



**ALEXANDRE GONTIJO GUIMARÃES GUEDES**

**EFEITOS DO ECOSSISTEMA NO HÁBITO  
ALIMENTAR DE PEIXES: UMA COMPARAÇÃO  
ENTRE LAGOAS E CORPO DO  
RESERVATÓRIO**

**LAVRAS – MG**

**2015**

**ALEXANDRE GONTIJO GUIMARÃES GUEDES**

**EFEITOS DO ECOSISTEMA NO HÁBITO ALIMENTAR DE PEIXES:  
UMA COMPARAÇÃO ENTRE LAGOAS E CORPO DO  
RESERVATÓRIO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para obtenção do título de Mestre.

**Orientador**

Dr. Lucas Del Bianco Faria

**LAVRAS – MG**

**2015**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Guedes, Alexandre Gontijo Guimarães.

Efeitos do Ecossistema no Hábito Alimentar de Peixes: uma  
comparação entre lagoas e corpo do reservatório / Alexandre Gontijo  
Guimarães Guedes. – Lavras : UFLA, 2015.

67 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de  
Lavras, 2015.

Orientador(a): Lucas Del Bianco Faria.

Bibliografia.

1. Alimentação. 2. Sazonalidade. 3. Tamanho do habitat. 4. Rio das  
Mortes. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

**ALEXANDRE GONTIJO GUIMARÃES GUEDES**

**EFEITOS DO ECOSISTEMA NO HÁBITO ALIMENTAR DE PEIXES:  
UMA COMPARAÇÃO ENTRE LAGOAS E CORPO DO  
RESERVATÓRIO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 07 de agosto de 2015.

Dr. Marcelo Passamani	UFLA
Dr. Gilmar Bastos Santos	PUC/MG

Dr. Lucas Del Bianco Faria

**Orientador**

**LAVRAS – MG**

**2015**

*Aos meus pais, Alexandre e Sônia, pelo amor e apoio incondicionais.*

*Ao meu irmão, Bernardo, por ser um exemplo de luta.*

**DEDICO**

## **AGRADECIMENTOS**

Antes de tudo, agradeço a Deus, por guiar os meus passos na busca desta conquista.

Aos meus pais, por todo o apoio e confiança na minha capacidade em conquistar obstáculos na minha vida.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Ecologia, pela oportunidade concedida para a realização do mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos

Ao meu orientador, Lucas Del Bianco Faria, pela orientação, amizade, os ensinamentos, a dedicação e paciência dispensadas com este processo.

Aos professores do Departamento de Ecologia da UFLA, pelos ensinamentos transmitidos e pelo prazer do convívio.

Aos integrantes do Laboratório de Ecologia e complexidade, pelos momentos de descontração e pela amizade.

Ao Laboratório de Ambientes Aquáticos e seus integrantes, que sempre se mostraram disponíveis para ajudar e a contribuir com o projeto.

À todos os amigos de Lavras, pela parceria e os momentos de lazer, que fizeram essa jornada mais alegre.

## RESUMO

Este estudo teve como objetivo caracterizar a alimentação das espécies de peixes mais abundantes encontradas nas lagoas marginais do Rio das Mortes, MG e em sua foz, no reservatório do Funil, e avaliar o efeito da estação do ano e do tipo de ambiente, tamanho e formato das lagoas sobre a composição da alimentação e o peso do alimento ingerido pelas espécies. Foram realizadas coletas nos meses de Agosto e Outubro de 2013, referentes ao período de seca, enquanto Fevereiro e Abril de 2014 representaram a estação chuvosa. Peixes foram capturados com o auxílio de redes de emalhar dos tamanhos 2.4, 3, 4, 5, 6, 7 e 8 cm entre nós opostos, em três lagoas marginais, oito lagoas criadas com o enchimento do reservatório e quatro pontos no corpo do reservatório. Os indivíduos coletados foram fixados em formalina 10%, e posteriormente conservados em álcool 70%. As oito espécies de peixes mais abundantes foram selecionadas para o estudo da alimentação através da análise de conteúdo estomacal. As espécies se alimentaram de um total de 37 itens alimentares, entre autóctones e alóctones, de origem animal e vegetal. A composição da alimentação de nenhuma das espécies foi influenciada pela sazonalidade, mas *Astyanaxfasciatus*, *Geophagus brasiliensis* e *Hopliasmalabaricus* apresentaram diferenças significativas em relação ao peso ingerido, se alimentando em maiores quantidades na estação seca. O ambiente amostrado produziu diferenças na composição da alimentação das duas espécies de lambari, *A. altiparanae* e *A. fasciatus*, sendo que a dieta de indivíduos capturados nas lagoas marginais foi mais herbívora. O peso do alimento ingerido pelas espécies *A. fasciatus* e *S. nasutus* foi influenciado pelo ambiente em que foram capturadas, sendo que ambas se alimentaram em menores quantidades no corpo do reservatório. O peso do alimento ingerido por *H. malabaricus* diminuiu com o aumento do perímetro da lagoa. O ciclo hidrológico não se mostrou o fator mais importante para influenciar a alimentação das espécies, mas sim o tipo de ambiente em que os indivíduos foram capturados.

**Palavras-chave:** Alimentação. Sazonalidade. Tamanho do habitat. Rio das Mortes.

## ABSTRACT

The aim of this study was to characterize the diet of the most abundant fish species found in floodplain lagoons of the Mortes River, MG, and in its discharge mouth, in the Funil reservoir, and evaluate the effects of season, type of habitat, size and shape of the lagoon on the diet composition and weight ingested by the species. Samples were collected in August and October 2013, for the dry period, while February and April 2014 represented the rainy season. Fish were captured with gill nets of 2.4, 3, 4, 5, 6, 7, and 8cm mesh sizes in three floodplain lagoons, eight lagoons created by the filling of the reservoir and four sites at the body of the reservoir. The collected samples were fixed in a 10% formalin solution and then conserved in 70% ethanol. The eight most abundant fish species were selected for a diet study through analysis of stomach contents. The species were fed a total of 37 items, allochthonous and autochthonous, of animal and vegetable origin. Neither of the species diet composition was influenced by season; however, *Astyanax fasciatus*, *Geophagus brasiliensis* and *Hoplias malabaricus* showed significant differences in ingested weight, being fed larger quantities during the dry season. The type of sampled habitat produced differences in the diet composition of the two species of characin, *A. altiparanae* and *A. fasciatus*, in a way that the diet of the individuals captured on the floodplain lagoons was more herbivorous. The weight of the food ingested by the species *A. fasciatus* and *S. nasutus* was influenced by the habitat they were in, with both fed smaller quantities in the reservoir main body. The weight of the food ingested by *H. malabaricus* decreased with the increase in lagoon perimeter. The season was not found to be the main factor to influence the species diets, as much as the type of habitat where they were captured.

**Keywords:** Feeding. Seasonality. Habitat size. Mortes River.



## LISTAS DE FIGURAS

Figura 1	Área de estudo, indicando as duas regiões avaliadas na bacia do rio das Mortes, com ênfase nas lagoas formadas a partir da criação do reservatório da UHE Funil (a).....	25
Figura 2	Imagem do Google Earth com os pontos de coleta de lagoas marginais situadas no Rio das Mortes. LM = Lagoa marginal....	26
Figura 3	Imagem do Google Earth com os pontos de coleta na região do reservatório da U.H.E. Funil. LR= Lagoa de reservatório; CR=Corpo do reservatório.....	27
Figura 4	NMDS com valores do Índice Alimentar (distância de Bray-Curtis) de <i>Astyanaxaltiparanae</i> no Rio das Mortes e sua foz no reservatório do Funil entre os diferentes ambientes amostrados.	42
Figura 5	NMDS da abundância das diferentes categorias de itens alimentares ingeridos (Índice de Bray-Curtis) por(a) <i>Astyanaxaltiparanae</i> e (b) <i>Astyanaxfasciatus</i> entre os diferentes ambientes amostrados. LM=lagoa marginal; LRP=lagoa de reservatório permanentemente conectada; LRS=lagoa de reservatório sazonalmente conectada; CR=corpo do reservatório.....	46
Figura 6	GLM's do peso relativo do alimento (peso dos itens alimentares ingeridos/ peso do indivíduo) em cada estação do ano, para cada espécie) Aa= <i>Astyanaxaltiparanae</i> ; Af= <i>Astyanaxfasciatus</i> ; Gk= <i>Galeocharaxknerii</i> ; Gb= <i>Geophagusbrsiliensis</i> ; Hm= <i>Hopliasmalabaricus</i> ; Op= <i>Oligossarcusparanensis</i> ; Pm= <i>Pimelodusmaculatus</i> ; Sn= <i>Schizodonnasutus</i> .....	49
Figura 7	GLM com o peso relativo do alimento ingerido por (a) <i>Astyanaxfasciatus</i> e (b) <i>Schizodonnasutus</i> nos diferentes ambientes amostrados. (LM= Lagoa marginal; CR= Corpo do reservatório; LRP= Lagoa de reservatório permanentemente conectada com a calha principal; LRS= Lagoa de reservatório sazonalmente conectada com a calha principal). A espécie <i>S. nasutus</i> não foi capturada nas LM. Colunas que apresentam letras iguais na parte superior não diferem entre si.....	50

Figura 8 GLM com o peso relativo do alimento ingerido por *Hoplasmalabaricus* nos diferentes ambientes amostrados.  $R^2=0.3287$  (LM= Lagoa marginal; LRP= Lagoa de reservatório permanentemente conectada com a calha principal; LRS= Lagoa de reservatório sazonalmente conectada com a calha principal)..... 52

## LISTAS DE TABELAS

Tabela 1	Dados físicos dos pontos de amostragem (locais de coleta). Tipos de ambiente: LM = Lagoa marginal; LRP = Lagoa de reservatório permanentemente conectada; LRS= Lagoa de reservatório sazonalmente conectada; CR = Corpo do reservatório (corpo principal); Amb: ambiente.....	28
Tabela 2	Número de estômagos analisados das espécies coletadas entre Agosto de 2013 e Março de 2014 nas lagoas marginais do Rio das Mortes e sua foz no reservatório da U.H.E. Funil, Minas Gerais. LM = Lagoa marginal; LRS = Lagoa de reservatório sazonalmente conectada; LRP = Lagoa de reservatório permanentemente conectada; CR = Corpo do reservatório. CP= Comprimento padrão; N= Número de estômagos analisados.....	31
Tabela 3	Índice Alimentar (%) das espécies mais abundantes capturadas nas lagoas marginais do Rio das Mortes e de sua foz no reservatório do Funil entre Agosto/2013 e Abril/2014. Principais itens da alimentação de cada espécie estão destacados em negrito. Aa = <i>Astyanaxaltiparanae</i> ; Af = <i>Astyanaxfasciatus</i> ; Gk = <i>Galeocharaxknerii</i> ; Gb = <i>Geophagus brasiliensis</i> ; Hm = <i>Hopliasmalabaricus</i> ; Op = <i>Oligossarcusparanensis</i> ; Pm = <i>Pimelodusmaculatus</i> ; Sn = <i>Schizodonnasutus</i> . N = número de estômagos analisados; IC= Número de itens alimentares consumidos. 1= Microcrustáceos; 2= Invertebrado aquático; 3= Invertebrado terrestre; 4= Peixe; 5= Algas; 6= Vegetal superior; 7= Sedimento; 8= Detrito.....	36
Tabela 4	Variação sazonal no Índice Alimentar das principais espécies de peixes coletadas nas lagoas marginais do Rio das Mortes e de sua foz no reservatório do Funil, sul de Minas Gerais, entre Ago e Out/2013 (Seca) e Fev e Abr/2014 (Cheia). Principais itens alimentares estão destacados em negrito. Aal = <i>Astyanaxaltiparanae</i> ; Af = <i>Astyanaxfasciatus</i> ; Gk = <i>Galeocharaxknerii</i> ; Gb = <i>Geophagus brasiliensis</i> ; Hm = <i>Hopliasmalabaricus</i> ; Op = <i>Oligossarcusparanensis</i> ; Pm = <i>Pimelodusmaculatus</i> ; Sn = <i>Schzodonnasutus</i> . 1 = Microcrustáceos; 2= Invertebrado aquático; 3= Invertebrado terrestre; 4= Peixe; 5= Algas; 6= Vegetal superior; 7= Sedimento; 8= Detrito.....	37

Tabela 5	<p>Varição espacial no Índice Alimentar das principais espécies de peixes coletadas nas lagoas marginais do Rio das Mortes e de sua foz no reservatório do Funil, sul de Minas Gerais, entre Ago/2013 e Abr/2014. Principais itens alimentares estão destacados em negrito. LM= Lagoas marginais; LRS= Lagoas de reservatório sazonalmente conectadas; LRP= Lagoas de reservatório permanentemente conectadas; CR= Corpo do reservatório. Aal= <i>Astyanaxaltiparanae</i>; Af= <i>Astyanaxfasciatus</i>; Gk= <i>Galeocharaxknerii</i>; Gb= <i>Geophagus brasiliensis</i>; Hm= <i>Hopliasmalabaricus</i>; Op= <i>Oligossarcusparanensis</i>; Pm= <i>Pimelodusmaculatus</i>; Sn= <i>Schzodonnasutus</i>. 1= Microcrustáceos; 2= Invertebrado aquático; 3= Invertebrado terrestre; 4= Peixe; 5= Algas; 6= Vegetal superior; 7= Sedimento; 8= Detrito.....</p>	40
Tabela 6	<p>Número de itens alimentares ingeridos por cada espécie (n), e resultados do ANOSIM com dados do Índice Alimentar, para determinar variações tróficas relacionadas ao tipo de ambiente amostrado.....</p>	42
Tabela 7	<p>Valores designados pelo SIMPER referentes à contribuição dos itens alimentares na alimentação da espécie <i>Astyanaxaltiparanae</i> considerando os scores do Índice Alimentar, nos diferentes ambientes amostrados.....</p>	43
Tabela 8	<p>Valores de dissimilaridade da composição da alimentação de <i>Astyanaxaltiparanae</i> entre os tipos de ambientes amostrados. LM= Lagoas marginais; LRS= Lagoas de reservatório sazonalmente conectadas; LRP= Lagoas de reservatório permanentemente conectadas; CR= Corpo do reservatório.....</p>	43
Tabela 9	<p>Valores do ANOSIM para as diferenças na composição da alimentação das espécies entre as estações e ambientes amostrados considerando o peso relativo das categorias de itens. Diferenças significativas estão destacadas em negrito.</p>	45
Tabela 10	<p>Valores designados pelo SIMPER referentes à contribuição das categorias de itens na alimentação da espécie <i>Astyanaxaltiparanae</i> e <i>A. fasciatus</i> nos diferentes ambientes amostrados. LM=lagoa marginal; LRP=lagoa de reservatório permanentemente conectada; LRS=lagoa de reservatório sazonalmente conectada; CR=corpo do reservatório.....</p>	47

