

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS**

CLAUMIR CESAR MUNIZ

**AVALIAÇÃO DO PAPEL DO PULSO DE INUNDAÇÃO SOBRE A RIQUEZA E
BIODIVERSIDADE DE PEIXES EM AMBIENTE INUNDÁVEL, NO SISTEMA DE
BAÍAS CAIÇARA, PORÇÃO NORTE DO PANTANAL MATOGROSSENSE, ALTO
PARAGUAI.**

**São Carlos, SP
Maio de 2010**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS
NATURAIS**

CLAUMIR CESAR MUNIZ

**AVALIAÇÃO DO PAPEL DO PULSO DE INUNDAÇÃO SOBRE A RIQUEZA E
BIODIVERSIDADE DE PEIXES EM AMBIENTE INUNDÁVEL, NO SISTEMA DE
BAÍAS CAIÇARA, PORÇÃO NORTE DO PANTANAL MATOGROSSENSE, ALTO
PARAGUAI.**

**Tese apresentada ao Programa de Pós
Graduação em ecologia e Recursos Naturais
do Centro de Ciências Biológicas da
Universidade Federal de São Carlos, como
parte dos requisitos para obtenção do grau
de Doutor em Ciências.**

Orientador: Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret

**São Carlos, SP
Maio de 2010**

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária/UFSCar**

M966ap

Muniz, Claumir Cesar.

Avaliação do papel do pulso de inundação sobre a riqueza e biodiversidade de peixes em ambiente inundável, no sistema de baías caiçara, porção norte do Pantanal Matogrossense, alto Paraguai. / Claumir Cesar Muniz. -- São Carlos : UFSCar, 2010.

82 f.

Tese (Doutorado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2010.

1. Ictiologia. 2. Rios. 3. Sazonalidade. I. Título.

CDD: 597 (20^a)

Claumir César Muniz

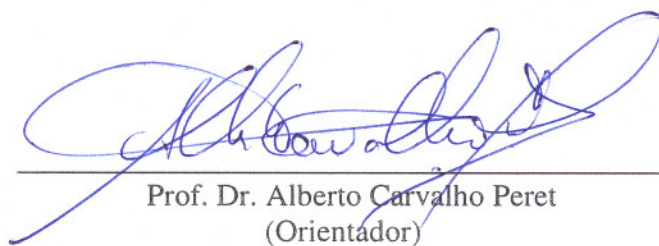
AVALIAÇÃO DO PAPEL DO PULSO DE INUNDAÇÃO SOBRE A RIQUEZA E BIODIVERSIDADE DE PEIXES EM AMBIENTE INUNDÁVEL, NO SISTEMA DE BAÍAS CAIÇARA, PORÇÃO NORTE DO PANTANAL MATOGROSSENSE, ALTO PARAGUAI-MT

Tese apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Aprovada em 24 de maio de 2010

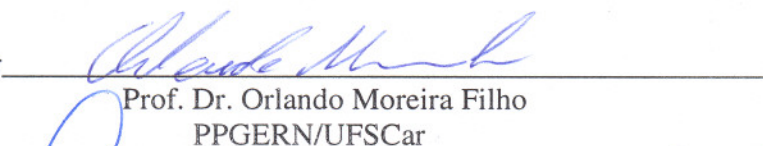
BANCA EXAMINADORA

Presidente



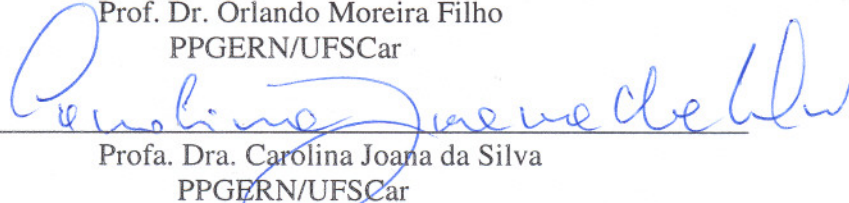
Prof. Dr. Alberto Carvalho Peret
(Orientador)

1º Examinador



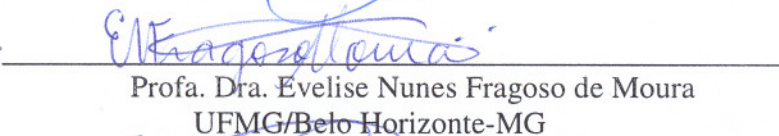
Prof. Dr. Orlando Moreira Filho
PPGERN/UFSCar

2º Examinador



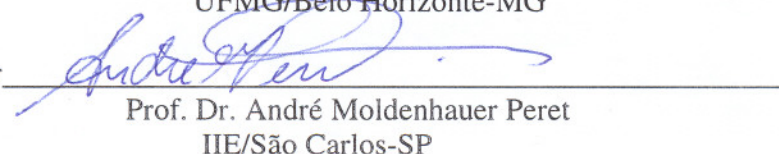
Profa. Dra. Carolina Joana da Silva
PPGERN/UFSCar

3º Examinador



Profa. Dra. Evelise Nunes Fragoso de Moura
UFMG/Belo Horizonte-MG

4º Examinador



Prof. Dr. André Moldenhauer Peret
IIE/São Carlos-SP

A elaboração deste trabalho contou com recursos do Ministério da Ciência e Tecnologia – MCT, através do Centro de Pesquisa do Pantanal – CPP e do Convênio UNEMAT x UFSCar x FAPEMAT.

Dedico,

Aos meus pais, Miguel e Cecília,
de onde vim, e aos meus filhos,
Leonardo e Bruno, onde serei semente.

Agradeço,

A Deus, pela força e entusiasmo necessário durante a realização deste trabalho;

À Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, através do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, pela oportunidade de realizar este curso;

À Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, através do Centro de Pesquisa em Limnologia e Etnobiologia do Pantanal – CELBE, pela disponibilização de toda estrutura necessária para as atividades acadêmicas;

Aos professores Dr. José Eduardo e Dra. Carolina Joana, coordenadores da cooperação entre UFSCar x UNEMAT x FAPEMAT, pelo apoio e constante incentivo a todos os alunos vinculados ao Programa de Pós Graduação;

Ao professor Peret pela orientação e estímulo durante a realização deste trabalho;

À Dra. Emiko Resende, pelo apoio e colaboração durante a realização das atividades de campo e análise de dados;

À banca examinadora - Dra. Carolina e Dra. Evelise, Dr. André e Dr. Orlando - pela contribuição a este trabalho;

A todos os professores e professoras que se dispuseram a ensinar e nos ouvir durante as atividades de campo, no cumprimento dos créditos e nas confraternizações realizadas;

A todos os amigos e companheiros que participaram desta caminhada, tornando-a mais leve e alegre durante as atividades de campo e em sala de aula;

Aos amigos e sempre colaboradores Hugmar, Ernandes, Sérgio, Gustavo, Poliana, Larissa, Kiwi, Greice (In Memoriam), Claudinéia, Henry, Andréia, Ana e Manga Rosa que estiveram presentes nesta caminhada;

À Tereza Cristina, pelo incentivo e apoio constante durante a realização deste trabalho;

À Neusa, minha fonte de energia e carinho que se renovava a cada dia no decorrer do término desta tese;

E também a todos aqueles que direta ou indiretamente ajudaram-me nesta jornada.

RESUMO

Este trabalho teve por objetivo estudar o papel do pulso de inundação relacionado à composição da ictiofauna do sistema de baías Caiçara (Baía Caiçara Superior – BCS e Baía Caiçara Inferior – BCI), no pantanal de Cáceres – MT. Foram coletados 90.041 espécimes, de setembro de 2005 a setembro de 2007, compreendendo dois ciclos, distribuídos em duas classes, 8 ordens, 32 famílias e 171 espécies, representando 63% de toda ictiofauna descrita para todo o ambiente pantaneiro. As Ordens Characiformes e Syluriformes foram as mais representativas, com 81,9% de todas as espécies obtidas para o sistema estudado. BCS, com 155 espécies coletadas, obteve 68 (Ciclo I) e 81 (Ciclo II) espécies constantes, representando 50 e 56% do total para essa baía. Em BCI, com 161 espécies amostradas, as espécies constantes foram mais significativas, com respectivamente 43 e 56% por ciclo e 54 espécies para todo o período amostral. *Odontostilbe pequirá*, *Serrapinnus calliurus* e *Moenkhausia dichroure* foram abundantes em todos os períodos. *M. dichroure* foi a espécie mais abundante em praticamente todos os períodos e ambientes. *Cyphocharax gillii* e *Hypoptopoma inexpectatum* (detritívoros) foram abundantes no período de vazante e estiagem. *Acestrorhynchus pantaneiro* e *Roeboides prognathus* se destacaram entre os piscívoros na vazante. *Hemiodus orthonops* foi abundante nos períodos de enchente e cheia. Dentre os invertívoros/insetívoros, *M. dichroure* e *O. pequirá* foram abundantes em todos os períodos sazonais. Concomitante as coletas de peixes também foram obtidos os dados das variáveis físicas e químicas, apresentando diferenças significativas entre os períodos sazonais. Nos períodos de estiagem BCS permaneceu totalmente desconectada do rio Paraguai, e BCI obteve um menor aporte hídrico do canal principal. No período de enchente foi restabelecida a conexão entre BCS e o rio Paraguai. A concentração de oxigênio dissolvido variou de 0,67 a 5,94 mg/l em BCS e 0,64 e 5,87 mg/l em BCI. As maiores temperaturas da água foram observadas no período de enchente (31,35 °C) e a menor no período de estiagem (22,33°C). Para a condutividade elétrica observam-se maiores valores na enchente (84,19 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Os menores valores foram obtidos na vazante (23,30 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). No período de cheia apresentou os menores valores de pH (5,66), e na estiagem os maiores (7,50). Characiformes e Siluriformes são as ordens mais adaptadas às variações decorrentes do pulso de inundação neste sistema e os atributos limnológicos (oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica da água, pH, transparência da água e profundidade) são decisivos na estruturação da ictiofauna, mas não atuam de maneira isolada, sendo interdependentes, juntamente com a conectividade rio-baía.

Palavras Chave: Conectividade, Ictiofauna, Sazonalidade.

ABSTRACT

The present study was aimed to assess the role of the flood pulse related to the composition of the ichthyofauna of the Caiçara Basin System (Upper *Baía* Caiçara/UBC e Lower *Baía* Caiçara/LBC) in a pantanal environment, in Cáceres, Mato Grosso. 90,041 specimens were collected from September 2005 to September 2007, distributed in two classes, 8 orders, 32 families and 171 species, with 145 of them occurring in both environments. Characiforms, Siluriforms and Gymnotiforms were the most representative orders accounting for more than 90% of all the species obtained in the sampled environments. The UBC, with 155 collected species, considering the two sampled cycles, obtained 68 and 81 constant species, accounting for 50 and 56% of the total species in this bay. In the LBC, with 161 sampled species, the constant species were most significant, with respectively 43 and 56% per cycle and 54 species for the entire sampling period. *Odontostilbe pequira*, *Serrapinnus calliurus* and *Moenkhausia dichroua* were abundant in all the periods. *M. dichroua* was the most abundant species in practically all the periods and environments. *Cyphocharax gillii* and *Hypoptopoma inexpectatum* (detritivores) were abundant in the ebb tide and dry periods. *Acestrorhynchus pantaneiro* and *Roeboides prognathus* were the most abundant piscivores in the ebb tide period. *Hemiodus orthonops* was abundant in the flood and high tide periods. Among the invertivores/insectivores, *M. dichroua* and *O. pequira* were abundant in all the seasonal periods. Concomitantly to the fish collection, data from the limnological variables in the two sampled environments were also obtained, which showed significant differences between the seasonal periods. In the dry periods, the UBC remained totally disconnected from the Paraguay River, and the BCI obtained a smaller water amount from the main channel. In the flood period the connectivity between the UBC and the Paraguay River was reestablished. The concentration of dissolved oxygen varied from 0.67 to 5.94 mg/l in BCS and 0.64 and 5.87 mg/l in the LBC. The highest water temperatures were observed during the flood period (31.35 °C) and the lowest temperature during the dry period (22.33°C). Concerning electrical conductivity, the highest values were observed in the flood period (84.19 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). The lowest values were obtained in the ebb tide period (23.30 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). It obtained the lowest pH values (5.66) in the high tide period, and the highest pH values (7.50) in the dry period. Characiforms and Siluriforms were the orders that showed the best adaptation to the variations caused by the flood pulse of this system and the limnological attributes (dissolved oxygen, pH, electrical conductivity in water, pH, water transparency and depth) are decisive in the arrangement of the ichthyofauna, but their action is not isolated. On the contrary, they are interdependent together with the river-basin connectivity.

