curviventris</i>	LS	Det	1	14,0	1,0	90,0	9,0	-	-	-	-	-
<i>Psectrogaster curviventris</i>	RC	Her	9	11,4-13,0	23,0	11,5	65,5	-	-	-	-	-
<i>Psectrogaster curviventris</i>	RS	Her	1	15,0	10,0	20,0	70,0	-	-	-	-	-
<i>Steindachnerina conspersa</i>	LC	Det	2	6,0-10,2	33,3	66,7	-	-	-	-	-	-
<i>Steindachnerina conspersa</i>	RS	Det	2	5,7-9,3	29,3	63,4	7,3	-	-	-	-	-
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>	LC	Det	1	5,0	10,0	90,0	-	-	-	-	-	-
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>	RC	Det	7	3,6-7,3	12,3	87,7	-	-	-	-	-	-
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>	RS	Det	3	4,8-6,3	14,0	86,0	-	-	-	-	-	-
Família Prochilodontidae												
<i>Prochilodus lineatus</i>	LC	Det	8	20,5-31,5	10,1	70,7	17,7	0,46	-	1,03	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	LS	Det	3	29,0-32,0	20,0	78,7	1,3	-	-	-	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	RC	Det	2	6,0	12,5	87,5	-	-	-	-	-	-
<i>Prochilodus lineatus</i>	RS	Det	4	22,0-35,0	2,1	96,0	1,5	0,049	-	0,34	-	-
Família Anostomidae												
<i>Abramites hypselonotus</i>	RC	Her	11	5,2-10,5	1,2	10,5	88,3	-	-	-	-	-
<i>Abramites hypselonotus</i>	RS	Det	2	9,3-10,1	-	85,7	13,5	-	-	0,8	-	-
<i>Leporinus lacustris</i>	LC	Her	3	9,6-12,2	-	4,21	91,6	-	-	4,21	-	-
<i>Leporinus lacustris</i>	LS	Inv	1	10,9	-	20,0	30,0	-	-	50,0	-	-

Familia Crenuchidae												
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	LS	Inv	6	1,8-2,9	-	-	-	3,7	3,7	92,5	-	-
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i>	RS	Det	5	2,4-3,0	-	98,9	-	-	-	1,1	-	-
Familia Hemiodontidae												
<i>Hemiodus orthonops</i>	LC	Alg	13	8,8-19,5	78,0	13,4	8,6	-	-	-	-	-
<i>Hemiodus orthonops</i>	RS	Det	9	13,9-18,5	7,3	90,8	0,74	1,1	-	-	-	-
Familia Gasteropelecidae												
<i>Thoracocharax stellatus</i>	LC	Ins	5	2,2-4,6	-	-	-	-	79,6	20,4	-	-
<i>Thoracocharax stellatus</i>	LS	Ins	7	3,2-4,0	-	-	-	-	78,3	21,7	-	-
<i>Thoracocharax stellatus</i>	RC	Ins	54	1,8-4,3	-	1,8	0,25	-	83,4	14,6	-	-
<i>Thoracocharax stellatus</i>	RS	Ins	52	1,9-5,0	-	0,04	0,78	-	65,4	33,8	-	-
Familia Characidae												
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	LC	Inv	52	1,5-3,2	-	30,2	0,04	0,48	1,17	68,1	-	-
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	LS	Ins	11	2,2-2,8	-	5,1	-	-	85,4	9,5	-	-
<i>Aphyocharax dentatus</i>	LC	Pis	22	3,2-5,4	-	-	-	0,06	1,9	0,84	-	97,2
<i>Aphyocharax dentatus</i>	LS	Pis	58	1,8-5,5	-	0,19	0,12	-	7,7	11,3	-	80,7
<i>Aphyocharax dentatus</i>	RC	Pis	15	2,2-5,6	-	0,3	-	-	11,2	24,0	-	64,5
<i>Aphyocharax dentatus</i>	RS	Pis	49	2,0-5,7	-	4,0	0,08	11,7	11,1	10,3	-	65,8
<i>Astyanax abramis</i>	LC	Inv	2	6,5-7,4	-	-	11,1	-	0,44	88,5	-	-
<i>Astyanax abramis</i>	LS	Ins	5	4,0-5,1	-	-	11,5	-	74,3	11,9	-	2,3
<i>Astyanax abramis</i>	RC	Her	3	5,3-6,2	-	-	75,1	-	23,6	1,3	-	-
<i>Astyanax abramis</i>	RS	Ins	5	4,6-5,8	-	10,6	21,3	-	51,7	-	-	16,4
<i>Astyanax</i> sp. 1	RC	Ins	3	3,4-3,7	-	3,2	16,1	-	80,6	-	-	-
<i>Astyanax</i> sp. 1	RS	Ins	1	4,0	-	-	-	-	100,0	-	-	-
<i>Bryconamericus exodon</i>	LS	Ins	9	2,0-3,5	-	0,15	-	4,4	75,9	19,6	-	-
<i>Bryconamericus exodon</i>	RC	Omn	44	1,7-3,8	-	3,7	11,0	12,2	44,5	27,4	-	1,2
<i>Bryconamericus exodon</i>	RS	Inv	59	1,6-3,8	-	2,31	0,76	4,1	41,4	51,1	-	0,38
<i>Bryconops melanurus</i>	RC	Ins	4	3,4-5,0	-	-	-	-	78,9	21,1	-	-
<i>Bryconops melanurus</i>	RS	Ins	2	1,7-2,6	-	-	-	-	100,0	-	-	-
<i>Bryconamericus</i> sp. 1	RS	Ins	15	2,5-3,7	-	12,7	-	-	63,8	18,8	-	4,7
<i>Clupeocharax anchoveoides</i>	RC	Inv	3	4,0-4,2	-	25,5	-	-	5,6	69,1	-	-
<i>Clupeocharax anchoveoides</i>	RS	Ins	1	5,4	-	-	-	-	75,0	25,0	-	-
<i>Galeocharax humeralis</i>	LC	Inv	1	9,5	-	-	-	-	-	100,0	-	-
<i>Galeocharax humeralis</i>	RC	Pis	14	4,1-18,0	-	0,5	-	-	-	1,5	-	98,0
<i>Galeocharax humeralis</i>	RS	Pis	20	7,5-22,0	-	-	-	-	-	-	-	100,0
<i>Hemigrammus marginatus</i>	LC	Inv	29	1,8-3,0	-	-	-	8,3	36,8	54,9	-	-
<i>Hemigrammus marginatus</i>	LS	Ins	21	1,4-3,1	0,82	1,6	-	3,1	79,8	10,5	-	4,1
<i>Hemigrammus marginatus</i>	RC	Inv	20	1,8-2,4	-	-	-	26,6	7,2	66,2	-	-
<i>Hemigrammus marginatus</i>	RS	Pis	2	2,8-4,0	-	0,43	-	-	-	0,43	-	99,1

<i>Salminus brasiliensis</i>	RS	Pis	2	28,5-38,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0
<i>Serrasalmus maculatus</i>	LC	Pis	6	7,2-15,6	-	-	2,5	-	-	-	-	97,5
<i>Serrasalmus maculatus</i>	LS	Pis	1	15,0	-	-	16,7	-	-	-	-	83,3
<i>Serrasalmus maculatus</i>	RS	Pis	5	12,5-15,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0
<i>Serrasalmus marginatus</i>	LC	Pis	1	13,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0
<i>Serrasalmus marginatus</i>	RC	Pis	10	16,0-26,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0
<i>Serrasalmus marginatus</i>	RS	Pis	10	7,3-24,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	LC	Her	23	3,7-8,0	-	0,05	51,0	-	3,5	0,07	-	45,3
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	LS	Omn	9	3,8-9,6	-	0,88	24,5	0	41,4	23,9	-	9,3
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	RC	Pis	11	1,9-8,5	-	1,9	0,68	0,12	8,6	6,7	-	82,1
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	RS	Omn	11	4,4-9,2	-	23,9	18,1	-	2,5	12,9	-	42,5
<i>Triportheus pantanensis</i>	LC	Alg	40	2,2-9,5	72,7	0,29	9,17	-	3,3	14,5	-	-
<i>Triportheus pantanensis</i>	LS	Her	7	5,0-12,5	-	-	83,1	-	3,3	13,6	-	-
<i>Triportheus pantanensis</i>	RC	Her	3	10,8-13,3	-	-	65,3	-	30,6	4,1	-	-
<i>Triportheus pantanensis</i>	RS	Ins	2	5,9-6,7	-	-	-	-	100,0	-	-	-
<i>Triportheus paranensis</i>	LC	Omn	66	1,8-17,2	28,7	4,0	6,1	10,2	9,1	41,9	-	0,07
<i>Triportheus paranensis</i>	LS	Omn	22	6,9-18,0	18,3	-	15,3	17,1	43,4	6,0	-	-
<i>Triportheus paranensis</i>	RC	Her	10	11,3-17,5	-	-	65,4	-	22,4	12,2	-	-
<i>Triportheus paranensis</i>	RS	Ins	15	9,0-17,5	-	0,52	5,1	-	84,6	9,8	-	-
Família Loricariidae												
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>	LC	Omn	3	28,0-34,0	46,5	44,0	5,5	0,7	-	3,3	-	-
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>	LS	Det	14	16,0-33,0	2,2	97,6	-	0,06	-	0,08	-	-
Família Heptapteridae												
<i>Pimelodella gracilis</i>	LC	Inv	2	7,3-7,6	-	-	-	-	7,4	92,6	-	-
<i>Pimelodella gracilis</i>	LS	Inv	39	5,0-6,8	-	1,3	15,2	-	19,5	60,5	-	3,5
<i>Pimelodella gracilis</i>	RC	Inv	23	7,3-7,6	-	-	-	-	7,4	92,6	-	-
<i>Pimelodella gracilis</i>	RS	Inv	34	3,2-6,7	-	11,0	0,6	-	21,0	57,0	-	10,4
<i>Pimelodella mucosa</i>	LS	Inv	15	5,2-7,3	0,07	0,22	0,22	-	-	99,5	-	-
<i>Pimelodella mucosa</i>	RS	Her	1	4,6	-	20,8	52,1	-	10,4	6,3	-	10,4
Família Pimelodidae												
<i>Iheringichthys labrosus</i>	LS	Inv	1	15,7	-	-	-	2,2	-	97,8	-	-
<i>Iheringichthys labrosus</i>	RC	Omn	11	1,8-14,0	-	10,9	2,5	-	20,7	24,1	-	41,9
<i>Iheringichthys labrosus</i>	RS	Inv	7	10,2-17,4	-	16,3	1,1	-	12,0	70,6	-	-
<i>Pimelodus cf. argenteus</i>	LC	Pis	16	10,3-16,5	-	0,03	8,4	-	0,02	1,9	-	89,6
<i>Pimelodus cf. argenteus</i>	LS	Omn	50	7,2-18,5	-	3,7	44,9	-	4,8	25,9	-	20,7
<i>Pimelodus cf. argenteus</i>	RC	Pis	41	3,8-15,5	-	1,6	6,0	-	24,6	6,0	-	61,8
<i>Pimelodus cf. argenteus</i>	RS	Omn	48	2,4-18,0	-	11,8	28,3	-	8,7	8,3	-	42,9
<i>Pimelodus maculatus</i>	LC	Omn	24	3,6-20,1	0,63	12,4	24,5	-	5,15	12,6	-	44,7
<i>Pimelodus maculatus</i>	LS	Omn	17	4,4-14,4	0,03	47,5	4,3	-	3,8	4,6	-	39,8

<i>Pimelodus maculatus</i>	RS	Pis	3	6,5-9,7	-	20,2	6,4	-	10,8	0,31	-	62,3
Família Doradidae												
<i>Pterodoras granulosus</i>	LC	Her	10	21,5-28,0	-	-	100,0	-	-	-	-	-
<i>Pterodoras granulosus</i>	RC	Her	21	18,5-37,5	-	-	100,0	-	-	-	-	-
<i>Pterodoras granulosus</i>	RS	Her	10	21,0-36,5	-	-	84,1	-	0,66	12,4	-	2,8
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	LC	Omn	1	8,0	-	44,4	40,0	-	-	15,6	-	-
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	LS	Inv	3	6,4-9,5	0,15	23,8	11,5	6,9	0	57,6	-	-
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	RC	Inv	1	9,0	2,7	40,5	-	2,7	-	54,1	-	-
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	RS	Omn	7	5,0-8,0	-	34,2	-	29,1	3,4	33,3	-	-
Família Auchenipteridae												
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	RC	Pis	4	3,0-23,5	-	-	-	-	1,6	16,4	-	82,0
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	LC	Inv	2	17,0-17,5	-	-	1,2	-	2,5	96,3	-	-
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	LS	Ins	18	17,0-20,0	-	-	-	-	65,7	33,6	-	0,65
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	RC	Ins	11	1,7-18,5	-	-	-	-	64,1	35,9	-	-
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	RS	Inv	8	16,0-18,5	-	0,10	0,81	-	45,7	53,4	-	-
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	LC	Inv	6	17,5-20,5	-	-	-	-	0,08	95,3	-	4,6
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	LS	Ins	16	13,5-20,0	-	-	-	-	84,6	15,4	-	-
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	RS	Inv	3	19,3-21,0	-	-	-	-	-	100,0	-	-
<i>Entomocorus benjamini</i>	RC	Omn	4	2,6-3,1	-	10,5	-	22,8	40,4	23,3	-	-
Família Sternopygidae												
<i>Eigenmannia trilineata</i>	LC	Inv	4	11,0-14,0	0,6	25,8	-	1,2	-	72,4	-	-
<i>Eigenmannia trilineata</i>	LS	Inv	1	15,0	-	20,0	-	-	-	80,0	-	-
<i>Eigenmannia trilineata</i>	RC	Inv	6	0,8-15,7	-	15,9	-	-	-	84,1	-	-
<i>Eigenmannia trilineata</i>	RS	Inv	1	15,0	-	20,0	-	-	-	80,0	-	-
<i>Eigenmannia virescens</i>	LC	Ins	2	13,7	-	-	0,3	-	56,5	43,2	-	-
<i>Eigenmannia virescens</i>	LS	Inv	65	1,0-13,8	-	1,4	0,16	0,48	5,2	92,8	-	-
<i>Eigenmannia virescens</i>	RC	Inv	14	0,7-23,8	-	2,6	0,2	-	5,4	91,8	-	-
<i>Eigenmannia virescens</i>	RS	Inv	23	5,7-18,0	-	3,1	0,13	-	1,0	95,8	-	-
Família Sciaenidae												
<i>Plagioscion ternetzi</i>	LC	Pis	32	3,4-27,7	-	0,4	0,3	0,4	0,08	20,8	-	78,0
<i>Plagioscion ternetzi</i>	LS	Pis	19	1,5-31,0	-	-	0,1	-	0,03	48,6	-	51,3
<i>Plagioscion ternetzi</i>	RC	Pis	3	28,0-29,0	-	-	-	-	-	-	-	100,0
<i>Plagioscion ternetzi</i>	RS	Pis	8	2,6-33,0	-	-	-	-	-	-	-	100,0
Família Cichlidae												
<i>Bujurquina vittata</i>	LS	Omn	4	2,2-3,0	-	9,1	27,3	-	18,2	18,2	-	27,3
<i>Gymnogeophagus balzanii</i>	LC	Pis	2	2,8-8,5	1,2	0,6	-	0,6	-	4,1	-	93,6
<i>Gymnogeophagus balzanii</i>	LS	Inv	15	2,2-7,2	6,4	2,7	11,9	11,8	0,32	66,7	-	0,16

Com exceção da guilda algívora que só foi registrada na lagoa no período de cheia, e da guilda lepidófaga que não esteve representada na lagoa no mesmo período, as outras seis guildas foram comuns aos dois ambientes, tanto na cheia quanto na seca, e sofreram alterações espaço-temporais na sua composição específica (Fig. 1).