Tabela 11	Valores de dissimilaridade da composição da alimentação de <i>Astyanaxaltiparanae</i> e <i>A. fasciatus</i> entre os tipos de ambientes amostrados. LM= Lagoas marginais; LRS= Lagoas de reservatório sazonalmente conectadas; LRP= Lagoas de reservatório permanentemente conectadas; CR= Corpo do reservatório.....	47
Tabela 12	Modelos lineares generalizados testando a relação entre a sazonalidade e tipos de ambiente com o peso relativo dos conteúdos estomacais (Soma do peso dos alimentos presentes no estômago/peso do indivíduo). Diferenças significativas foram destacadas em negrito.....	48
Tabela 13	Valores de p para os Modelos Lineares Generalizados testando a relação entre a área, perímetro e IDM das lagoas com o peso relativo dos conteúdos estomacais (Soma do peso dos alimentos presentes no estômago/peso do indivíduo). Diferenças significativas foram destacadas em negrito.....	51

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>17</b>
<b>3</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>23</b>
<b>3.1</b>	<b>Objetivo geral.....</b>	<b>23</b>
<b>3.2</b>	<b>Objetivo específico.....</b>	<b>23</b>
<b>3.3</b>	<b>Hipóteses.....</b>	<b>23</b>
<b>4</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>24</b>
<b>4.1</b>	<b>Área de estudo.....</b>	<b>24</b>
<b>4.2</b>	<b>Amostragem.....</b>	<b>25</b>
<b>4.3</b>	<b>Dados geográficos.....</b>	<b>27</b>
<b>4.4</b>	<b>Captura dos indivíduos.....</b>	<b>29</b>
<b>4.5</b>	<b>Análise dos estômagos.....</b>	<b>30</b>
<b>4.6</b>	<b>Análises estatísticas.....</b>	<b>33</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>35</b>
<b>6</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>53</b>
<b>7</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>59</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>60</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Ecossistemas de águas continentais dos trópicos são sem dúvida os mais afetados por impactos humanos em todo planeta, devido à grande dependência que a sociedade moderna tem de água doce, o que provoca uma concentração das atividades antrópicas nestes recursos (AGOSTINHO et al., 1999; VAN DE WOLFSHAAR et al., 2011). Entre os principais impactos estão a ocupação desordenada, a introdução de espécies exóticas e a construção de barragens (AGOSTINHO e ZALEWSKI, 1995; ORSI e AGOSTINHO, 1999; AGOSTINHO et al., 2004).

O represamento de um rio causa um forte impacto local nas condições físico-químicas e hidráulicas do curso d'água, como temperatura, pH, turbidez e oxigênio dissolvido, o que por sua vez afetará as interações biológicas de uma comunidade (KUBECKA, 1993; AGOSTINHO e ZALEWSKY, 1995; AGOSTINHO et al., 2007).

Várias espécies são capazes de completar todo o seu ciclo de vida nestas áreas, enquanto outras se vêm obrigadas a migrar para afluentes, devido à sua necessidade por condições específicas, principalmente em questão de reprodução. A foz de um rio que deságua em um reservatório é uma região de ecótono entre os dois ecossistemas e, portanto, representa um importante subsídio na conservação à montante de um reservatório para grande número de espécies menos tolerantes às novas condições (HLADÍK e KUBECKA, 2003; RIHA et al., 2013). Esta região é caracterizada por uma grande produtividade primária, devido às altas concentrações de clorofila- $\alpha$  e zooplâncton, e ao constante aporte de nutrientes trazidos pela correnteza e ali depositados (HEJZLAR e VYHNÁLEK 1998, SED'A e DEVETTER 2000, MASÍN et al. 2003).

Estudos de ecologia trófica de peixes, através da análise de conteúdos estomacais permitem, ainda que de forma indireta, conhecer a estrutura das comunidades aquáticas e as relações entre seus integrantes, assim como inferir sobre quais fatores espaciais e temporais são capazes de influenciar a dinâmica destes sistemas (GERKING, 1994; AGOSTINHO et al., 1997).

Estudos sobre a dieta de peixes têm revelado uma grande versatilidade alimentar, especialmente para a ictiofauna fluvial tropical, o que dificulta o estabelecimento de padrões sobre sua ecologia alimentar (LOWE-McCONNELL, 1999; ABELHA et al., 2001; AGOSTINHO et al., 2007). A escolha pelo consumo de determinado alimento por uma espécie de peixe depende de fatores diversos, relacionados com a qualidade do alimento em questão, a disponibilidade espacial e temporal da presa (LOLIS e ANDRIAN, 1996; HAHN et al., 1997a; ABELHA et al., 2001), assim como a ecologia da espécie consumidora e seu grau de especialização alimentar (GERKING, 1994; FARIA e BENEDITO, 2011).

A qualidade do alimento ingerido depende da disponibilidade e densidade do recurso, facilidade de captura e manuseio, palatabilidade e seu valor nutritivo para quem o consome, relacionada com a capacidade digestiva da espécie (GERKING, 1994; BOWEN et al., 1995; ABELHA et al., 2001). Espacialmente, diferenças nas características abióticas podem alterar o ecossistema e a sua disponibilidade de alimento (ROACH et al., 2009; REID et al., 2012). O regime hidrológico acarreta grandes mudanças no ambiente, alterando não apenas a quantidade de alimento, mas também sua qualidade, que se refletem na sazonalidade da dieta (JUNK, 1980; GERKING, 1994; HAHN et al., 1997b; ABUJANRA et al., 2009). Durante a época de águas altas, grandes quantidades de matéria orgânica e vegetais provenientes da área inundada se tornam fonte de alimento, enquanto na estação seca a disponibilidade de recursos torna-se restrita (JUNK, 1980; LOLIS e ANDRIAN, 1996).



Por outro lado, o comportamento de forrageio acarreta um aumento no risco do próprio indivíduo ser predado. Portanto, os indivíduos passam a operar sobre um balanço constante entre oportunidades e ameaça (PECKARSKY et al., 2008; JENSEN et al., 2011). O comportamento alimentar de uma espécie pode ser visto também como o produto da seleção natural, que moldou a evolução da espécie assim como suas características morfológicas e comportamentais, muitas vezes relacionadas à ingestão de alimento (GERKING, 1994; ABELHA et al., 2001).

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

Reservatórios são empreendimentos capazes de provocar modificações drásticas e permanentes nas condições físico-químicas da água, como temperatura, pH, turbidez e oxigênio dissolvido (AGOSTINHO et al., 2007b). Alteram também o regime hidrológico, geomorfológico e térmico de um curso d'água (BAXTER, 1977; KUBECKA, 1993), com importantes consequências sobre a comunidade de peixes (AGOSTINHO et al., 2007a; POMPEU e GODINHO, 2006).

Quando um reservatório é construído, basicamente temos a supressão de habitats como corredeiras, áreas de remanso, canais, lagoas e brejos, e a criação de um habitat mais homogêneo, formado pelas zonas lacustre, intermediária e fluvial. Abunjanra et al. (2009) avaliaram o efeito do regime hidrológico sobre sub-sistemas de planícies de inundação do Rio Paraná, e a influência de um barramento à montante sobre o Fator de Condição de diferentes guildas. Os pesquisadores observaram diferenças na resposta das guildas ao regime hidrológico, mas com uma tendência a melhores condições corporais dos peixes em épocas com cheias menos intensas. Além disso, as fases estudadas antes do represamento indicam que as alterações anuais na condição dos peixes entre sub-sistemas neste período eram mais similares entre si.

É denominada “planície de inundação” a região adjacente a um curso d'água, que é periodicamente alagada, resultado da elevação do rio ou devido à precipitação direta. Normalmente situada no médio e baixo curso, é formada por um mosaico de ambientes, como lagoas, brejos e canais, sendo caracterizada por uma alta produtividade, heterogeneidade de habitats e elevada biodiversidade (LOWE-McCONNELL, 1999), uma vez que consistem em uma área de transição entre ambiente terrestre e aquático (ecótono). A presença de ambientes lênticos e semi-lênticos com presença de grandes quantidades de macrófitas,

como ocorre nas planícies de inundação, são perfeitos para a agregação da ictiofauna de pequeno e médio porte (PELICICE et al., 2008). De fato, os ambientes de planícies de inundação são reconhecidos como determinantes para a dinâmica dos processos ecológicos da ictiofauna (WELCOMME, 1979; JUNK, 1980; JUNK et al., 1989). Considerados locais de alimentação e refúgio para diversas espécies, a integridade da complexidade dos ambientes de lagoas marginais é de extrema importância para a manutenção dos estoques pesqueiros (AGOSTINHO e ZALEWSKY, 1995; AGOSTINHO et al., 2004).

Por serem ambientes tipicamente tropicais, sofrem grande influência da sazonalidade, fator responsável pelo balanço entre fontes autóctone/alóctone de nutrientes e carbono ao longo do ano (VANNOTE et al., 1980; JUNK et al., 1989; AGOSTINHO et al., 2004). O pulso sazonal de inundação é um processo ecológico determinado, que promove a conectividade entre fragmentos de habitats e dita o fluxo de energia nos ambientes aquáticos, sendo capaz de sustentar a base das cadeias tróficas e alterar a estruturação das comunidades (JUNK et al., 1989). Este processo anual e relativamente previsível resulta em uma reposta anatômica, comportamental, fisiológica e morfológica por parte da biota, modelando a comunidade, uma vez que organismos foram capazes de desenvolver adaptações e estratégias de utilização de recursos como resposta às transformações no próprio ambiente ao longo do tempo (JUNK, 1989; LOWE-McCONNELL, 1999). A intensidade da cheia é positivamente correlacionada com riqueza e abundância de peixes (MESCHIATTI, 1995; CUNICO et al., 2002; VAN DE WOLFSHAAR et al., 2011), mas se mostrou em alguns casos prejudicial à condição nutricional de peixes de diversas guildas (AGOSTINHO e ZALEWSKY, 1995; HOEINGHAUS et al., 2006; ABUJANRA et al., 2009).

Embora cheias pronunciadas sejam de grande importância para a reprodução e desenvolvimento de juvenis de diversas espécies, principalmente as migradoras (GOMES e AGOSTINHO, 1997; AGOSTINHO et al., 2007b),

são eventos capazes de provocar profundas mudanças no ambiente, alterando toda a dinâmica do curso d'água, como balanço de produtividade primária e a composição do substrato, o que por sua vez pode afetar as populações de insetos aquáticos presentes na comunidade (RODRIGUES et al., 2002). A estação chuvosa provoca um aumento da área inundada, possibilitando o acesso à novos ambientes, e promovendo uma maior oferta de recursos de origem terrestre e abrigo para peixes. Porém, apesar de aumentar a disponibilidade de itens alimentares alóctones em áreas inundadas, a quantidade de alimento de origem autóctone pode ser reduzida (ABUJANRA, et al., 2009). Entretanto, a recessão das enchentes é capaz de diminuir excessivamente a área do ambiente e reduzir os níveis de oxigênio dissolvido na água, aumentando a probabilidade de perda de diversidade (POMPEU e GODINHO, 2006).

Diversos estudos buscam avaliar a influência da variação anual do nível das águas (fluviométrico) sobre a alimentação e condição corporal das espécies ou guildas, apontando muitas vezes respostas diferentes a atributos que retratam a intensidade da cheia (HOEINGHAUS et al., 2003; HOEINGHAUS et al., 2006; ABUJANRA et al., 2009; CORRÊA et al., 2009). Estudos realizados nas planícies de inundação do rio Paraná sugerem diferentes respostas no comportamento alimentar da ictiofauna presente. Esta resposta relaciona-se a guilda trófica que a espécie pertence, sendo que cheias intensas podem diminuir a qualidade do habitat para os insetívoros, invertívoros e detritívoros, enquanto os herbívoros percebem o habitat com melhor qualidade (ABUJANRA et al., 2009). Em estudo na planície de inundação do rio Paraná, observou-se que a densidade de peixes diminuiu em anos com cheias mais fracas, afetando os predadores, que se recuperaram apenas no ano seguinte (AGOSTINHO e ZALEWSKY, 1995). Em estudo nas planícies inundáveis do Rio Cinaruco, na Venezuela, três espécies de piscívoros nativos apresentaram uma diminuição da condição corporal em águas altas (HOEINGHAUS et al., 2006).

As espécies de peixes apresentam grande diversidade de atributos morfológicos relacionados à ingestão de alimento, permitindo acesso a recursos alimentares distintos. O alimento ingerido permite reconhecer guildas tróficas, que podem fornecer informações relevantes sobre a comunidade, permitindo inferir sobre a sua estrutura, grau de importância de cada nível trófico, e as relações interespecíficas de seus componentes (ABUJANRA et al., 2009). Porém, devido ao alto grau de plasticidade alimentar amplamente documentada para várias espécies de peixes de água doce, principalmente na região neotropical, a designação de guildas tróficas às espécies é instável (LOWE-McCONNEL, 1999; ABELHA et al., 2001). Geralmente, a maioria das espécies apresenta mudanças na sua alimentação em resposta a mudanças na disponibilidade do recurso, que é fortemente influenciada localmente e pela sazonalidade (WOOTTON, 1990; LOLIS e ANDRIAN, 1996).

A composição da comunidade de peixes em um reservatório está relacionada primariamente com a fauna pré-existente à implementação do empreendimento (FERNANDEZ e FONTES JR., 1999; AGOSTINHO et al., 2007b). Em pouco tempo depois da implantação do empreendimento, mudanças na comunidade já podem ser observadas, uma vez apenas algumas espécies apresentam pré-adaptações que as permitem sobreviver nas novas condições, especialmente em questão de alimentação e reprodução. Nos primeiros anos após a formação do reservatório de Itaipu, foram registradas variações relevantes nas proporções das guildas tróficas, decorrentes da instabilidade ambiental dos primeiros anos de um represamento (HAHN et al., 1998). Novakowski et al., (2007) observaram que espécies piscívoras apresentaram alterações temporais sobre o consumo das principais presas, relacionadas com a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, inferindo que o consumo por determinada presa é reflexo de sua disponibilidade no ambiente. Ao estudar diferenças na alimentação da espécie onívora *Pimelodus maculatus* entre um reservatório e um

ambiente natural Silva et al., (2007) observaram que indivíduos capturados no reservatório se alimentaram basicamente de insetos durante todo o período do estudo, enquanto na baía a importância dos itens variou entre as coletas. Além disso, maiores percentuais de alimento de origem terrestre foram encontrados nos estômagos de indivíduos do reservatório, enquanto na baía recursos alimentares utilizados pela espécie foram predominantemente de origem aquática.

Após o enchimento do reservatório, espécies sedentárias (de pequeno porte e baixo valor comercial) encontram condições favoráveis para proliferar, em detrimento das espécies migradoras (adaptadas a ambientes lóticos, de grande porte e alto valor comercial), que em alguns casos chegam a ser excluídas localmente devido à falta de reprodução, como consequência da interrupção de suas rotas migratórias, além da regulação hidrológica (FERNANDEZ e FONTES JR., 1999; POMPEU e MARTINEZ, 2006; AGOSTINHO et al., 2007b). Desta forma, estas alterações acarretam uma diminuição na diversidade de peixes (HAHN e FUGI, 2007).