Keywords: Connectivity, Ichthyofauna, Seasonality.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** – Localização do sistema de baías Caiçara e pontos de coleta. Pantanal Norte, Cáceres-MT.....22
- Figura 2** – Variação de cota do nível do Rio Paraguai durante o período de setembro de 2005 a setembro de 2007. Md = Valores médios; Max = Valores máximos; Min = Valores mínimos. Fonte: Agência Fluvial da Capitania de Cáceres. Marinha do Brasil.....27
- Figura 3** – Análise de componentes principais (ACP) entre os períodos sazonais e as variáveis físicas e químicas no Sistema de Baías Caiçara, com dados obtidos de setembro de 2005 a setembro de 2007. 15a) BCS = Baía Caiçara Superior; 15b) BCI = Baía Caiçara Inferior. (Est=Estiagem; Che=Cheia; Vaz=Vazante; Enc=Enchente; Cond=Condutividade; Turb=Turbidez; Temp=Temperatura; Prof=Profundidade; Transp=Transparência; OD=Oxigênio dissolvido; pH=Potencial hidrogeniônico).....29
- Figura 4** – Análise aglomerativa hierárquica compreendendo as variáveis físicas e químicas no Sistema de Baías Caiçara durante os períodos sazonais, de setembro de 2005 a setembro de 2007. Est=Estiagem; Che=Cheia; Vaz=Vazante; Enc=Enchente; Bcs=Baía Caiçara Superior; Bci=Baía Caiçara Inferior.....30
- Figura 5** – Categorização das espécies da ictiofauna amostradas no Sistema de Baías Caiçara de setembro de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte. Cáceres-MT.....33
- Figura 6** – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de cheia no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Superior – BCS), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R=Riqueza de espécies; N=Abundância; H'=Índice de Diversidade; E'=Equitabilidade).....38
- Figura 7** – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de vazante no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Superior – BCS), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R=Riqueza de espécies; N=Abundância; H'=Índice de Diversidade; E'=Equitabilidade).....39
- Figura 8** – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de estiagem no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Superior – BCS), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R=Riqueza de espécies; N=Abundância; H'=Índice de Diversidade; E'=Equitabilidade).....39
- Figura 9** – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de enchente no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Superior – BCS), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R=Riqueza de espécies; N=Abundância; H'=Índice de Diversidade; E'=Equitabilidade).....40
- Figura 10** – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de cheia no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Inferior – BCI), de setembro de 2005 a setembro

de 2007 (R=Riqueza de espécies; N=Abundância; H'=Índice de Diversidade; E'=Equitabilidade).....40

Figura 11 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de vazante no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Inferior – BCI), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R=Riqueza de espécies; N=Abundância; H'=Índice de Diversidade; E'=Equitabilidade).....41

Figura 12 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de estiagem no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Inferior – BCI), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R=Riqueza de espécies; N=Abundância; H'=Índice de Diversidade; E'=Equitabilidade).....41

Figura 13 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de enchente no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Inferior – BCI), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R=Riqueza de espécies; N=Abundância; H'=Índice de Diversidade; E'=Equitabilidade).....42

Figura 14 – Análise aglomerativa hierárquica compreendendo os dados de abundância da ictiofauna no Sistema de Baías Caiçara durante os períodos sazonais, obtidos de setembro de 2005 a setembro de 2007. Est=Estiagem; Che=Cheia; Vaz=Vazante; Enc=Enchente; Bcs=Baía Caiçara Superior; Bci=Baía Caiçara Inferior.....43

Figura 15 – Análise de correspondência entre os períodos sazonais e guildas tróficas na Baía Caiçara Superior (Sistema de Baías Caiçara), com dados obtidos de setembro de 2005 a setembro de 2007. Est=Estiagem; Che=Cheia; Vaz=Vazante; Enc=Enchente; Detr=Detritívora; Herb=Herbívora; Inv/Ins=Invertívora/Insetívora; Oniv=Onívora; Pisc=Piscívora; NI=Não Identificado.....45

Figura 16 – Análise de correspondência entre os períodos sazonais e guildas tróficas na Baía Caiçara Inferior (Sistema de Baías Caiçara), com dados obtidos de setembro de 2005 a setembro de 2007. Est=Estiagem; Che=Cheia; Vaz=Vazante; Enc=Enchente; Detr=Detritívora; Herb=Herbívora; Inv/Ins=Invertívora/Insetívora; Oniv=Onívora; Pisc=Piscívora; NI=Não Identificado.....46

LISTA DE TABELAS

- Tabela I** – Valores de oxigênio dissolvido (OD mg/L), temperatura (°C), condutividade ($\mu\text{S s}^{-1}$), potencial hidrogeniônico (pH) e profundidade (cm), obtidos no Sistema de Baías Caiçara entre os períodos de setembro de 2005 e setembro de 2007. Pantanal Norte. Cáceres-MT. BCS=Baía Caiçara Superior; BCI=Baía Caiçara Inferior.....28
- Tabela II** – Números referentes à abundância, frequência, riqueza de espécies, diversidade e equitabilidade dos dados obtidos no Sistema de Baías Caiçara, Pantanal de Cáceres-MT, nos períodos de cheia, vazante, estiagem e enchente. Bcs=Baía Caiçara Superior; Bci=Baía Caiçara Inferior.....31
- Tabela III** – Dados referentes ao número de famílias, espécies e abundância por ordem, com suas respectivas frequências, obtidos no Sistema de Baías Caiçara, Pantanal de Cáceres-MT.....32
- Tabela IV** – Espécies abundantes por local e período de coleta. Sistema de Baías Caiçara. Pantanal Norte. Cáceres-MT.....35
- Tabela V** – Categorização em guildas tróficas das espécies da ictiofauna na Baía Caiçara Superior – BCS, no Sistema de Baías Caiçara, amostradas de setembro de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte. Cáceres-MT.....44
- Tabela VI** – Categorização em guildas tróficas das espécies da ictiofauna na Baía Caiçara Inferior – BCI, no Sistema de Baías Caiçara, amostradas de setembro de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte. Cáceres-MT.....46
- Tabela VII.** Caracterização taxonômica e abundância da ictiofauna coletada no sistema de baías Caiçara, de setembro de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte - Cáceres – MT. (BCS=Baía Caiçara Superior; BCI=Baía Caiçara Inferior; Che=período de cheia; Vaz=período de vazante; Est=período de estiagem; Enc=período de enchente).....72
- Tabela VIII.** Categorização das espécies coletada no sistema de baías Caiçara, de setembro de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte - Cáceres – MT. (BCS=Baía Caiçara Superior; BCI=Baía Caiçara Inferior; Ct=espécies constantes; Ass=espécies acessórias; Ac=espécies acidentais).....77
- Tabela IX.** Valores de Oxigênio dissolvido (OD mg/l), Temperatura (°C), Condutividade ($\mu\text{S s}^{-1}$), Potencial hidrogeniônico (pH), Turbidez (NTU) e profundidade (cm) obtidos no sistema de baías Caiçara de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte - Cáceres – MT. (BCS=Baía Caiçara Superior; BCI=Baía Caiçara Inferior).....81
- Tabela X** – Matriz de correlação entre os valores de Oxigênio dissolvido (OD mg/l), Temperatura (°C), Condutividade ($\mu\text{S s}^{-1}$), Potencial hidrogeniônico (pH), Turbidez (NTU), Profundidade (cm), Abundância (Abund), Riqueza, Diversidade (H') e Equitabilidade (E'), obtidos no sistema de baías Caiçara de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte - Cáceres – MT. (BCS=Baía Caiçara Superior; BCI=Baía Caiçara Inferior).....82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Ac	Acidental
AC	Análise de Correspondência
Ass	Acessória
BAP	Bacia do Alto Paraguai
BCI	Baía Caiçara Inferior
BCS	Baía Caiçara Superior
CELBE	Centro de Estudos em Limnologia, Biodiversidade e Etnobiologia do Pantanal
Che	Cheia
Cm	Centímetros
Cond	Condutividade
CP	Comprimento Padrão
CPP	Centro de Pesquisa do Pantanal
CT	Comprimento Total
Ct	Constante
E'	Índice de Equitabilidade
Enc	Enchente
Est	Estiagem
FAPEMAT	Fundação de Amparo a Pesquisa de Mato Grosso
H'	Índice de Diversidade
Herb	Herbívoro
Inv/Ins	Invertívoro/Insetívoro
Max	Máximo
MCT	Ministério da Ciência e Tecnologia
Md	Médio
mg/L	Miligrama por Litro
Min	Mínimo
NI	Não Identificado
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
OD	Oxigênio Dissolvido
Oniv	Onívoro
ACP	Análise de Componentes Principais
PCBAP	Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai
pH	Potencial hidrogeniônico
Pisc	Piscívoro
PNMA	Programa Nacional do Meio Ambiente
Prof	Profundidade
Temp	Temperatura
Transp	Transparência
UFSCar	Universidade Federal de São Carlos
UNEMAT	Universidade do Estado de Mato Grosso
Vaz	Vazante

SUMÁRIO

1. Introdução.....	13
2. Objetivos.....	20
2.1 Objetivo geral.....	20
2.2 Objetivo específico.....	20
3. Justificativa.....	21
4. Material e métodos.....	22
4.1 Área de estudo.....	22
4.2 Coleta e análise dos dados.....	23
5. Resultados.....	26
5.1 Caracterização limnológica.....	26
5.1.1 Variações sazonais.....	26
5.1.1.1 Profundidade da coluna d'água.....	26
5.1.1.2 Oxigênio dissolvido.....	26
5.1.1.3 Temperatura da água.....	28
5.1.1.4 Condutividade elétrica da água.....	28
5.1.1.5 Potencial Hidrogeniônico – pH.....	28
5.1.1.6 Transparência da água.....	29
5.2 Estrutura da Ictiofauna	31
5.2.1 Diversidade e composição da ictiofauna.....	31
5.2.2 Categorização das espécies.....	32
5.2.3 Espécies abundantes e dominantes.....	35
5.2.4 Curva de importância relativa.....	38
5.2.5 Guildas tróficas.....	42
6. Discussão.....	48
6.1 Caracterização limnológica.....	48
6.1.1 Variações sazonais.....	48
6.1.1.1 Profundidade da coluna d'água.....	48
6.1.1.2 Oxigênio dissolvido.....	49
6.1.1.3 Temperatura da água.....	50
6.1.1.4 Condutividade elétrica da água.....	51
6.1.1.5 Potencial Hidrogeniônico – pH.....	52
6.1.1.6 Transparência da água.....	52
6.2 Ictiofauna.....	53
6.2.1 Categorização das espécies.....	54
6.2.2 Espécies dominantes e abundantes.....	57
7. Conclusões.....	62
8. Referências.....	63
9. Apêndices.....	72

1. Introdução

A melhor abordagem para o estudo de comunidades deve ser sin ecológica, ao nível de ecossistemas, pois se refere a um conjunto de espécies que podem ocorrer simultaneamente no tempo e no espaço (Begon *et al.* 1990). Algumas propriedades estruturais e funcionais das comunidades nos levam a uma melhor compreensão e aplicação de seus conceitos, além de disporem de inúmeros atributos mensuráveis, como composição, diversidade, dinâmica temporal e fenômenos de interdependência (Pinto-Coelho 2000).

Muitos estudos têm sido desenvolvidos a fim de compreender a composição da ictiofauna, pois o entendimento dos mecanismos funcionais da mesma constitui condição imprescindível para a avaliação das possíveis alterações ambientais e a definição de medidas mitigadoras dos impactos sobre o ambiente e seus diversos componentes (Hickson 1993), e para fornecer informações sobre o papel e a dinâmica ecológica de lagoas e baías marginais em diferentes bacias hidrográficas, destacando-se trabalhos como os de Bonetto *et al.* (1969) na Argentina, Lowe-McConnell (1964), Junk *et al.* (1983), Winemiller (1989a, 1989b, 1990, 1995, 1996a, 1996b, 1998) e Goulding (1979) na região amazônica, Sato *et al.* (1987) no Alto São Francisco e Mourão *et al.* (1988), Catella (1992), Agostinho *et al.* (1993), Resende (1999) e Suárez *et al.* (2001), entre outros, na planície pantaneira. Porém, pouco se pesquisou a respeito da região compreendida no Pantanal Norte, no município de Cáceres-MT, berço do Pantanal brasileiro.

Nesses sistemas ecológicos, os rios inundáveis caracterizam-se por apresentarem dois componentes diferenciados na região potâmica: o leito do rio propriamente dito e a planície inundável, os quais representam o rio em duas fases distintas, a seca e a cheia (Resende 1999). A importância dos ecossistemas de rio-planície de inundação é indiscutível, e seus estudos foram intensificados nos últimos cinquenta anos. Diversos trabalhos reportam informações de grandes rios da América do Sul, especialmente na Bacia Amazônica (Junk *et al.* 1989). Nesse sentido, a conectividade pode ser definida, atualmente, através da transferência de organismos, água, matéria orgânica, nutrientes e energia entre unidades ecológicas adjacentes (Heiler *et al.* 1995; Ward *et al.* 1999). Entretanto, a inclusão da conectividade no estudo da ecologia fluvial, como medida de interação entre os rios e os corpos d'água de suas respectivas planícies, assumiu importância especial somente a partir do trabalho dos franceses Amoros & Roux (1988).

Nesse mesmo sistema, a inundação das margens dos rios durante a época das chuvas propicia não apenas o aumento do número de *habitats* disponíveis a serem explorados pelos peixes, mas também é responsável pela redistribuição e dispersão, nos lagos e no canal principal do rio, de peixes jovens e adultos, assim como de ovos e larvas (Rodríguez & Lewis 1994).

Vários fatores determinam a estrutura da ictiofauna estabelecida nas regiões alagáveis (baías). Dentre esses fatores, podem ser citados os padrões de gênese desses locais, a influência da sazonalidade nas variáveis físicas e químicas e a diversidade biológica interdependente. Bonetto *et al.* (1969) já discutiam esses aspectos, enfocando que a dimensão dos corpos d'água, a profundidade, o tipo de fundo, o tipo de vegetação aquática e o teor de oxigênio dissolvido podem explicar as diferenças entre poças e lagoas do baixo rio Paraná. Resende (1999) discute que não se sabe ao certo em que nível a distribuição e a abundância das espécies entre os *habitats* na estação seca são questão de chance ou escolha, porém afirma que, durante e após o processo de reprodução, larvas e alevinos são carreados para meandros abandonados, vazantes e corixos, onde encontram condições favoráveis contra predadores e alimento farto, caracterizando esses ambientes como verdadeiros “berçários”, os quais desempenham um papel ecológico importante na reposição dos estoques ícticos da região pantaneira.