De modo geral, a guilda mais representativa em número de espécies foi a piscívora, independente do local de coleta, seguida da invertívora na lagoa, independente do período do ciclo hidrológico. A guilda detritívora foi, também, representada por um número expressivo de espécies e foi a que sofreu menores variações espaço-temporais. Por outro lado, as menos expressivas foram as guildas algívora e lepidófaga (Fig. 1).

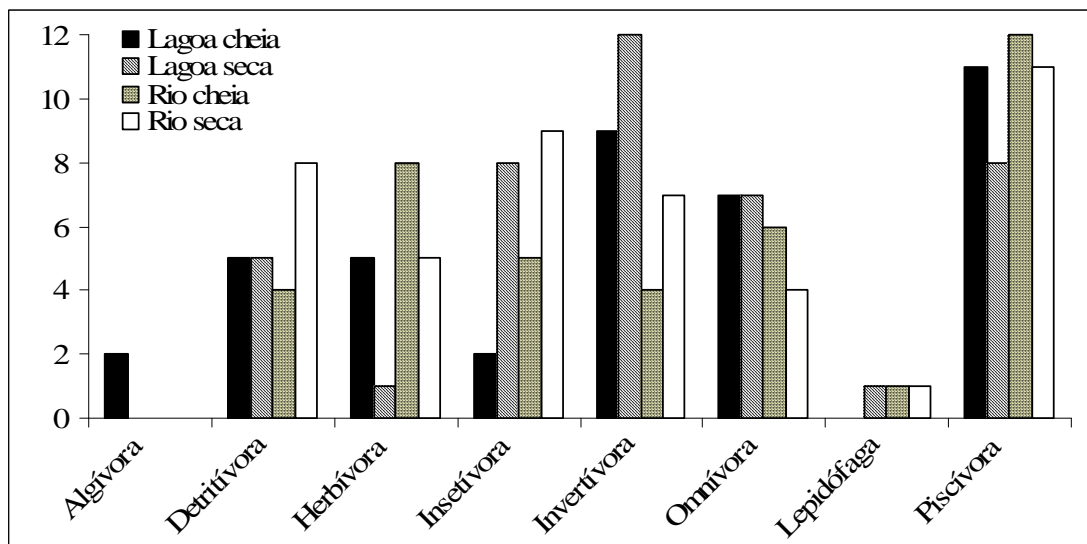


Figura 1 – Número de espécies de peixes organizadas por guildas tróficas, da bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, Brasil, considerando os locais e períodos do ciclo hidrológico.

Vinte e três das espécies analisadas mantiveram-se na mesma guilda, independente do local e período do ciclo hidrológico considerado, embora algumas espécies não tenham sido contempladas em todo o espectro espaço-temporal. São elas: nove piscívoras (*Pellona flavipinis*, *Aphyocharax dentatus*, *Hoplias* aff. *malabaricus*, *Pygocentrus nattereri*, *Rhaphiodon vulpinus*, *Salminus brasiliensis*, *Serrasalmus maculatus*, *Serrasalmus marginatus* e *Plagioscion ternetzi*), cinco detritívoras (*Curimatella dorsalis*, *Potamorhina squamoralevis*, *Steindachnerina conspersa*, *Steindachnerina nigrotaenia* e *Prochilodus lineatus*), três insetívoras (*Thoracocharax stellatus*, *Astyanax* sp. 1 e *Bryconops melanurus*), três herbívoras (*Mylossoma duriventre*, *Piaractus mesopotamicus* e *Pterodoras granulosus*), duas invertívoras (*Pimelodella gracilis* e *Eigenmannia trilineata*) e uma omnívora (*Psellogrammus*

kennedyi). As demais espécies alteraram suas dietas, espacial ou temporalmente, sendo, portanto, caracterizadas em mais de uma guilda trófica (Tabela II). Porém, alguns casos devem ser analisados com cuidado. Por exemplo, *Psectrogaster curviventris* mostrou-se herbívora, porém, na lagoa durante a seca foi classificada como detritívora com base em um estômago analisado. *Eigeinmannia virescens* mostrou-se uma espécie invertívora, porém, na lagoa durante a cheia, com base em dois estômagos analisados, foi classificada como insetívora, embora tenha consumido invertebrados aquáticos.

De acordo com a ordenação das espécies, com base na dieta, definida pela DCA, a variância total explicada pelos eixos 1 e 2, que apresentaram autovalores de 0,82 e 0,62 respectivamente, foi de 46%. Esta ordenação resultou num gradiente no eixo 1, entre as espécies especialistas, onde as piscívoras se posicionaram nos escores à direita (valores elevados) e as detritívoras, juntamente com as algívoras à esquerda (valores mais baixos). Aquelas pertencentes às demais guildas, ou seja, onde o predomínio de determinado recurso não foi elevado, pois complementaram suas dietas com recursos mistos, se posicionaram nos escores intermediários (Fig. 2 A e B). No eixo 2, o maior destaque foi para as lepidófagas que se segregaram das demais e se posicionaram nos escores mais elevados (Fig. 2 A e B).

No geral, a análise de variância (ANOVA – bifatorial) não mostrou diferenças significativas na dieta das espécies, quando considerados os locais e períodos do ciclo hidrológico (Tabela III; Fig. 2A). Porém, no eixo 2, as médias dos escores entre os locais (lagoa e rio) foram significativamente diferentes (Tabela III).

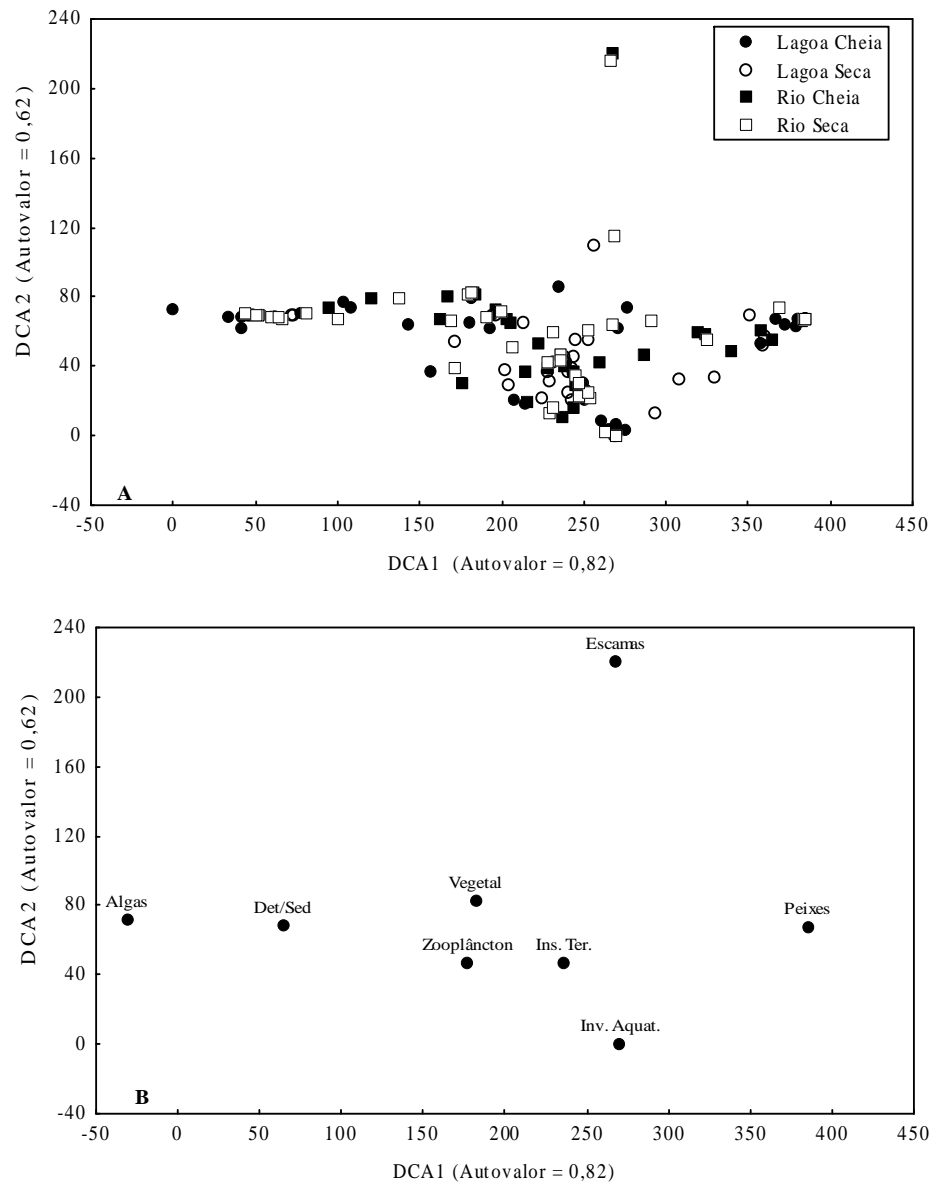


Figura 2 – Escores derivados da análise de correspondência, com remoção do efeito do arco (DCA), considerando a ordenação espaço-temporal das espécies (A) e dos recursos alimentares (B) na bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, Brasil.

Tabela III – Resultados da ANOVA bifatorial (considerando os locais de amostragem e os períodos do ciclo hidrológico como fatores) sobre os escores gerados pelos eixos 1 e 2 da DCA. GL = graus de liberdade. Valores em negrito mostram diferença significativa (nível de 95% de significância).

	Eixo 1			Eixo 2		
	GL	F	P	GL	F	P
Locais	3	0,012	0,91	3	5,77	0,017
Período	3	0,0002	0,99	3	0,98	0,32
Locais * Período	3	0,69	0,41	3	1,07	0,30

DISCUSSÃO

O predomínio de Characiformes e Siluriformes nos locais estudados é coerente com a tendência geral observada em ambientes aquáticos de água doce da América do Sul (Goulding 1980, Pavanelli & Caramaschi 1997, Lowe-McConnell 1999, Pouilly *et al.* 1999, Agostinho *et al.* 2004). Com exceção de *Roeboides descalvadensis* e *Moenkhausia dichroua*, que podem alcançar 10 cm, as demais espécies que se destacaram em abundância são de porte bem menor, não ultrapassando 5 cm. Lagoas marginais de planície de inundação são reconhecidas como hábitat preferencial de peixes de pequeno porte, principalmente devido a grande heterogeneidade de hábitats, disponibilidade de recursos e conexão sazonal com o restante do sistema, durante as cheias (Petry *et al.* 2003). Em estudos nas lagoas da planície de inundação do alto rio Paraná, 89,6% das capturas foi representada por espécies de pequeno porte, principalmente pequenos caracídeos (Suzuki *et al.* 2004). Algumas espécies foram capturadas exclusivamente na lagoa, enquanto que outras apenas no rio e este fato pode indicar uma preferência dessas espécies pelo tipo de ambiente, lântico ou lótico. Neste caso, merece destaque a ausência de Cichlidae nas coletas do rio Cuiabá, um caso de preferência por hábitat, corroborado pelo relato de Kullander (2003), que diz que a maioria dos ciclídeos ocupa hábitats lânticos, mesmo estando dentro de rios e riachos. No entanto, Agostinho *et al.* (2004) concluíram, em estudo realizado na planície de inundação do alto rio Paraná, que é a fauna original e não o tipo de ambiente que determina a composição ictiofaunística em nível taxonômico.

A despeito de a composição taxonômica ter apresentado algumas diferenças espaciais, a estrutura trófica mostrou-se semelhante, uma vez que independente do local, a ictiofauna explorou, teoricamente, todos os recursos alimentares disponíveis (algas, vegetais superiores, detritos, insetos, invertebrados e peixes) e todas as sete guildas (exceto a algívora) foram registradas, tanto na lagoa quanto no rio e independente do período do ciclo hidrológico. Porém, em função de mudanças pontuais na dieta das espécies, foram observadas alterações na abundância específica relativa dessas guildas. A guilda algívora foi representada por duas espécies, *Hemiodus orthonops* e *Triportheus pantanensis*, e somente na lagoa durante a cheia, quando provavelmente as algas se tornaram abundantes devido à entrada de nutrientes, resultante da decomposição da vegetação inundada (Pagioro & Thomaz 1999). Após esse período a primeira passou a compor a guilda detritívora e a segunda as guildas herbívora e insetívora.

A abundância de espécies de determinada guilda num ambiente pode sugerir que seu alimento preferencial esteja constantemente disponível e abundante. Assim, o domínio de piscívoras, invertívoras e detritívoras nos ambientes estudados, pode ser justificado pela ampla diversidade e abundância de espécies de peixes forrageiras para as primeiras e pelo farto suprimento de invertebrados aquáticos, principalmente na lagoa, e detritos para a segunda e terceira guildas, respectivamente. Padrão semelhante tem sido relatado para outros rios associados a planícies de inundação da América do Sul (Soares *et al.* 1986, Pouilly *et al.* 2004, Hahn *et al.* 2004).

Cerca de 40% das espécies analisadas não alteraram seu padrão alimentar espaço-temporalmente. Fato esse observado principalmente para espécies piscívoras e detritívoras. De fato, as espécies estritamente piscívoras, aqui analisadas, apresentam padrões morfológicos adaptados ao forrageamento de outros peixes (Winemiller & Kelso-Winemiller 1993, Loureiro & Hahn 1996, Almeida *et al.* 1997), como ampla abertura bucal (*H. aff. malabaricus*, *S. brasiliensis*, *A. dentatus* e *P. ternetzi*), dentes caninos desenvolvidos (*R. vulpinus*) e dentes cortantes (*P. nattereri*, *S. maculatus* e *S. marginatus*). Já as detritívoras possuem adaptações no canal alimentar para processar o detrito (Bowen 1983, Fugi & Hahn 1991, Fugi *et al.* 2001), como a presença de um estômago químico e um mecânico, além de um longo intestino (*P. lineatus* e todos os representantes de Curimatidae). Três das cinco espécies exclusivamente detritívoras nesse estudo (*Curimatella dorsalis*, *Steindachnerina conspersa* e *Prochilodus lineatus*) também foram classificadas como detritívoras na planície de inundação do rio Miranda (Resende 2000).

As espécies exclusivamente herbívoras apresentam dentes molariformes (Britski *et al.* 1999) para triturar frutos e matéria vegetal (*M. duriventre* e *P. mesopotamicus*). Apesar de as duas espécies lepidófagas (espécies de *Roeboides*) não terem consumido somente escamas, elas apresentam dentes exteriorizados adaptados para arrancá-las (Sazima & Machado 1982, Hahn *et al.* 2000, Novakowski *et al.* 2004).

Esses dados parecem, em parte, contradizer o padrão esperado para ambientes aquáticos continentais tropicais, onde a elevada plasticidade trófica exibida pelos peixes é amplamente documentada (Welcomme 1979, Lowe-McConnell 1987, Gerking 1994, Zavala-Camim 1996, Abelha *et al.* 2001, Hahn *et al.* 2004, Hahn & Fugi 2007), sendo inclusive mais enfatizada em ambientes hidrologicamente variáveis (Welcomme 1979, Winemiller 1990, Poff & Allan 1995, Marçal-Simabuku & Peret 2002, Hahn *et al.* 2004). Porém, Mérona *et al.* (2001), estudando a estrutura trófica dos peixes a jusante da barragem de Tucuruí, encontraram maior número de espécies especialistas (65) em relação às generalistas (34).

Entretanto, vale ressaltar que nem todas as espécies foram contempladas em todos os segmentos espaço-temporais considerados, e que em alguns casos, mudanças na dieta de algumas espécies, provavelmente ocorreram devido a um pequeno número amostral.

A análise de agrupamento permitiu elucidar que os grupos mais especializados (piscívoras, detritívoras e lepidófagas) se segregaram das demais guildas, com exceção das herbívoras que foram mascaradas por outras espécies que também utilizaram vegetais como recurso facultativo. Entretanto, não foram detectadas diferenças mais refinadas entre espécies com dietas mais diversificadas, como as omnívoras, invertívoras e insetívoras.