A conectividade hidrológica de lagoas marginais com o corpo principal do rio é um fator relevante para a comunidade, que pode influenciar as teias tróficas estruturalmente (JUNK et al., 1989; AMOROS e BORNETTE, 2002; THORP et al., 2006). Eventos de conexão podem proporcionar um aporte de diferentes fontes de carbono (REID et al., 2012) além de diminuir a probabilidade de dessecação total da lagoa (POMPEU e GODINHO, 2006). Diferenças na intensidade da conectividade do corpo principal de um rio com lagoas marginais contribuem para uma maior heterogeneidade espacial das planícies de inundação, o que resulta em um aumento da diversidade (AMOROS e BORNETTE, 2002). Uma lagoa permanentemente conectada com a calha principal permite maior migração lateral tanto de peixes como de presas, além de estar sujeita a um maior aporte de macrófitas aquáticas e nutrientes. Reid et

al., (2012), estudando lagos na Austrália, observaram que a conectividade hidrológica com o corpo d'água é capaz de alterar as principais fontes de carbono para a ictiofauna.

A área da lagoa é um fator físico que pode provocar diferenças nas interações das espécies. Teorias ecológicas sugerem que maiores habitats serão capazes de sustentar maior diversidade de espécies, disponibilidade de recursos e heterogeneidade de habitats (POST et al., 2000). Lagos maiores apresentam menores variações nas suas condições, enquanto lagos pequenos são mais susceptíveis às variações relacionadas aos processos de inundação ou ressecamento (REID et al., 2012) Além disso, a relação entre a área molhada da lagoa e seu perímetro influencia na importância de habitats de margem para a comunidade local. O Índice de Desenvolvimento de Margem (IDM) retrata a quantidade relativa de habitats de margem em um lago, e assim seu grau de influência na estrutura de sua comunidade (o grau de acoplamento entre redes tróficas de habitats de centro da lagoa e habitats de margem).

### **3 OBEJTIVOS**

#### **3.1 Objetivo geral**

Este trabalho foi realizado com o objetivo de caracterizar a alimentação e avaliar a influência da sazonalidade e do tipo de ambiente amostrado, tamanho e formato da lagoa sobre a alimentação das espécies de peixes mais abundantes nas lagoas marginais no Rio das Mortes e no reservatório do Funil.

#### **3.2 Objetivos específico**

Para tanto, seguem os objetivos específicos:

- Avaliar a influência da sazonalidade e do tipo de ambiente amostrado na importância de itens alimentares ingeridos e na composição da alimentação das espécies amostradas;
- Observar se diferenças na quantidade de alimento ingerido por uma espécie são influenciadas pela sazonalidade, tipo de ambiente ou tamanho e formato da lagoa.

#### **3.3 Hipóteses**

H1: A sazonalidade e o tipo de ambiente provocarão uma variação na composição da alimentação das espécies.

H2: As espécies irão ingerir alimentos em maiores quantidades durante a estação chuvosa, devido a um aumento na disponibilidade de recursos.

H3: Maiores quantidades de alimento serão ingeridas pelas espécies capturadas em lagoas com maior área ou perímetro.

H4: As espécies irão se alimentar em maiores quantidades no corpo do reservatório.



## **4 METODOLOGIA**

### **4.1 Área de estudo**

O presente estudo foi realizado na região do sul de Minas Gerais, ao longo do médio curso do Rio das Mortes, e na sua foz, no reservatório do Funil, situado no município de Ijaci (Figura 1). Pertencente à sub-bacia do Rio Grande, o Rio das Mortes é considerado um de seus principais afluentes mineiros. Com cerca de 280 km de extensão situados inteiramente no estado de Minas Gerais, nasce entre os municípios de Barbacena e Senhora dos Remédios, na Serra da Mantiqueira. Apresenta uma planície de inundação situada entre os municípios de Ibituruna e Conceição da Barra de Minas. Sua foz atualmente é no reservatório da Usina Hidrelétrica do Funil (21°08' 38" S 45°02' 11" W), no município de Ijaci, sendo um dos principais responsáveis pela sua formação, junto com os rios Capivari e Grande propriamente dito. É importante ressaltar que o Rio Grande é um dos mais intensamente afetados por barramentos no país, o que torna o Rio das Mortes um importante trecho de águas lóticicas para a conservação da ictiofauna da região.

Construída em 2000-2002, a represa do Funil localiza-se no alto Rio Grande, no trecho entre os represamentos das hidrelétricas de Itutinga e Furnas, sendo uma das poucas que apresentam um sistema de transposição de peixes, do tipo elevador. O clima da região é o tropical de altitude, caracterizado por duas estações bem definidas, onde quase 90% da pluviosidade anual ocorrem entre os meses de Outubro e Março (ALVES et al., 2007). Porém, o regime de chuvas de final de 2013/início de 2014 foi marcado pela irregularidade, e pelas baixas médias de pluviosidade durante todo o período, quando comparado com anos anteriores. A vegetação na região é caracterizada por uma transição entre floresta estacional do domínio Floresta Atlântica e Cerrado (VELOSO et al., 1991), mas

muito fragmentada devido à atividades antrópicas como plantação de café e criação de gado.

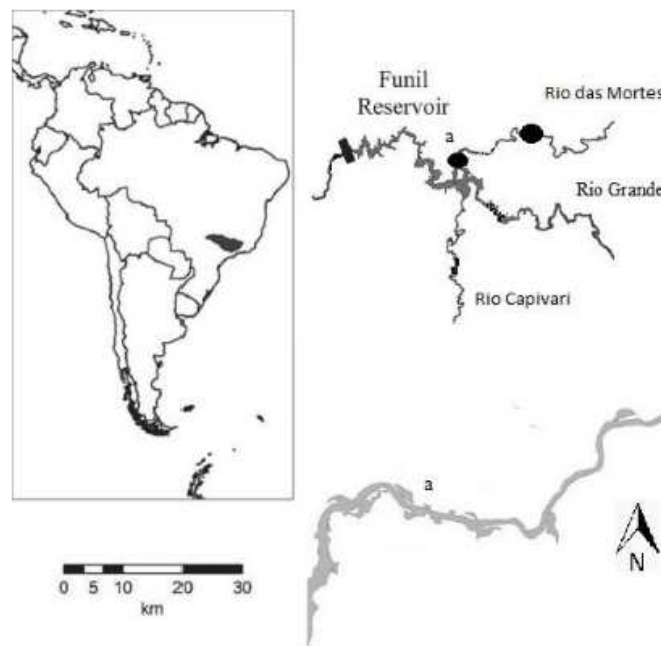


Figura 1 Área de estudo, indicando as duas regiões avaliadas na bacia do rio das Mortes, com ênfase nas lagoas formadas a partir da criação do reservatório da UHE Funil (a).

Fonte: Modificado de Boratto, 2015.

#### 4.2 Amostragem

Foram amostradas três lagoas marginais (LM's) na planície de inundação do Rio das Mortes, ao longo em um trecho de aproximadamente 5 km, entre os municípios de Nazareno e Ibituruna, a cerca 40 km de distância do reservatório da A.H.E. Funil, a montante (Figura 2). São lagoas permanentes e naturalmente pequenas, que margeiam o curso do rio, situadas a um mínimo de 50m e não mais que 100 metros do seu leito, e margeadas por uma estrada de terra.

Nenhuma destas lagoas apresentou conexão com o rio durante o período de amostragem, e, de acordo com relatos de moradores locais, devido a um extenso período sem cheias incipientes, vêm passando por um processo gradual de retração em sua área ao longo dos anos.

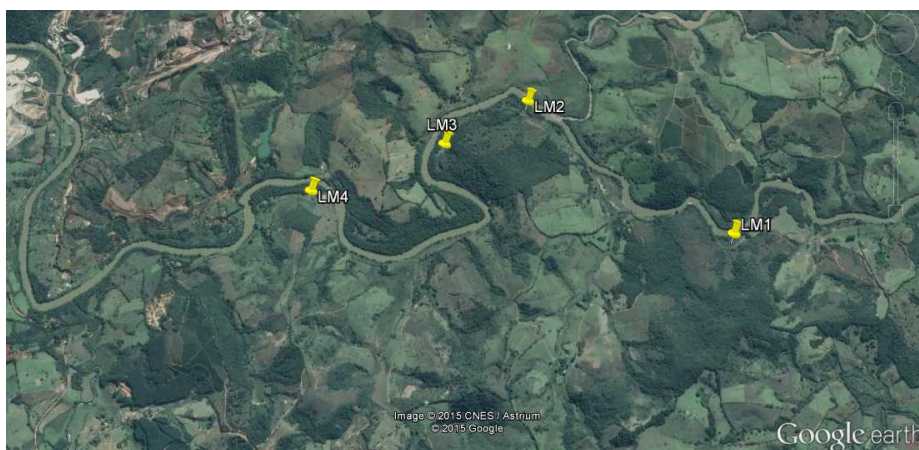


Figura 2 Imagem do Google Earth com os pontos de coleta de lagoas marginais situadas no Rio das Mortes. LM = Lagoa marginal.

Oito lagoas situadas na região de transição rio-reservatório (RTRR), formadas pelo enchimento do reservatório, e quatro pontos no canal principal do rio (entre cada par de lagoas) foram amostrados, no trecho lântico da foz do Rio das Mortes, já figurando como parte do reservatório (Figura 3). Estas lagoas de reservatório (LR's) em sua maioria são maiores que as lagoas marginais, sendo que apenas cinco delas apresentaram conexão com o canal principal durante toda a amostragem, sendo divididas entre lagoas permanentemente conectadas (LRP) e lagoas sazonalmente conectadas (LRS) (Tabela 1). Apesar de não apresentarem conexão com o rio, as LRS estão muito mais próximas hidrologicamente do corpo principal que as LM's, pois são separadas muitas vezes apenas por bancos de areia, a uma distância que varia entre 20-40m do canal principal. Os locais de amostragem podem, portanto, ser classificados de acordo com um gradiente de

conectividade com o canal principal. A lagoa LR1 foi a única a apresentar uma criação de peixes em tanques-rede, embora em todos os locais de coleta fosse possível observar claros sinais de alteração antrópica, como casas, estradas, pesca esportiva e criação de gado, que muitas vezes tinha acesso livre à margem das lagoas.



Figura 3 Imagem do Google Earth com os pontos de coleta na região do reservatório da U.H.E. Funil. LR= Lagoa de reservatório; CR=Corpo do reservatório.

### 4.3 Dados geográficos

Com o objetivo de mapear a área molhada das lagoas, realizamos no entorno de todas as lagoas um trajeto ao longo da margem com GPS. Com uso do software de análise de dados geográficos Arc Map, foi possível calcular a área ( $m^2$ ) e perímetro (m) das lagoas, de acordo com os polígonos criados pelo traçado do percurso. Com estes dados, foi calculado o Índice de Desenvolvimento de Margem (*IDM*), dado pela fórmula (BARBOUR e BORWN, 1974; KENT e WONG, 1982):

$$IDM = L / \sqrt{4 \pi A}$$

*IDM* = Índice de Desenvolvimento de Margem

*L* = Perímetro do lago

*A* = Área do lago

O *IDM* apresenta um coeficiente entre o perímetro do lago (*Pl*) e sua área (*Al*), está relacionado com o formato da lagoa (expressa a razão entre o comprimento da margem e a circunferência de um círculo de mesma área da lagoa), e permite inferir sobre a representatividade de habitats de margem na lagoa como um todo (WETZEL, 1981). Lagos com um formato mais próximo de um círculo perfeito apresentarão um valor para este coeficiente próximo de 1 (um), enquanto lagos mais sinuosos apresentarão um *IDM* maior, indicando maior contribuição de habitats de margem para a comunidade. Lagos com maior *IDM* frequentemente apresentam uma maior produtividade em relação aqueles com menor desenvolvimento de margem, sendo capaz de influenciar a riqueza local de espécies (GRANADO-LORENCIO et al., 2012).

Tabela 1 Dados físicos dos pontos de amostragem (locais de coleta). Tipos de ambiente: LM = Lagoa marginal; LRP = Lagoa de reservatório permanentemente conectada; LRS= Lagoa de reservatório sazonalmente conectada; CR = Corpo do reservatório (corpo principal); Amb: ambiente.

	<b>Área (m2)</b>	<b>Perím. (m)</b>	<b>IDM</b>	<b>Amb.</b>	<b>Coord. S</b>	<b>Coord. O</b>
LM2	555,58	137,69	1,65	LM	21°05'13.63"	44°32'27.50"
LM3	725,37	132,76	1,39	LM	21°05'27.16"	44°32'54.21"
LM4	2117,18	239,39	1,47	LM	21°05'41.58"	44°33'35.83"
LR1	37644	1097,88	1,6	LRP	21°08'10.16"	44°50'19.48"
LR2	6607,5	409,93	1,42	LRS	21°08'22.08"	44°50'32.43"
LR3	27616	923,77	1,57	LRS	21°08'16.53"	44°50'52.30"
LR4	1790	255,69	1,7	LRP	21°08'08.26"	44°51'12.84"
LR5	34031	1310,19	2	LRP	21°08'05.14"	44°52'02.38"
LR6	17332	818,8	1,75	LRP	21°08'04.63"	44°52'11.05"
LR7	10748,5	943,11	2,57	LRP	21°08'33.81"	44°52'16.05"
LR8	6901	559,95	1,9	LRS	21°08'37.04"	44°52'23.89"
CR1	-	-	-	CR	21°08'15.83"	44°50'25.99"

**"Tabela 1, conclusão"**

	Área (m <sup>2</sup> )	Perím. (m)	IDM	Amb.	Coord. S	Coord. O
CR2	-	-	-	CR	21°08'12.93"	44°51'03.47"
CR3	-	-	-	CR	21°08'03.19"	44°52'05.02"
CR4	-	-	-	CR	21°08'27.38"	44°52'21.88"

#### 4.4 Captura dos indivíduos

Foram realizadas coletas nos meses de Agosto e Outubro de 2013, referentes ao período de seca, e Fevereiro e Abril de 2014, representando a estação chuvosa. Nas lagoas marginais foram realizadas amostragens apenas nos meses de Agosto/2013 (águas baixas) e Fevereiro/2014 (águas altas), com o objetivo de minimizar o impacto da coleta sobre a comunidade, devido à área naturalmente pequena destas lagoas.

Os peixes foram capturados com o auxílio de um conjunto de redes de emalhar dos tamanhos 2,4, 3, 4, 5, 6, 7 e 8 cm entre nós opostos (uma rede de cada tamanho) em cada um dos locais amostrados, sendo armadas no fim da tarde, e vistoriadas no começo da manhã, permanecendo na água por um período de 10 a 12 horas. É importante ressaltar que esta metodologia de coleta favorece a captura de indivíduos de médio-porte, em detrimento de peixes menores, que conseguem se desvencilhar facilmente da malhas das redes. Os indivíduos coletados foram fixados em formalina 10%, e posteriormente conservados em álcool 70%. Em um segundo momento, no laboratório, indivíduos foram identificados e etiquetados, tendo aferidos sua medida de comprimento padrão e peso. Os peixes capturados e utilizados neste estudo possuem exemplar testemunho depositado na Coleção Ictiológica do Laboratório de Ecologia de Ambientes Aquáticos (UFLA). Maiores informações acerca da estrutura da comunidade dos peixes utilizados neste estudo são descritas em Boratto (2015).