Observando-se as interações ecológicas existentes no ecossistema pantaneiro, o ciclo de inundação anual pode ser considerado um dos fenômenos mais importantes para a manutenção da dinâmica biológica na ictiofauna, fato observado na expansão das áreas alagadas e no tempo em que essas águas permanecem isoladas, disponibilizando *habitat*, abrigo e alimento para uma vasta fauna aquática, destacando-se a fauna íctica (Catella 1992), a qual utiliza diferentes estratégias de sobrevivência de acordo com esse ciclo de inundação. Cabe ainda acrescentar que as diferenças relacionadas ao solo, à vegetação e ao clima contribuem sensivelmente para o estabelecimento de fatores limitantes ao desenvolvimento da fauna íctica, influenciados por diferenciações limnológicas características, mesmo recebendo o aporte hídrico de um mesmo tributário.

As baías formadas nas áreas de abrangência do pulso de inundação são exemplos reais de que a interação entre os fatores bióticos e abióticos pode caracterizar e/ou diferenciar um determinado ambiente, bem como descrever o surgimento de fenômenos inerentes aos processos fisiológicos, pautados nos níveis tróficos de energia, pois os organismos vivos (meio biótico) estão inter-relacionados com o seu ambiente não vivo (meio

abiótico). Pautando-se nisso, o ecossistema torna-se uma unidade básica na ecologia, ocorrendo interações através do fluxo de energia, contribuindo para a manutenção das comunidades presentes e sistematizando a ciclagem de material entre os meios biótico e abiótico (Odum 1983).

Considerando a gênese de lagos, baías e corixos na área pantaneira, observamos que, em sua grande maioria, possuem uma profundidade pequena, raramente ultrapassando dois metros de profundidade, o que torna esses corpos d'água suscetíveis às alterações de temperatura, oxigênio dissolvido, matéria orgânica, pH e salinidade, principalmente durante o período de vazante/seca, interagindo de forma direta na comunidade aquática local. Segundo Esteves (1998), é possível distinguir os lagos do Pantanal Mato-Grossense em dois tipos: os de água doce, que periodicamente (durante as cheias) se conectam com os rios; e os de água salobra ("salinas"), que se encontram afastados, fora do alcance das cheias, e permanecem, portanto, isolados.

No período das águas baixas (vazante), na área de inundação dos rios, lagos, lagoas e meandros abandonados tornam-se independentes, mas algumas vezes canais abandonados, recobertos por vegetação herbácea, auxiliados pela permeabilidade do solo, mantêm essa conexão. Nas grandes "baías", a direção do fluxo d'água depende da fase hidrológica: dirige-se para o rio na fase de vazante/seca e se inverte na fase de enchente, podendo voltar novamente a correr para o rio, já em plena cheia, após a coalescência com todo o sistema. Esse fato foi observado nas duas baías abordadas neste trabalho, o que pode definir o Pantanal como um grande ecótono, pois extensas áreas permanecem submersas por inundação (rios) ou alagamentos (chuvas e elevação do lençol freático) por até 8 meses de um ano hidrológico (Calheiros e Ferreira 1997).

A área de abrangência da inundação e o tempo de permanência das águas nos campos ditam a disponibilidade de *habitat* e alimentação para peixes, crustáceos, aves, répteis, muitos mamíferos, plantas aquáticas e semiaquáticas, condicionando sua abundância e seu comportamento reprodutivo (Bonetto *et al.* 1981; Catella 1992; Cordiviola de Yan 1992; Campos 1991; Junk *et al.* 1989).

Junk *et al.* (1989) também definem planícies inundáveis como sendo áreas periodicamente inundadas por sobrefluxo lateral de rios e lagos, pela precipitação direta ou pela água subterrânea, resultando em condições físicas e químicas que leva a biota a responder com adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas, fenológicas e/ou etológicas

e a produzir estruturas de comunidade características para esses sistemas. Então, as planícies inundáveis são zonas de transição entre o ambiente aquático (lótico e lêntico, ou seja, rios e lagos marginais) e o terrestre. Tais ambientes de transição, denominados “ecótonos”, apresentam alta biodiversidade e estão entre os mais produtivos do mundo (Petts 1990). Sistemas de rio-planície de inundação são ecossistemas espaço-temporalmente dinâmicos, sujeitos a ciclos de expansão, contração e fragmentação (Stanley *et al.* 1997; Malard *et al.* 2000), sendo o grau de conectividade entre os biótopos considerado um importante componente do *habitat* (Jungwirth 1998; Tockner & Ward 1999).

A dinâmica hidrológica sazonal, comum nas regiões tropicais, tem influência direta sobre as comunidades de peixes (Mérona & Bittencourt 1993; Rodríguez & Lewis 1994; 1997; Tejerina-Garro *et al.* 1998). A dinâmica hidrológica pode ser descrita em três períodos distintos: estiagem, cheia e transição entre cheia e seca (vazante e enchente). Essas mudanças podem ser evidenciadas principalmente pelo maior aporte de água recebido pelos tributários e pelas mudanças físicas e químicas do ambiente aquático. Esses fatores são importantes e definem as variações na densidade, na diversidade e na estrutura trófica das populações de peixes nesses ambientes, refletindo as alterações das condições ambientais e de recursos durante esses períodos (Winemiller 1989a). Lowe-McConnell (1999) ressalta a importância da conectividade em planícies de inundação como chave da estrutura das comunidades de peixes tropicais.

Nas áreas de inundação tropicais, os índices de diversidade e riqueza dos organismos aquáticos são elevados (Moss 1995; Winemiller 1996a; Junk *et al.* 1997; Junk 2000; Welcomme 2000), o que se deve à grande disponibilidade de *habitats* e a uma ampla rede trófica, características de ambientes com variações sazonais marcantes (Junk *et al.* 1989; Winemiller 1996b). Dessa forma, a estrutura da ictiofauna sofre mudanças sazonais nesses ambientes, compreendendo os aspectos reprodutivos e alimentares, marcados pelas variações físicas e químicas (Rodríguez & Lewis 1997; Tejerina-Garro *et al.* 1998), disponibilidade de alimento (Winemiller 1990; Lowe-McConnell 1999) e movimentos migratórios (Person *et al.* 1996; Winemiller & Jepsen 1998), que podem estar ligados tanto à reprodução como à alimentação.

Essas variações, dentro do ciclo anual de cheia e seca, garantem um dos fenômenos ecológicos mais importantes que ocorrem na planície de inundação pantaneira, pois controla sua estrutura e seu funcionamento, desempenhando papel preponderante na

ciclagem de nutrientes e na disponibilidade de diferentes *habitats*, proporcionando um ambiente altamente produtivo para macrófitas aquáticas, algas, bactérias, protozoários, inúmeros invertebrados, aves e peixes (Alho *et al.* 1988; Bayley 1989; Bonetto *et al.* 1969).

Assim sendo, em relação aos diversos processos ecológicos envolvendo a ictiofauna local, há a concepção de que as variações ambientais incidentes nos ambientes alagáveis são fatores limitantes à reprodução de inúmeras espécies ícticas, formando uma cadeia alimentar peculiar às características de cada ambiente límnic (Esteves 1998). Partindo-se desses aportes, a organização trófica nos ambientes lacustres, bem como a dinâmica de comunidades ali contidas, observando-se a interação temporal desses ambientes com tributários maiores, é ainda objeto direto de muitos estudos, necessitando de uma interação entre os conceitos ecológicos, limnológicos e de toda estrutura fisiológica dos organismos envolvidos, buscando-se compreender os aspectos alimentares e reprodutivos de peixes da bacia pantaneira.

A qualidade do ambiente aquático pode ser determinada por meio de medidas quantitativas com determinações físicas e químicas na água, no material particulado e nos organismos ou através de testes bioquímico-biológicos (medidas de DBO, testes de toxicidade, etc) ou ainda por meio de medidas semiquantitativas e qualitativas, tais como índices bióticos, aspectos visuais, inventário de espécies, odor, etc. Essas determinações são realizadas em campo e no laboratório e produzem vários tipos de dados que fornecem diferentes interpretações técnicas (Meybeck & Helmer 1992).

Segundo Esteves (1998), dentre as variáveis ambientais, a temperatura foi a primeira a ser analisada, destacando-se o trabalho de Saussure, em 1779, ocasião em que se mediu pela primeira vez a temperatura de lagos alpinos na Suíça. Ainda segundo o autor, Hoppe-Seyle, em 1895, atribuiu o déficit de oxigênio à decomposição de matéria orgânica por organismos presentes no ambiente aquático, contribuindo para a análise de diversos fenômenos observados em ambientes lacustres.

Dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio (O₂) é um dos mais importantes na dinâmica e na caracterização de ecossistemas aquáticos. As principais fontes de oxigênio para a água são a atmosfera e a fotossíntese. Por outro lado, suas perdas ocorrem pelo consumo na decomposição de matéria orgânica (oxidação), para a atmosfera, pela respiração de organismos aquáticos e pela oxidação de íons, como, por exemplo, o ferro e o

manganês. A saturação de oxigênio é entendida como sendo a quantidade máxima de oxigênio que pode ser dissolvida na água em determinada pressão e temperatura.

A condutividade elétrica é a habilidade ou a capacidade da água de conduzir corrente elétrica devido à concentração dos íons presentes. Essa composição iônica é influenciada pela geologia da bacia de drenagem e da bacia de acumulação do ecossistema lacustre, bem como pela água da chuva (Pinto-Silva 2002). Ainda segundo esse autor, o aquecimento térmico produz nos ecossistemas aquáticos os gradientes verticais de temperatura que influenciam todos os processos que ocorrem na coluna d'água, tais como aceleração das reações químicas e difusão dos gases, decomposição, reciclagem e distribuição dos nutrientes, atividades fotossintéticas e produção primária.

Com isso, grandes rios, como o Paraguai, com grandes planícies de inundação, como na região do Pantanal, apresentam um potencial de produção pesqueira muito elevado, na medida em que essas áreas de inundação constituem o ambiente onde os peixes encontram alimento e abrigo. São os chamados lares de alimentação (Resende & Palmeira 1999). Essa produção pesqueira sustenta uma atividade econômica significativa para os municípios que estão inseridos na bacia, na forma de pesca profissional e esportiva. As informações necessárias a um melhor manejo dos recursos pesqueiros foram incrementadas nos últimos anos, sendo referentes à biologia e à ecologia dos peixes (Resende *et al.* 1996; Resende *et al.* 1997; Resende *et al.* 2000 a, b; Pereira & Resende 1997; Resende & Santos 2002), à estrutura e à dinâmica de comunidades de peixes em ambientes inundáveis do baixo rio Miranda (Resende & Palmeira 1999) e as condições limnológicas dos ambientes de ocorrência dos peixes (Calheiros & Ferreira 1997; Calheiros *et al.* 2000; Oliveira & Calheiros 2000). Welcomme (1979, 1985), Junk *et al.* (1989) e Junk (1980, 1997, 2001) debateram intensamente o conceito dos pulsos de inundação nos rios que possuem planícies de inundação desenvolvidas nos ambientes tropicais sul-americanos.

Nutrientes inorgânicos transportados do rio para a planície de inundação são utilizados por diferentes comunidades de produtores primários durante as fases terrestres e aquáticas para produzir matéria orgânica que é utilizada por comunidades consumidoras aquáticas e terrestres, resultando em produção primária e secundária altas. Ciclos internos de matéria orgânica e nutrientes correlatos entre a fase terrestre e a aquática resultam em acumulação de nutrientes na planície de inundação, o que a capacita a funcionar em um nível

trófico mais alto do que o esperado apenas pela entrada de nutrientes pelas águas do rio (Junk 2001).

Dessa forma, os processos biológicos e biogeoquímicos no sistema rio-planície de inundação são descritos pelo conceito do pulso de inundação, que considera as trocas laterais entre o rio e suas planícies de inundação, bem como a mudança e as trocas entre a fase terrestre e a aquática nessa mesma planície. A importação de material orgânico particulado e dissolvido do curso superior é de pouca importância, devido à pequena quantidade e à baixa qualidade em comparação com a produção de matéria orgânica na planície de inundação. O canal do rio funciona como rota de migração e dispersão e refúgio para os organismos durante o período de águas baixas, como relata Junk (2001) e conforme já observado por Resende & Palmeira (1999) no rio Miranda. Relacionando-se esses dados às comunidades ícticas, pode-se concluir que as planícies de inundação possuem as faunas fitoplanctônica, zooplanctônica, perifitônica e perizoônica suficientemente desenvolvidas para suportar a alimentação e o desenvolvimento de larvas e alevinos de peixes em uma produção mais elevada do que aquelas provenientes de áreas permanentemente inundadas ou apenas da produção proveniente do canal do rio.

Por outro lado, os grandes rios sul-americanos possuem uma fauna ictiológica particular no que tange à diversidade e à abundância de peixes detritívoros que se alimentam de matéria orgânica proveniente dessa flutuação fase terrestre-fase aquática. É de se esperar que nessas condições de incorporação de nutrientes e matéria orgânica encontre-se uma comunidade diversificada com uma estrutura trófica bastante diversificada e rica, composta de espécies detritívoras, herbívoras, onívoras, carnívoras e insetívoras. É de se esperar, também, que se encontrem espécies com estratégias de vida e hábitos alimentares específicos vivendo nesses tipos de ambiente, diferentemente do que ocorre em rios que não tenham planícies de inundação desenvolvidas.

Com o uso continuado dos recursos naturais, somado à degradação ambiental, a ictiofauna vem sofrendo ao longo do tempo pressões que podem moldar ou alterar consideravelmente as suas relações ecológicas. Com isso, busca-se propor alternativas mitigadoras e também modelos ecológicos que indiquem tais alterações, bem como a necessidade de monitorar e controlar tais modificações.