Assim, conclui-se que, a organização trófica da ictiofauna como um todo sofreu pouca influência espaço-temporal, e isto talvez seja resultado do elevado número de espécies que não alteraram suas dietas espaço-temporalmente. Ou ainda, isto pode indicar, que na região, os recursos alimentares foram abundantes e constantes em ambos os locais estudados, ao longo de todo o ano, uma vez que as espécies não apresentaram dietas mais semelhantes por estarem no mesmo ambiente e/ou mesmo período do ciclo hidrológico.

LITERATURA CITADA

- Abelha, M.C.F.; A.A. Agostinho & E. Goulart. 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum** **23** (2): 425-434.
- Agostinho, A.A.; L.M. Bini; L.C. Gomes, H.F. Júlio; C.S. Pavanelli & C.S. Agostinho. 2004. Fish assemblages, p. 223-246. *In*: S.M. Thomaz; A.A. Agostinho & N.S. Hahn (Eds). **The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden, Backhuys Publishers, 393p.
- Agostinho, A.A.; N.S. Hahn; L.C. Gomes & L.M. Bini. 1997. Estrutura trófica, p. 229-248. *In*: A.E.A.M. Vazzoler; A.A. Agostinho & N.S. Hahn (Eds). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá, Eduem, 460p.
- Almeida, V.L.L.; N.S. Hahn & A.E.A.M. Vazzoler. 1997. Feeding patterns in five predatory fishes of the high Paraná River floodplain (PR, Brazil). **Ecology of Freshwater Fish** **6** (3): 123-133.
- Bowen, S.H. 1983. Detritivory in neotropical fishes communities. **Environmental Biology of Fishes** **9** (2): 137-144.
- Britski, H.A.; K.Z.S. Silimon & B.S. Lopes. 1999. **Peixes do Pantanal – manual de identificação**. Brasília, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, 184p.

- Deus, C.P. & M. Petrere Jr. 2003. Seasonal diet shifts of seven fish species in an atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology** **63** (4): 579-588.
- Fugi, R.; A.A. Agostinho & N.S. Hahn. 2001. Trophic morphology of five benthic-feeding fish species of a tropical floodplain. **Revista Brasileira de Biologia** **61** (1): 27-33.
- Fugi, R. & N.S. Hahn. 1991. Espectro alimentar e relações morfológicas com o aparelho digestivo de três espécies de peixes comedores de fundo do rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia** **51** (4): 873-879.
- Gerking, S.D. 1994. **Feeding ecology of fish**. San Diego, Academic Press, 416p.
- Goulding, M. 1980. **The fishes and the forest**. Los Angeles, University of California Press, 280p.
- Graham, J.H. & R.C. Vrijenhoek. 1988. Detrended correspondence analysis of dietary data. **Transactions of the American Fisheries Society** **117**: 29-36.
- Hahn, N.S.; C.S. Pavanelli & E.K. Okada. 2000. Dental development and ontogenetic diet shifts of *Roebooides paranensis* (Osteichthyes, Characinae) in pools of the rio Paraná floodplain (State of Paraná, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia** **60** (1): 93-99.
- Hahn, N.S. & R. Fugi. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis** **11** (4): 469-480.
- Hahn, N.S.; R. Fugi; V.E. Lourero-Crippa; D. Peretti & M.R. Russo. 2004. Trophic structure of the fish fauna, p. 139-143. *In*: A.A. Agostinho; L. Rodrigues; L.C. Gomes; S.M. Thomaz & L.E. Miranda (Eds). **Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain**. Maringá, Eduem, 275p.
- Hill, M.O. & H.G. Gauch. 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. **Vegetatio** **42**: 47-58.
- Kullander, S.O. 2003. Family Cichlidae, p. 605-654. *In*: R.E. Reis; S.O. Kullander & C.J. Ferraris Jr. (Eds). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre, Edipucrs, 729p.
- Lowe-McConnell, R.H. 1987. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge, Cambridge University Press, 382p.
- Lowe-McConnell, R.H. 1999. **Estudos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo, Edusp, 536p.

- Loureiro, V.E. & N.S. Hahn. 1996. Dieta e atividade alimentar da traíra *Hoplias malabaricus* (Block, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) nos primeiros anos de formação do reservatório de Segredo, Brasil. **Acta Limnologica Brasiliensia** **8**: 195-205.
- Marçal-Simabuku, M.A. & A.C. Peret. 2002. Alimentação de peixes (Osteichthyes, Characiformes) em duas lagoas de uma planície de inundação brasileira da bacia do rio Paraná. **Interciencia** **27** (6): 299-306.
- McCune, B. & M.J. Mefford. 1997. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. Oregon, USA: MjM Software Design.
- Mérona, B.; G.M. Santos & R.G. Almeida. 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. **Environmental Biology of Fishes** **60**: 375–392.
- Novakowski, G.C.; R. Fugi & N.S. Hahn. 2004. Diet and dental development of three species of *Roeboides* (Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology** **2** (3): 157-162.
- Pagioro, T.M. & S.M. Thomaz. 2004. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the upper Paraná river floodplain. **Hydrobiologia** **411**: 45-51.
- Pavanelli, C.S. & E.P. Caramaschi. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná river, Porto Rico, Paraná State, Brazil. **Ichthyological Explorations Freshwater** **8**: 23-31.
- Petry, A.C.; A.A. Agostinho & L.C. Gomes. 2003. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. **Neotropical Ichthyology** **1** (2): 111-119.
- Poff, N.L. & J.D. Allan. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. **Ecology** **76** (2): 606-627.
- Pouilly, M.; C. Ibañez; M. Gutierrez & T. Yunoki. 1999. Funcionamiento ecológico de las lagunas de la zona de inundación del río Mamoré (Beni – Bolivia). **Revista Boliviana de Ecología** **6**: 41–54.
- Pouilly, M.; T. Yunoki; C. Rosales & L. Torres. 2004. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré river floodplain lakes (Bolivia). **Ecology of Freshwater Fish** **13**: 245-257.
- Power, M.E. 2001. Prey exchange between a stream and its forested watershed elevates predator densities in both habitats. **Proceedings of the National Academy of Sciences** **98**: 14-15.

- Resende, E.K. 2000. Trophic structure of fish assemblage in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia** **60** (3): 389-403.
- Sazima, I. & F.A. Machado. 1982. Hábitos e comportamento de *Roeboides prognathus*, um peixe lepidófago (Osteichthyes, Characoidei). **Boletim de Zoologia da Universidade de São Paulo** **7**: 37-56.
- Schoener, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. **Science** **185**: 27-38
- Soares, M.G.M.; R.G. Almeida & W.J. Junk. 1986. The trophic status of the fish fauna in Lago Camaleão, a macrophyte dominated floodplain lake in the middle Amazon. **Amazoniana** **9**: 511-526.
- StatSoft, Inc. 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Suzuki, H.I.; A.E.A.M. Vazzoler; E.E. Marques; M.A.P. Lizama & P. Inada. 2004. In: Reproductive ecology of the fish assemblage, p. 271-291. S.M. Thomaz; A.A. Agostinho & N.S. Hahn (Eds). **The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation**. Leiden, Backhuys Publishers, 393p.
- Universidade Estadual de Maringá. Nupélia/Furnas. 2005. Biologia pesqueira e pesca na área de influência do APM Manso: ictiofauna - Relatório Final. Elaborado por A.A. Agostinho; A. Bialezki; H.I. Suzuki; J.D. Latini; L.C. Gomes; R. Fugi & W.M. Domingues. (Maringá.). Apoio Furnas Centrais Elétricas S. A.
- Welcome, R.L. 1979. **Fisheries ecology of floodplain rivers**. London, Longman, 317p.
- Winemiller, K.O. 1990. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. **Ecological Monographs** **60**: 331-367.
- Winemiller, K.O. & D.B. Jepsen. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. **Journal of Fish Biology** **53**: 267-296.
- Winemiller, K.O. & L.C. Kelso-Winemiller. 1993. Predatory response of piranhas to alternative prey. **National Geographic Research** **9**: 344-357.
- Zavala-Camin, L.A. 1996. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. Maringá, Eduem, 129p.

CAPÍTULO II

**Alterações espaço-temporais na estrutura trófica da
ictiofauna da bacia do rio Cuiabá, no Pantanal de
Mato Grosso, Brasil**

Resumo O objetivo deste estudo foi avaliar a estrutura trófica, através de variações na abundância e biomassa das espécies em cada guilda trófica e entre as guildas componentes da ictiofauna. Os peixes foram coletados em dois locais distintos (lagoa Chacororé e rio Cuiabá), na região superior do pantanal de Mato Grosso, Brasil, durante um ciclo hidrológico (março de 2000 a fevereiro de 2001). Foram analisados conteúdos estomacais de 56 espécies, os quais permitiram caracterizar a ictiofauna em oito guildas tróficas: algívora, detritívora, herbívora, insetívora, invertívora, omnívora, lepidófaga e piscívora. Na lagoa Chacororé, durante a cheia, observa-se que, com relação à abundância, destacaram-se as guildas invertívora, piscívora e omnívora, e em biomassa as mais expressivas foram piscívora, detritívora e omnívora. Entretanto, na seca, espécies insetívoras e piscívoras foram as mais representativas em número de indivíduos, e as piscívoras e detritívoras destacaram-se em biomassa. No rio Cuiabá, durante a cheia, a guilda omnívora destacou-se das demais em abundância, ao passo que, as guildas piscívora e herbívora foram mais representativas em biomassa. Na seca, invertívora e piscívora foram mais expressivas em abundância, enquanto que piscívora, herbívora e detritívora o foram em biomassa. O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis mostrou diferenças significativas no número e biomassa das diferentes guildas tróficas, para todos os segmentos espaço-temporais. Analisando a distribuição mensal, observa-se que a representatividade em número e biomassa destas guildas foi pontual, com picos em determinados meses do ano o que foi reflexo de alterações na abundância e biomassa de algumas espécies individuais. Essas alterações foram, de modo geral, resultado de mudanças na dieta de algumas espécies, que conseqüentemente incrementaram ou diminuíram a importância de algumas guildas. Assim, alterações na abundância estiveram mais relacionadas à flutuações nas populações de pequenos caracídeos enquanto que em biomassa houve maior influência das guildas piscívora e detritívora, por apresentarem algumas espécies de grande porte.

Palavras-chave: abundância, biomassa, guildas tróficas, planície de inundação.

Spatial and temporal variations in the trophic structure of fish assemblage of the Cuiabá river basin, in the Mato Grosso State Pantanal, Brazil

Abstract The aim of this study was evaluate the trophic structure through of variations in abundance and biomass of the fish species in each trophic guild and among guilds. Fishes were sampled in two distinct sites (Chacororé pond and Cuiabá river), in pantanal superior region, Mato Grosso State, Brazil, during a hydrological period (March 2000 to February 2001). Stomach contents of 56 species were analyzed, which were organized in eight trophic guilds: algivore, detritivore, herbivore, insectivore, invertivore, omnivore, lepidophage and piscivore. In Chacororé pond during the rainy period was observed that with relationship to abundance detached the invertivore, piscivore and omnivore guilds, and to biomass the most important were piscivore, detritivore and omnivore guilds. However, during the dry period, insectivores and piscivores species were the most representative in abundance and the piscivore and detritivore detached in biomass. In the Cuiabá river during the rainy period, omnivore was the most important guild in abundance, when compared with the others guilds, while that piscivore and herbivore were the most representative in biomass. During the dry period invertivore and piscivore were the most expressive guilds in relationship to abundance, while piscivore, herbivore and detritivore were important in biomass. The Kruskal-Wallis non- parametric test shows significant differences in number and biomass of the trophic guilds, for all spatial and temporal segments. When the mensal distribution is analyzed, is possible verify that the importance in number and biomass of these guilds was punctual, with peaks in several months, since that several individual species altered their abundance and biomass. In general, these alterations were result of changes in diet of several species that consequently increase or decrease the importance of several guilds. Thus, alterations in abundance were more related with fluctuations of small Characidae populations, while that to biomass there was influence of the piscivore and detritivore guilds.

Keywords: abundance, biomass, floodplain, trophic guilds.

Introdução

A partir do conhecimento da dieta dos peixes de uma comunidade e da abundância específica, é possível identificar diferentes categorias tróficas, inferir acerca da estrutura da comunidade, avaliar o grau de importância dos distintos níveis tróficos e entender as inter-relações entre seus componentes (Agostinho et al., 1997).

Em sistemas rio-planície de inundação, na região neotropical, a dieta dos peixes é fortemente influenciada pelo regime hidrológico (Goulding, 1980; Lowe-McConnell, 1987; Hahn et al., 2004). Nestes ambientes, a disponibilidade de alimento está sujeita aos pulsos de inundação, que na época da cheia disponibilizam para os peixes vários tipos de recursos alimentares de origem alóctone e grande parte das espécies tem flexibilidade suficiente para alterar seus padrões tróficos (Lowe-McConnell, 1987; Abelha, 2001).

As variações hidrológicas podem explicar mudanças qualitativas e quantitativas encontradas ao longo do ano na dieta de diferentes espécies de peixes (Esteves & Aranha, 1999). Essa dinâmica sazonal é a principal responsável pelas variações no número de espécies e na força de interação entre presas e predadores, modificando a estrutura da ictiofauna em função de alterações nas teias alimentares (Winemiller & Pollis, 1996).

Desde que o termo “guilda” foi introduzido no vocabulário ecológico por Root (1967), definido como “um grupo de espécies que exploram a mesma classe de recursos ambientais de maneira similar”, este tem sido amplamente utilizado em estudos ecológicos, principalmente no que se refere à guildas tróficas em vertebrados (Blondel, 2003). Um dos principais objetivos dos estudos que utilizam guildas como ferramenta, é identificar os recursos e espécies ou grupos de espécies que determinam a estrutura da comunidade. Uma vantagem desta abordagem é que uma guilda pode ser definida independentemente das espécies taxonômicas que as compõem, o que abre um leque de possibilidades para comparações sobre a organização funcional de diferentes comunidades, mesmo que elas não compartilhem espécies em comum.

Uma vez que a dieta dos peixes é fortemente influenciada por modificações espaciais e temporais e que a região de estudo encontra-se sob influência de um regime hidrológico bem definido, este estudo foi conduzido partindo-se da premissa de que a estrutura trófica local sofre variações espaço-temporais ao longo do ano. Tal hipótese foi avaliada através da análise das variações na abundância e biomassa das diferentes guildas tróficas em dois ambientes distintos (lagoa Chacororé e rio Cuiabá) e durante um ciclo hidrológico (cheia e seca).

Materiais e Métodos

Para as análises foram utilizadas somente as espécies que tiveram número de estômagos analisados \geq 4, independente dos fatores espaço-temporais. Foram analisados conteúdos estomacais de 56 espécies e a dieta foi avaliada pelo método volumétrico (Hyslop, 1980). Os peixes foram organizados em guildas tróficas de acordo com o recurso alimentar predominante (%V) \geq 51% para cada espécie. Oito guildas tróficas foram registradas: Algívora, Detritívora, Herbívora, Insetívora, Invertívora, Omnívora, Lepidófaga e Piscívora.

A estrutura trófica da ictiofauna foi inferida a partir da proporção na abundância e biomassa relativas, entre as diferentes guildas tróficas. A variabilidade espacial (lagoa e rio) e temporal (cheia e seca) das diferentes guildas tróficas, foram testadas através do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, já que os pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste de Levene) da ANOVA não foram atendidos. Posteriormente foi realizado o teste *post hoc* para verificar quais as medianas de quais guildas diferiram entre si. As análises foram realizadas no programa Statistica 7.1 (StatSoft, Inc., 2005).

Resultados

A estrutura da ictiofauna, representada pela abundância e biomassa dos indivíduos, organizados em guildas tróficas, mostrou no geral, que algumas delas se destacaram nas capturas ao longo do período de estudos, enquanto que outras apresentaram-se mais constantes (Fig. 1).

Considerando a estrutura em abundância, na lagoa Chacororé, observa-se que no período de cheia, destacaram-se as guildas invertívora, piscívora e omnívora, e as mais expressivas em biomassa foram piscívora, detritívora e omnívora. No período de seca, espécies insetívoras e piscívoras, ambas representadas por oito espécies, foram as mais representativas em número de indivíduos, e as piscívoras e detritívoras destacaram-se em biomassa (Fig. 1).