#### 4.5 Análise dos estômagos

Dos indivíduos capturados, foram selecionadas as oito espécies mais abundantes e amplamente distribuídas nos locais de coleta para análise de conteúdo estomacal, sendo elas: *Schizodon nasutus* (KNER, 1858), *Pimelodus maculatus* (LA CÉPÈ de, 1803), *Geophagus brasiliensis* (QUOY e GAIMARD, 1824), *Galeo charax knerii* (STEINDACHNER, 1879), *Oligossarcus paranensis* (MENEZES e GÉRY, 1983), *Hoplias malabaricus* (BLOCK, 1794), *Astyanax altiparanae* (GARUTTI e BRITSKI, 2000) e *A. fasciatus* (CUVIER, 1819). É importante ressaltar que as espécies *S. nasutus*, *G. knerii* e *O. paranensis* não foram capturados em nenhuma das lagoas marginais (Tabela 2).

Tabela 2 Número de estômagos analisados das espécies coletadas entre Agosto de 2013 e Março de 2014 nas lagoas marginais do Rio das Mortes e sua foz no reservatório da U.H.E. Funil, Minas Gerais. LM = Lagoa marginal; LRS = Lagoa de reservatório sazonalmente conectada; LRP = Lagoa de reservatório permanentemente conectada; CR = Corpo do reservatório. CP= Comprimento padrão; N= Número de estômagos analisados.

	LM		LRS		LRP		CR		TOTAL
	CP min- máx	N (vazios)	CP min- máx	N (vazios)	CP min- máx	N (vazios)	CP min- máx	N (vazios)	
<b>CHARACIFORMES</b>									
Família Anostomidae									
<i>Schizodonnasutus</i>	-	-	8.4-29.1	13(1)	10.5-27.9	34(3)	9.3-30.9	79(8)	126
Família Characidae									
<i>Astyanaxaltiparanae</i>	5.5-9.6	43(5)	4.4-8.0	78(21)	4.5-9.9	228(56)	5.0-9.9	40(9)	389
<i>Astyanaxfasciatus</i>	6.0-9.0	30(3)	6.6-10.9	31(4)	4.9-9.9	52(8)	6.9-14.0	22(0)	135
<i>Galeocharaxknerii</i>	-	-	7.3-17.9	9(6)	6.3-19.0	20(9)	6.1-18.2	37(22)	66
<i>Oligossarcusparanensis</i>	-	-	6.7-13.6	71(29)	6.5-13.3	70(31)	8.6-14.2	17(7)	158
Família Erythrinidae									
<i>Hopliasmalabaricus</i>	10.0-27.8	28(16)	11.4-23.1	10(5)	14.2-31.5	19(10)	10.5-28.6	11(8)	68
<b>PERCIFORMES</b>									
Família Cichlidae									
<i>Geophagus brasiliensis</i>	5.7-14.9	7(1)	4.9-12.5	12(2)	5.5-12.9	12(3)	6.0-11.0	10(1)	41
<b>SILURIFORMES</b>									
Família Pimelodidae									
<i>Pimelodusmaculatus</i>	17.9-24.5	5(2)	12.3-21.0	11(2)	9.0-20.9	42(8)	11.4-19.9	8(0)	66



Foi tomado o peso total do estômago, que em seguida foi dissecado com uso de pinça e estilete. Os itens alimentares encontrados foram separados com o auxílio de um estereomicroscópio (lupa), identificados até a menor categoria taxonômica, com o auxílio de literatura especializada (MERRIT e CUMMINS; 1988; COSTA et al., 2006; MUGNAI et al., 2010;), e pesados separadamente. O peso total do estômago, assim como o dos itens alimentares foi aferido em balança de precisão de 0,0001g. Foi calculado então o peso relativo do alimento (peso total ingerido pelo indivíduo dividido pelo seu peso) por indivíduo, com o objetivo de quantificar a ingestão de alimento, padronizado pelo seu porte (HYSLOP, 1980).

Os recursos alimentares encontrados nos estômagos foram separados em oito categorias, quanto a sua natureza. Todas as partes de vegetais superiores como sementes, folhas, flores e frutos foram incluídos na categoria Vegetal. Fragmentos ou peixes inteiros, além de escamas e nadadeiras foram agrupados na categoria Peixe. Material orgânico cuja origem vegetal ou animal não foi possível afirmar foi denominado Detrito. Material fino e particulado, constituído de matéria inorgânica, principalmente areia e argila foi considerado como Sedimento. Algas filamentosas e unicelulares foram agrupadas sobre a categoria Alga. Microcrustáceos englobou diferentes espécies de conchostracas, bivalves, ostrachodas e gastrópodes. No caso dos outros invertebrados, dois grupos foram criados, quanto à sua origem: invertebrados terrestres (insetos terrestres inteiros ou em pedaços) e aquáticos (estágios imaturos de insetos como larvas, pupas e casulos).

Foram determinados a frequência de ocorrência ( $F_i$  = número de vezes em que o item  $i$  ocorreu, dividido pelo número total de estômagos com alimento) e o peso relativo de cada item ( $P_i$  = o peso é expresso na forma percentual (%), considerando o peso do item  $i$ , em relação ao peso de todos os itens alimentares presentes nos estômagos), para cada espécie. O Índice Alimentar ( $IA_i$ ), proposto

por Kawakami e Vazzoler (1980), foi calculado para cada espécie, por estação, e tipo de ambiente sempre que houvesse um mínimo de três estômagos com alimento, segundo a fórmula:

$$IA_i = \frac{F_i \cdot P_i}{\sum F_i \cdot P_i}$$

$IA_i$  = Índice Alimentar do item  $i$ ,

$F_i$  = Frequência de Ocorrência do item  $i$ ,

$P_i$  = peso relativo do item  $i$ .

O grupo funcional de cada espécie foi designado sempre que um item apresentasse um valor de  $IA_i > 50\%$ . As espécies que não apresentaram um item alimentar com valor de  $IA_i > 50\%$  foram consideradas onívoras no presente estudo. Indivíduos com estômagos vazios foram desconsiderados para o cálculo do Índice Alimentar. Os itens alimentares foram agrupados em oito categorias, para melhor entendimento sobre as contribuições dos principais recursos utilizados pelas espécies nas estações do ano e nos diferentes ambientes.

#### **4.6 Análises estatísticas**

Com o objetivo de avaliar diferenças sazonais e espaciais na composição da alimentação foi realizada para cada espécie uma análise ANOSIM (Análise de similaridade), representada graficamente em uma análise de ordenação denominada MDS (Nonmetrical Mutidimensional Scaling). Dados do peso relativo da categoria alimentarem cada local (peso do item/somatório de peso de todos os itens ingeridos no ponto de amostragem) foram utilizados para a construção das matrizes de similaridade, levando-se em conta a abundância dos itens (Índice de Bray-Curtis). Uma análise SIMPER foi realizada sobre os dados

de alimentação sempre que a ANOSIM apresenta se nível de significância  $<0,05$ , com o objetivo observar a contribuição de cada categoria alimentarna composição da alimentação das espécies em cada grupo de lagoas, ou estação do ano, além de gerar um valor de dissimilaridade que reflete a diferença na composição da alimentação entre os grupos (seca-chuva ou tipos de ambiente). Inicialmente, o  $IA_i$  seria utilizado para representar a composição da alimentação de cada espécie, por ser um dado mais robusto, uma vez que leva em conta a frequência que o item ocorre na alimentação, além da sua contribuição no peso. Porém não foi possível seu cálculo em alguns locais para algumas das espécies, pois o pequeno número de indivíduos com alimento no estômago em alguns pontos de amostragem inviabilizou o seu uso.

Para verificar diferenças na ingestão de alimento, relacionadas com a estação do ano, ou com o tipo de ambiente amostrado, foram realizados Modelos Lineares Generalizados (GLM) com os dados do peso relativo do alimento (soma do peso dos itens encontrados no estômago/peso do indivíduo). O GLM também foi utilizado para testar diferenças temporais dentro de cada tipo de ambiente, para verificar se as espécies se comportavam de maneira semelhante entre as diferentes lagoas e o corpo do reservatório. O GLM também foi utilizado para testar diferenças na ingestão de alimento, relacionada com a área e *IDM* das lagoas. Para esta análise, indivíduos capturados no corpo do reservatório não foram utilizados, uma vez que estes pontos de amostragem não apresentam uma área definida.

## 5 RESULTADOS

Foi analisada a composição da alimentação das espécies mais abundantes presentes nas lagoas marginais do Rio das Mortes e em sua foz no reservatório do Funil. Este estudo mostrou variações na atividade alimentar e na composição da alimentação de algumas espécies, relacionadas com a estação do ano e tipo de ecossistema amostrado.

Um total de 1049 estômagos foi analisado, distribuídos em oito espécies pertencentes às ordens Characiformes, Perciformes e Siluriformes. As espécies *G.knerii*, *O.paranensis* e *S.nasutus* não foram capturadas em nenhuma das lagoas marginais (Tabela 2). Um total de 37 itens alimentares, entre autóctones e alóctones, de origem animal e vegetal, compuseram a dieta das espécies estudadas. De maneira geral, as fontes de alimento mais importantes para a comunidade foram peixe, vegetais e algas, além de detritos e sedimento, que frequentemente estiveram presentes nos estômagos das espécies (Tabela 3). As espécies *A.altiparanae*, *A.fasciatus* e *O.paranensis* tiveram o maior número de indivíduos analisados devido à sua maior abundância. A espécie *P.maculatus* apresentou a maior diversificação na alimentação, ao ingerir 28 itens diferentes, enquanto *S.nasutus* apresentou a dieta menos diversificada, restrita a apenas seis itens alimentares.

As espécies *H.malabaricus*, *G.knerii* e *O.paranensis* foram consideradas estritamente piscívoras (Tabela 3), uma vez que consumiram quase exclusivamente outros peixes ( $IA_i > 95\%$ ), ocasionalmente ingerindo também invertebrados aquáticos e terrestres. Apesar da grande proporção do sedimento na alimentação dos indivíduos coletados, a espécie *S.nasutus* consumiu em grande quantidade algas e vegetais (folhas, sementes e frutos), sendo considerada herbívora no presente estudo. Algas e vegetais também apresentaram grande importância na alimentação de *A.altiparanae*, que também foi considerada

herbívoras. As espécies *A.fasciatus*, *P.maculatus* e *G.brasiliensis* foram consideradas iliófagas/detrítivas, com a ingestão de sedimento e detrito constituindo mais de 70% de todo o alimento ingerido.

Tabela 3 Índice Alimentar (%) das espécies mais abundantes capturadas nas lagoas marginais do Rio das Mortes e de sua foz no reservatório do Funil entre Agosto/2013 e Abril/2014. Principais itens da alimentação de cada espécie estão destacados em negrito. Aa = *Astyanaxaltiparanae*; Af = *Astyanaxfasciatus*; Gk = *Galeocharaxknerii*; Gb = *Geophagus brasiliensis*; Hm = *Hopliasmalabaricus*; Op = *Oligossarcus paranensis*; Pm = *Pimelodus maculatus*; Sn = *Schizodon nasutus*. N = número de estômagos analisados; IC= Número de itens alimentares consumidos. 1= Microcrustáceos; 2= Invertebrado aquático; 3= Invertebrado terrestre; 4= Peixe; 5= Algas; 6= Vegetal superior; 7= Sedimento; 8= Detrito.

Espécie	N	IC	ITENS (IAi %)							
			<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
Aa	389	26	0.38	5.58	5.67	0.17	42.46	27.08	1.13	17.54
Af	135	22	0.04	5.93	10.68	0.00	4.22	4.51	55.40	19.21
Gk	66	13	0.00	0.53	0.01	98.61	0.00	0.00	0.00	0.85
Gb	41	10	0.00	0.89	0.00	0.92	0.03	0.00	15.95	82.21
Hm	68	9	0.00	0.05	0.08	98.29	0.00	0.05	0.00	1.53
Op	158	19	0.00	1.78	0.13	94.70	0.05	0.00	0.00	3.34
Pm	66	29	1.14	3.90	0.38	3.65	0.32	7.04	1.20	82.36
Sn	126	6	0.00	0.00	0.00	0.00	25.02	26.53	47.56	0.88

Agrupando os itens alimentares em grandes categorias, é possível observar quais são as principais fontes de alimento de cada espécie, em cada estação (Tabela 4). A espécie *A.altiparanae* se alimentou de todas as categorias alimentares em ambas as estações, mas teve um maior consumo de algas durante a seca, e de vegetais e detrito na estação chuvosa. A espécie *A. fasciatus* também apresentou um maior consumo de vegetais e detrito na estação chuvosa, porém sua alimentação foi marcada por um grande consumo de sedimento na seca. *G.brasiliensis*, também conhecido como papa-terra, ingeriu quase exclusivamente detritos e sedimentos, durante todo o estudo. As espécies *G.knerii*, *H.malabaricus*, e *O. paranensis* tiveram uma dieta estritamente

piscívora no presente estudo, sendo este o item alimentar mais importante, constituindo mais de 90% de todo o alimento ingerido em ambas as estações. A espécie *P.maculatus*, que é descrita como uma espécie bentófila em diversos estudos consumiu todos os grupos alimentares em ambas as estações. Entretanto, sua alimentação foi marcada principalmente pela ingestão de detritos em grande quantidade, independente da estação. Já *S.nasutus* se alimentou principalmente de vegetais superiores, algas filamentosas e sedimento. Embora vegetais superiores tenham sido consumidos em ambas as estações em proporções semelhantes, a espécie apresentou uma alternância no consumo de algas e sedimentos entre estações, ingerindo mais algas durante a estação seca e sedimento em grande proporção durante a cheia.

Tabela 4 Variação sazonal no Índice Alimentar das principais espécies de peixes coletadas nas lagoas marginais do Rio das Mortes e de sua foz no reservatório do Funil, sul de Minas Gerais, entre Ago e Out/2013 (Seca) e Fev e Abr/2014 (Cheia). Principais itens alimentares estão destacados em negrito. Aal = *Astyanaxaltiparanae*; Af = *Astyanaxfasciatus*; Gk = *Galeocharaxknerii*; Gb = *Geophagus brasiliensis*; Hm = *Hopliasmalabaricus*; Op = *Oligossarcusparanensis*; Pm = *Pimelodusmaculatus*; Sn = *Schizodonnasutus*. 1 = Microcrustáceos; 2= Invertebrado aquático; 3= Invertebrado terrestre; 4= Peixe; 5= Algas; 6= Vegetal superior; 7= Sedimento; 8= Detrito.