2. Objetivos

2.1 Objetivo geral

O objetivo deste projeto é avaliar a ictiofauna, observando as alterações hídricas da região pantaneira na porção Norte do rio Paraguai (Sistema de Baías Caiçara) e utilizando como referência o papel do pulso de inundação na riqueza e na biodiversidade de peixes em ambiente inundável.

2.2 Objetivos específicos

Caracterizar limnologicamente os ambientes inundáveis quanto à temperatura, ao oxigênio dissolvido, ao pH, à condutividade e transparência, avaliando o papel do pulso de inundação e compreendendo suas funções na manutenção do equilíbrio ecológico desses ambientes;

Determinar a riqueza e a diversidade da ictiofauna, levando ao entendimento da estrutura da ictiofauna na região pantaneira;

Determinar as estratégias de ocupação da baía pela ictiofauna quanto às variações espaço-temporais;

3. Justificativa

A fim de que tenhamos uma pesca sustentável, bem como a conservação do Pantanal, é essencial o entendimento dos processos ecológicos que comandam/controlam a biodiversidade e a produção pesqueira no Pantanal. O pulso de inundação, através da disponibilização de fontes alimentares provenientes dessas interações entre a fase seca e cheia se apresenta como um fator responsável pela biodiversidade e pela produção pesqueira, aliado a influência de entorno. Entendendo-se as interações decorrentes dos pulsos de inundação (altura das cheias), será possível subsidiar com eficiência a administração sustentável dos recursos pesqueiros, bem como a conservação da fauna dependente dos peixes (aves aquáticas, como tuiuiús, cabeças-secas, biguás, garças, socós, etc.; mamíferos, como lontras e ariranhas; e répteis, como jacarés), e prever os impactos provenientes das alterações dos pulsos de inundação nesse ambiente, através de um novo paradigma científico, mostrando que em sistemas inundáveis, como o Pantanal e outros semelhantes, o processo ecológico essencial que comanda a biodiversidade e a produção pesqueira é o pulso de inundação.

Através do entendimento do funcionamento dos sistemas inundáveis, como o Sistema de Baías Caiçara, que abriga mais de 63% da ictiofauna pantaneira, será possível desenvolver novas formas de aproveitamento sustentável dos recursos pesqueiros desses ambientes, possivelmente procurando correlacionar a altura de inundação do rio com a produção pesqueira que pode ser esperada, possibilitando a manutenção da atividade pesqueira de forma sustentável, favorecendo as comunidades de pescadores dependentes desses ambientes, bem como o aproveitamento de espécies consideradas não nobres, agregando valor, gerando renda e emprego, levando à manutenção dos ambientes inundáveis conforme a compreensão do seu funcionamento.

4. Material e métodos

4.1. Área de estudo

Localizado no Noroeste do estado do Mato Grosso, o município de Cáceres-MT possui, entre seus limites, ecossistemas distintos, como as regiões do Cerrado, do Pantanal e da Floresta Amazônica. O Rio Paraguai, principal formador do Pantanal, tem suas nascentes na Serra de Tapirapuã, na região Norte de Mato Grosso, onde predomina uma floresta de transição. É o principal formador da Bacia do Alto Paraguai (BAP), com área aproximada de 360.000 km², abrangendo parte do Mato Grosso e do Mato Grosso do Sul (PCBAP 1997a), com precipitação anual média de 1.599 mm e temperatura média de 24°C, máxima de 42°C e mínima de 11°C. O clima da BAP não apresenta variação de tipo, podendo toda a região ser descrita como clima tropical de savana (AW), de acordo com a classificação de Köppen (Vianello & Alves 2000), mesmo sendo possível verificar, em alguns locais, características entre clima úmido e semi-árido (PCBAP 1997a).

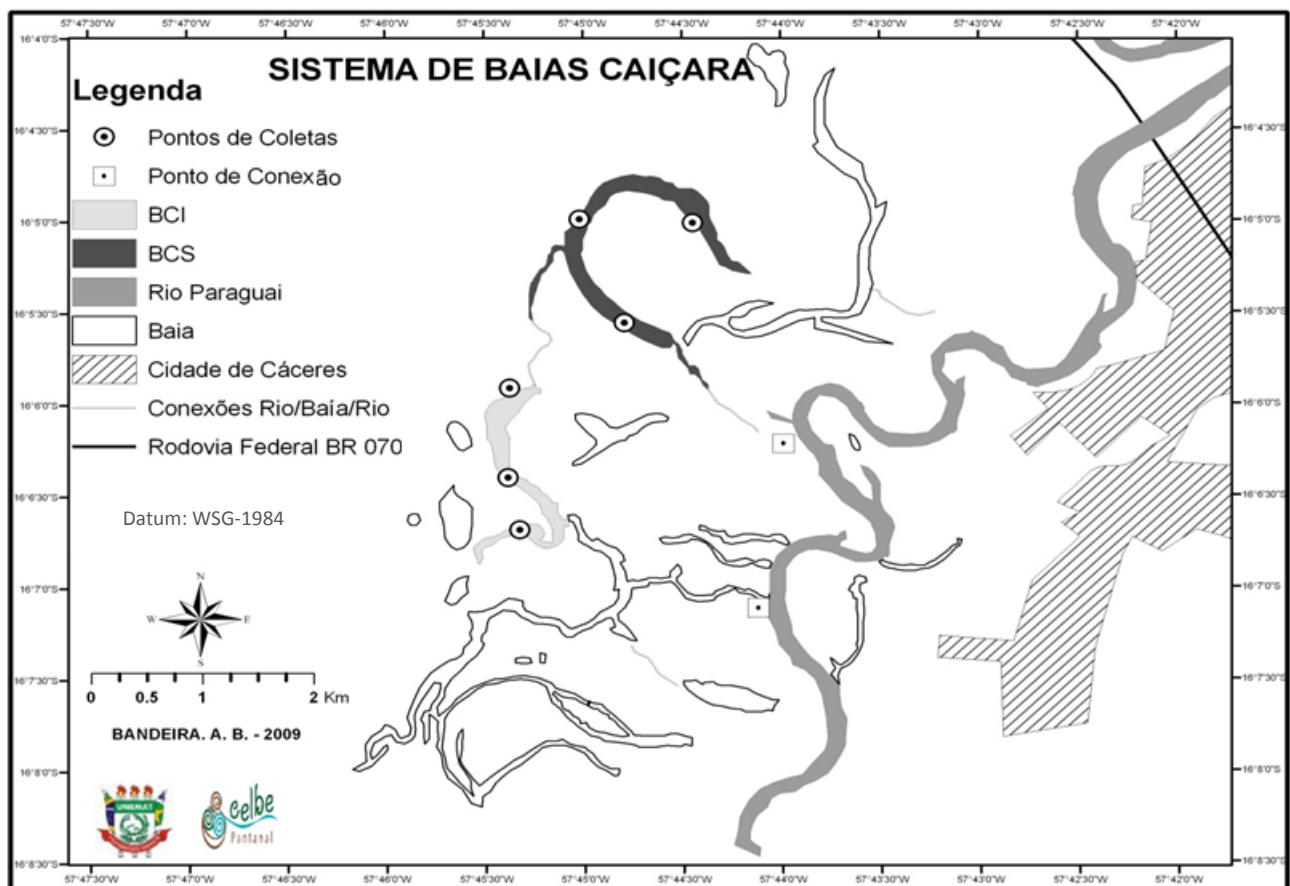


Figura 1 – Localização do Sistema de Baías Caiçara e pontos de coleta. Pantanal Norte, Cáceres-MT.

Os meses de novembro a março englobam o período de chuvas e contribuem para a formação de baías, corixos e o alagamento de campos, marcando também o início do período de reprodução de grande parte dos peixes dessa região. Nos meses de julho a setembro, observa-se um déficit de água no sistema, onde as baías e os pequenos corixos contribuem para a alimentação de um grande número de aves e outros animais. A baixa declividade, aliada à sazonalidade pluvial, provoca inundações na planície pantaneira, que chegam a durar de 4 a 6 meses ao longo do rio Paraguai e de 2 a 3 meses ao longo de seus principais tributários (Carvalho 1984), cobrindo uma área de aproximadamente 140.000 km².

Dentre os vários sistemas de baías formados pela inundação lateral, destaca-se o Sistema de Baías Caiçara, composto por inúmeras baías, sendo que no período de estiagem a grande maioria delas é desconectada do rio Paraguai, e apenas uma mantém essa conexão no período de águas baixas. A conexão é total no período das cheias. Esse sistema está localizado próximo à cidade de Cáceres, na margem direita do rio Paraguai, entre as coordenadas 16°07'03''S e 57°44'07''W (figura 1). Pode ser caracterizado como um ambiente lântico no período de estiagem e semilótico nos outros três períodos sazonais (enchente, cheia e vazante), observando-se, também, o formato de ferradura em algumas das baías, característico de meandros abandonados da calha do rio. Está localizado a jusante da cidade de Cáceres, tendo acesso tanto por via terrestre como por via aquática (figura 1).

Nesse ambiente, os ciclos de inundação são muito marcantes, com registros de formação de vegetação arbórea em áreas inundáveis durante o ciclo seco. Essas áreas voltam a ser inundadas no ciclo de cheia, provocando a morte de toda a vegetação que tinha se estabelecido naqueles locais (PNMA 1997, *apud* PCBAP 1997b). A vegetação seca é mesclada por vários tipos de vegetação higrófila nas áreas inundadas, conforme descrito por Prance & Schaller (1982).

4.2 Coleta e análise dos dados

Para a captura de peixes associados às macrófitas aquáticas utilizou-se tela de material plástico, tipo mosquiteiro, armada em estrutura metálica, com 105 cm de largura, 205 cm de comprimento e 100 cm de altura. Os peixes de áreas abertas foram capturados com rede de arrasto de 25 m x 4 m x 4 mm. Para a ictiofauna de ambientes mais profundos (ou períodos de cheia), utilizaram-se tarrafas de diferentes malhagens e alturas. Em área limnética foram utilizadas redes de emalhar com as seguintes medidas: M2 - rede de emalhar com 2 centímetros entre nós, 35 metros de comprimento e 1,7 metros de altura; M3 - rede de

emalhar com 3 centímetros entre nós, 35 metros de comprimento e 1,7 metros de altura; M4 - rede de emalhar com 4 centímetros entre nós, 35 metros de comprimento e 1,7 metros de altura; M5 - rede de emalhar com 5 centímetros entre nós, 35 metros de comprimento e 1,8 metros de altura; M6 - rede de emalhar com 6 centímetros entre nós, 35 metros de comprimento e 1,8 metros de altura.

As coletas foram realizadas bimestralmente de setembro de 2005 a setembro de 2007, compreendendo períodos diurno e noturno. As amostras foram separadas em dois ciclos (2005-2006 e 2006-2007). Durante as incursões a campo também foram obtidos os dados das variáveis físicas e químicas (oxigênio dissolvido (mg/L e %), condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$), temperatura do ar e da água ($^{\circ}\text{C}$), nível da água (m), transparência da coluna d'água/Secchi (m) e concentração de íons de hidrogênio – pH) com a utilização de sonda multi-parâmetros, além de um disco de Secchi.

Além de medidas de profundidade nos locais de coleta, foram obtidos dados através da régua instalada pela Marinha do Brasil na Agência Fluvial de Cáceres.

Os peixes capturados, depois de fixados em formalina a 4%, foram transportados para o laboratório de Zoologia da Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT, no Campus de Cáceres, onde foram identificados, medidos em seu comprimento total (CT) e comprimento padrão (CP) e pesados. Foi efetuada incisão na área abdominal para determinação de sexo e estágio de maturação gonadal e foram retirados os tratos digestivos para definição de dieta alimentar.

Após os dados serem tabulados, foram obtidos os valores referentes à riqueza e à abundância de espécies (Dajoz 1974), correspondentes à contagem do número de espécies por período de amostragem, e também foi avaliada a constância de ocorrência das espécies, dada por:

$$C_i = \frac{\text{número de amostras com espécie } i \times 100}{\text{número total de amostras}} \quad (1)$$

Onde,

$C_i > 50\%$ - espécies constantes

$25\% \geq C_i \leq 50\%$ - espécies acessórias

$C_i < 25\%$ - espécies acidentais

A importância numérica das espécies foi definida conforme proposto por Lobo & Leighon (1986), sendo consideradas espécies abundantes aquelas cuja ocorrência numérica supera o valor médio total do número total de indivíduos de uma amostra e espécies

dominantes aquelas cuja ocorrência numérica supera 50% do número total de indivíduos das espécies de uma amostra.

Para as comunidades de peixes encontradas nos diferentes períodos de amostragem, foram efetuadas as análises de curva de abundância relativa, a qual consiste na relação gráfica entre o número de indivíduos para cada espécie.

A diversidade foi obtida utilizando-se o índice de Shannon-Wiener (Magurran 1988), sendo descrita como:

$$H = - \sum p_i \ln p_i \quad (2)$$

Onde:

p_i = frequência de cada uma das espécies;

\ln = logaritmo natural.

Uma espécie será considerada abundante quando seu valor for maior do que o valor médio, sendo,

$$N_i \times P_i \times 100 / \sum N_i \times P_i \quad (3)$$

Onde:

N_i = número de exemplares da espécie i ;

P_i = peso da espécie i .

Para a comparação das variáveis físicas e químicas e dos dados bióticos foi realizada uma análise de componentes principais (ACP), e para cada variável analisada foram procuradas possíveis correlações entre si e com os parâmetros físicos e químicos do ambiente para determinar os padrões de ocorrência dos peixes e foi aplicada uma análise de correspondência (AC), considerando os períodos sazonais (cheia, vazante, estiagem e enchente) e as espécies coletadas em cada ambiente, agrupadas em guildas tróficas, a fim de determinar os padrões de distribuição das mesmas. Foi utilizado o programa XLSTAT 2009.6.01.