Com relação ao rio Cuiabá, durante a cheia, a guilda omnívora destacou-se em número de indivíduos das demais, ao passo que, as espécies piscívoras e herbívoras foram mais representativas em biomassa. No período de seca, invertívora e piscívora foram as guildas mais expressivas em número de indivíduos, enquanto que piscívora, herbívora e detritívora o foram em biomassa (Fig. 1).

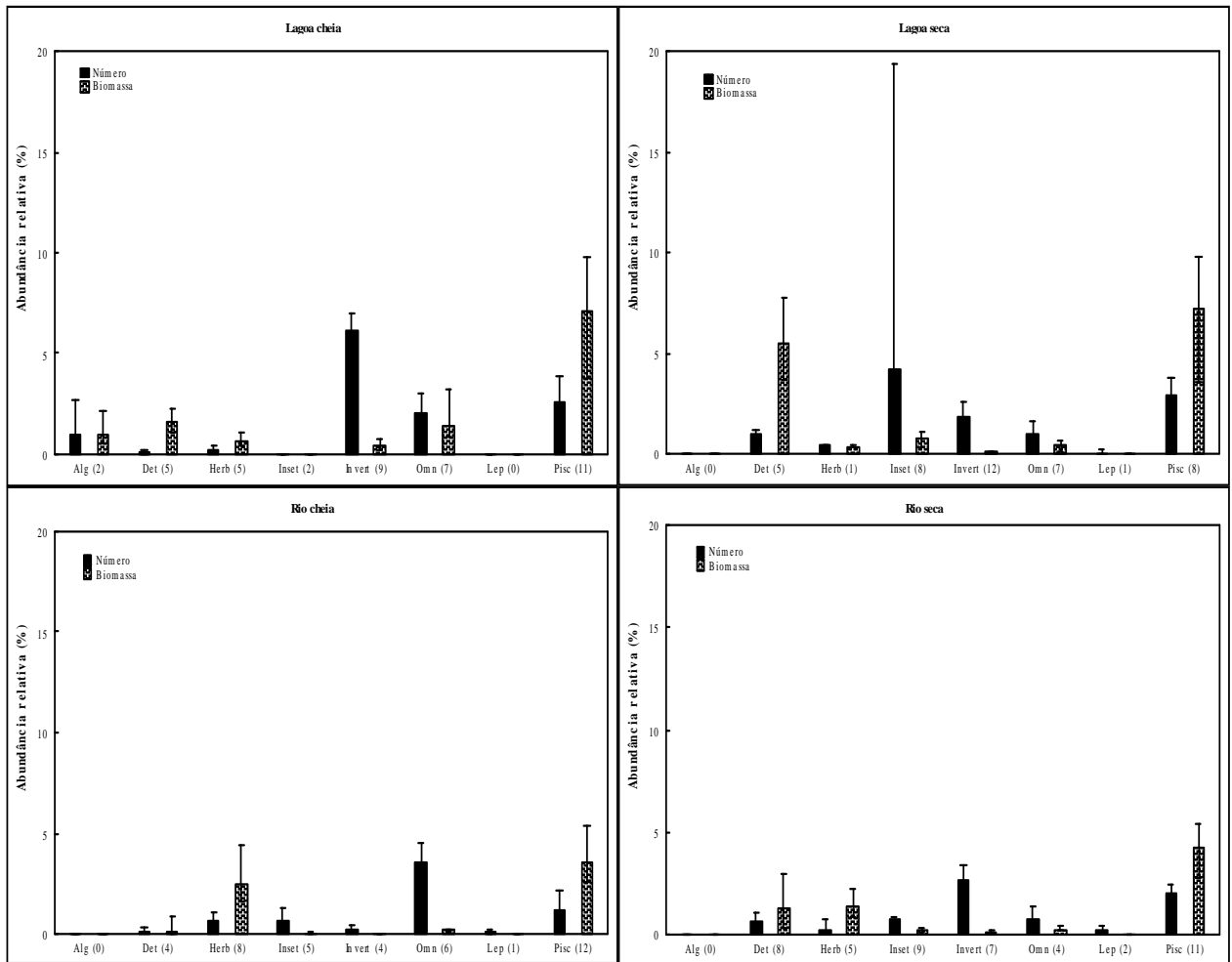


Figura 1 – Abundância relativa (mediana + percentil 75%) em número de indivíduos e em biomassa, de cada guilda trófica por ambiente (lagoa e rio) e período do ciclo hidrológico (cheia e seca), na bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, Brasil. Alg = algívora; Det = detritívora; Herb = herbívora; Inset = insetívora; Invert = invertívora; Omn = omnívora; Lep = lepidófaga; Pisc = piscívora. () = número de espécies em cada guilda trófica.

O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis mostrou diferenças significativas na abundância relativa das diferentes guildas tróficas, tanto em número de indivíduos quanto em biomassa, para todos os segmentos espaço-temporais considerados (Tabela I).

Tabela I – Resultados do teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (H) comparando a abundância e biomassa das guildas tróficas entre os diferentes segmentos espaço-temporais, na bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, Brasil. Resultados em negrito mostram diferenças estatísticas. GL = graus de liberdade.

	Número			Biomassa		
	H	<i>P</i>	GL	H	<i>P</i>	GL
Lagoa cheia	27,6	0,0001	6	26,2	0,0002	6
Lagoa seca	27,9	0,0001	6	36,5	0,0000	6
Rio cheia	43,4	0,0000	6	58,8	0,0000	6
Rio seca	46,5	0,0000	6	62,9	0,0000	6

Considerando-se a mesma análise anterior, porém incluindo os meses de coleta, observa-se que a representatividade destas guildas foi pontual, com picos em determinados meses do ano (Fig. 2 e 3).

Na lagoa Chacororé, nota-se que, com relação à abundância, as guildas piscívora, detritívora e lepidófaga, mantiveram-se praticamente constantes nas capturas durante o período de estudos. Entretanto, na cheia, invertívora, algívora e herbívora tiveram grande representatividade, especificamente na coleta de abril, sendo que a primeira destacou-se também, em dezembro, janeiro e fevereiro e a guilda omnívora foi a mais expressiva em janeiro. Durante a seca, observa-se que a guilda insetívora foi a única que apresentou picos de abundância, nos meses de maio e junho e um menor em setembro (Fig. 2A). Com relação à biomassa, as piscívoras foram as espécies mais representativas ao longo do ano, com picos no final da cheia e começo da seca, as detritívoras foram expressivas na seca, principalmente em outubro e as algívoras apresentaram pequeno pico em abril (Fig. 2B).

No rio Cuiabá, as guildas invertívora e piscívora apresentaram elevada abundância durante a seca, sendo que a primeira destacou-se das demais em junho. Já as omnívoras apresentaram picos nos meses de cheia e declínio na seca, com exceção do mês de junho (Fig. 3A). A estrutura em biomassa revelou elevada representatividade para as piscívoras durante todo o ano, enquanto que as detritívoras foram expressivas nos meses de seca, especialmente em maio, julho e setembro. As herbívoras destacaram-se, também, em biomassa, com picos em outubro, novembro e fevereiro (Fig. 3B).

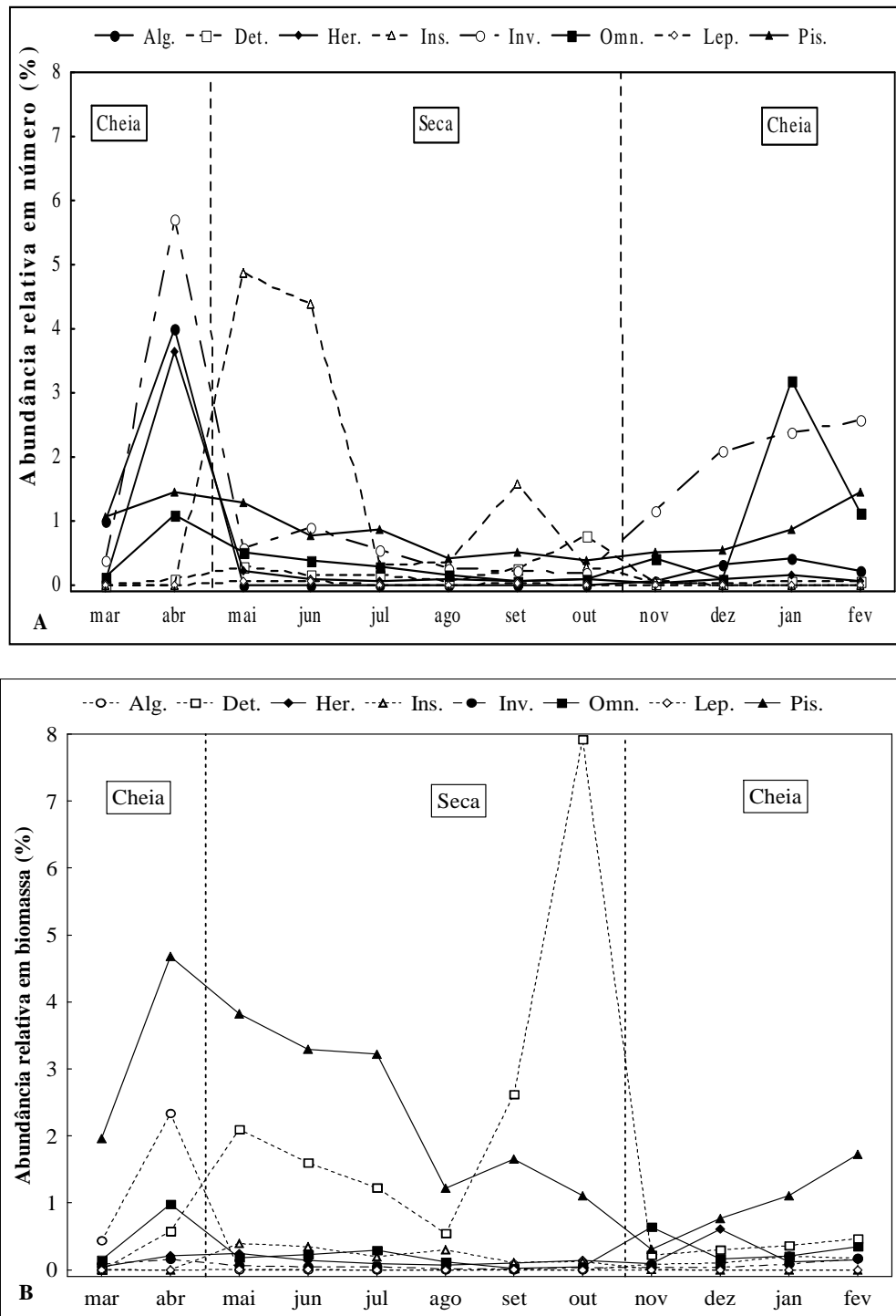


Figura 2 – Variações temporais na abundância relativa (A) e biomassa (B) de cada guilda trófica na lagoa Chacororé, estado de Mato Grosso, Brasil.

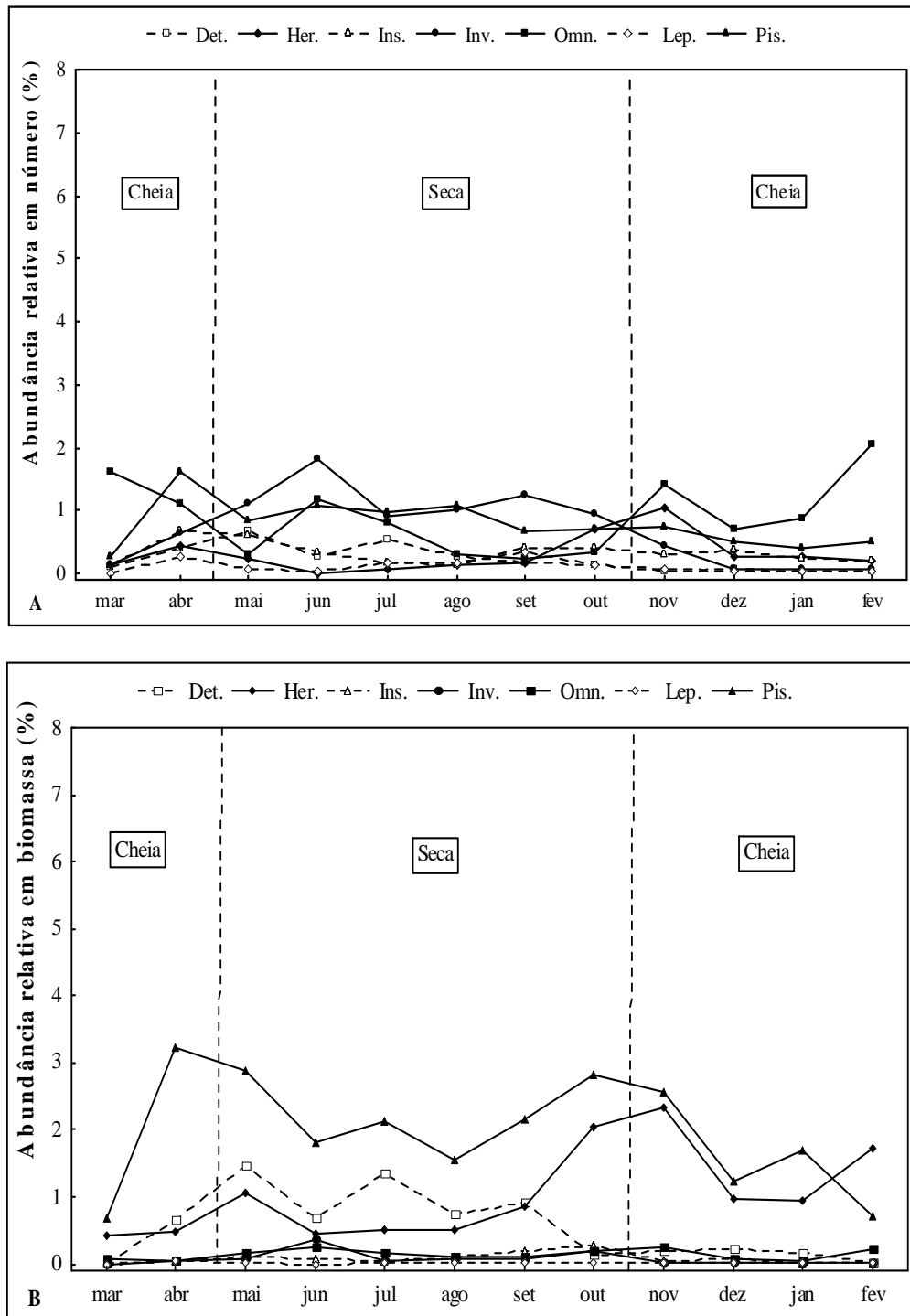


Figura 3 – Variações temporais na abundância relativa (A) e biomassa (B) de cada guilda trófica no rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, Brasil.

Discussão

De modo geral, a guilda piscívora foi bem representada em biomassa nos diferentes segmentos espaço-temporais. Na planície de inundação do rio Miranda, também no Pantanal, a guilda piscívora foi a segunda mais abundante em biomassa (Resende, 2000). Hahn et al. (2004) verificaram que na planície de inundação do alto rio Paraná, em todos os tipos de ambientes (rios, canais e lagoas), a guilda piscívora, e a detritívora foram as mais importantes em relação à biomassa, durante os nove anos de estudos na área. De acordo com a revisão de Araújo-Lima et al. (1995), planícies de inundação (ambientes lênticos) são dominadas por espécies detritívoras e rios pelas piscívoras. Outros estudos também mostram a dominância de piscívoras e detritívoras, em planícies de inundação, como os de Mérona et al. (2001), no rio Tocantins, a jusante da barragem de Tucuruí e de Alvim & Peret (2004), no rio São Francisco, ambos em relação à biomassa, e o de Pouilly et al. (2004), em relação ao número de indivíduos, em lagoas marginais ao longo da planície de inundação do rio Mamoré na Bolívia; embora nesse último caso, algívoras/detritívoras tenha sido o grupo dominante, as piscívoras ocorreram e foram importantes em todas as lagoas estudadas. Esses estudos corroboram em parte os dados aqui apresentados, uma vez que a guilda detritívora não foi expressiva como esperado para este tipo de ambiente. Ressalta-se nesse caso que, embora o número de espécies tenha sido relativamente elevado, a abundância nas capturas foi baixa. Apenas duas espécies (*Prochilodus lineatus* e *Pterygoplichthys anisitsi*) apresentam porte maior e contribuíram com os valores mais elevados de biomassa na seca em ambos os ambientes. Embora os cascudos (Loricariidae) sejam bem representados para a bacia como um todo (Britski, 1999) foram pouco contemplados nas amostras.