	Itens Alimentares (IAi %)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
CHEIA Aal	0.86	5.16	2.51	0.31	<b>29.32</b>	<b>37.43</b>	2.07	<b>22.34</b>
SECA Aal	0.08	5.66	8.80	0.05	<b>55.41</b>	<b>17.04</b>	0.33	12.64
CHEIA Af	0.34	1.96	5.85	0.00	4.07	<b>22.54</b>	4.67	<b>60.58</b>
SECA Af	0.00	6.08	10.01	0.00	2.51	0.63	<b>74.71</b>	6.07
CHEIA Gk	0.00	1.00	0.00	<b>93.23</b>	0.00	0.02	0.00	5.75
SECA Gk	0.00	0.54	0.03	<b>99.41</b>	0.00	0.00	0.00	0.02
CHEIA Gb	0.00	0.00	0.00	0.22	0.08	0.00	13.37	<b>86.32</b>
SECA Gb	0.01	2.00	0.00	1.26	0.01	0.00	16.18	<b>80.54</b>
CHEIA Hm	0.00	0.66	0.00	<b>91.57</b>	0.00	0.25	0.00	7.52
SECA Hm	0.00	0.00	0.17	<b>99.35</b>	0.00	0.02	0.00	0.47
CHEIA Op	0.00	3.57	0.00	<b>91.01</b>	0.00	0.00	0.00	5.41
SECA Op	0.01	0.42	0.43	<b>97.36</b>	0.09	0.00	0.00	1.69

**"Tabela 4, conclusão"**

	Itens Alimentares (IAi %)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
CHEIA Pm	1.77	3.95	0.02	3.92	0.26	10.44	0.61	<b>79.03</b>
SECA Pm	0.02	3.30	3.76	1.23	0.26	0.68	4.26	<b>86.48</b>
CHEIA Sn	0.00	0.00	0.00	0.00	15.22	<b>24.01</b>	<b>59.84</b>	0.93
SECA Sn	0.00	0.00	0.00	0.00	<b>56.65</b>	<b>31.45</b>	11.29	0.62

Quando considerada a influência do tipo de ambiente amostrado, é possível observar diferenças na importância de itens (Tabela 5). *Astyanaxaltiparanae* apresentou alimentação diversificada, consumindo recursos de origem vegetal e animal, de origem alóctone e autóctone. Contudo, restos vegetais foram mais importantes na alimentação de indivíduos presentes nas LM. Algas filamentosas foram mais consumidas nas LRS e CR, enquanto indivíduos presentes nas LRP tiveram uma alimentação equilibrada entre vegetais, detrito e algas. Microcrustáceos foram consumidos apenas nas LRS e LRP (lagoas de ambiente de reservatório). Houve um maior consumo de insetos terrestres por indivíduos capturados em CR' sem relação aos outros ambientes amostrados.

Outra espécie de lambari, *A. fasciatus*, apresentou alterações na alimentação relacionadas com o ambiente. Nas LM e LRP, o item mais consumido foi sedimento, enquanto nas LRS indivíduos consumiram principalmente detrito e invertebrados aquáticos. Entretanto, insetos terrestres tiveram grande importância no alimento consumido pela espécie no CR, além de algas filamentosas.

A espécie *G.knerii* não foi capturada nas lagoas marginais (LM). Peixe foi o alimento mais importante para a espécie nas LRP e CR, enquanto nas LRS (sem conectividade com o curso principal) os itens mais importantes na alimentação da espécie foram insetos aquáticos e detrito.

Detritos compuseram a maior parte do alimento consumido por *G.brasiliensis*, embora nos CR's sedimento também tenha sido consumido em

grandes quantidades. Peixes (principalmente escamas) foram consumidos em maiores proporções nas LM's, e insetos aquáticos foram consumidos em maior proporção nas LRP. Microcrustáceos foram consumidos apenas nas CR, enquanto algas apenas foram consumidas nas LRP. Entretanto, insetos aquáticos e sedimento não foram consumidos por indivíduos capturados nas LM, e peixe (escamas) não foi consumido nas LRP.

Peixe foi o alimento mais importante para *H.malabaricus* em todos os ambientes amostrados, com a ingestão ocasional de outros itens, independentemente do tamanho dos indivíduos analisados, que apresentaram um comprimento padrão médio característico de indivíduos adultos. Detrito esteve sempre presente nos estômagos dos indivíduos, mas em pequena proporção na composição da alimentação, provavelmente tecidos ingeridos em processo de digestão. Invertebrados aquáticos e terrestres só foram consumidos nas LRS e LRP(lagoas em ambientes de reservatório). Restos vegetais apenas foram consumidos nas LM e LRS (sem conectividade).

*Oligossarcus paranensis* também não foi capturada nas lagoas marginais do Rio das Mortes. Peixe foi o alimento mais importante para a alimentação da espécie, independente do ambiente amostrado. Invertebrados aquáticos e terrestres foram consumidos apenas nas lagoas de reservatório, independente da conexão com o corpo principal. Algas foram ingeridas apenas nas LRS.

*Pimelodus maculatus* se alimentou principalmente de detrito, independente do ambiente amostrado, com pequena contribuição de outros itens, embora nas CR's insetos aquáticos e sedimento tenham sido consumidos em maior proporção que em outros ambientes. Microcrustáceos, algas e vegetais não foram consumidos nas LM e LRS (sem conectividade). Sedimento não foi ingerido por indivíduos capturados nas LM, e invertebrados terrestres não foram consumidos no CR.

A espécie *S.nasutus* apresentou uma alimentação composta



principalmente de algas, vegetais e sedimento, em todos os ambientes onde foi capturada. Entretanto, sedimento teve maior importância nas LRP em relação aos ambientes de LRS e CR, onde as algas e vegetais foram os itens mais importantes na composição da alimentação da espécie.

Tabela 5 Variação espacial no Índice Alimentar das principais espécies de peixes coletadas nas lagoas marginais do Rio das Mortes e de sua foz no reservatório do Funil, sul de Minas Gerais, entre Ago/2013 e Abr/2014. Principais itens alimentares estão destacados em negrito. LM= Lagoas marginais; LRS= Lagoas de reservatório sazonalmente conectadas; LRP= Lagoas de reservatório permanentemente conectadas; CR= Corpo do reservatório. Aal= *Astyanaxaltiparanae*; Af= *Astyanaxfasciatus*; Gk= *Galeocharaxknerii*; Gb= *Geophagus brasiliensis*; Hm= *Hopliasmalabaricus*; Op= *Oligossarcusparanensis*; Pm= *Pimelodusmaculatus*; Sn= *Schzodonnasutus*. 1= Microcrustáceos; 2= Invertebrado aquático; 3= Invertebrado terrestre; 4= Peixe; 5= Algas; 6= Vegetal superior; 7= Sedimento; 8= Detrito.

	Itens Alimentares (IAi %)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Aal LM	0.00	0.68	2.14	0.02	6.96	<b>81.71</b>	0.06	8.43
Aal LRS	0.01	4.81	1.09	0.30	<b>69.02</b>	10.43	0.16	14.18
Aal LRP	1.47	8.77	2.54	0.25	<b>27.88</b>	<b>31.65</b>	2.97	<b>24.46</b>
Aal CR	0.00	2.85	<b>22.92</b>	0.00	<b>67.40</b>	1.62	0.00	5.22
Af LM	0.00	0.23	0.03	0.01	0.01	12.11	<b>84.88</b>	2.73
Af LRS	0.00	<b>21.55</b>	5.51	0.00	0.04	6.21	12.30	<b>54.39</b>
Af LRP	0.08	7.09	0.03	0.00	1.62	0.27	<b>74.67</b>	16.24
Af CR	0.03	1.05	<b>71.50</b>	0.00	17.24	0.74	0.55	8.90
Gk LRS	0.00	<b>45.52</b>	0.00	16.47	0.00	0.00	0.00	<b>38.01</b>
Gk LRP	0.00	0.68	0.01	<b>99.28</b>	0.00	0.01	0.00	0.03
Gk CR	0.00	0.00	0.01	<b>95.88</b>	0.00	0.00	0.00	4.10
Gb LM	0.00	0.00	0.00	12.90	0.00	0.00	0.00	<b>87.10</b>
Gb LRS	0.00	0.13	0.00	0.03	0.39	0.00	8.65	<b>90.80</b>
Gb LRP	0.00	6.01	0.00	0.00	0.00	0.00	4.23	<b>89.77</b>
Gb CR	0.05	0.01	0.00	0.43	0.00	0.00	<b>52.27</b>	<b>47.24</b>
Hm LM	0.00	0.00	0.00	<b>99.26</b>	0.00	0.02	0.00	0.72
Hm LRS	0.00	3.41	3.07	<b>83.27</b>	0.00	3.06	0.00	7.19
Hm LRP	0.00	0.11	0.50	<b>94.10</b>	0.00	0.00	0.00	5.30
Hm CR	0.00	0.00	0.00	<b>98.83</b>	0.00	0.00	0.00	1.17

**"Tabela 5, conclusão"**

	Itens Alimentares (IAi %)							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Op LRS	0.00	0.50	0.39	<b>97.81</b>	0.18	0.00	0.00	1.12
Op LRP	0.01	6.40	0.01	<b>86.55</b>	0.00	0.00	0.00	7.03
Op CR	0.00	0.00	0.00	<b>94.59</b>	0.00	0.00	0.00	5.41
Pm LM	0.00	1.08	1.00	1.11	0.00	0.00	0.00	<b>96.81</b>
Pm LRS	0.00	4.93	14.37	1.24	0.00	0.00	2.61	<b>76.85</b>
Pm LRP	1.57	2.37	0.02	2.57	0.24	10.79	0.39	<b>82.04</b>
Pm CR	0.75	<b>22.41</b>	0.00	11.93	2.27	0.92	<b>16.26</b>	<b>45.45</b>
Sn LRS	0.00	0.00	0.00	0.00	<b>31.85</b>	<b>43.27</b>	24.83	0.06
Sn LRP	0.00	0.00	0.00	0.00	4.11	9.33	<b>85.65</b>	0.91
Sn CR	0.00	0.00	0.00	0.00	<b>41.83</b>	<b>35.28</b>	22.20	0.69

Devido ao critério estabelecido de calcular o Índice Alimentar apenas para locais de coleta com um mínimo de três estômagos com alimento, e o pequeno n em alguns locais de coleta, a ANOSIM com os valores do IAi por lagoa apenas foi possível para *A.altiparanae*, *A. fasciatus*, *O.paranensis* e *S.nasutus* (Tabela 6). Apenas *A.altiparanae* apresentou diferenças significativas na abundância dos itens ingeridos entre os tipos de ambiente amostrados, quando avaliamos a composição da alimentação considerando o Índice Alimentar (Figura 4). ASIMPER apontou uma maior contribuição de vegetais superiores na alimentação da espécie em lagoas marginais, enquanto nos ambientes situados na foz do rio em ambiente de reservatório, a espécie ingeriu principalmente detritos e algas filamentosas (Tabela 7). Entretanto, em locais amostrados no corpo do reservatório, a espécie consumiu invertebrados de origem terrestre em maiores proporções. Os valores de dissimilaridade da composição da alimentação entre locais demonstram que as LM's são muito diferentes das lagoas em ambiente de reservatório (que são relativamente semelhantes entre si) e ainda mais dos CR's (Tabela 8).

Tabela 6 Número de itens alimentares ingeridos por cada espécie (n), e resultados do ANOSIM com dados do Índice Alimentar, para determinar variações tróficas relacionadas ao tipo de ambiente amostrado.

Espécie	n	ANOSIM	
		R Global	P
<i>A. altiparanae</i>	26	R= 0.286	<b>0.024*</b>
<i>A. fasciatus</i>	22	R= -0.01	0.48
<i>G. knerii</i>	13		
<i>G. brasiliensis</i>	10		
<i>H. malabaricus</i>	9		
<i>O. paranensis</i>	19	R= -0.163	0.695
<i>P. maculatus</i>	29		
<i>S. nasutus</i>	6	R= -0.151	0.856

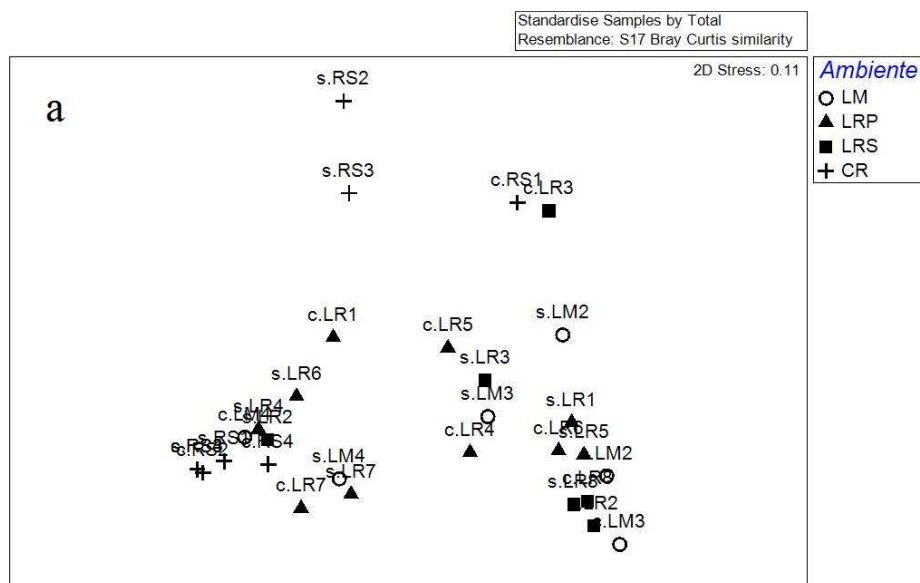


Figura 4 NMS com valores do Índice Alimentar (distância de Bray-Curtis) de *Astyanaxaltiparanae* no Rio das Mortes e sua foz no reservatório do Funil entre os diferentes ambientes amostrados.

Tabela 7 Valores designados pelo SIMPER referentes à contribuição dos itens alimentares na alimentação da espécie *Astyanaxaltiparanae* considerando os scores do Índice Alimentar, nos diferentes ambientes amostrados.

<b>AMBIENTE</b>	<b>Item</b>	<b>Contribuição</b>
Lagoa marginal	Resto Vegetal	83.82
	Semente	9.92
LR desconectada	Detrito	67.84
	Algas Filamentosas	30.07
LR conectada	Algas Filamentosas	45.82
	Detrito	25.02
	Sementes sp.A	17.84
	Sedimento	5.11
Corpo do reservatório	Algas Filamentosas	87.21
	Artrop. Terrestre	11.56

Tabela 8 Valores de dissimilaridade da composição da alimentação de *Astyanaxaltiparanae* entre os tipos de ambientes amostrados. LM= Lagoas marginais; LRS= Lagoas de reservatório sazonalmente conectadas; LRP= Lagoas de reservatório permanentemente conectadas; CR= Corpo do reservatório.