5. Resultados

5.1. Caracterização limnológica

5.1.1 Variações sazonais

A variação hídrica no Pantanal Norte está ligada diretamente ao pulso de inundação exercido pelo rio Paraguai e por seus afluentes, promovendo alterações cíclicas nas variáveis físicas e químicas da água. Com isso, paralelamente às coletas da ictiofauna, também foram obtidas as variáveis físicas e químicas e a variação hídrica entre os meses de setembro de 2005 e setembro de 2007, tanto no rio Paraguai como no Sistema de Baías Caiçara. Uma análise aglomerativa hierárquica e uma análise de componentes principais (ACP) compreendendo as variáveis físicas e químicas nesse sistema durante os períodos sazonais, obtidas de setembro de 2005 a setembro de 2007, contribuem para o entendimento dos resultados desse trabalho.

5.1.1.1. Profundidade da coluna d'água

Nos períodos de estiagem, nos meses de julho a setembro, a BCS permaneceu totalmente desconectada do rio Paraguai, e a BCI obteve um menor aporte hídrico do canal principal, porém manteve sua conexão, permitindo o fluxo de entrada e saída de peixes e demais organismos. Nos meses de novembro e dezembro de 2005 e 2006, período de enchente, registrou-se o restabelecimento da conexão entre a BCS e o rio e também com a BCI, marcando, assim, o período de enchente devido ao aumento da precipitação e, conseqüentemente, do nível do Rio Paraguai. O maior nível observado no Rio Paraguai foi em abril de 2006, no final do período de enchente, com 502 cm (figura 2), e os níveis hídricos mais baixos foram observados em setembro de 2005 e 2007 (114 cm).

5.1.1.2. Oxigênio dissolvido

Durante todo o período amostral, a concentração de oxigênio dissolvido variou de 0,67 a 5,94 mg/L na BCS e de 0,64 a 5,87 mg/L na BCI. Não se observa diferença significativa quando comparados os dois ambientes (BCS e BCI) em relação à disponibilidade de oxigênio dissolvido ($P=0,777$). Tanto na BCS como na BCI, nota-se uma correlação negativa entre os valores de oxigênio dissolvido e a profundidade do ambiente, sendo que na BCI essa correlação é dada por $R^2=-0,716$ e na BCS por $R^2=-0,686$.

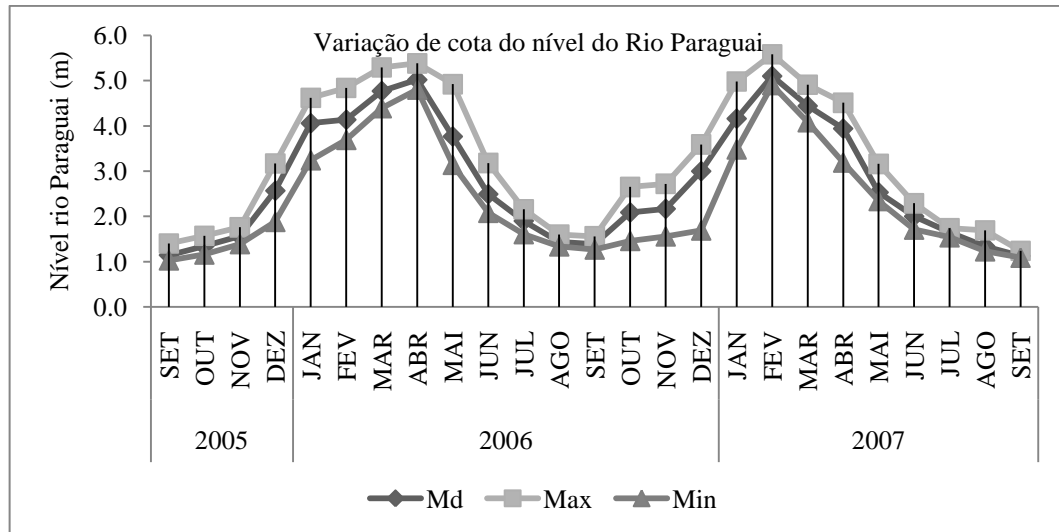


Figura 2 – Variação de cota do nível do Rio Paraguai durante o período de setembro de 2005 a setembro de 2007. Md=Valores médios; Max=Valores máximos; Min=Valores mínimos. Fonte: Agência Fluvial da Capitania de Cáceres. Marinha do Brasil.

Quando observados os períodos sazonais, no período de cheia, devido ao aporte de material carregado das áreas circunvizinhas e pelo rio Paraguai, levando a uma maior demanda de oxigênio por agentes decompositores, encontraram-se, respectivamente, 1,13 e 1,37 mg/L para a BCS e a BCI (tabela I). No mês de janeiro de 2006, no período de enchente, devido ao maior aporte hídrico e de material orgânico carregado e inundação da vegetação lateral, houve uma maior redução nos teores de oxigênio dissolvido, tendo sido o único período em que os valores ficaram abaixo de 1,0 mg/L, crítico para a manutenção da vida nesse ambiente. Para o período de estiagem, houve valores médios de 4,79 e 5,01 mg/L de oxigênio dissolvido para a BCS e a BCI, respectivamente, o que foi evidenciado na análise de componentes principais e na tabela I. Em setembro de 2005, após a coalescência do sistema, característica do final do período de vazante, a disponibilidade de oxigênio dissolvido ficou próxima de 6,0 mg/L (apêndice III), considerada boa para a manutenção dos aspectos fisiológicos da ictiofauna desses ambientes. Tanto para a BCS como para a BCI, os períodos sazonais foram significativamente diferentes em relação à disponibilidade de oxigênio dissolvido ($P=0,0001$). A variação dos teores de oxigênio entre os períodos sazonais foi preponderante no agrupamento dos mesmos períodos, porém em ambientes diferentes, como observado na figura 16.

Na tabela I, observam-se os valores de oxigênio dissolvido (OD mg/L), temperatura ($^{\circ}\text{C}$), condutividade ($\mu\text{S s}^{-1}$), potencial hidrogeniônico (pH) e profundidade (cm), obtidos no Sistema de Baías Caiçara entre setembro de 2005 e setembro de 2007 em

diferentes períodos de cheia, vazante, estiagem e enchente para as baías Caiçara Superior (BCS) e inferior (BCI).

Tabela I – Valores de oxigênio dissolvido (OD mg/L), temperatura (°C), condutividade ($\mu\text{S s}^{-1}$), potencial hidrogeniônico (pH) e profundidade (cm), obtidos no Sistema de Baías Caiçara entre os períodos de setembro de 2005 e setembro de 2007. Pantanal Norte. Cáceres-MT. BCS=Baía Caiçara Superior; BCI=Baía Caiçara Inferior.

Período/Local	OD mg/L	Temp °C	Cond. ($\mu\text{S s}^{-1}$)	pH	Transp. Cm	Prof. Cm
Cheia – Bcs	1.13	29.55	37.02	6.18	128.70	428.00
Cheia – Bci	1.37	29.50	36.53	6.51	118.93	451.89
Vazante – Bcs	3.30	27.85	23.30	6.85	36.63	110.00
Vazante – Bci	3.03	28.59	24.15	6.58	46.41	124.70
Estiagem – Bcs	4.79	26.64	43.62	6.88	23.89	37.02
Estiagem – Bci	5.01	29.16	46.45	7.11	31.11	66.81
Enchente – Bcs	3.26	29.61	66.66	6.82	33.59	128.26
Enchente – Bci	3.36	30.96	49.29	7.01	36.89	147.59

5.1.1.3. Temperatura da água

As maiores médias para a temperatura da água foram observadas no período de enchente, tanto para a BCS como para a BCI (tabela I). A coleta do mês de outubro de 2006 na BCI foi a que obteve a maior temperatura, com 31,35 °C. Esse dado foi confirmado pela análise de correspondência (figura 3b). A menor temperatura da água (22,33°C) foi obtida em agosto de 2006 na BCS (apêndice III). Não se observou diferença entre a BCS e a BCI em relação à temperatura da água ($P=0,347$), porém notaram-se disparidades entre os períodos amostrados em ambos os ambientes ($P=0,0001$).

5.1.1.4. Condutividade elétrica da água

Para a condutividade elétrica, observaram-se maiores valores na enchente (figuras 15a e 15b), tendo o mês de novembro de 2005 sido o de maior condutividade elétrica da água ($84,19 \mu\text{S s}^{-1}$). Os menores valores foram obtidos na vazante (tabela I), nos meses de maio, tanto para a BCS como para a BCI (apêndice III). Não houve diferença significativa entre os ambientes amostrados ($P=0,293$), porém observaram-se disparidades consideráveis entre os períodos dentro de cada ambiente ($P=0,0001$).

5.1.1.5. Potencial hidrogeniônico – pH

As maiores médias para o pH foram obtidas nos períodos de estiagem e enchente, com 7,11 e 7,01 para a BCI e 6,88 e 6,82 para a BCS, respectivamente (tabela I),

valores próximos à neutralidade. Os valores para o pH estiveram entre 5,66 e 7,50, sendo que em janeiro de 2006 a BCS apresentou o menor valor (5,66), com águas mais ácidas, e em setembro de 2005 a BCI possuiu o maior valor (7,50). Pouca diferença foi observada entre os ambientes amostrados para essa variável ($P=0,016$). As diferenças entre os períodos amostrais em cada ambiente ($P=0,0001$) foram muito maiores.

5.1.1.6. Transparência da água

A transparência da água, obtida através de um disco de Secchi, foi maior no final do período de cheia, tanto para a BCS como para a BCI, com 128 e 118 cm, respectivamente, para os dois ambientes (tabela I e figuras 3a e 3b). Para essa variável, também não se encontraram diferenças significativas entre os dois ambientes ($P=0,656$). Nos meses que compõem o período de estiagem, na maioria dos pontos amostrados, a transparência foi total, devido à baixa profundidade dos pontos em questão. Quando considerados os períodos amostrais em cada ambiente, observou-se diferença significativa para essa variável, tanto para a BCS ($P=0,002$) como para a BCI ($P=0,0003$).

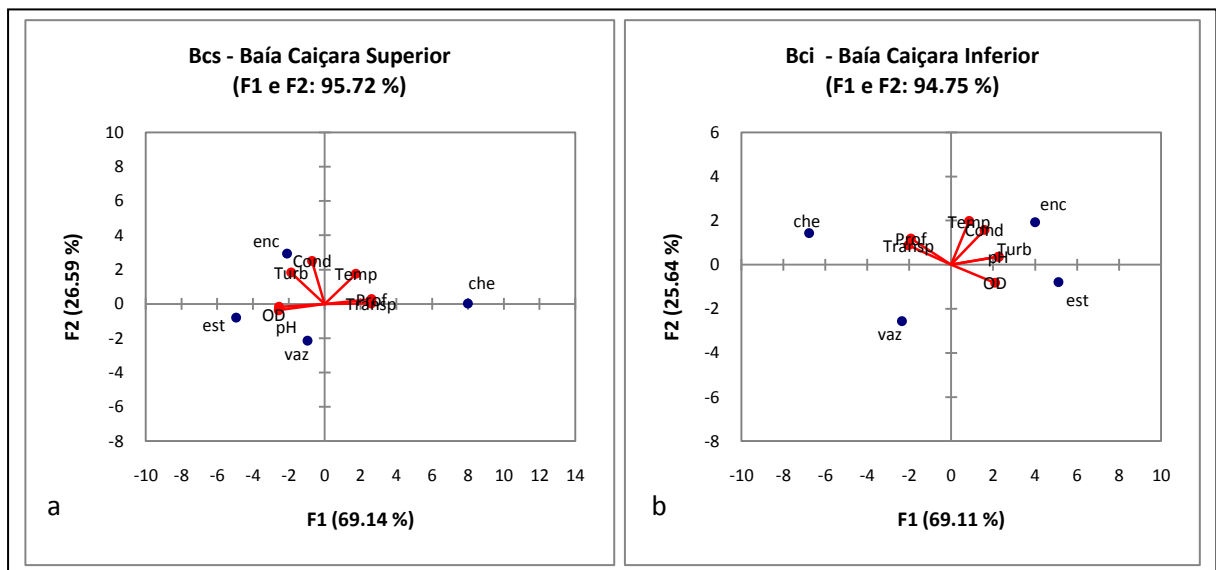


Figura 3 – Análise de componentes principais (ACP) entre os períodos sazonais e as variáveis físicas e químicas no Sistema de Baías Caiçara, com dados obtidos de setembro de 2005 a setembro de 2007. 15a) BCS = Baía Caiçara Superior; 15b) BCI = Baía Caiçara Inferior. (Est = Estiagem; Che = Cheia; Vaz = Vazante; Enc = Enchente; Cond = Condutividade; Turb = Turbidez; Temp = Temperatura; Prof = Profundidade; Transp = Transparência; OD = Oxigênio dissolvido; pH = Potencial hidrogeniônico.)

Quando considerados os dados físicos e químicos dos dois ambientes amostrados em cada período sazonal, através da análise aglomerativa hierárquica, observou-se (figura 4) a formação de 3 grupos bem distintos entre si, sendo o primeiro composto pelos

períodos de enchente e vazante, considerados intermediários entre os demais, o segundo constituído pelo período de cheia e o terceiro formado pelo período de estiagem.

Entre os ambientes e os períodos sazonais, a similaridade de Sorensen ficou acima de 0,95 em todos os períodos, sendo que a vazante e a cheia foram os mais similares, próximos de 1,0.

Com isso, observaram-se variações sazonais às quais esses ambientes estão submetidos, podendo influenciar também na composição da estrutura de comunidades em ambientes sazonalmente inundados. Tanto os períodos sazonais como os ambientes estavam pareados, mostrando uma alta similaridade entre a BCS e a BCI considerando-se as variáveis físicas e químicas. Esses dados não levaram em conta a conectividade, fator que pode determinar os padrões de distribuição da ictiofauna local, conforme observado na figura 4.