O predomínio em abundância de espécies invertívoras, tanto na lagoa quanto no rio, respectivamente na cheia e seca e paralelamente a inexpressiva contribuição em biomassa, se deve ao fato das espécies componentes desta guilda apresentarem, no geral, pequeno porte, não ultrapassando 5 cm de comprimento padrão. Na lagoa, durante a cheia, a maior contribuição foi de *Aphyocharax anisitsi* e *Hemigramus marginatus*, enquanto que no rio, durante a seca, as espécies responsáveis pela elevada abundância foram principalmente *Bryconamericus exodon* e *Pimelodella gracilis*. Essa guilda, juntamente com a detritívora, destacou-se, também, em abundância, em lagoas da planície de inundação do rio Mamoré (Pouilly et al., 2004), entretanto para a planície de inundação do alto rio Paraná, esta não teve representatividade nem em número de indivíduos e nem em biomassa (Hahn et al., 2004).

Embora a guilda herbívora não tenha sido abundante, ela foi mais expressiva no rio em relação à lagoa, e especialmente em biomassa o que é explicado pela maior captura de duas

espécies de porte elevado, e conseqüentemente peso total também elevado, como é o caso de *Pterodoras granulosus* (podendo pesar mais de quatro quilogramas) e *Mylossoma duriventre*. Essa guilda geralmente é representada por poucas espécies, pois são poucos os peixes de água doce que tem adaptações para processar matéria vegetal. Entretanto, no rio São Francisco, ela foi a mais representativa em número e em biomassa (Alvim & Peret, 2004). Na planície de inundação do alto rio Paraná os peixes herbívoros são raros e *P. granulosus*, caracterizada aqui como herbívora, foi considerada omnívora (Hahn et al., 2004), representando, portanto, um peixe que pode mudar seu hábito alimentar. A biomassa de herbívoros foi maior no fim da seca e início da cheia, principalmente no rio Cuiabá, padrão similar ao encontrado por Resende (2000), que observou elevada biomassa desta guilda nos meses em que as águas começam a subir.

A guilda omnívora não se destacou nas amostras, de modo geral, e se manteve praticamente constante em abundância e biomassa ao longo do período de estudos. Entretanto, no rio durante a cheia, ela teve destaque em alguns meses e essa abundância numérica se deve principalmente a captura de *Bryconamericus exodon*, uma espécie de pequeno porte (não ultrapassou 3,8 cm) e com hábitos alimentares diversificados. Nesse estudo esta espécie foi caracterizada também como insetívora e invertívora, dependendo do local e período. De modo geral, os peixes omnívoros são expressivos onde ocorrem, como por exemplo, na planície de inundação do rio Miranda (Resende, 2000) onde esta guilda se destacou em número e foi a mais abundante em biomassa. No rio Tocantins, no período anterior a formação do reservatório de Serra da Mesa (Albrecht, 2005) foi expressiva em número de indivíduos.

A guilda insetívora destacou-se somente em abundância e apenas na lagoa durante a seca, devido à captura de um misto de caracídeos de pequeno porte e de duas espécies de *Auchenipterus* de médio porte. Ressalta-se que em outros períodos e locais todas as espécies alteraram seus hábitos alimentares e conseqüentemente contribuíram com número e peso em outras guildas.

Algívora e lepidófaga foram guildas pouco expressivas. A primeira foi exclusiva da lagoa, sendo que o pico de abundância em abril se deve a maior captura de *Hemiodus orthonops*, já a segunda foi representada por espécies de *Roeboides* que se mostraram lepidófagos facultativos, sendo incluídos também em outras guildas.

Em resposta às mudanças sazonais no volume de água, as quais causam alterações na disponibilidade dos recursos alimentares para os peixes, e em função da movimentação da ictiofauna entre os dois ambientes, que são conectados ao longo de todo o ano, alterações na estrutura trófica, em todos os segmentos espaço-temporais foram confirmadas

estatisticamente. Essas alterações foram, de modo geral, resultado de mudanças na dieta de algumas espécies, que conseqüentemente incrementaram ou diminuíram a importância de algumas guildas. Assim, alterações na abundância estiveram mais relacionadas às flutuações nas populações de pequenos caracídeos enquanto que em biomassa houve maior influência das guildas piscívora e detritívora, por apresentarem algumas espécies de grande porte.

Referências

- Abelha, M. C. F., A. A. Agostinho & E. Goulart, 2001. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum* 23: 425-434.
- Agostinho, A.A.; N.S. Hahn; L.C. Gomes & L.M. Bini., 1997. Estrutura trófica. In Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho & N. S. Hahn (eds), A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. Eduem, Maringá: 229-248.
- Albrecht, M. P., 2005. Estrutura trófica do rio Tocantins na região sob influência da usina hidrelétrica Serra da Mesa, Brasil Central. Tese de doutorado, Universidade de Federal do rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 193 p.
- Alvim, M. C. C. & A. C. Peret, 2004. Food resources sustaining the fish fauna in a section of the upper São Francisco river in Três Marias, MG, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64: 195-202.
- Araújo-Lima, C. A. R. M., A. A. Agostinho & N. N. Fabré, 1995. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In Tundisi, J. G., C. E. M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi (eds), *Limnology in Brazil*. ABC/SBL, Rio de Janeiro: 105-136.
- Blondel, J., 2003. Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100: 223-231.
- Britski, H. A., K. Z. S. Silimon & B. S. Lopes, 1999. Peixes do Pantanal – manual de identificação. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA, Brasília.
- Esteves, K. E. & J. M. R. Aranha, 1999. Ecologia trófica de peixes de riacho. In Caramaschi, E. P., R. Mazzoni & P. R. Peres-Neto (eds), *Ecologia de peixes de riachos. Série Oecologia Brasiliensis*, Computer & Publish Editoração, Rio de Janeiro: 157-182.
- Goulding, M., 1980. *The fishes and the forest*. University of California Press, Los Angeles.
- Hahn, N. S., R. Fugii, V. E. Lourero-Crippa, D. Peretti & M. R. Russo, 2004. Trophic structure of the fish fauna. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds), *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. Eduem, Maringá: 139-143.
- Hyslop, E. P., 1980. Stomach contents analysis, a review of methods and their application. *Journal of Fish Biology* 17: 411-429.

- Lowe-McConnell, R. H., 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mérona, B., G. M. Santos & R. G. Almeida, 2001. Short term effects of Tucuruí Dam (Amazonia, Brazil) on the trophic organization of fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 60: 375–392.
- Pouilly, M., T. Yunoki, C. Rosales & L. Torres, 2004. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré river floodplain lakes (Bolivia). *Ecology of Freshwater Fish* 13: 245-257.
- Resende, E. K., 2000. Trophic structure of fish assemblage in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 60: 389-403.
- Root, R. B., 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological Monographs* 37: 317–350.
- StatSoft, Inc., 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Winemiller, K. O. & G. A. Polis, 1996. Food webs: what can they tell us about the world? In Polis, G. A. & K. O. Winemiller (eds), *Food webs – Integration of patterns & dynamics*. Chapman & Hall, New York: 01-22

CAPÍTULO III

**Padrões de amplitude e sobreposição de nicho trófico
da ictiofauna da bacia do rio Cuiabá, no Pantanal de
Mato Grosso, Brasil**

Resumo Nesse estudo, pretendeu-se estabelecer, através da análise da amplitude e sobreposição de nicho trófico, o padrão apresentado pela ictiofauna, com relação às variáveis espaço-temporais, responsável pela coexistência das espécies. Os peixes foram coletados em dois locais distintos (lagoa Chacororé e rio Cuiabá), na região superior do pantanal de Mato Grosso, Brasil, durante um ciclo hidrológico (março de 2000 a fevereiro de 2001). De modo geral, a ictiofauna apresentou baixos valores de amplitude de nicho trófico. Considerando que os valores de amplitude podem variar de zero a um, as médias ficaram em torno de 0,2 no rio durante a seca e próximas de 0,3 nos outros segmentos espaço-temporais e não apresentaram diferenças significativas. Os valores de sobreposição alimentar, que também variam de zero a um, foram igualmente baixos, entre 0 e 0,4 e as medianas em cada segmento espaço-temporal foram sempre inferiores a 0,05. O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis mostrou diferença significativa entre os segmentos espaço-temporais, e a maior mediana foi observada na lagoa durante a seca e a menor na lagoa durante a cheia. Através da análise de modelos nulos, todos os valores médios de sobreposição de nicho trófico foram significativamente maiores que os esperados ao acaso, usando tanto a opção de zeros embaralhados (RA3) quanto zeros retidos (RA4). Assim, os padrões de forrageamento das espécies não mostraram evidências de competição por alimento. A variância acompanhou o mesmo padrão da sobreposição de nicho, sendo a variância observada sempre maior que a esperada ao acaso, indicando que a ictiofauna, nos diferentes locais e períodos do ciclo hidrológico, é estruturada em guildas. Os padrões de utilização dos recursos e as diferentes guildas formadas pela ictiofauna na região de estudo, as quais parecem desempenhar papéis diferenciados no ecossistema, se aproximam mais da visão da teoria de nicho do que da teoria neutra. Os resultados desse estudo sugerem que a partilha de recursos, ou seja, espécies com algum grau de diferenciação de nicho, seja o principal mecanismo que promove a coexistência das diferentes espécies.

Palavras-chave: coexistência, competição, dieta, modelos nulos, planície de inundação.

Patterns of niche breadth and feeding overlap of fish assemblage of the Cuiabá river basin, in the Mato Grosso State Pantanal, Brazil

Abstract This study intend establish through of the niche breadth and feeding overlap analyses what is the pattern showed by the fish fauna, in relationship to spatial and temporal variations, what is responsible by the coexistence of the fish species. Samples were conducted in two distinct sites (Chacororé pond and Cuiabá river) in pantanal superior region, Mato Grosso State, Brazil, during a hydrological cycle (March 2000 to February 2001). In general, the fish fauna showed low values of the niche breadth, since that the means was near to 0.2 in the river during the dry period and near to 0.3 in the other spatial and temporal segments, without significant differences. Feeding overlap values were low, between 0 and 0.4, while the median were always inferior to 0.05 in each spatial and temporal segment. Non parametric Kruskal-Wallis test showed significant differences among the spatial and temporal segments. The higher median was observed in the pond during the dry period and the minor median in the pond during the wet period. Thought of the null models analyses, all feeding overlap mean values were significantly higher than the values expected at random, using both “scrambled-zeros” (RA3) and “conserved-zeros” (RA4) algorithms. Then, the foraging patterns of the species not showed evidences of food competition. The variance shows the same feeding overlap pattern, since that the observed variance was always higher than that expected at random. These results suggest that the fish fauna, in all spatial and temporal segments is structured in trophic guilds. The patterns of food sources utilization and the different trophic guilds in the studied region, that seen perform different roles in this ecosystem, is next of the niche theory than the neutral theory. The results of this study suggest that the food resources partitioning, was the principal mechanism that permit the coexistence of different fish species.

Keywords: coexistence, competition, diet, floodplain, null models.

Introdução

Padrões de utilização de recursos pelas espécies constituem-se em uma propriedade fundamental em sistemas ecológicos (Winemiller & Pianka, 1990). O conhecimento de como as espécies compartilham esses recursos, a extensão de seu nicho e o grau de sobreposição de nichos entre elas, proporcionam o entendimento da estruturação de uma comunidade (Deus & Petreire, 2003).

O tema “partilha de recursos” tem sido umas das principais tendências em estudos de ecologia de comunidades nas últimas décadas (Lobón-Cerviá & Bennemann, 2000), sendo que o principal objetivo é analisar o papel que a competição interespecífica desempenha na coexistência de um grande número de espécies (Schoener, 1974). Alimento e espaço são reconhecidos como os principais recursos partilhados por vertebrados (Schoener, 1974), destacando-se o alimento como o mais importante para os peixes (Ross, 1986). Estudos realizados em diversos sistemas aquáticos (Prejs & Prejs, 1987; Hahn et al., 2004; Mérona & Rankin-de-Mérona, 2004; Pouilly et al., 2003, 2004, 2006) indicam que o mesmo recurso alimentar pode ser compartilhado por várias espécies e que cada espécie pode explorar muitos recursos diferentes.

Duas categorias distintas de modelos teóricos têm sido utilizadas para explicar a coexistência de um grande número de espécies em um dado ambiente (Gravel et al., 2006). A primeira delas, seria a teoria do nicho, entendendo-se o nicho como tendo dois componentes, as exigências das espécies para existir em um dado ambiente e o impacto que as espécies causam no ambiente (Chase & Leibold, 2003). Apesar das controvérsias na utilização do termo “nicho”, em estudos ecológicos, e a aparente perda de popularidade (Nobis & Wohlgemuth, 2004), esse tem sido um conceito fundamental que tenta explicar a coexistência de espécies há aproximadamente 100 anos (Mikkelsen, 2005), e diferenças de nicho entre as espécies têm sido evocadas como essenciais na manutenção da biodiversidade em diferentes escalas (Leibold & McPeck, 2006). A segunda categoria de modelos, chamada de teoria neutra, invoca que idéias relacionadas ao nicho não seriam importantes, pois segundo Bell (2001) e Hubbell (2001) espécies que coexistem em uma determinada área são similares em suas características ecológicas, isto é, não há espécies competitivamente superiores, e a diversidade de espécies é resultado de fatores ecológicos e evolucionários estocásticos que atuam em escala local e regional.

Em regiões tropicais, um dos maiores desafios para os ecólogos é conhecer os mecanismos que levam um grande número de espécies a coexistirem em uma mesma comunidade e entender a partilha de recursos, visto que, estes sofrem intensas variações

sazonais (Esteves & Galetti, 1995). Embora se busque respostas para a interpretação dos diferentes padrões oriundos de estudos realizados em regiões tropicais, não há consenso no que diz respeito aos efeitos sazonais na organização das comunidades de peixes (Novakowski et al., no prelo). Assim, alguns autores relatam que na época da seca a escassez de recursos induz os peixes a uma maior sobreposição de suas dietas (Prejs & Prejs, 1987; Goulding, 1980, Meschiatti, 1995), embora Zaret & Rand (1971) tenham verificado o oposto; enquanto que na cheia, quando os recursos estão amplamente disponíveis, ocorre maior segregação trófica (Lowe-McConnell, 1964).

A lagoa Chacororé e o rio Cuiabá, onde este estudo foi desenvolvido, são conectados por um canal permanente, permite que os peixes transitem de um local para o outro, principalmente na época de cheias, visto que a região está sob domínio de um regime hidrológico bem definido, caracterizado por cheias e secas intensas. Dessa forma, presume-se que, influenciada por esses eventos e pelas características dos ambientes (lêntico e lótico), a ictiofauna esteja sujeita a mudanças qualitativas e quantitativas nos seus recursos alimentares. Nesse estudo, pretende-se estabelecer, através da análise da amplitude e sobreposição de nicho trófico, qual o padrão apresentado pela ictiofauna com relação às variáveis espaço-temporais. Testou-se também, se os resultados observados foram significativamente diferentes dos que seriam esperados ao acaso, através da análise de modelos nulos.