	<b>Ambiente</b>			
	<b>LM</b>	<b>LRS</b>	<b>LRP</b>	<b>CR</b>
LM	0			
LRS	79	0		
LRP	79.69	63.32	0	
CR	83.13	73.05	69	0

O peso relativo dos itens alimentares foi calculado para cada local, nas diferentes estações, de modo que a composição da alimentação pudesse ser testada em relação à estação do ano através da ANOSIM, assim como ao efeito do ambiente. Este dado é expresso na forma de porcentagem (%), considerando o peso do item *i*, em relação ao peso de todos os itens alimentares presentes nos estômagos da amostra. No caso, portanto, cada lagoa apresenta duas composições de alimentação, uma para cada estação, ou seja, dois pontos no gráfico do nMDS.

Utilizando os dados de peso relativo dos itens alimentares, foi possível testar diferenças na composição da alimentação das espécies em relação aos tipos de ambiente, e também entre estações do ano com o mesmo conjunto de dados, alterando apenas os fatores de acordo com os grupos (ambiente e estação). Nenhuma das espécies apresentou diferenças significativas na composição da alimentação relacionadas com a sazonalidade quando considerado o peso relativo dos itens ingeridos (Tabela 9). Porém, o tipo de ambiente amostrado gerou diferenças significativas para a alimentação das duas espécies de lambaris, *A. altiparanae* (Figura 5a) e *A. fasciatus* (Figura 5b). O SIMPER estima quais os itens alimentares que mais contribuíram para a alimentação da espécie em cada ambiente (Tabela 10). Nas lagoas marginais, ambas as espécies se alimentaram de vegetais em maiores quantidades. Porém, apesar do elevado consumo de vegetais nas LRS por *A. altiparanae*, indivíduos de ambas as espécies situados nos ambientes de reservatório tiveram uma alimentação marcada pelo aumento da proporção de detrito, algas filamentosas e sedimento na composição da alimentação. Entretanto, no corpo do reservatório *A. fasciatus* teve maior ingestão de invertebrados terrestres. Em ambos os casos, os valores de dissimilaridade demonstraram que as LM e LRS são mais diferentes quando comparadas com os ambientes de CR, e que as LRS e LRP são mais semelhantes entre si (Tabela 11).

Tabela 9 Valores do ANOSIM para as diferenças na composição da alimentação das espécies entre as estações e ambientes amostrados considerando o peso relativo das categorias de itens. Diferenças significativas estão destacadas em negrito.

	Estação		Ambiente	
	R	p	R	p
<i>Astyanaxaltiparanae</i>	-0.043	0.874	0.175	<b>0.012</b>
<i>Astyanaxfasciatus</i>	-0.025	0.636	0.26	<b>0.002</b>
<i>Galeocharaxknerii</i>	-0.078	0.77	0.05	0.318
<i>Geophagus brasiliensis</i>	-0.025	0.541	-0.059	0.716
<i>Hopliasmalabaricus</i>	-0.038	0.705	-0.085	0.732
<i>Oligossarcusparanensis</i>	-0.043	0.757	-0.025	0.537
<i>Pimelodusmaculatus</i>	-0.019	0.537	-0.117	0.839
<i>Schizodonnasutus</i>	0.015	0.326	0.036	0.283

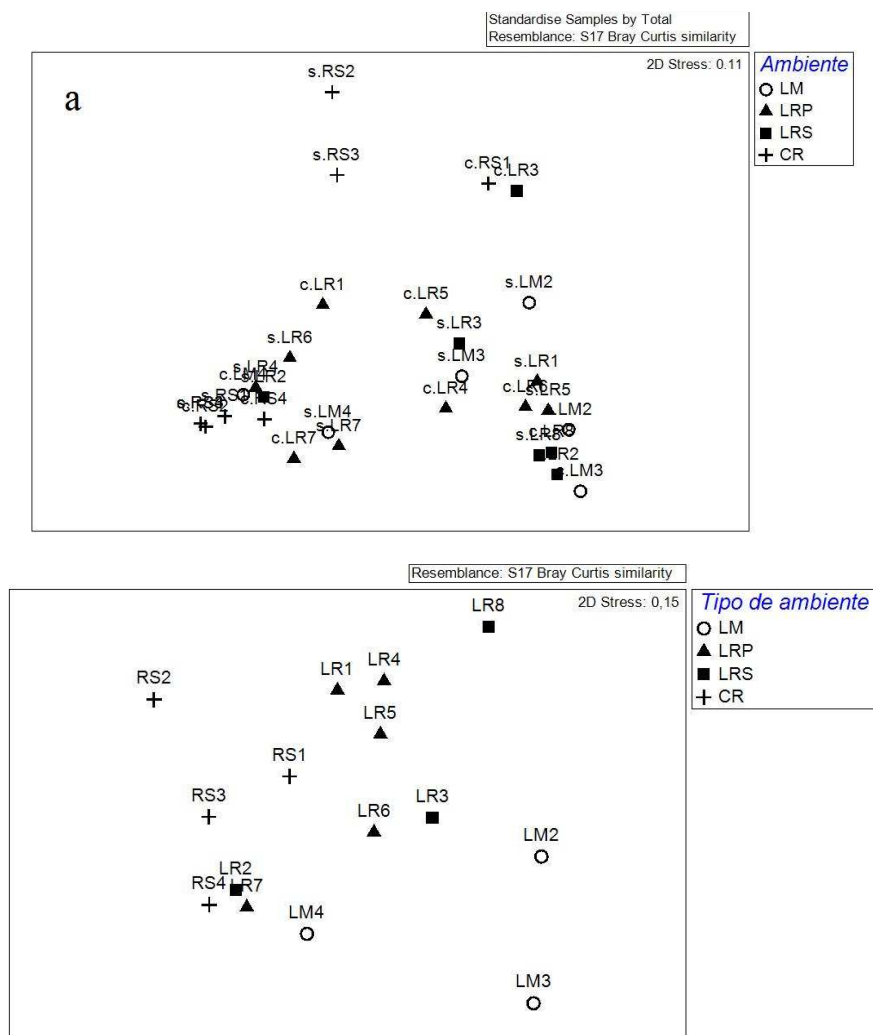


Figura 5a-b NMDS da abundância das diferentes categorias de itens alimentares ingeridos (Índice de Bray-Curtis) por(a) *Astyanaxaltiparanae* e (b) *Astyanaxfasciatus* entre os diferentes ambientes amostrados. LM=lagoa marginal; LRP=lagoa de reservatório permanentemente conectada; LRS=lagoa de reservatório sazonalmente conectada; CR=corpo do reservatório.

Tabela 10 Valores designados pelo SIMPER referentes à contribuição das categorias de itens na alimentação da espécie *Astyanaxaltiparanae* e *A. fasciatus* nos diferentes ambientes amostrados. LM=lagoa marginal; LRP=lagoa de reservatório permanentemente conectada; LRS=lagoa de reservatório sazonalmente conectada; CR=corpo do reservatório.

Ambiente	<i>Astyanaxaltiparanae</i>		<i>Astyanaxfasciatus</i>	
	Item	Contribuição	Item	Contribuição
LM	Vegetal	68.95	Vegetal	94.49
	Algas	17.48		
	Inv. Terrestre	8.37		
LRS	Vegetal	70.62	Detrito	65.03
	Detrito	23.42	Inv. Aquático	34.9
	Algas	34.5	Detrito	53.04
LRP	Vegetal	28.79	Algas	25.71
	Detrito	19.88	Sedimento	18.31
	Sedimento	6.54		
CR	Algas	92.32	Inv. Terrestre	81.56
			Detrito	11.03

Tabela 11 Valores de dissimilaridade da composição da alimentação de *Astyanaxaltiparanae* e *A. fasciatus* entre os tipos de ambientes amostrados. LM= Lagoas marginais; LRS= Lagoas de reservatório sazonalmente conectadas; LRP= Lagoas de reservatório permanentemente conectadas; CR= Corpo do reservatório.

	<i>Astyanaxaltiparanae</i>				<i>Astyanaxfasciatus</i>			
	LM	LRS	LRP	CR	LM	LRS	LRP	CR
LM	0				0			
LRS	57.02	0			85.74	0		
LRP	59.12	61.92	0		81.48	79.15	0	
CR	75.51	83.24	72.39	0	93.56	84.99	81.09	0

Em relação à quantidade de alimento ingerido pelas espécies, diferenças relacionadas ao peso relativo do alimento foram observadas através do GLM, quando comparados os tipos de ambiente e estação do ano (Tabela 12). As espécies *A.fasciatus*, *G.brasiliensis* e *H.malabaricus* apresentaram diferenças na quantidade de alimento ingerido, em relação à sazonalidade, se alimentando em



maior quantidade na estação seca (Figura 6). O tipo de ambiente amostrado influenciou a ingestão de alimento de *A.fasciatus* e *S.nasutus*. Indivíduos de *A. fasciatus* presentes nas lagoas marginais consumiram maior quantidade de alimento, enquanto em lagoas de reservatório desconectadas do corpo principal ingeriram quantidades significativamente menores de recursos em relação às lagoas permanentemente conectadas. (Figura 7a). Embora *S. nasutus* não tenha sido capturado nas lagoas marginais, é possível observar que os indivíduos confinados nas LRS ingeriram itensem maior quantidade, e em menores quantidades no corpo do reservatório (Figura 7b). Em ambos os casos, a quantidade de alimento ingerido nos ambientes de CR e LRp foi estatisticamente igual.

Tabela 12 Modelos lineares generalizados testando a relação entre a sazonalidade e tipos de ambiente com o peso relativo dos conteúdos estomacais (Soma do peso dos alimentos presentes no estômago/peso do indivíduo). Diferenças significativas foram destacadas em negrito.

Espécie	Estação			Ambiente		
	GL	F	p	GL	F	p
<i>A. altiparanae</i>	385	1.116	0.2915	383	2.182	0.0897
<i>A.fasciatus</i>	133	27.91	<b>&lt;0.001</b>	131	8.726	<b>&lt;0.001</b>
<i>G.knerii</i>	64	0.062	0.805	63	0.819	0.4456
<i>G. brasiliensis</i>	39	9.686	<b>0.0034</b>	37	1.951	0.1383
<i>H. malabaricus</i>	66	5.314	<b>0.0243</b>	64	1.969	0.1275
<i>O. paranensis</i>	156	2.403	0.1231	155	0.611	0.5443
<i>P.maculatus</i>	64	1.164	0.2846	62	0.9	0.4463
<i>S. nasutus</i>	120	0.086	0.7705	119	6.001	<b>0.0032</b>

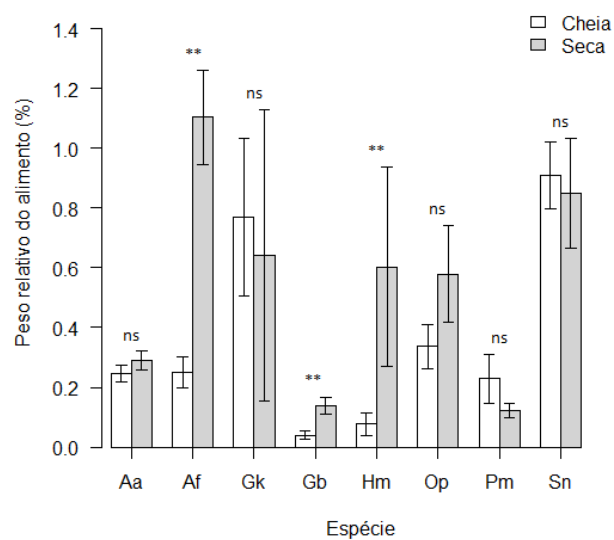


Figura 6 GLM's do peso relativo do alimento (peso dos itens alimentares ingeridos/ peso do indivíduo) em cada estação do ano, para cada espécie) Aa= *Astyanaxaltiparanae*; Af= *Astyanaxfasciatus*; Gk=*Galeocharaxknerii*; Gb= *Geophagusbrsiliensis*; Hm= *Hopliasmalabaricus*; Op= *Oligossarcusparanensis*; Pm= *Pimelodusmaculatus*; Sn= *Schizodonnasutus*.

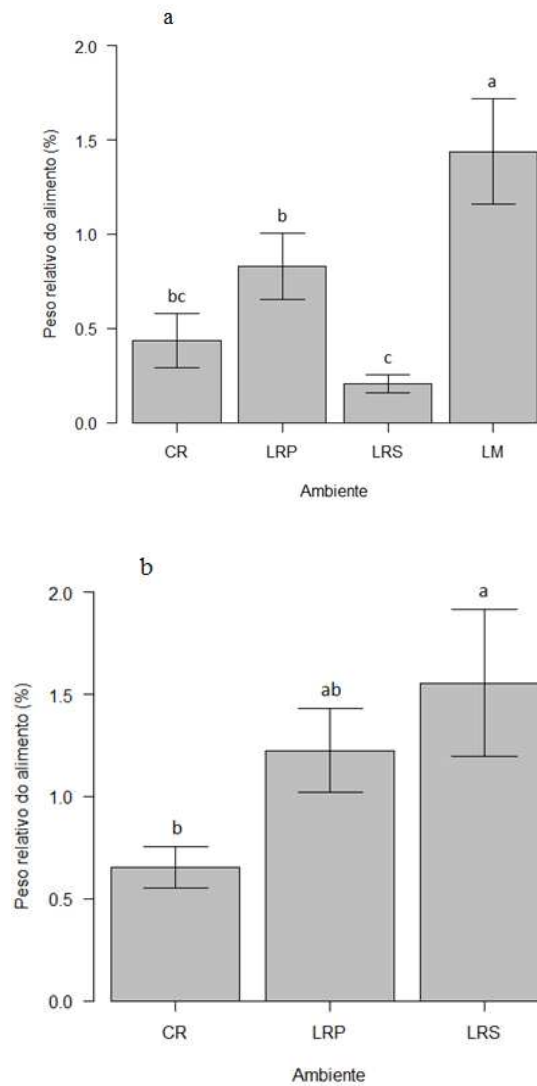


Figura 7a e 7b GLM com o peso relativo do alimento ingerido por (a) *Astyanax fasciatus* e (b) *Schizodon nasutus* nos diferentes ambientes amostrados. (LM= Lagoa marginal; CR= Corpo do reservatório; LRP= Lagoa de reservatório permanentemente conectada com a calha principal; LRS= Lagoa de reservatório sazonalmente conectada com a calha principal). A espécie *S. nasutus* não foi capturada nas LM. Colunas que apresentam letras iguais na parte superior não diferem entre si.

O tamanho do habitat demonstrou ter pouca influência sobre a quantidade de alimento ingerido pelas espécies (Tabela 12). Apenas o perímetro da lagoa demonstrou ser capaz de influenciar a ingestão de alimento de *H.malabaricus*, de maneira inversamente proporcional, ou seja, a quantidade de alimento ingerido pela espécie diminuiu com o aumento do perímetro da lagoa (Figura 8).

Tabela 13 Valores de p para os Modelos Lineares Generalizados testando a relação entre a área, perímetro e IDM das lagoas com o peso relativo dos conteúdos estomacais (Soma do peso dos alimentos presentes no estômago/peso do indivíduo). Diferenças significativas foram destacadas em negrito.