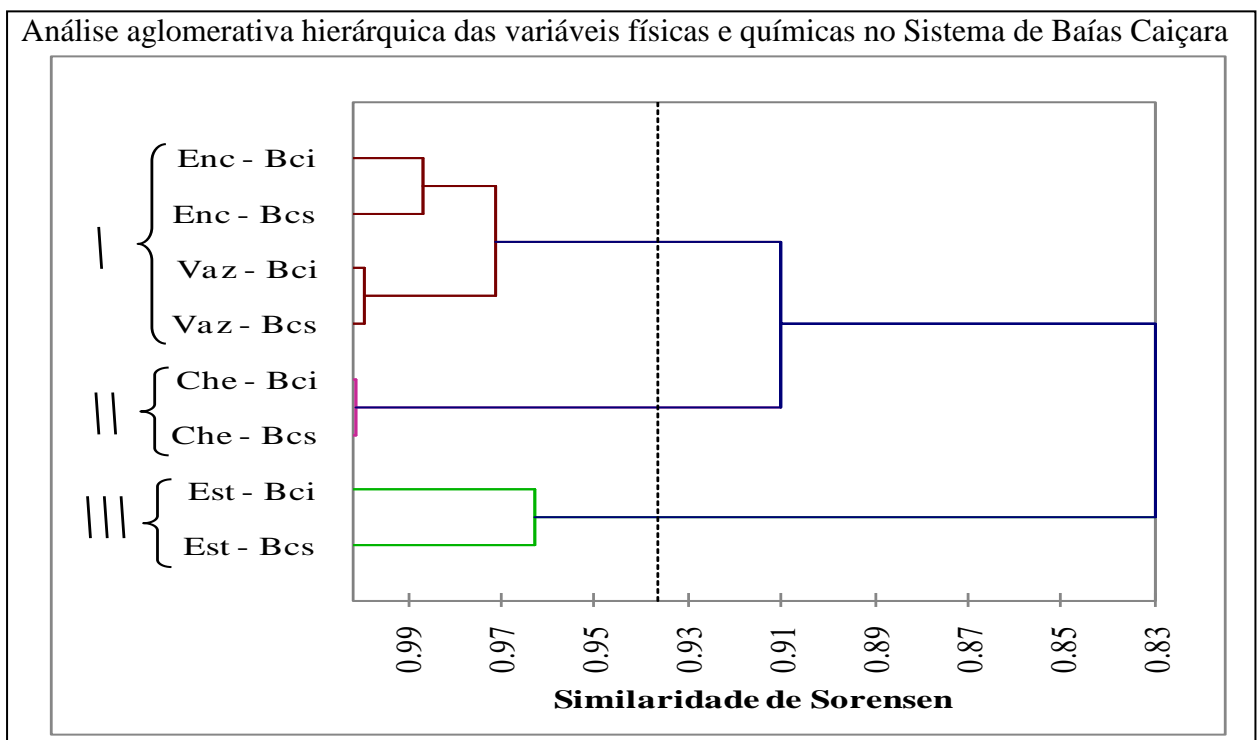


Figura 4 – Análise aglomerativa hierárquica compreendendo as variáveis físicas e químicas no Sistema de Baías Caiçara durante os períodos sazonais, de setembro de 2005 a setembro de 2007. Est = Estiagem; Che = Cheia; Vaz = Vazante; Enc = Enchente; Bcs = Baía Caiçara Superior; Bci = Baía Caiçara Inferior.

5.2. Estrutura da ictiofauna

5.2.1. Diversidade e composição da ictiofauna

Foram coletados 90.041 espécimes, distribuídos em 2 classes, 8 ordens, 32 famílias, 20 subfamílias e 171 espécies (apêndice I), sendo 145 (85%) comuns aos dois ambientes, 16 (9%) exclusivas na Baía Caiçara Inferior – BCI e 10 (6%) exclusivas na Baía Caiçara Superior – BCS. Da abundância total, 49,51% dos espécimes foram coletados na BCS e 50,49% na BCI, nos períodos de cheia, vazante, estiagem e enchente (tabela II), não havendo diferença significativa (teste t, $P > 0.05$) para esse critério quando considerados todos os períodos sazonais. *Characiformes*, *Siluriformes* e *Gymnotiformes* foram as ordens mais representativas dentre as demais, com frequência de 37, 28 e 15% e número de famílias 12, 9 e 5, respectivamente (tabela II). Quando à riqueza, *Characiformes* e *Siluriformes* destacam-se, seguidas de *Perciformes*, com 84, 56 e 15 espécies, respectivamente, representando 90.67% de todas as espécies obtidas para os ambientes amostrados (tabela III).

Tabela II – Números referentes à abundância, frequência, riqueza de espécies, diversidade e equitabilidade dos dados obtidos no Sistema de Baías Caiçara, Pantanal de Cáceres-MT, nos períodos de cheia, vazante, estiagem e enchente. Bcs = Baía Caiçara Superior; Bci = Baía Caiçara Inferior.

Período/ Local	Abundância	Frequência relativa (%)	Riqueza	Diversidade	Equitabilidade	
Cheia	Bcs	2249	2.49	97	4.59	0.69
	Bci	903	1.00	69	3.93	0.64
Vazante	Bcs	22379	24.44	71	3.60	0.58
	Bci	9405	10.44	121	4.25	0.61
Estiagem	Bcs	10806	12.00	65	5.33	0.88
	Bci	28089	31.19	141	4.10	0.57
Enchente	Bcs	9145	10.15	54	4.62	0.80
	Bci	7065	7.86	126	4.67	0.66

Quando considerados os períodos sazonais e os ambientes amostrados, observaram-se diferenças significativas em relação à abundância (teste t, $P = 0.012$), com valores entre 903 e 28.080 espécimes, sendo que a BCI na estiagem e a BCS na vazante foram os períodos mais representativos, com mais de 50% do total amostrado.

Para a riqueza (teste t, $P = 0.0001$), os valores entre 54 e 141 espécies foram observados, tendo sido a BCI, também na estiagem, o período mais representativo, com 141 espécies, seguido da BCI na enchente, com 126 espécies. Os índices de diversidade ficaram

entre 3.60 e 5.33 (teste t, $P = 0.0001$), respectivamente para a BCS na estiagem e na vazante. Para a BCI, os valores ficaram entre 3.93 e 4.67 nos períodos de cheia e vazante. A equitabilidade (teste t, $P = 0.0001$) variou entre 0.58 e 0.88 na BCS nos períodos de vazante e estiagem, respectivamente, e entre 0.57 e 0.66 na estiagem e na enchente na BCI, conforme dados observados na tabela II.

Tabela III – Dados referentes ao número de famílias, espécies e abundância por ordem, com suas respectivas frequências, obtidos no Sistema de Baías Caiçara, Pantanal de Cáceres-MT.

Ordens	Famílias	%	Espécies	%	Abundância	%
<i>Characiformes</i>	12	37.5	84	49.1	72438	80.500
<i>Syluriformes</i>	9	28.1	56	32.8	10466	11.600
<i>Gymnotiformes</i>	5	15.6	11	6.43	3646	4.050
<i>Perciformes</i>	2	6.25	15	8.77	3334	3.700
<i>Beloniformes</i>	1	3.13	2	1.17	71	0.080
<i>Rajiformes</i>	1	3.13	1	0.58	3	0.003
<i>Pleuronectiformes</i>	1	3.13	1	0.58	14	0.020
<i>Synbranchiformes</i>	1	3.13	1	0.58	69	0.080
Total	32	100	171	100	90041	100

5.2.2 Categorização das espécies

Para a categorização das espécies presentes no Sistema de Baías Caiçara, foram considerados tanto o conjunto total de dados como os dois ciclos de coleta (2005-2007), denominados ciclo I (2005-2006) e ciclo II (2006-2007), a fim de se observar se os padrões se mantinham de um ciclo para o outro. Tanto na BCS como na BCI as espécies constantes foram dominantes numericamente, seguidas das espécies acessórias e acidentais (figura 5).

Para a BCS, quando considerados os ciclos I e II, observaram-se, respectivamente, 68 e 81 espécies constantes, representando 50% e 56% do total para essa baía (figura 5). 59 espécies mantiveram-se constantes durante todo o período amostral, (apêndice II), representando 38% do total coletado, sendo: *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Aequidens plagiozonatus*, *Aphyocharax anisitsi*, *Aphyocharax dentatus*, *Apistogramma borellii*, *Apistogramma commbrae*, *Apistogramma trifasciata*, *Astyanax asuncionensis*, *Brachyhyopomus sp. C*, *Bujurquina vittata*, *Chaetobranchopsis australis*, *Characidium zebra*, *Crenicichla lepidota*, *Ctenobrycon alleni*, *Curimatella dorsalis*, *Cyphocharax gillii*, *Eigenmannia trilineata*, *Gymnocorymbus ternetzi*, *Hemiodus orthonops*, *Hoplias malabaricus*, *Hyphessobrycon eques*, *Hypoptopoma inexpectatum*, *Hypostomus boulengeri*, *Leporinus friderici*, *Liposarcus anisitsi*, *Loricariichthys labialis*, *Loricariichthys platymetopon*, *Mesonauta festivus*, *Metynnis maculatus*, *Moenkhausia dichroua*,

Moenkhausia sanctaefilomenae, *Odontostilbe pequirá*, *Pachyurus bonariensis*, *Parauchenipterus galeatus*, *Pimelodella mucosa*, *Pimelodus maculatus*, *Plagioscion ternetzi*, *Poptella paraguayensis*, *Potamorhina squamoralevis*, *Prochilodus lineatus*, *Psectrogaster curviventris*, *Psellogrammus kennedyi*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Pygocentrus nattereri*, *Pyrhulina australis*, *Rineloricaria parva*, *Roeboides microlepis*, *Roeboides prognathus*, *Schizodon borellii*, *Serrapinnus calliurus*, *Serrasalmus maculatus*, *Serrasalmus marginatus*, *Steindachnerina conspersa*, *Sternopygus macrurus*, *Synbranchus marmoratus*, *Tetragonopterus argenteus*, *Trachydoras paraguayensis*, *Triportheus nematurus* e *Triportheus pantanensis*.

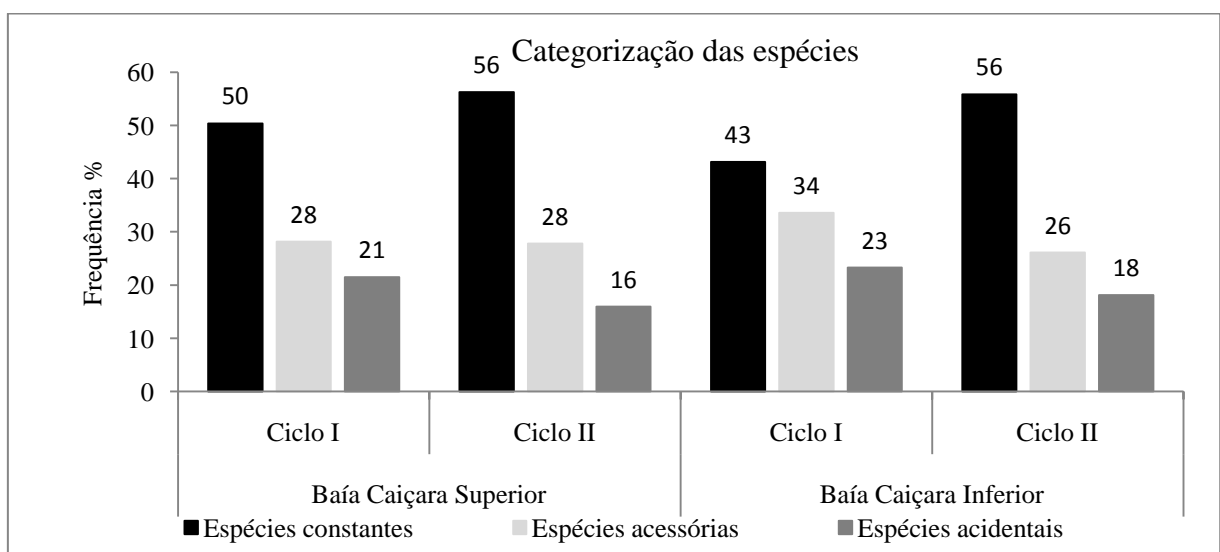


Figura 5 – Categorização das espécies da ictiofauna amostradas no Sistema de Baías Caiçara de setembro de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte. Cáceres-MT.

Como acessórias, para os ciclos I e II observaram-se 38 e 40 espécies, respectivamente, equivalentes a 28% do total para cada ciclo. Para a BCS, independentemente dos ciclos, 14 espécies, representando 10% do total para essa baía, eram acessórias, sendo elas: *Anadoras weddellii*, *Aphyocharax nattereri*, *Apteronotus albifrons*, *Auchenipterus nigripinnis*, *Brachyhypopomus sp. B*, *Crenicichla semifasciata*, *Epapterus dispilurus*, *Hemigrammus lunatus*, *Leporinus obtusidens*, *Mylossoma paraguayensis*, *Pimelodus ornatus*, *Schizodon isognathus*, *Sturisoma robustum* e *Thoracocharax stellatus*.

As espécies acidentais, pouco frequentes, representaram 21% e 16% para os ciclos I e II, com 29 e 23 espécies, respectivamente. *Apteronotus caudimaculosus*, *Astyanax marionae*, *Brycon hilarii*, *Clupeaicharax anchoveoides*, *Mylossoma orbignyanum*, *Pimelodella notomelas*, *Pimelodus argenteus* e *Potamotrygon motoro* foram as espécies acidentais encontradas na BCS nos dois ciclos, representando 5% do total para essa baía.