Materiais e Métodos

Amplitude de nicho trófico e sobreposição alimentar

Com o objetivo de demonstrar o nível relativo de especialização na dieta das espécies, foi estimada a amplitude de nicho trófico usando o Índice padronizado de Levins que varia de 0, quando uma espécie consumiu somente um tipo de categoria alimentar a 1, quando uma espécie consumiu de forma similar todas as categorias alimentares. É dado pela fórmula de Hurlbert (1978): $B_a = [(\sum_j P_{ij}^2)^{-1} - 1] (n - 1)^{-1}$ onde, B_a = amplitude do nicho trófico padronizada; P_{ij} = proporção da categoria alimentar j na dieta da espécie i ; e n = número total de categorias alimentares.

Os resultados da amplitude de nicho foram arbitrariamente considerados: alto ($> 0,6$), intermediário ($0,4 - 0,6$) ou baixo ($< 0,4$).

A sobreposição da dieta entre as espécies, em cada ambiente e período hidrológico, foi calculada através do índice de Pianka (1974), que varia de 0 (nenhuma sobreposição) a 1 (sobreposição total), através do programa Ecosim 7 (Gotelli & Entsminger, 2007), cuja fórmula é:

$$O_{jk} = \frac{\sum_i^n p_{ij} p_{ik}}{\sqrt{\sum_i^n p_{ij}^2 \sum_i^n p_{ik}^2}} ;$$

onde: O_{jk} = medida de sobreposição alimentar de Pianka entre a espécie j e a espécie k ; p_{ij} = proporção da categoria alimentar i no total de itens utilizados pela espécie j ; p_{ik} = proporção do item alimentar i no total de itens utilizados pela espécie k ; e n = número total de itens. Os resultados da sobreposição interespecífica foram arbitrariamente considerados: alto ($> 0,6$), intermediário ($0,4 - 0,6$) ou baixo ($< 0,4$) (Grossman, 1986).

Análise dos dados

Os dados foram divididos em quatro matrizes de dados de alimentação a fim de analisar padrões de sobreposição de nicho em cada um dos segmentos espaço-temporais (lagoa/cheia e seca; rio/cheia e seca). Cada fileira representa uma espécie e cada coluna um item alimentar. A entrada na matriz é a porcentagem de volume dos itens alimentares, não agrupados, consumidos pelas espécies. Para cada segmento espaço-temporal foram utilizadas espécies com um número de indivíduos ≥ 2 .

Após testar a normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variâncias (Levene), as médias de amplitude de nicho trófico foram comparadas através de uma análise de variância (ANOVA - unifatorial) utilizando cada segmento espaço-temporal como fator. Para testar diferenças espaço-temporais na sobreposição alimentar foi utilizado o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, já que os pressupostos da análise de variância não foram atendidos. As análises foram realizadas no programa Statistica 7.1 (StatSoft, Inc., 2005).

Modelos nulos

Padrões de sobreposição de nicho trófico foram calculados e estatisticamente testados contra um modelo nulo utilizando o programa EcoSim (Gotelli & Entsminger, 2007). O programa realiza reamostragens de Monte Carlo para criar “pseudo-comunidades”, e então compara estatisticamente os padrões das comunidades aleatorizadas com os padrões da matriz real de dados.

Dois diferentes algoritmos de randomização foram usados para testar padrões aleatórios de utilização de recursos, sendo esses amplamente discutidos no trabalho de Winemiller & Pianka (1990):

RA3: a entrada em cada linha da matriz é aleatoriamente embaralhada. Este procedimento retém a amplitude de nicho das espécies observada, mas permite a utilização de qualquer recurso disponível na matriz (Gotelli & Albrecht, 2001).

RA4: somente as entradas diferentes de zero em cada linha da matriz é aleatoriamente embaralhada. Este procedimento retém a amplitude de nicho e os padrões de zero das espécies observadas (Gotelli & Albrecht, 2001). Outro pressuposto é que os estados do recurso são considerados equiprováveis (igualmente abundantes ou utilizáveis por todas as espécies). Ambos os algoritmos foram aplicados para cada uma das quatro matrizes.

Para cada matriz de dados são criadas 1000 “pseudo-comunidades” nulas. Para isso é calculada a média da sobreposição alimentar entre todos os pares de espécies possíveis e a média observada é comparada com a distribuição das médias simuladas das “pseudo-comunidades”. Posteriormente é calculada a probabilidade das médias de sobreposição de nicho trófico simuladas ser maior ou menor que a média observada. Competição interespecífica pode estar ocorrendo quando a média de sobreposição de nicho trófico observada for menor que a média esperada pelo acaso, ao passo que limitações abióticas podem causar padrões similares de forrageamento entre as espécies, nesse caso a média de sobreposição de nicho trófico observada é maior que a esperada pelo acaso (Gotelli & Albrecht, 2001).

A presença da estrutura em guilda foi verificada através do teste para padrões de variância na sobreposição de nicho trófico, também calculado no programa EcoSim. Segundo Inger & Colwell (1977) se há uma organização em guilda, a variância na sobreposição de nicho será maior que o esperado ao acaso, porque pares de espécies dentro das guildas tendem a apresentar alta sobreposição alimentar, enquanto a sobreposição dos pares que estão em guildas diferentes é usualmente baixa, gerando ampla variância na sobreposição do nicho.

Resultados

Dieta

Os dados de volume relativo dos itens alimentares, a especificação da guilda trófica e a amplitude de nicho padronizada para cada uma das espécies, em cada segmento espaço-temporal, são apresentados na tabela I.

Tabela I – Porcentagem do volume (%V) dos recursos utilizados pela ictiofauna na bacia do rio Cuiabá, Estado de Mato Grosso, Brasil. N = número de estômagos analisados. Cp = comprimento padrão dos indivíduos em centímetros. AL = algas; DS = detrito/sedimento; VS = vegetal superior; ZO = zooplâncton; IT = insetos terrestres; IA = invertebrados aquáticos; ES = escamas; PE = peixes. Alg = algívora; Det = detritívora; Her = herbívora; Ins = insetívora; Inv = invertívora; Omn = omnívora; Lep = lepidófaga; Pis = piscívora. Números em negrito representam o alimento principal ($V \geq 51\%$). Ba = amplitude de nicho trófico padronizada.

	N	CP(cm)	AL	DS	VS	ZO	IT	IA	ES	PE	Guilda	Ba
Lagoa Cheia												
Família Pristigasteridae												
<i>Pellona flavipinnis</i>	8	9,0-31,5	-	-	-	-	-	0,3	-	99,7	Pis	0,006
Família Curimatidae												
<i>Curimatella dorsalis</i>	4	4,8-11,3	0,61	61,9	37,4	-	-	-	-	-	Det	0,456
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	6	20,0-22,5	25,6	73,5	-	-	-	1,0	-	-	Det	0,325
<i>Psectrogaster curviventris</i>	9	10,5-14,0	25,4	20,6	54,0	-	-	-	-	-	Her	0,755
<i>Steindachnerina conspersa</i>	2	6,0-10,2	33,3	66,7	-	-	-	-	-	-	Det	0,799
<i>Prochilodus lineatus</i>	8	20,5-31,5	10,1	70,7	17,7	0,46	-	1,03	-	-	Det	0,212
<i>Leporinus lacustris</i>	3	9,6-12,2	-	4,21	91,6	-	-	4,21	-	-	Her	0,093
Família Hemiodontidae												
<i>Hemiodus orthonops</i>	13	8,8-19,5	78,0	13,4	8,6	-	-	-	-	-	Alg	0,289
Família Gasteropelecidae												
<i>Thoracocharax stellatus</i>	5	2,2-4,6	-	-	-	-	79,6	20,4	-	-	Ins	0,481
Família Characidae												
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	52	1,5-3,2	-	30,2	0,04	0,48	1,17	68,1	-	-	Inv	0,200
<i>Aphyocharax dentatus</i>	22	3,2-5,4	-	-	-	0,06	1,9	0,84	-	97,2	Pis	0,019
<i>Astyanax abramis</i>	2	6,5-7,4	-	-	11,1	-	0,44	88,5	-	-	Inv	0,128
<i>Hemigrammus marginatus</i>	29	1,8-3,0	-	-	-	8,3	36,8	54,9	-	-	Inv	0,627
<i>Hoplias malabaricus</i>	6	1,8-15,7	-	-	-	-	-	0,3	-	99,7	Pis	0,006
<i>Moenkhausia dichroua</i>	16	1,8-5,2	-	1,84	69,0	0,69	6,46	12,0	-	-	Her	0,139
<i>Poptella paraguayensis</i>	5	3,3-3,7	-	12,8	45,3	-	32,5	9,4	-	-	Omn	0,659
<i>Psellogrammus kennedyi</i>	2	2,3-2,6	-	-	50,0	50,0	-	-	-	-	Omn	1,000
<i>Pygocentrus nattereri</i>	33	11,7-26,4	-	-	0,4	-	0,1	0,2	-	99,3	Pis	0,005
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	3	12,4-50,5	-	-	-	-	-	2,2	-	97,8	Pis	0,045
<i>Roeboides descavadensis</i>	39	3,8-6,4	-	-	-	-	-	30,9	69,1	-	Lep	0,525
<i>Salminus brasiliensis</i>	3	18,5-37,5	-	-	-	-	-	5,5	-	94,5	Pis	0,116
<i>Serrasalmus maculatus</i>	6	7,2-15,6	-	-	2,5	-	-	-	-	97,5	Pis	0,051
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	23	3,7-8,0	-	0,05	51,0	-	3,5	0,07	-	45,3	Her	0,286
<i>Triportheus pantanensis</i>	40	2,2-9,5	72,7	0,29	9,17	-	3,3	14,5	-	-	Alg	0,197
<i>Triportheus paranensis</i>	66	1,8-17,2	28,7	4,0	6,1	10,2	9,1	41,9	-	0,07	Omn	0,425

Família Loricariidae												
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>	3	28,0-34,0	46,5	44,0	5,5	0,7	-	3,3	-	-	Omn	0,354
Família Heptaperidae												
<i>Pimelodella gracilis</i>	2	7,3-7,6	-	-	-	-	7,4	92,6	-	-	Inv	0,159
Família Pimelodidae												
<i>Pimelodus cf. argenteus</i>	16	10,3-16,5	-	0,03	8,4	-	0,02	1,9	-	89,6	Pis	0,059
<i>Pimelodus maculatus</i>	24	3,6-20,1	0,63	12,4	24,5	-	5,15	12,6	-	44,7	Omn	0,481
Família Doradidae												
<i>Pterodoras granulosus</i>	10	21,5-28,0	-	-	100,0	-	-	-	-	-	Her	0,000
Família Auchenipteridae												
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	2	17,0-17,5	-	-	1,2	-	2,5	96,3	-	-	Inv	0,039
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	6	17,5-20,5	-	-	-	-	0,08	95,3	-	4,6	Inv	0,049
Família Sternopygidae												
<i>Eigenmannia trilineata</i>	4	11,0-14,0	0,6	25,8	-	1,2	-	72,4	-	-	Inv	0,231
<i>Eigenmannia virescens</i>	2	13,7	-	-	0,3	-	56,5	43,2	-	-	Ins	0,488
Família Sciaenidae												
<i>Plagioscion ternetzi</i>	32	3,4-27,7	-	0,4	0,3	0,4	0,08	20,8	-	78,0	Pis	0,107
Família Cichlidae												
<i>Gymnogeophagus balzanii</i>	2	2,8-8,5	1,2	0,6	-	0,6	-	4,1	-	93,6	Pis	0,035
Lagoa Seca												
Família Curimatidae												
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	5	20,5-22,9	15,8	64,2	12,4	7,6	-	-	-	-	Det	0,394
Família Prochilodontidae												
<i>Prochilodus lineatus</i>	3	29,0-32,0	20,0	78,7	1,3	-	-	-	-	-	Det	0,258
Família Crenuchidae												
<i>Characidium aff. zebra</i>	6	1,8-2,9	-	-	-	3,7	3,7	92,5	-	-	Inv	0,083
Família Gasteropelecidae												
<i>Thoracocharax stellatus</i>	7	3,2-4,0	-	-	-	-	78,3	21,7	-	-	Ins	0,515
Família Characidae												
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	11	2,2-2,8	-	5,1	-	-	85,4	9,5	-	-	Ins	0,175
<i>Aphyocharax dentatus</i>	58	1,8-5,5	-	0,19	0,12	-	7,7	11,3	-	80,7	Pis	0,123
<i>Astyanax abramis</i>	5	4,0-5,1	-	-	11,5	-	74,3	11,9	-	2,3	Ins	0,241
<i>Bryconamericus exodon</i>	9	2,0-3,5	-	0,15	-	4,4	75,9	19,6	-	-	Ins	0,207
<i>Hemigrammus marginatus</i>	21	1,4-3,1	0,82	1,6	-	3,1	79,8	10,5	-	4,1	Ins	0,107
<i>Hoplias aff. malabaricus</i>	9	9,6-27,0	-	-	-	-	-	22,7	-	77,3	Pis	0,541
<i>Hyphessobrycon eques</i>	12	1,7-2,2	-	7,0	3,3	0,33	29,8	59,6	-	-	Inv	0,306
<i>Moenkhausia dichroura</i>	3	3,2-4,4	3,1	-	-	12,3	63,1	21,5	-	-	Ins	0,391

<i>Poptella paraguayensis</i>	9	3,3-3,6	-	4,0	0,31	8,9	37,9	48,9	-	-	Omn	0,387
<i>Psellogrammus kennedyi</i>	10	2,6-3,7	-	1,6	18,7	17,3	15,6	46,8	-	-	Omn	0,560
<i>Pygocentrus nattereri</i>	32	10,0-25,4	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	5	35,0-46,0	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Roeboides descalsvadensis</i>	22	2,0-6,0	-	0,32	-	-	0,32	57,8	9,5	32,1	Inv	0,310
<i>Roeboides prognathus</i>	7	5,0-5,6	-	-	9,8	-	-	27,9	62,3	-	Lep	0,551
<i>Salminus brasiliensis</i>	3	35,5-43,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	9	3,8-9,6	-	0,88	24,5	0	41,4	23,9	-	9,3	Omn	0,591
<i>Triportheus pantanensis</i>	7	5,0-12,5	-	-	83,1	-	3,3	13,6	-	-	Her	0,204
<i>Triportheus paranensis</i>	22	6,9-18,0	18,3	-	15,3	17,1	43,4	6,0	-	-	Omn	0,649
Família Loricariidae												
<i>Pterygoplichthys anisitsi</i>	14	16,0-33,0	2,2	97,6	-	0,06	-	0,08	-	-	Det	0,016
Família Heptaperidae												
<i>Pimelodella gracilis</i>	39	5,0-6,8	-	1,3	15,2	-	19,5	60,5	-	3,5	Inv	0,333
<i>Pimelodella mucosa</i>	15	5,2-7,3	0,07	0,22	0,22	-	-	99,5	-	-	Inv	0,003
Família Pimelodidae												
<i>Pimelodus cf. argenteus</i>	50	7,2-18,5	-	3,7	44,9	-	4,8	25,9	-	20,7	Omn	0,543
<i>Pimelodus maculatus</i>	17	4,4-14,4	0,03	47,5	4,3	-	3,8	4,6	-	39,8	Omn	0,314
Família Doradidae												
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	3	6,4-9,5	0,15	23,8	11,5	6,9	0	57,6	-	-	Inv	0,365
Família Auchenipteridae												
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	18	17,0-20,0	-	-	-	-	65,7	33,6	-	0,65	Ins	0,418
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	16	13,5-20,0	-	-	-	-	84,6	15,4	-	-	Ins	0,352
Família Sternopygidae												
<i>Eigenmannia virescens</i>	65	1,0-13,8	-	1,4	0,16	0,48	5,2	92,8	-	-	Inv	0,039
Família Sciaenidae												
<i>Plagioscion ternetzi</i>	19	1,5-31,0	-	-	0,09	-	0,03	48,6	-	51,3	Pis	0,334
Família Cichlidae												
<i>Bujurquina vittata</i>	4	2,2-3,0	-	9,1	27,3	-	18,2	18,2	-	27,3	Omn	0,868
<i>Gymnogeophagus balzanii</i>	15	2,2-7,2	6,4	2,7	11,9	11,8	0,32	66,7	-	0,16	Inv	0,182
Rio Cheia												
Família Curimatidae												
<i>Curimatella dorsalis</i>	4	4,4-8,5	11,7	52,5	35,8	-	-	-	-	-	Det	0,698
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	2	17,5-21,0	20,0	80,0	-	-	-	-	-	-	Det	0,471
<i>Psectrogaster curviventris</i>	9	11,4-13,0	23,0	11,5	65,5	-	-	-	-	-	Her	0,510
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>	7	3,6-7,3	12,3	87,7	-	-	-	-	-	-	Det	0,275
Família Prochilodontidae												