	Área			Perímetro			IDM		
	GL	F	p	GL	F	p	GL	F	p
<i>Astyanaxaltiparanae</i>	9	0.030	0.826	9	0.055	0.821	9	1.103	0.321
<i>Astyanaxfasciatus</i>	8	0.075	0.792	8	0.104	0.756	8	0.005	0.946
<i>Geophagus brasiliensis</i>	8	0.285	0.608	8	0.729	0.418	8	2.390	0.161
<i>Galeocharaxknerii</i>	5	0.058	0.820	5	0.057	0.820	5	0.124	0.739
<i>Hopliasmalabaricus</i>	8	2.745	0.136	8	5.407	<b>0.049</b>	8	1.565	0.246
<i>Oligos. paranensis</i>	6	1.528	0.263	6	1.352	0.289	6	0.092	0.771
<i>Pimelodusmaculatus</i>	8	0.003	0.958	8	0.002	0.964	8	0.366	0.562
<i>Schizodonnasutus</i>	6	0.335	0.584	6	0.029	0.871	6	0.964	0.364

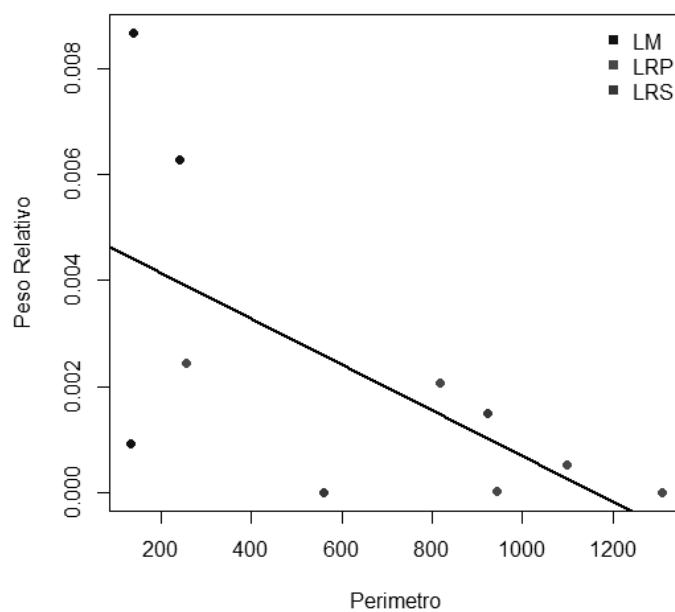


Figura 8 GLM com o peso relativo do alimento ingerido por *Hoplasmalabaricus* nos diferentes ambientes amostrados.  $R^2 = 0.3287$  (LM= Lagoa marginal; LRP= Lagoa de reservatório permanentemente conectada com a calha principal; LRS= Lagoa de reservatório sazonalmente conectada com a calha principal).

## 6 DISCUSSÃO

As espécies selecionadas para a análise de conteúdo estomacal se mostraram capazes de acessar diferentes tipos de recursos alimentares presentes nos ambientes amostrados, e ao longo do ano. As guildas mais representativas em termos de alimentação foram compostas pelos piscívoros, detritívoros e herbívoros. Outras guildas foram pouco representativas ou inexistentes entre as espécies estudadas, como no caso dos insetívoros e onívoros, indicando que detrito/sedimento, itens de origem vegetal e peixes são as principais fontes de energia para as espécies em questão nos ambientes estudados, e atuam com um importante papel de manutenção da comunidade.

Após a construção da barragem da U.H.E. Funil, o Rio das Mortes se tornou um dos principais trechos de regime lóxico na região. De acordo com Agostinho et al. (2004), as mudanças consequentes a uma barragem, especialmente alterações causadas pela regulação da vazão hidrológica do rio, atenuando as cheias ou atrasando-as, com o objetivo de aumentar a eficiência da produção de energia elétrica, podem causar drásticas mudanças à jusante, devido principalmente à questão da regulação hidrológica e a retenção de nutrientes na barragem, que são necessários para a dinâmica energética da comunidade. O Rio das Mortes é um dos principais tributários do reservatório do Funil sem grandes barragens à montante e, portanto, deve ser considerado um importante subsídio para a conservação da ictiofauna na região.

Ao contrário do que era esperado, o efeito do ciclo hidrológico não foi capaz de produzir diferenças na composição da alimentação de nenhuma das espécies, levando em conta o peso relativo dos itens. Alterações na alimentação em resposta a mudanças sazonais na disponibilidade de recursos já foram documentadas para várias espécies em outros estudos que abordam diferenças temporais no alimento ingerido pelos peixes (HAHN et al., 2004;

LUZ-AGOSTINHO et al., 2008, LUZ-AGOSTINHO et al., 2009). Este resultado aparentemente indica pouca variação temporal na estrutura e dinâmicas dos ambientes amostrados, marcada por um aporte contínuo de sedimento e matéria orgânica particulada (detrito), e uma grande quantidade de algas presente nestes ambientes (principalmente nos ambientes situados na região do reservatório), que poderia ter homogeneizado as dietas, e diminuído a importância de outros itens como microcrustáceos, e invertebrados aquáticos e terrestres.

O zooplâncton, apesar de presente nos estômagos de todas as espécies, com exceção de *S.nasutus*, não figura entre os componentes principais da alimentação de nenhuma delas, ao contrário do observado em outros estudos, que relatam a grande relevância de invertebrados aquáticos e microcrustáceos na alimentação de diversas espécies (CALLISTO et al., 2002; RUSSO e HAHN, 2006; ABUJANRA et al., 2009; MEDEIROS e ARRINGTON, 2011). A maioria dos peixes coletados já apresentaram valores de comprimento padrão associados a indivíduos adultos, e portanto, a escassez de exemplares menores pode ser a explicação para a baixa proporção destes recursos na composição da alimentação das espécies. É possível também que a contribuição destes itens tenha sido subestimada pelo método gravimétrico utilizado para a quantificação dos alimentos, pois apesar de presentes em ambientes de reservatório em grande quantidade e apresentarem um alto valor nutricional e palatabilidade, o peso ingerido destes itens é baixo quando comparados com a ingestão de detritos ou algas filamentosas. Invertebrados aquáticos são amplamente reconhecidos em estudos que abordam a dieta da ictiofauna pela sua importância na alimentação de diversas espécies (HAHN et al., 1998; LOBÓN-CERVIÁ e BENNEMANN, 2000; CALLISTO et al., 2002), porém são considerados sub-explotados, principalmente por indivíduos adultos (ABUJANRA et al., 2009).

Em relação à composição da alimentação, a espécie *A.fasciatus* apresentou diferenças relacionadas ao tipo de ambiente em que foi capturada. Nas lagoas marginais, a espécie se alimentou principalmente de vegetais, enquanto nos ambientes situados no reservatório sua alimentação foi marcada pela ingestão de detritos e algas. A composição da alimentação de *A. altiparanae* também sofreu influência do tipo de ambiente. Similarmente a *A. fasciatus*, restos vegetais também foram mais importantes na alimentação de indivíduos capturados nas LM, e detrito e algas filamentosas em ambientes formados pelo reservatório. Considerando a ingestão de alimento, *A. fasciatus* ingeriu mais alimento nas lagoas marginais (LM), seguida das LRP's e CR's, e em menores quantidades nas LRS's. Este resultado indica que as lagoas marginais do rio das Mortes são ambientes com grande disponibilidade de recursos como vegetais, apesar de não apresentarem um fluxo contínuo proveniente do rio, porém o mesmo não acontece nas lagoas de reservatório com conexão sazonal. As lagoas marginais são ambientes mais complexos, com maiores quantidades de fragmentos florestais em seu redor, que provavelmente produzem um maior aporte de vegetais e artrópodes de origem alóctone, sendo assim capazes de sustentar a comunidade presente. Este argumento é reforçado quando levamos em conta a contribuição de vegetais superiores no peso relativo dos itens ingeridos por esta espécie nas lagoas marginais. Em experimento realizado por Reid et al. (2012) em lagos na Austrália, os autores observaram que a conectividade hidrológica com o corpo d'água é capaz de alterar as principais fontes de carbono para a ictiofauna. As lagoas permanentemente conectadas ao leito do rio (LRP) e os pontos amostrados no corpo principal do rio (CR) apresentaram valores intermediários de alimento ingerido, sugerindo uma maior quantidade de recursos disponíveis, quando é possível acesso ao leito do rio, provavelmente de materiais carregados pela correnteza.



O uso do índice Alimentar é muito comumpara a caracterização da alimentação de peixes, principalmente na literatura nacional (HAHN e DELARIVA, 2003). É ideal para a caracterização da alimentação e importância dos itens alimentares, uma vez que associa a frequência em que o item ocorre e seu peso para designar um valor percentual que representa sua importância na dieta da espécie (KAWAKAMI e VAZZOLER, 1980). O peso relativo (ou percentual), contudo, é considerado por alguns autores como uma abordagem indicada para descrever a importância de presas na alimentação (LIAO et al., 2001).

Em relação à ingestão de alimento, nossos resultados mostraram que algumas espécies se alimentaram em maiores quantidades na época de seca (Figura 6). Este resultado foi contrário ao esperado, uma vez que o aumento do nível da água teoricamente resultaria em um aumento do aporte de nutrientes para dentro do rio, além de acesso a novas áreas, aumentando assim a disponibilidade de alimento. Contudo, este resultado pode ser decorrente de uma menor turbidez da água na estação seca, que possibilita uma condição mais favorável ao encontro e captura de presas móveis. Além disso, uma diminuição da área diminui a quantidade de refúgios, provocando uma maior concentração das presas nestes períodos (PIANA et al., 2006). Outros estudos relatam a captura de diversas espécies, de diferentes guildas, com maior atividade alimentar e condição corpórea durante a estação seca ou em épocas de cheias menos intensas (JEPSEN, 1999; ABUJANRA et al., 2009).

O ambiente amostrado provocou mudanças na alimentação das espécies em relação à ingestão de alimento, assim como na composição da alimentação de certas espécies. *Schizodonnasutus* apresentou diferenças na quantidade de alimento ingerido entre os tipos de ambiente. Ao contrário do esperado, a espécie ingeriu mais itens alimentares nas lagoas de reservatório sem conexão hidrológica permanente com o curso principal e em menores quantidades no

corpo do reservatório. Esperávamos que houvesse uma maior ingestão de alimentos no corpo do reservatório, resultado de um maior aporte de vegetais carregados pela correnteza. Uma vez que a espécie não foi capturada nas lagoas marginais, a ausência de diferenças significativas na composição da alimentação da espécie, considerando os tipos de ambientes amostrados, reforça a ideia de que os ambientes de reservatório são bastante similares entre si.

A área da lagoa aparentemente tem pouca influência na quantidade de alimento ingerido pelas espécies estudadas, com exceção de *H.malabaricus*. Esta espécie ingeriu cada vez menos presas à medida que o perímetro da lagoa aumenta. O perímetro é proporcional ao tamanho da lagoa, de modo que este fato pode ser decorrente da diminuição na quantidade de abrigos para as presas, e um aumento da sua densidade durante a seca, decorrente da diminuição do tamanho da lagoa. De fato, esta espécie é conhecida por ser capaz de prosperar em lagos pequenos, mesmo com o decréscimo dos níveis de oxigênio dissolvido (RANTIN et al., 1992)

O fato deste estudo se concentrar sobre a comunidade de médio-porte dominante torna difícil a determinação das principais fontes de recursos para a manutenção das comunidades nos diferentes ambientes amostrados. Porém, é possível fazer algumas inferências, que devem ser consideradas com prudência. Apesar do maior peso consumido nas LM ser proveniente da predação de peixes, uma maior ingestão de restos vegetais por parte de *A. altiparanae* e *A. fasciatus* nestes ambientes aponta sua maior importância para sustentar a base energética nestes ambientes. *A. altiparanae* é a espécie com um comportamento alimentar mais próximo da herbivoria presente neste ambiente, uma vez que *S. nasutus* não foi ali capturada.

Entretanto, indivíduos capturados nos ambientes formados pelo enchimento do reservatório (LRS, LRP e CR) apresentaram uma grande ingestão de detritos, sedimento e algas filamentosas. Em experimento com o objetivo de

avaliar variações temporais e espaciais nas redes tróficas de lagoas e córregos na Costa Rica, Winemiller (1990) também observou a importância de detritos no fluxo de matéria nos ambientes estudados. É possível também que a grande influência de matéria orgânica particulada e sedimento sejam consequência da ingestão acidental, uma vez que foi mais importante para espécie *P. maculatus*, que em outros estudos é reconhecida por forragear no fundo à procura por invertebrados como moluscos, gastrópodes e insetos aquáticos.

Foram escolhidas as espécies mais abundantes para a realização do presente estudo, com o objetivo de facilitar as comparações e o melhor entendimento dos fatores gerais que contribuem para diferenças nas relações interespecíficas. Estudos complementares com as espécies de pequeno porte, que muitas vezes não são capturadas quando redes de emalhar são utilizadas, e que vivem preferencialmente nas margens, podem ser importantes, ao auxiliar no entendimento das vias de fluxo de energia. Estas espécies de pequeno porte possivelmente funcionam como elo entre os níveis tróficos basais e predadores intermediários e de topo.

O presente estudo foi capaz de testar todas as hipóteses propostas inicialmente. Rejeitamos parcialmente a hipótese H1, uma vez que apenas o tipo de ambiente foi capaz de alterar a composição da alimentação das espécies. A hipótese H2 foi totalmente rejeitada, uma vez que, ao contrário do esperado, as espécies se alimentaram em maiores quantidades na estação seca. A hipótese H3 também foi rejeitada, pois *H. malabaricus*, a única espécie que apresentou diferenças significativas relacionadas com o tamanho ou formato da lagoa, se alimentou em maiores quantidades em lagoas com perímetros menores. A hipótese H4 também foi rejeitada, uma vez que as espécies *A. fasciatus* e *S. nasutus* se alimentaram em menores quantidades no corpo do reservatório, quando comparadas com a quantidade de alimento ingerido nos outros ambientes em que foram capturadas.

## 7 CONCLUSÃO

- Não houve diferenças na composição da alimentação das espécies relacionadas com a sazonalidade
- Não houve diferenças na composição da alimentação da maioria das espécies quando comparados os diferentes ambientes
- A sazonalidade não se mostrou o fator mais importante para influenciar a composição da alimentação das espécies, mas sim o tipo de ambiente amostrado.
- Indivíduos capturados nos ambientes situados no reservatório tiveram uma alimentação associada a uma grande disponibilidade de sedimento, detrito e algas filamentosas.
- Diferenças em relação à quantidade de alimento ingerido demonstraram que as espécies se alimentam mais na estação seca.
- As lagoas marginais são capazes de fornecer grande quantidade de recursos.
- Lagoas maiores não apresentaram uma maior ingestão de alimentos pelos indivíduos – a quantidade de alimento não é um fator limitante para as espécies estudadas, mesmo em lagoas pequenas.

## REFERÊNCIAS

ABELHA, M.C.F.; AGOSTINHO, A.A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **ActaScientiarum**, v.23, n.2, 425-434p. 2001.

ABUJANRA, F.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.69, n.2, 469-479, 2009.