Na BCI, com 161 espécies amostradas, as espécies constantes também foram mais representativas, com, respectivamente, 43% e 56% por ciclo (figura 5) e 54 espécies quando considerado todo o período amostral, representando 33% do total amostrado: *Acestrorhynchus pantaneiro*, *Aequidens plagiozonatus*, *Aphyocharax anisitsi*, *Aphyocharax dentatus*, *Apistogramma commbrae*, *Apistogramma trifasciata*, *Astyanax asuncionensis*, *Bujurquina vittata*, *Chaetobranchopsis australis*, *Characidium zebra*, *Crenicichla lepidota*, *Crenicichla vittata*, *Curimatella dorsalis*, *Cyphocharax gillii*, *Eigenmannia trilineata*, *Galeocharax humeralis*, *Hemiodus orthonops*, *Hoplias malabaricus*, *Hyphessobrycon eques*, *Hypoptopoma inexpectatum*, *Hypostomus boulengeri*, *Leporinus friderici*, *Leporinus striatus*, *Liposarcus anisitsi*, *Mesonauta festivus*, *Moenkhausia dichroua*, *Moenkhausia sanctaefilomenae*, *Odontostilbe pequirá*, *Otocinclus vittatus*, *Oxydoras eigenmanni*, *Pachyurus bonariensis*, *Pimelodella mucosa*, *Pimelodus maculatus*, *Plagioscion ternetzi*, *Poptella paraguayensis*, *Potamorhina squamoralevis*, *Prionobrama paraguayensis*, *Prochilodus lineatus*, *Psectrogaster curviventris*, *Psellogrammus kennedyi*, *Pygocentrus nattereri*, *Pyrhulina australis*, *Rineloricaria parva*, *Roeboides microlepis*, *Roeboides prognathus*, *Serrapinnus calliurus*, *Serrasalmus maculatus*, *Serrasalmus marginatus*, *Steindachnerina conspersa*, *Sternopygus macrurus*, *Tetragonopterus argenteus*, *Trachydoras paraguayensis*, *Triportheus nematurus* e *Triportheus pantanensis* (Apêndice II).

Como espécies acessórias, 16 foram comuns aos dois ciclos: *Abramites hypselonotus*, *Apareiodon affinis*, *Aphyocharax rathbuni*, *Astronotus crassipinnis*, *Auchenipterus nigripinnis*, *Brachyhypopomus sp. B*, *Charax leticiae*, *Entomocorus benjamini*, *Gymnotus inaequilabiatus*, *Hemigrammus lunatus*, *Hemisorubim platyrhynchos*, *Leporinus lacustris*, *Myloplus levis*, *Platydoras armatulus*, *Pseudoplatystoma corruscans* e *Sorubim lima* (apêndice II). Quando considerado cada ciclo anual, encontram-se 34% e 26% para os ciclos I e II, respectivamente.

Também na BCI, com 23% e 18%, respectivamente, para os ciclos I e II, as espécies acidentais são menos representativas quando comparadas às espécies acessórias e constantes (figura 5). *Apteronotus albifrons*, *Auchenipterus nuchalis*, *Bryconamericus stramineus*, *Mylossoma paraguayensis*, *Parastegophilus maculatus*, *Pimelodus argenteus*, *Pimelodus ornatus* e *Thoracocharax stellatus* foram acidentais na BCI, representando 4% do total amostrado para todo o período amostral (apêndice II).

5.2.3 Espécies abundantes e dominantes

Conforme proposto por Lobo & Leighon (1986), foram determinadas as espécies abundantes por período sazonal nas duas baías amostradas (tabela IV). Considerando todo o Sistema de Baías Caiçara e todos os períodos amostrados, apenas *O. pequirá*, *S. calliurus* e *M. dichroura* foram abundantes em todos os períodos. *M. dichroura* foi a espécie mais abundante em praticamente todos os períodos e ambientes, como observado na tabela IV. Apenas no período de cheia na BCS, *M. dichroura*, com 21,92% de frequência absoluta, foi superada numericamente por *A. asuncionensis*, com 24,11%.

Tabela IV – Espécies abundantes por local e período de coleta. Sistema de Baías Caiçara. Pantanal Norte. Cáceres-MT.

Táxon	Baía Caiçara Superior				Baía Caiçara Inferior			
	Che	Vaz	Est	Enc	Che	Vaz	Est	Enc
Characiformes								
<i>Acestrorhynchidae</i>								
<i>A. pantaneiro</i>	X	X	X	X		X		X
<i>Anostomidae</i>								
<i>L. friderici</i>	X							
<i>S. borellii</i>			X			X	X	X
<i>Characidae</i>								
<i>A. anisitsi</i>	X	X	X		X	X	X	X
<i>A. dentatus</i>		X	X	X		X		X
<i>P. paraguayensis</i>			X					
<i>R. microlepis</i>	X							
<i>R. prognathus</i>	X	X	X	X		X	X	X
<i>O. pequirá</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>S. calliurus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>C. anchoveoides</i>					X			
<i>P. melanostoma</i>							X	X
<i>M. maculatus</i>	X							
<i>P. nattereri</i>				X				X
<i>S. marginatus</i>	X				X			X
<i>P. paraguayensis</i>	X	X	X	X		X	X	X
<i>A. asuncionensis</i>	X				X			
<i>B. exodon</i>	X				X			
<i>G. ternetzi</i>	X							
<i>H. ulreyi</i>		X	X			X	X	X
<i>H. eques</i>	X	X	X	X		X	X	X
<i>M. dichroura</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>M. sanctaefilomenae</i>	X	X	X	X		X	X	X
<i>P. kennedyi</i>	X	X	X	X				
<i>T. argenteus</i>			X					

Continua...

Táxon	Baía Caiçara Superior				Baía Caiçara Inferior			
	che	Vaz	est	enc	che	Vaz	est	Enc
<i>T. nematurus</i>			X	X		X		
<i>T. pantanensis</i>	X		X	X	X			
<i>Aphyocharacidium</i> sp.	X	X						X
Crenuchidae								
<i>C. zebra</i>		X	X	X		X	X	X
Curimatidae								
<i>C. dorsalis</i>	X		X	X			X	X
<i>C. gillii</i>	X	X	X	X		X		
<i>P. squamoralevis</i>	X				X		X	X
<i>P. curviventris</i>	X		X	X		X	X	X
<i>S. conspersa</i>		X	X	X		X	X	X
Erythrinidae								
<i>H. malabaricus</i>			X					
Hemiodontidae								
<i>H. orthonops</i>					X			X
Lebiasinidae								
<i>P. australis</i>	X		X		X		X	X
Prochilodontidae								
<i>P. lineatus</i>					X			
Gymnotiformes								
Sternopygidae								
<i>E. trilineata</i>		X	X	X		X	X	
<i>S. macrurus</i>			X				X	
Perciformes								
Cichlidae								
<i>A. plagiozonatus</i>	X		X					
<i>A. borellii</i>					X			
<i>A. commbrae</i>	X							
<i>A. trifasciata</i>				X				
<i>C. lepidota</i>	X	X	X	X				X
<i>G. balzanii</i>				X				X
<i>S. pappaterra</i>				X				X
Scianidae								
<i>P. bonariensis</i>					X			X
<i>P. ternetzi</i>			X					
Siluriformes								
Auchenipteridae								
<i>E. benjamini</i>			X				X	
Callichthyidae								
<i>C. hastatus</i>							X	
Doradidae								
<i>O. eigenmanni</i>					X	X		
<i>O. kneri</i>	X				X			
<i>T. paraguayensis</i>			X	X		X	X	X

Continua...

Táxon	Baía Caiçara Superior				Baía Caiçara Inferior			
	che	Vaz	est	enc	che	Vaz	est	Enc
<i>Loricariidae</i>								
<i>H. inexpectatum</i>		X	X	X		X	X	X
<i>O. vittatus</i>			X					
<i>H. boulengeri</i>				X				X
<i>R. parva</i>			X			X	X	X
<i>Pimelodidae</i>								
<i>P. mucosa</i>			X	X	X	X	X	
<i>P. maculatus</i>			X	X	X	X		X

Para a BCS, 51 espécies foram abundantes, sendo 11 durante todos os períodos: *A. pantaneiro*, *R. prognathus*, *O. pequirá*, *S. calliurus*, *P. paraguayensis*, *H. eques*, *M. dichrourea*, *M. sanctaefilomenae*, *P. kennedyi*, *C. gillii* e *C. lepidota*. Destas, 10 eram *Characiformes* e distribuídas em diferentes guildas tróficas. No período de estiagem, 36 espécies foram abundantes na BCS, seguido dos períodos de enchente e cheia, ambos com 28 espécies, e do de vazante, com 19 espécies. Esse maior número de espécies na estiagem está relacionado à conexão rio-baía, comum em muitas baías laterais no ambiente pantaneiro.

Na BCI, apenas 4 espécies se mantiveram abundantes em todos os períodos, representando apenas 8% em relação ao total observado. Foram elas: *A. anisitsi*, *O. pequirá*, *S. calliurus* e *M. dichrourea*, sendo que as três últimas também foram abundantes na BCS em todos os períodos amostrados. Quando observado cada período amostral, o da enchente apresentou 32 espécies abundantes, seguido dos períodos de estiagem, vazante e cheia, com, respectivamente, 25, 24 e 19 espécies. Os períodos de vazante na BCS e de cheia na BCI foram os que apresentaram menos espécies abundantes, influenciados diretamente pela conexão rio-baía, tendo as mesmas espécies comuns citadas para todos os períodos na BCI.

No período de cheia, *A. anisitsi*, *O. pequirá*, *S. calliurus*, *S. marginatus*, *A. asuncionensis*, *B. exodon*, *M. dichrourea*, *T. pantanensis*, *P. squamoralevis*, *P. australis* e *O. kneri* foram abundantes nos dois ambientes. Na vazante, 16 espécies foram comuns nos dois ambientes: *A. pantaneiro*, *A. anisitsi*, *A. dentatus*, *R. prognathus*, *O. pequirá*, *S. calliurus*, *P. paraguayensis*, *H. ulreyi*, *H. eques*, *M. dichrourea*, *M. sanctaefilomenae*, *C. zebra*, *C. gillii*, *S. conspersa*, *E. trilineata* e *H. inexpectatum*. Para a estiagem, as espécies *S. borellii*, *A. anisitsi*, *R. prognathus*, *O. pequirá*, *S. calliurus*, *P. paraguayensis*, *H. ulreyi*, *H. eques*, *M. dichrourea*, *M. sanctaefilomenae*, *C. zebra*, *C. dorsalis*, *P. curviventris*, *S. conspersa*, *P. australis*, *E. trilineata*, *S. macrurus*, *E. benjamini*, *T. paraguayensis*, *H. inexpectatum*, *R.*

parva e *P. mucosa* foram abundantes nos dois ambientes, totalizando 22. No período de enchente, 21 espécies foram comuns, sendo elas *A. pantaneiro*, *A. dentatus*, *R. prognathus*, *O. pequirá*, *S. calliurus*, *P. nattereri*, *P. paraguayensis*, *H. eques*, *M. dichroura*, *M. sanctaefilomenae*, *C. zebra*, *C. dorsalis*, *P. curviventris*, *S. conspersa*, *C. lepidota*, *G. balzanii*, *S. pappaterra*, *T. paraguayensis*, *H. inexpectatum*, *H. boulengeri* e *P. maculatus*.

Nenhuma espécie foi considerada dominante, mesmo que *M. dichroura* tenha sido a espécie mais abundante em todos os períodos na BCI, representando 37% do total coletado. Para a BCS, *M. dichroura*, com 14.281 espécimes, representa 32% do total amostrado.

5.2.4 Curva de importância relativa

Nas figuras 6 a 13 estão representadas as curvas de importância relativa para as espécies do Sistema de Baías Caiçara. Essas curvas foram obtidas a partir dos dados de abundância sazonal, por espécie, para cada ambiente amostrado (BCS e BCI).

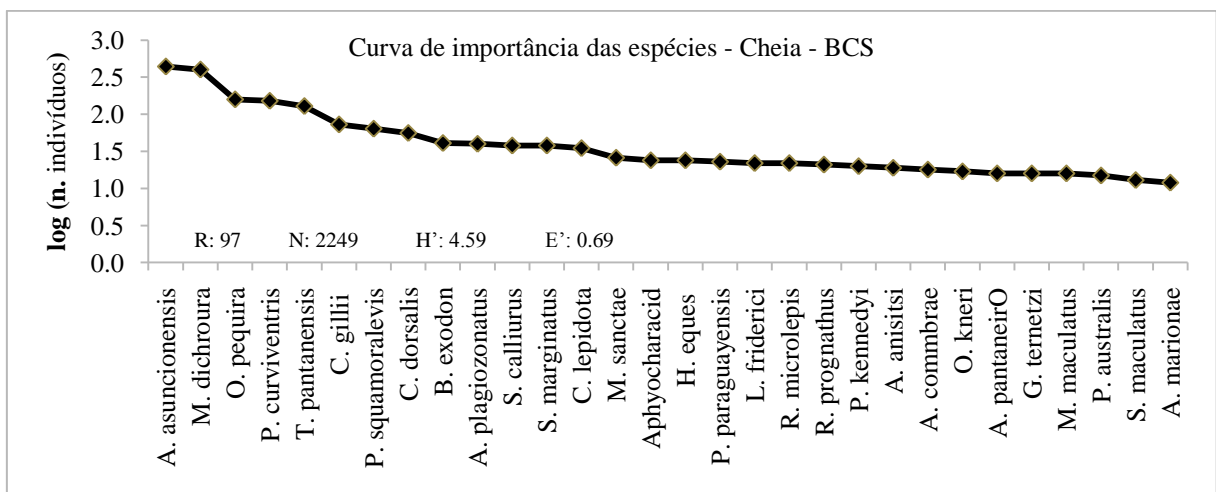


Figura 6 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de cheia no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Superior – BCS), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R= Riqueza de espécies; N=Abundância; H'= Índice de Diversidade; E'= Equitabilidade).