<i>Prochilodus lineatus</i>	2	6,0	12,5	87,5	-	-	-	-	-	-	Det	0,280
Família Anostomidae												
<i>Abramites hypselonotus</i>	11	5,2-10,5	1,2	10,5	88,3	-	-	-	-	-	Her	0,132
Família Gasteropelecidae												
<i>Thoracocharax stellatus</i>	54	1,8-4,3	-	1,8	0,25	-	83,4	14,6	-	-	Ins	0,131
Família Characidae												
<i>Aphyocharax dentatus</i>	15	2,2-5,6	-	0,3	-	-	11,2	24,0	-	64,5	Pis	0,264
<i>Astyanax abramis</i>	3	5,3-6,2	-	-	75,1	-	23,6	1,3	-	-	Her	0,307
<i>Astyanax</i> sp. 1	3	3,4-3,7	-	3,2	16,1	-	80,6	-	-	-	Ins	0,239
<i>Bryconamericus exodon</i>	44	1,7-3,8	-	3,7	11,0	12,2	44,5	27,4	-	1,2	Omn	0,463
<i>Bryconops melanurus</i>	4	3,4-5,0	-	-	-	-	78,9	21,1	-	-	Ins	0,499
<i>Clupeocharax anchoveoides</i>	3	4,0-4,2	-	25,5	-	-	5,6	69,1	-	-	Inv	0,417
<i>Galeocharax humeralis</i>	14	4,1-18,0	-	0,5	-	-	-	1,5	-	98,0	Pis	0,020
<i>Hemigrammus marginatus</i>	20	1,8-2,4	-	-	-	26,6	7,2	66,2	-	-	Inv	0,472
<i>Moenkhausia dichrourea</i>	7	3,9-5,0	-	33,2	43,1	-	13,9	7,1	-	2,8	Omn	0,529
<i>Poptella paraguayensis</i>	4	3,0-3,6	-	2,7	-	-	59,3	38,0	-	-	Ins	0,507
<i>Pygocentrus nattereri</i>	22	16,4-24,5	-	-	0,7	-	-	-	-	99,3	Pis	0,014
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	3	28,0-36,0	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Roeboides descalsvadensis</i>	3	3,9-5,3	-	-	-	-	28,2	49,2	22,6	-	Omn	0,842
<i>Roeboides microlepis</i>	2	13,7	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Roeboides prognathus</i>	16	6,2-10,5	-	-	-	-	-	-	100,0	-	Lep	0,000
<i>Salminus brasiliensis</i>	4	11,0-20,0	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Serrasalmus marginatus</i>	10	16,0-26,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	11	1,9-8,5	-	1,9	0,68	0,12	8,6	6,7	-	82,1	Pis	0,091
<i>Triportheus pantanensis</i>	3	10,8-13,3	-	-	65,3	-	30,6	4,1	-	-	Her	0,458
<i>Triportheus paranensis</i>	10	11,3-17,5	-	-	65,4	-	22,4	12,2	-	-	Her	0,515
Família Heptaperidae												
<i>Pimelodella gracilis</i>	23	7,3-7,6	-	-	-	-	7,4	92,6	-	-	Inv	0,268
Família Pimelodidae												
<i>Iheringichthys labrosus</i>	11	1,8-14,0	-	10,9	2,5	-	20,7	24,1	-	41,9	Omn	0,616
<i>Pimelodus</i> cf. <i>argenteus</i>	41	3,8-15,5	-	1,6	6,0	-	24,6	6,0	-	61,8	Pis	0,306
Família Doradidae												
<i>Pterodoras granulosus</i>	21	18,5-37,5	-	-	100,0	-	-	-	-	-	Her	0,000
Família Auchenipteridae												
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	4	3,0-23,5	-	-	-	-	1,6	16,4	-	82,0	Pis	0,215
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	11	1,7-18,5	-	-	-	-	64,1	35,9	-	-	Ins	0,853
<i>Entomocorus benjamini</i>	4	2,6-3,1	-	10,5	-	22,8	40,4	23,3	-	-	Omn	0,795
Família Sternopygidae												
<i>Eigenmannia trilineata</i>	6	0,8-15,7	-	15,9	-	-	-	84,1	-	-	Inv	0,365

<i>Eigenmannia virescens</i>	14	0,7-23,8	-	2,6	0,2	-	5,4	91,8	-	-	Inv	0,061
Família Sciaenidae												
<i>Plagioscion ternetzi</i>	3	28,0-29,0	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
Rio Seca												
Família Curimatidae												
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	5	18,2-22,6	12,5	87,5	-	-	-	-	-	-	Det	0,280
<i>Steindachnerina conspersa</i>	2	5,7-9,3	29,3	63,4	7,3	-	-	-	-	-	Det	0,514
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>	3	4,8-6,3	14,0	86,0	-	-	-	-	-	-	Det	0,317
Família Prochilodontidae												
<i>Prochilodus lineatus</i>	4	22,0-35,0	2,1	96,0	1,5	0,049	-	0,34	-	-	Det	0,021
Família Anostomidae												
<i>Abramites hypselonotus</i>	2	9,3-10,1	-	85,7	13,5	-	-	0,8	-	-	Det	0,164
Família Crenuchidae												
<i>Characidium aff. zebra</i>	5	2,4-3,0	-	98,9	-	-	-	1,1	-	-	Det	0,022
Família Hemiodontidae												
<i>Hemiodus orthonops</i>	9	13,9-18,5	7,3	90,8	0,74	1,1	-	-	-	-	Det	0,068
Família Gasteropelecidae												
<i>Thoracocharax stellatus</i>	52	1,9-5,0	-	0,048	0,78	-	65,4	33,8	-	-	Ins	0,282
Família Characidae												
<i>Aphyocharax dentatus</i>	49	2,0-5,7	-	4,0	0,079	11,7	11,1	10,3	-	65,8	Pis	0,230
<i>Astyanax abramis</i>	5	4,6-5,8	-	10,6	21,3	-	51,7	-	-	16,4	Ins	0,617
<i>Bryconamericus exodon</i>	59	1,6-3,8	-	2,31	0,76	4,1	41,4	51,1	-	0,38	Inv	0,260
<i>Bryconops melanurus</i>	2	1,7-2,6	-	-	-	-	100,0	-	-	-	Ins	0,000
<i>Bryconamericus sp. 1</i>	15	2,5-3,7	-	12,7	-	-	63,8	18,8	-	4,7	Ins	0,390
<i>Galeocharax humeralis</i>	20	7,5-22,0	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Hemigrammus marginatus</i>	2	2,8-4,0	-	0,43	-	-	-	0,43	-	99,1	Pis	0,009
<i>Moenkhausia dichroura</i>	16	3,2-4,8	0,59	24,1	40,6	5,3	27,1	2,4	-	-	Omn	0,467
<i>Mylossoma duriventre</i>	20	10,7-17,5	1,6	1,7	95,4	-	0,77	0,1	-	0,48	Her	0,020
<i>Piabarcus analis</i>	5	2,4-2,9	-	17,7	-	-	82,3	-	-	-	Ins	0,411
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	3	33,5-45,5	-	-	100,0	-	-	-	-	-	Her	0,000
<i>Pygocentrus nattereri</i>	13	19,0-32,0	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Roeboides descalvadensis</i>	20	3,8-6,4	-	-	-	-	-	30,9	69,1	-	Lep	0,745
<i>Roeboides microlepis</i>	19	9,2-19,5	-	-	-	-	0,65	5,6	13,5	80,3	Pis	0,167
<i>Roeboides prognathus</i>	55	0-9,6	0,03	-	-	-	0,7	-	0,17	99,1	Pis	0,006
<i>Salminus brasiliensis</i>	2	28,5-38,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Serrasalmus maculatus</i>	5	12,5-15,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000
<i>Serrasalmus marginatus</i>	10	7,3-24,5	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000

<i>Tetragonopterus argenteus</i>	11	4,4-9,2	-	23,9	18,1	-	2,5	12,9	-	42,5	Omn	0,619
<i>Triportheus pantanensis</i>	2	5,9-6,7	-	-	-	-	100,0	-	-	-	Ins	0,000
<i>Triportheus paranensis</i>	15	9,0-17,5	-	0,52	5,1	-	84,6	9,8	-	-	Ins	0,125
Família Heptaperidae												
<i>Pimelodella gracilis</i>	34	3,2-6,7	-	11,0	0,6	-	21,0	57,0	-	10,4	Inv	0,388
Família Pimelodidae												
<i>Iheringichthys labrosus</i>	7	10,2-17,4	-	16,3	1,1	-	12,0	70,6	-	-	Inv	0,284
<i>Pimelodus cf. argenteus</i>	48	2,4-18,0	-	11,8	28,3	-	8,7	8,3	-	42,9	Omn	0,605
<i>Pimelodus maculatus</i>	3	6,5-9,7	-	20,2	6,4	-	10,8	0,31	-	62,3	Pis	0,312
Família Doradidae												
<i>Pterodoras granulosus</i>	10	21,0-36,5	-	-	84,1	-	0,66	12,4	-	2,8	Her	0,096
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	7	5,0-8,0	-	34,2	-	29,1	3,4	33,3	-	-	Omn	0,125
Família Auchenipteridae												
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	8	16,0-18,5	-	0,10	0,81	-	45,7	53,4	-	-	Inv	0,341
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	3	19,3-21,0	-	-	-	-	-	100,0	-	-	Inv	0,000
Família Sternopygidae												
<i>Eigenmannia virescens</i>	23	5,7-18,0	-	3,1	0,13	-	1,0	95,8	-	-	Inv	0,029
Família Sciaenidae												
<i>Plagioscion ternetzi</i>	8	2,6-33,0	-	-	-	-	-	-	-	100,0	Pis	0,000

Amplitude de nicho

De modo geral, a ictiofauna apresentou valores baixos de amplitude de nicho, com frequência \geq a 60%, independente do local e período do ciclo hidrológico, enquanto que valores intermediários e altos tiveram frequência bem inferior, variando, geralmente, entre 10 e 20% (Fig. 1). As médias ficaram em torno de 0,2 no rio durante a seca e próximas de 0,3 nos outros segmentos espaço-temporais (Fig. 2). A amplitude de nicho trófico padronizada não foi estatisticamente diferente entre os segmentos espaço-temporais ($F = 1,19$; $p = 0,32$) (Fig. 2).

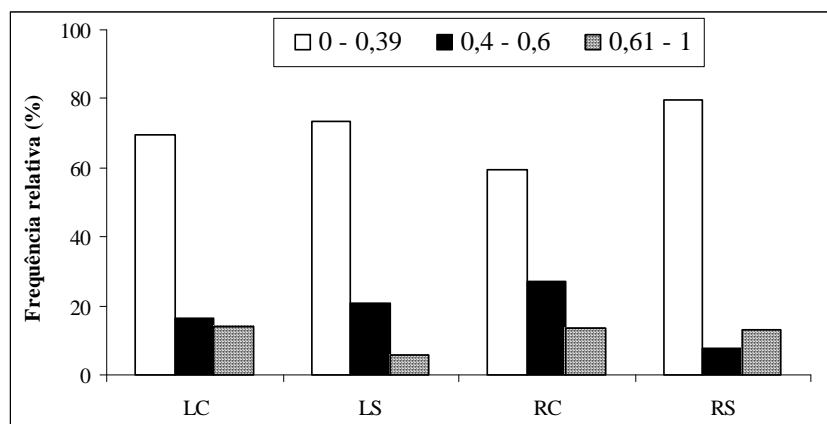


Figura 1 – Frequência relativa (%) dos intervalos da amplitude de nicho trófico padronizada (Ba) das espécies de peixes, em cada segmento espaço-temporal, na bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, Brasil. LC = lagoa cheia; LS = lagoa seca; RC = rio cheia; RS = rio seca.

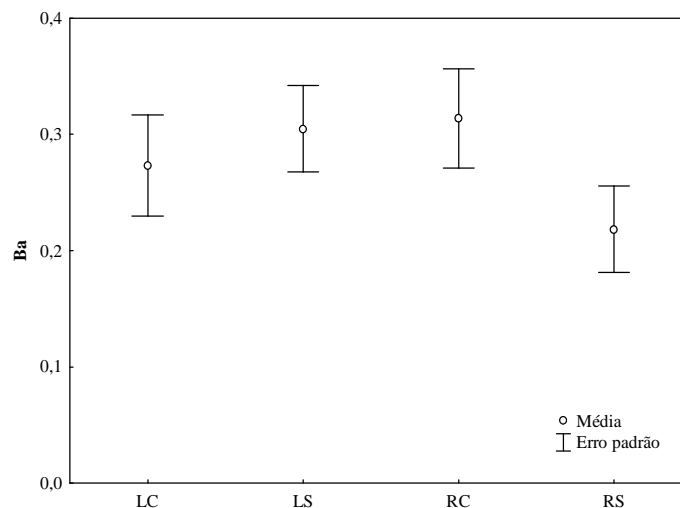


Figura 2 – Média \pm erro padrão da amplitude do nicho trófico padronizada (Ba) das espécies de peixes, em cada segmento espaço-temporal, na bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, Brasil. LC = lagoa cheia; LS = lagoa seca; RC = rio cheia; RS = rio seca.

Sobreposição alimentar

Os valores de sobreposição alimentar foram geralmente baixos, entre 0 e 0,4 e as medianas em cada segmento espaço-temporal foram sempre inferiores a 0,05 (Fig. 3 e 4). Valores intermediários e altos ocorreram em todas as situações, porém com frequências nunca superiores a 20% (Fig. 3). O teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis mostrou diferença significativa entre os segmentos espaço-temporais ($H = 22,2$; $p = 0,0001$), e a maior mediana foi observada na lagoa durante a seca e a menor na lagoa durante a cheia (Fig. 4).

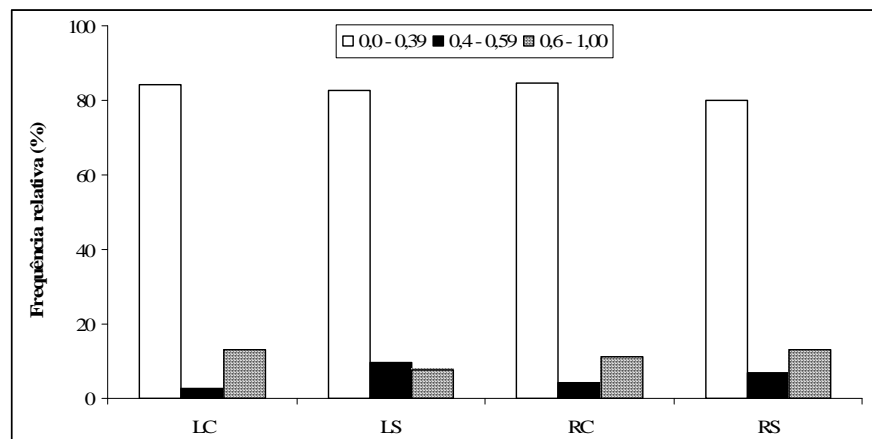


Figura 3 – Frequência relativa (%) dos intervalos do índice de sobreposição de Pianka entre todos os pares de espécies componentes da ictiofauna, em cada segmento espaço-temporal, na bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, Brasil. LC = lagoa cheia; LS = lagoa seca; RC = rio cheia; RS = rio seca.