AGOSTINHO, A. A. e ZALEWSKY, M. The dependence of fish community structure and dynamics on floodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. **Hydrobiologia**, v.303: 141-148p., 1995.

AGOSTINHO, A. A., MIRANDA, L. E., BINI, L. M., GOMES, L. C., THOMAZ, S. M.; SUZUKI, H. I. Patterns of colonization in neotropical reservoirs, and prognoses on aging. In: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. (Ed.). **Theoretical reservoir ecology and its applications**. Leiden: Backhuys Publishers, 1999. p. 227-265.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F. M.. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Marínga: EDUEM. 500p, 2007b.

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F. M.. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Marínga: EDUEM. 500p, 2007.

AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. Estrutura trófica. In: VAZZOLER, A.E.A.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Eds.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: Eduem. p.229- 248, 1997.

AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; PETRY, A.C.; JÚLIO Jr., H.F. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. **Aquatic Ecosystem Health e Management**, v.10, n.2, 174-186p. 2007a.

AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M; GOMES, L.C. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **Ecohydrology e Hydrobiology**, v.4, n.3, 255-256p., 2004.

ALVES, C.B.M.; SILVA, L.G.M.; GODINHO, A.L. Radiotelemetry of a female jaú, *Zungarojahu* (Ihering, 1898) (Siluriformes: Pimelodidae), passed upstream of Funil Dam, rio Grande, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, Porto Alegre, v.5, n.2, 229-232p. 2007.

AMOROS, C. e BORNETTE, G. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. **Freshwater Biology**, v.47, 761-776p., 2002.

BAXTER, R.M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.8, 255-283p., 1977.

BERLOW, E.L. Strong effects of weak interactions in ecological communities. **Nature**, v.398, 330-334p., 1999.

BORATTO, Igor Alves. **Ictio fauna de um sistema de lagos formados com a criação de um reservatório e sua importância para a diversidade local**. 2015. 72p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada), Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2015.

BOWEN, S.H.; LUTZ, E.V. e AHLGREN, M.O. Dietary protein and energy as determinants of food quality: Trophic strategies compared. **Ecology**, v.76: 899-907p., 1995.

CALLISTO, M.; VONO, V.; BARBOSA, F.A.R.; SANTEIRO, S.M. Chironomidae as a food resource for *Leporinus amblyrhynchus* (Teleostei: Characiformes) and *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Siluriformes) in a Brazilian reservoir. **Lundiana**, v.3, n.1, 67-73p. 2002.

CORRÊA, C. E.; PETRY, A. C.; HAHN, N. S., Influência do ciclo hidrológico na dieta e estrutura trófica da ictiofauna do rio Cuiabá, Pantanal Mato-Grossense. **Iheringia**, v.99, n.4, 456-463p, 2009.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C.E. **Insetos Imaturos: Metamorfose e Identificação**. Ribeirão Preto: Editora Holos, 2006. 249p.

CUNICO, A.M.; GRAÇA, W.J.; VERÍSSIMO, S. e BINI, L.M. Influência do nível hidrológico sobre a assembléia de peixes em lagoa sazonalmente isolada da planície de inundação do alto rio Paraná. **Acta Scientiarum**, v.24, n.2, 383-389p., 2002.

FARIA, A.C.E.A. e BENEDITO, E. Quality and digestibility of food ingested by various trophic fish groups in the Upper Paraná River floodplain. **Rev. Biol. Trop.**, v.59, n.1, 85-101p., 2011.

FERNANDEZ, D.R. e FONTES Jr., H.M. Conservação da ictiofauna e monitoração da pesca no reservatório da Itaipu Binacional. **Seminário Nacional de produção e transmissão de energia elétrica**, 1-4p., 1999.

GERKING, S.D. **Feeding ecology of fishes**. Academic Press, San Diego, California, 1994.

GOMES, L.C. e AGOSTINHO, A.A. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in the upper Paraná River, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v.4, n.4, 263-274p., 1997.

GRANADO-LORENCIO C, SERNA AH, CARVAJAL JD, JIMÉNEZ-SEGURA LF, GULFO A, ALVAREZ F. Regionally nested patterns of fish assemblages in floodplain lakes of the Magdalena river (Colombia). **Ecol Evol**. 2012 Jun;2(6):1296-303.

HAHN, N.S et al. Feeding ecology of curvina *Plagioscion squamosissimus* (Hechel, 1840) (Osteichthyes, Perciformes) in the Itaipu reservoir and Porto Rico floodplain. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 9, p. 11-22, 1997a.

HAHN, N.S. e DELARIVA, R.L. Métodos para a avaliação da alimentação natural de peixes: O que estamos usando? **Interciência**, v.28, n.2, 100-104p., 2003.

HAHN, N.S. e FUGI, R. 2007. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, 11(4): 469-480.

HAHN, N.S. et al. Ecologia trófica. In: VAZZOLER, A.E.A.M. et al. (Ed.). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Maringá: EDUEM, 209-228 p., 1997b.

HAHN, N.S.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; BINI, L.M. Estrutura trófica da ictiofauna de Itaipu (Paraná-Brasil) nos primeiros anos de sua formação. **Interciência**, v.23, 299-305p. 1998.

HAHN, N.S.; FUGI, R.; ANDRIAN, I.F. Trophic ecology of the fish assemblages. *In*: THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; HAHN, N.S. (Eds.). **The Upper Paraná River and its floodplain**: physical aspects, ecology and conservation. Leiden: Backhuys Publishers, 247-269p, 2004.

HOEINGHAUS, D.J.; LAYMAN, C.A.; ARRINGTON, D.A.; WINEMILLER, K.O. Spatiotemporal variation in fish assemblage structure in tropical floodplain creeks. **Environmental Biology of Fishes**, v.67, 379-387p., 2003.

HOEINGHAUS, D.J.; WINEMILLER, K.O.; LAYMAN, C.A.; ARRINGTON, D.A.; JEPSEN, D.B. Effects of seasonality and migratory prey on body condition of *Cichla* species in a tropical floodplain river. **Ecology of Freshwater Fish**, v.15, 398-407p., 2006.

HYSLOP, E. J. **Stomach content analysis: a review of methods and their applications**. *J. Fish Biol.*, Southampton, v. 17, no.4, p.411-429, 1980.

JENSEN, O.P.; HANSSON, S.; DIDRIKAS, T.; STOCKWELL, J.D.; HRABIK, T.R.; AXENROT, T.; KITCHELL, J.F. Foraging, bioenergetic and predation constraints on diel vertical migration: field observations and modelling of reverse migration by young-of-the-year herring *Clupeaharengus*. **Journal of Fish Biology**, v.78, 449-465p., 2011.

JEPSEN, D.B.; WINEMILLER, K.O.; TAPHORN, D.C.; OLARTE, D.R. Age structure and growth of peacock cichlids from rivers and reservoirs of Venezuela. **Journal of Fish Biology**, v.55, 433-450p., 1999.

JUNK, W.J. Áreas inundáveis: um desafio para a limnologia. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 10, no. 4, p. 775- 796, 1980.

JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. The flood pulse concept in river–floodplain systems. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v.106, 110–127p., 1989.

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de Índice Alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Bolm. Inst. Oceanogr.**, São Paulo, v.29, n.2, 205-207p., 1980.



KUBECKA, J., 1993. Succession of fish communities of Central and East European reservoirs. In: **Comparative Reservoir Limnology and Water Quality Management**. In: Straskraba, M., Tundisi, J.S., Duncan, A. (Eds.), Kluwer, Dodrecht., pp.153-168.

LIAO, H.; PIERCE, C.L.; LARSCHEID, J.G. Empirical assessment of indices of prey importance in the diets of predacious fish. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, v.130, 583-591p., 2001.

LOBÓN CERVIÁ, J. e BENNEMANN, S. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical, omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in Rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). **Archive sfuerm Hydrobiologie**, v.149, 285-306p., 2000.

LOLIS, A.A. e ANDRIAN, I.F. Alimentação de *Pimelodus maculatus* Lacépède, 1803 (Siluriformes, Pimelodidae), na planície de inundação do Alto Rio Paraná, Brasil. **B. Inst. Pesca**, v.23, 187-202p., 1996.

LOWE-Mc CONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP. 393p., 1999.

LUZ-AGOSTINHO, K.D.G.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; JÚLIO Jr., H.F. Influence of flood pulses on the diet composition and trophic relationships among piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain. **Hydrobiologia**, v.607, 187-198p., 2008.

LUZ-AGOSTINHO, K.D.G.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; JÚLIO Jr., H.F.; FUGI, R. Effects of flooding regime on the feeding activity and body condition of piscivorous fish in the upper Paraná River floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.69, n.2 (Suppl.), 469-479p., 2009.

MASÍN, M.; JEZBERA, J.; NEDOMA, J.; STRASKRABOVÁ, V.; HEJZLAR, J. e ŠIMEK, K. Changes in bacterial community composition of microbial activities along the longitudinal axis of two canyon-shaped reservoirs with different inflow loading. **Hydrobiologia**, v.504, 99-113p., 2003.

MESCHIATTI, A.J. Alimentação da comunidade de peixes de uma lagoa marginal do Rio Mogi-Guaçu, SP. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.7, 115-137p., 1995.

MEDEIROS, E.S.F. and ARTHINGTON, A.H. Allochthonous and autochthonous carbon sources for fish in floodplain lagoons of an Australian dryland river. **Environmental Biology of Fishes**, 90(1), 1-17.  
<http://dx.doi.org/10.1007/s10641-010-9706-x>.

MERRIT, R. W., CUMMINS, K. W. 1988. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendall/Hunt.

MOSCHINI-CARLOS, V. **Importância, estrutura e dinâmica da comunidade Perifítica nos ecossistemas aquáticos continentais**. Universidade Federal do Maranhão, Departamento de Oceanografia e Limnologia.

MUGNAI, Riccardo; NESSIMIAN, Jorge Luiz; BAPTISTA, Darcilio Fernandes. **Manual de Identificação de Macroinvertebrados Aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. 1ª edição. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010, 176p.

NOVAKOWSKY, G.C.; HAHN, N.S. e FUGI, R. Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v.7, n.2, 149-154p., 2007.

ORSI, M. L.; AGOSTINHO, A. A. Introdução de espécies de peixes por escapes acidentais de tanques de cultivo em rios da Bacia do Rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 2, 557-560 p., 1999.

PELICICE, F.M.; THOMAZ, S.M. e AGOSTINHO, A.A. Simple relationships to predict attributes of fish assemblages in patches of submerged macrophytes. **Neotropical Ichthyology**, v.6, n.4, 543-550p., 2008.

PIANA, P.A.; GOMES, LC.; AGOSTINHO, A.A. Comparison of predator-prey interaction models for fish assemblages from the neotropical region. **Ecological Modelling**, v.192, 259-270p., 2006.

POMPEU, Paulo dos S. e GODINHO, Hugo P. Effects of extended absence of flooding on the fish assemblages of three floodplain lagoons in the middle São Francisco River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v.4, n.4, 427-433p, 2006.

POMPEU, Paulo dos S. e MARTINEZ, C.B. Variações temporais na passagem de peixes pelo elevador da Usina Hidrelétrica de Santa Clara, Rio Mucuri, leste brasileiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.23, n.2, 340-349p., 2006.

POST, D.M., PACE, M.L. e HAIRSTON, N.G. Ecosystem size determines food-chain length in lakes. **Nature**, v.405, 1047–1049p., 2000.

REID, M.A.; DELONG, M.D.; THOMS, M.C. The influence of hydrological connectivity on food web structure in floodplain lakes. **River Research and Applications**, v.28, 827-844p. 2012.

ŘÍHA, M.; HLADÍK, M.; MRKVICKA, T.; PRCHALOVÁ, M.; CECH, M.; DRASTIK, V.; FROUZOVÁ, J.; JUZA, T.; KRATOCHVIL, M.; PETERKA, J.; VASEK, M. e KUBECKA, J. Post-spawning dispersal of tributary spawning fish species to a reservoir system. **Folia Zool.**, v.62, n.1, 1-13p. 2013.

ROACH, K.A.; THORP, J.H.; DELONG, M.D. Influence of lateral gradients of hydrologic connectivity on trophic positions of fishes in the Upper Mississippi River. **Freshwater Biology**, v.54, 607-620p., 2009.

RODRIGUES, L.C., TRAIN, S., ROBERTO, M.C. and PAGIORO, T.A. Seasonal fluctuation of some limnological variables on a floodplain lake (Patos lagoon) of the Upper Paraná River, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol. 45, no. 4, p. 499-513, 2002.

RANTIN et al., Phototactic behaviour of subterranean Copionodontinae Pinna, catfishes (Siluriformes, Trichomycteridae) from Chapada Diamantina, central Bahia, northeastern Brazil. 1992. **International Journal of Speleology**.

RUSSO, M.R.; HAHN, N.S. Importance of zooplankton in the diet of a small fish in lagoons of the upper Paraná River floodplain, Brazil. **Acta Limnol. Bras., Botucatu**, v. 18, n. 4, p. 357–366, 2006.

SILVA, E.L.; FUGI, R.; HAHN, N.S. Variações temporais e ontogenéticas na dieta de um peixe onívoro em ambiente impactado (reservatório) e em ambiente natural (baía) da bacia do rio Cuiabá. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v.29, n.4, 387-394p., 2007.

TAKIMOTO, G. e POST, D.M. Environmental determinants of food-chain length: a meta-analysis. **Ecological Research**, v.28, n.5, 675-681p., 2012.

THORP, J.H.; THOMS, M.C. e DELONG, M.D. The Riverine Ecosystem Synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. **River Research and Applications**, v.22, 123-147p., 2006.

VAN DE WOLFSHAAR, K.E.; MIDDELKOOP, H.; ADDINK, E.; WINTER, H.V. e NAGELKERKE, L.A.J. Linking Flow Regime, Floodplain Lake Connectivity and Fish Catch in a Large River-Floodplain System, the Volga–Akhtuba Floodplain (Russian Federation). **Ecosystems**, v.14, 920-934p., 2011.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R. e CUSHING, C.E. The River Continuum Concept. **Can. J. fish. Aquat. Sci.**, v.37, 130-137p., 1980.

VELOSO H.P.; RANGEL-FILHO A.L.R.; LIMA J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).1991.

VITULE, J.R.S.; SILVA, F.F.G.; BORNATOWSKI, H.; ABILHOA, V. Feeding ecology of fish in a coastal river of the Atlantic Rain Forest. **Environmental Biology of Fishes**, v.96, 1029-1044p., 2013.

WELCOMME, R.L. **Fisheries Ecology of floodplain Rivers**. London: Longman, 1979. 317p.

WINEMILLER, K.O. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. **Ecological Monographs**, v.60, n.3, 331-367p., 1990.

WOOTTON, J.T.; EMMERSON, M. Measurement of interaction strength in nature. **Ann. Ver. Ecol. Evol. Syst.**, v.36, 419-444p., 2005.

WOOTTON, R.J. **Ecology of teleost fishes**. London: Chapman and Hall, 1990. 404p.