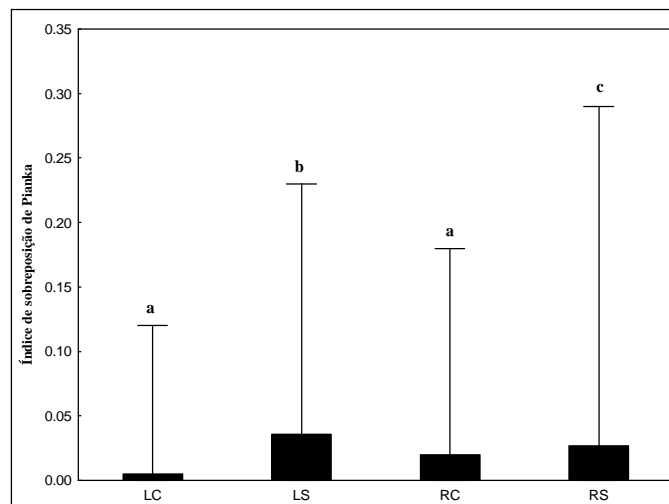


Figura 4 – Mediana + percentil 75% do índice de sobreposição alimentar de Pianka entre todos os pares de espécies componentes da ictiofauna, em cada segmento espaço-temporal na bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, Brasil. LC = lagoa cheia; LS = lagoa seca; RC = rio cheia; RS = rio seca. Letras diferentes indicam diferenças estatísticas.

Modelos nulos

Os maiores valores médios de sobreposição de nicho foram observados na seca e os menores na cheia, em ambos os locais (Tabela II). Todos os valores observados foram significativamente maiores que os esperados ao acaso (comunidades nulas), usando tanto a opção de zeros embaralhados (RA3) quanto zeros retidos (RA4) ($p < 0.01$). Os padrões de forrageamento das espécies não mostraram evidências de competição por alimento, uma vez que os valores médios observados foram sempre maiores que o esperado ao acaso (Tabela II). A variância acompanhou o mesmo padrão da sobreposição de nicho, sendo a variância observada sempre maior que a esperada ao acaso ($p < 0.01$) (Tabela II), indicando que a ictiofauna, nos diferentes locais e períodos do ciclo hidrológico, é estruturada em guildas.

Tabela II – Média e variância observada e simulada da sobreposição do nicho trófico da ictiofauna em cada segmento espaço-temporal, na bacia do rio Cuiabá, estado de Mato Grosso, Brasil. Valores em negrito indicam padrões que foram significativamente diferentes do modelo nulo. Dois tipos de algoritmos de aleatorização foram utilizados para testar padrões não aleatórios: zeros embaralhados (RA3) e zeros retidos (RA4). *P sob.* = probabilidade da média observada da sobreposição de nicho ser maior que a simulada. *P var.* = probabilidade da variância observada ser maior que a simulada.

Modelo	Média observada	Média simulada	<i>P sob.</i>	Variância observada	Variância simulada	<i>P var.</i>
Lagoa Cheia						
RA3	0,16	0,066	0,0	0,084	0,031	0,0
RA4	0,16	0,10	0,001	0,084	0,00004	0,0
Lagoa Seca						
RA3	0,17	0,096	0,0	0,061	0,030	0,0
RA4	0,17	0,13	0,001	0,061	0,040	0,0
Rio Cheia						
RA3	0,16	0,076	0,0	0,074	0,031	0,0
RA4	0,16	0,13	0,007	0,074	0,053	0,0
Rio Seca						
RA3	0,19	0,075	0,0	0,083	0,031	0,0
RA4	0,19	0,13	0,0	0,083	0,052	0,0

Discussão

Com base na premissa de que a amplitude de nicho trófico é tida como uma medida para estimar o nível de especialização na dieta (Hurlbert, 1978), a ictiofauna da lagoa Chacororé e do rio Cuiabá apresentou alto índice de especialização trófica. Valores nulos (zero), ou seja, quando a espécie utilizou somente um tipo de recurso foram obtidos para espécies que utilizaram unicamente peixes (várias espécies) e vegetais (*Pterodoras granulosus* e *Piaractus mesopotamicus*) como alimento. No outro extremo, como já esperado, as espécies que contribuíram com os maiores valores de amplitude de nicho foram as omnívoras. Estudo semelhante desenvolvido por Pouilly et al. (2004), na planície de inundação do rio Mamoré, Bolívia, também resultou em baixos valores de amplitude de nicho trófico para a maioria das espécies, com destaque para as piscívoras.

Ao contrário do registrado em outros estudos, onde os valores de amplitude de nicho variaram sazonalmente, sendo maiores na cheia (Zaret & Rand, 1971; Prejs & Prejs, 1987; Machado-Allison, 1990), no presente estudo não ocorreu tal diferença, não sendo também encontrada por Pouilly et al. (1999), em relação à assembléia de peixes na planície de inundação do rio Mamoré.

Os baixos valores de sobreposição alimentar foram, de modo geral, dominantes, indicando que a ictiofauna apresentou elevado nível de segregação trófica entre os pares de espécies, enquanto que as maiores medianas registradas na seca em ambos os ambientes sugerem uma provável redução na disponibilidade de alimento, levando as espécies a se alimentarem de recursos semelhantes. Considerando toda a comunidade de peixes do lago do Rei, na região central da planície de inundação amazônica, Mérona & Rankin-de-Mérona (2004) observaram baixos valores de sobreposição alimentar entre os peixes (média = 0,24) e, ao contrário deste estudo, não verificaram diferenças entre as fases de cheia e seca. Pouilly et al. (2003), também não constataram diferenças sazonais nos valores de sobreposição alimentar para várias assembléias de peixes em riachos bolivianos.

Todos os valores de sobreposição de nicho trófico observados nas análises de modelos nulos foram significativamente maiores que os esperados ao acaso (comunidades nulas), usando tanto a opção de zeros embaralhados (RA3) quanto zeros retidos (RA4). Portanto, os padrões de forrageamento das espécies não mostraram evidências de competição, evidenciando que esta não é um fator estruturador da assembléia de peixes na região estudada, tanto espacial quanto sazonalmente. Porém, Colwell & Futuyma (1971) ressaltam que, somente informações sobre sobreposição de dieta são insuficientes para se testar a presença de competição, pois, baixa sobreposição pode ser resultado de competição passada, em escala

evolutiva (Connell, 1980) e, por outro lado, valores de sobreposição significativos não querem dizer que esteja ocorrendo competição, se os recursos alimentares forem abundantes. Uma medida real deste fenômeno é muito difícil de ser obtida, devido a alta mobilidade das espécies, e a intensidade das interações competitivas, as quais variam anualmente de acordo com a disponibilidade de presas (Raborn et al., 2004).

A variância observada nas análises de modelos nulos seguiu o mesmo padrão dos valores de sobreposição de nicho observados, ou seja, foram significativamente maiores que os esperados ao acaso, indicando que a ictiofauna, nos diferentes locais e fases do ciclo hidrológico, é estruturada em guildas. Se a variância dos valores de sobreposição de nicho for maior que o esperado ao acaso, isto indica que a assembléia é estruturada em guildas, pois, espera-se que a sobreposição entre guildas diferentes seja baixa, gerando valores altos de variância (Inger & Colwell, 1977; Gotelli & Graves, 1996). Com exceção de ambientes com baixa diversidade de espécies durante certas estações, assembléias de peixes tropicais são bem organizadas em guildas tróficas (Winemiller & Pianka, 1990).

A coexistência entre as espécies depende de que elas apresentem respostas ecológicas diferentes a processos ecológicos semelhantes. Em alguns casos, processos estocásticos podem funcionar como amenizadores da competição interespecífica e permitir a coexistência de várias espécies em um dado ambiente. Taphorn & Liley, 1985 *apud* Winemiller (1989) argumentam que a coexistência de mais de 100 espécies de peixes em áreas alagáveis, na Venezuela, pode ser devido, em parte, ao relaxamento da competição interespecífica durante o fluxo de inundação horizontal e o aumento da produção primária que ocorre durante a cheia. Grossman et al. (1990) ressaltam que a mortalidade de peixes, associada com eventos de seca e cheia, pode prevenir a limitação de recursos ou a exclusão competitiva, permitindo a coexistência de espécies que utilizam recursos semelhantes.

Apesar da teoria de nicho e teoria neutra serem tratadas como conceitos opostos que tratam da estrutura das comunidades, no que diz respeito à coexistência de várias espécies (Harte, 2004; Gaston & Chown, 2005), combinações de ambas parecem existir, como por exemplo, em ambientes que são influenciados tanto por eventos estocásticos quanto por competição (Gravel et al., 2006; Herder & Freyhof, 2006), e as duas teorias podem ser consideradas como sendo um *continuum* (Gravel et al., 2006; Leibold & McPeck, 2006). A teoria neutra pode ser utilizada como hipótese ou modelo nulo (Bell, 2001; Gotelli, 2006), pois prevê que interações ecológicas entre as espécies não são importantes para a estruturação das comunidades.

Porém, teoria do nicho e teoria neutra ainda têm implicações completamente diferentes, no sentido de como se deve manejar os recursos naturais e quais as estratégias da conservação, por isso torna-se necessária uma unificação das teorias contemplando ambas as perspectivas, se os ecólogos desejam manter e conservar a biodiversidade em um mundo que está mudando muito rapidamente (Holt, 2006).

Os padrões de utilização dos recursos e as diferentes guildas formadas pela ictiofauna na região de estudo, as quais parecem desempenhar papéis diferenciados no ecossistema, se aproximam mais da visão da teoria de nicho (Chase & Leibold, 2003). Os resultados desse estudo sugerem que a partilha de recursos, ou seja, espécies com algum grau de diferenciação de nicho, seja o principal mecanismo que promove a coexistência das diferentes espécies. Porém, acredita-se que processos estocásticos, podem promover o relaxamento da competição interespecífica (Taphorn & Lilyestrom, 1985 *apud* Winemiller, 1989), facilitando a coexistência.

Referências

- Bell, G., 2001. Neutral macroecology. *Science* 293: 2413–2418.
- Chase, J. M. & M A. Leibold, 2003. *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. University of Chicago Press, Chicago.
- Colwell, R. K. & D. J. Futuyma, 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology* 52: 567-576.
- Connell, J. H, 1980. Diversity and the coevolution of competitors, or the ghost of competition past. *Oikos* 35: 131-138
- Deus, C. P. & M. Petrere Jr., 2003. Seasonal diet shifts of seven fish species in an atlantic rainforest stream in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 63: 579-588.
- Esteves, K. E. & P. M. Galetti, 1995. Food partitioning among some characids of a small brazilian floodplain lake from the Paraná river basin. *Environmental Biology of Fishes* 42: 375-389.
- Gaston, K. J. & S. T. Chown, 2005. Neutrality and the niche. *Functional Ecology* 19: 1–6.
- Gotelli, N. J., 2006. Null versus neutral models: what's the difference? *Ecography* 29: 793-800.
- Gotelli, N. J. & G. L. Entsminger, 2007. *EcoSim: Null models software for ecology*. Version7. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Jericho, VT 05465. (<http://garyentsminger.com/ecosim.htm>).

- Gotelli, N. J. & G. R. Graves, 1996. Null models in ecology. Smithsonian Institution, Washington.
- Gotelli, N. J. & M. Albrecht, 2001. Spatial and temporal niche partitioning in grassland ants. *Oecologia* 126: 134-141.
- Goulding, M., 1980. The fishes and the forest. University of California Press, Berkeley.
- Gravel, D., C. D. Canham, M. Beaudet & C. Messier, 2006. Reconciling niche and neutrality: the continuum hypothesis. *Ecology Letters* 9: 399–409.
- Grossman, G. D., 1986. Food resources partitioning in a rocky intertidal fish assemblage. *Journal of Zoology* 1: 317-355.
- Grossman, G. D., J. F. Dowd, & M. C. Crawford, 1990. Assemblage stability in stream fishes: a review. *Environmental Management* 14: 661-671.
- Hahn, N. S., R. Fugi, V. E. Lourero-Crippa, D. Peretti & M. R. Russo, 2004. Trophic structure of the fish fauna. In Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz & L. E. Miranda (eds), *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. Eduem, Maringá: 139-143.
- Harte, J., 2004. The value of null theories in ecology. *Ecology* 85: 1792–1794.
- Herder, F. & J. Freyhof, 2006. Resource partitioning in a tropical stream fish assemblage. *Journal of Fish Biology* 69: 571–589.
- Holt, R. D., 2006. Emergent neutrality. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 531-533.
- Hubbell, S. P., 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Hurbert, S. H., 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59: 67-77.
- Inger, R. & R. K. Colwell, 1977. Organization of contiguous communities of amphibians and reptiles in Thailand. *Ecological Monographs* 47: 229–253.
- Krebs, C. J., 1999. *Ecological methodology*. Benjamin/Cummings, New York.
- Leibold, M. A. & M. A. McPeck, 2006. Coexistence of the niche and neutral perspectives in community ecology. *Ecology* 87: 1399-1410.
- Lobón-Cerviá, J. & S. T. Bennemann, 2000. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric neotropical omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). *Archiv Fur Hydrobiologie* 149: 285-306.

- Lowe-McConnell, R. H., 1964. The fishes of the Rupununi savanna district of British Guiana, South America. Part 1. Ecological groupings of fish species and effects of the seasonal cycle on the fish. *Journal of the Linnean Society (Zoology)* 45: 103-144.
- Machado-Allison, A., 1990. Ecología de los peces de las áreas inundables de los Llanos de Venezuela. *Interciencia* 15: 411-423.
- Mérona, B. & J. Rankin-de-Mérona, 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology* 2:75-84.
- Meschiatti, A. J., 1995. Alimentação da comunidade de peixes de uma Lagoa Marginal do rio Mogi Guaçu, SP. *Acta Limnológica Brasiliensia* 8: 115-137.
- Mikkelsen, G. M., 2005. Niche-Based vs. Neutral Models of Ecological Communities. *Biology and Philosophy* 20: 557-566.
- Nobis, M. & T. Wohlgemuth, T., 2004. Trend words in ecological journals over the last 25 years (1978-2002). *Oikos* 106: 411-421.
- Novakowski, G. C., N. S. Hahn & R. Fugl, no prelo. Diet seasonality and food overlap of the fish assemblage in a pantanal pond. *Neotropical Ichthyology*
- Pianka, E. R., 1974. Niche overlap and diffusion competition. *Proceedings of National Academy of Sciences* 71: 2141-2145.
- Pouilly, M., C. Ibañez, M. Guttierrez & T. Yunoki, 1999. Funcionamiento ecológico de las lagunas de la zona de inundación del río Mamoré (Beni – Bolivia). *Revista Boliviana de Ecología* 6: 41-54.
- Pouilly, M., F. Lino, J. G. Bretenoux & C. Rosales, 2003. Dietary-morphological relationships in a fish assemblages of the Bolivian Amazonian floodplain. *Journal of Fish Biology* 62: 1137-1158.
- Pouilly, M., S. Barrera, & C. Rosales, 2006. Changes of taxonomic and trophic structure of fish assemblages along an environmental gradient in the Upper Beni (Bolivia). *Journal of Fish Biology* 68: 137-156.
- Pouilly, M., T. Yunoki, C. Rosales & L. Torres, 2004. Trophic structure of fish assemblages from Mamoré river floodplain lakes (Bolivia). *Ecology of Freshwater Fish* 13: 245-257.
- Prejs, A. & K. Prejs, 1987. Feeding of tropical freshwater fishes: seasonality in resource availability and resource use. *Oecologia* 71: 397-404.
- Raborn, S. W., L. E. Miranda & M. T. Driscoll, 2004. Diet overlap and consumption patterns suggest seasonal flux in the likelihood for exploitative competition among piscivorous. *Ecology of Freshwater Fish* 13: 276-284.

- Ross, S. T., 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. *Copeia* 1986: 352-388.
- Schoener, T. W., 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-39.
- StatSoft, Inc., 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Winemiller, K. O., 1989. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in the Venezuelan ilanos. *Environmental Biology of Fishes* 26:177-199.
- Winemiller, K. O. & E. R. Pianka, 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. *Ecological Monographs* 60: 27–55.
- Zaret, T. M. & A. S. Rand, 1971. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. *Ecology* 52: 336–342.