As espécies *M. dichroura*, *O. pequirá*, *H. eques*, *S. calliurus* e *M. sanctaefilomenae* sempre figuraram entre as mais importantes numericamente para todos os períodos amostrais na BCS. Dessas espécies, as três primeiras são invertívoras/insetívoras, sendo as outras duas onívoras. *A. asuncionensis*, também onívora, apenas se destaca no período de cheia, o único em que *M. dichroura* não foi a mais abundante (figura 6).

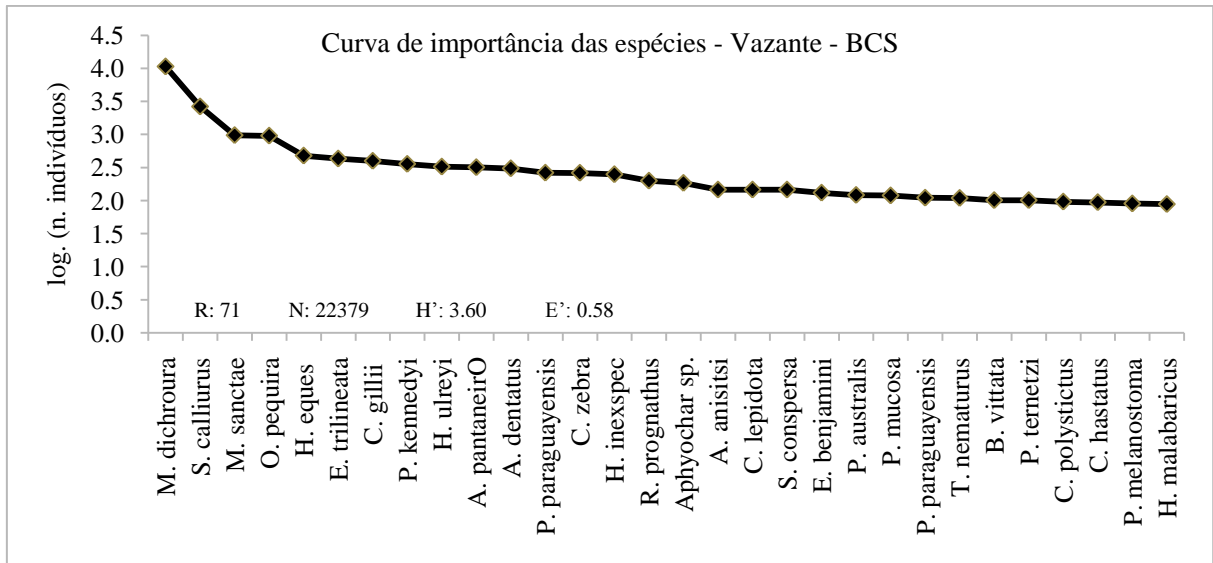


Figura 7 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de vazante no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Superior – BCS), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R= Riqueza de espécies; N=Abundância; H' = Índice de Diversidade; E' = Equitabilidade).

Dentre as espécies detritívoras, *C. gillii* estava presente e abundante em todos os períodos sazonais amostrados, compondo a estrutura da ictiofauna, principalmente nos períodos de cheia e vazante na BCS (figuras 6 e 7). *E. trilineata*, espécie também invertívora/insetívora, foi abundante nos períodos de vazante, estiagem e enchente (figuras 7, 8 e 9).

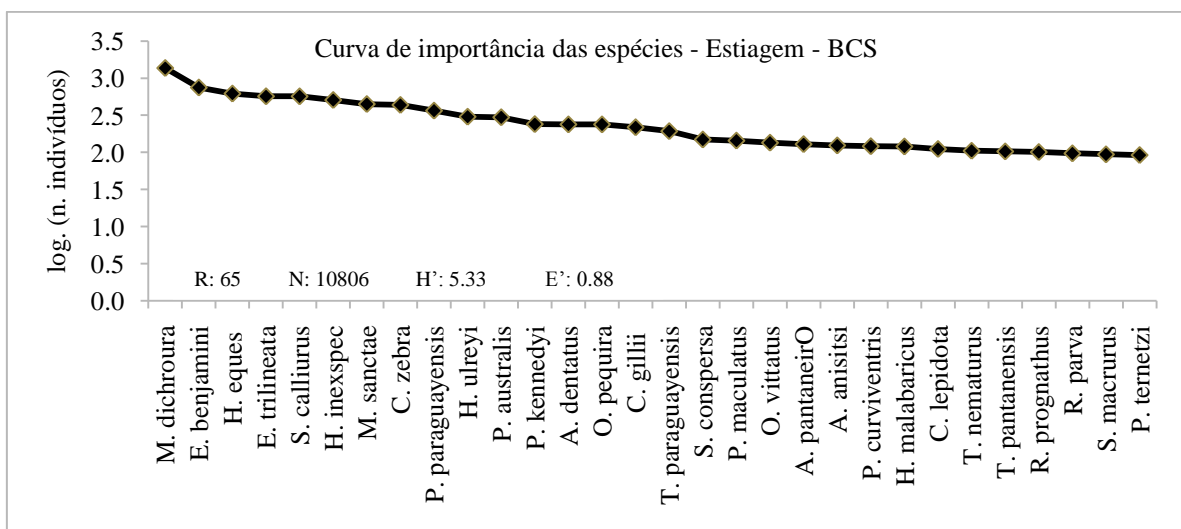


Figura 8 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de estiagem no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Superior – BCS), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R= Riqueza de espécies; N=Abundância; H' = Índice de Diversidade; E' = Equitabilidade).

Para as espécies carnívoras, *A. pantaneiro* foi a mais representativa no período de vazante (figura 7). As demais espécies carnívoras sempre apresentaram uma baixa densidade populacional.

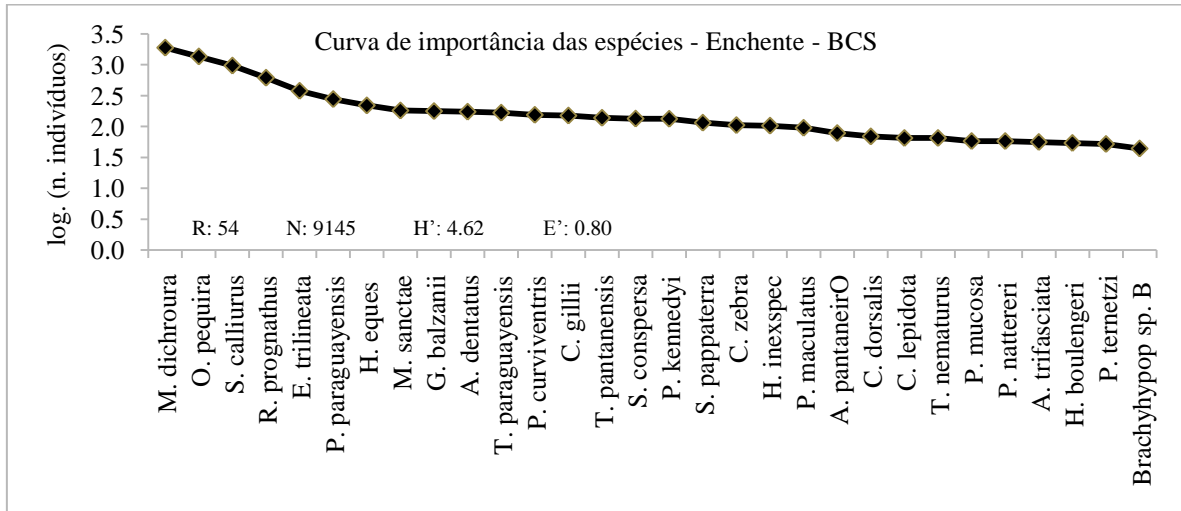


Figura 9 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de enchente no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Superior – BCS), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R= Riqueza de espécies; N=Abundância; H'= Índice de Diversidade; E'= Equitabilidade).

Para a BCI, conforme ilustrado nas figuras 10 a 13, *M. dichroua* e *O. peqira*, espécies invertívoras/insetívoras, foram sempre bem representadas, sendo que a primeira foi a mais abundante em todos os períodos sazonais nessa baía. Para o período de cheia, *A. asuncionensis* foi a segunda espécie mais abundante, acompanhando o padrão observado para a BCS nesse mesmo período.

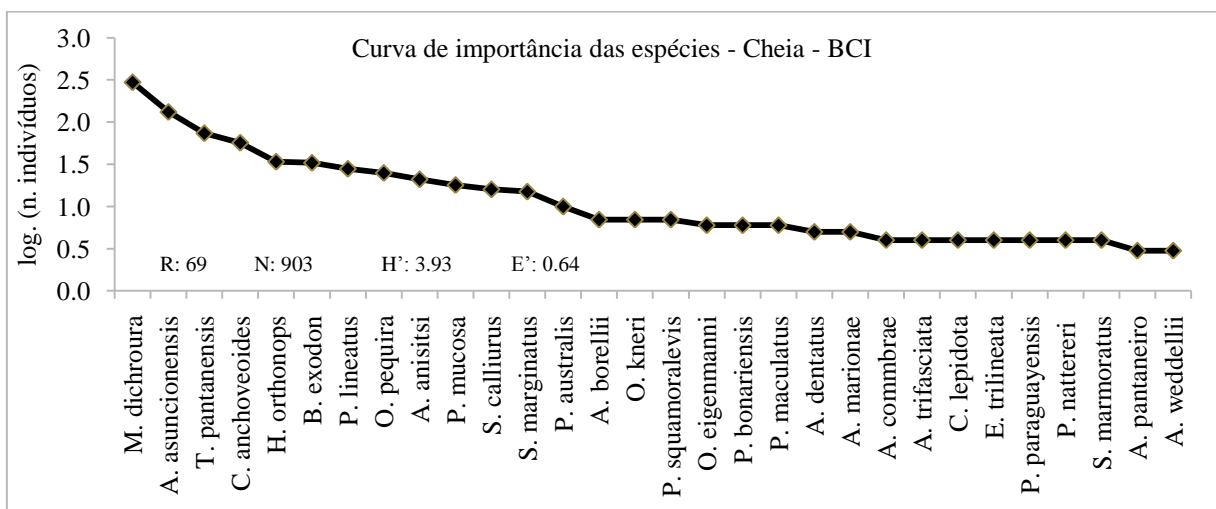


Figura 10 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de cheia no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Inferior – BCI), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R= Riqueza de espécies; N=Abundância; H'= Índice de Diversidade; E'= Equitabilidade).

C. gillii na vazante (figura 11) e *H. inexpectatum* (figura 13) foram as espécies detritívoras mais representativas, tendo sido a segunda espécie, com abundância relativa de 10%, superada apenas por *M. dichrourea*, com 30% do total amostrado para esse período. *E. trilineata* foi representativa nos períodos de vazante e estiagem (figuras 11 e 12), tendo sido mais abundante no segundo período sazonal, com aproximadamente 4% do total amostrado.

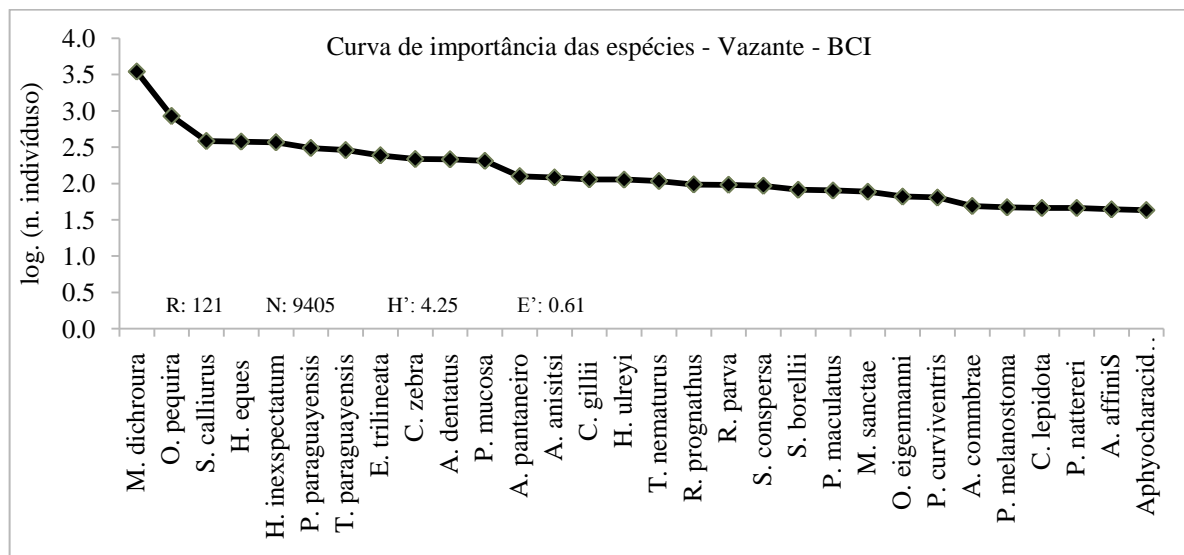


Figura 11 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de vazante no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Inferior – BCI), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R=Riqueza de espécies; N=Abundância; H'= Índice de Diversidade; E'= Equitabilidade).

Nos períodos de estiagem e enchente (figuras 12 e 13), *R. prognathus* foi a espécie carnívora mais frequente, seguida de *A. pantaneiro* na vazante (figura 11). Quando considerados os dois ambientes amostrais, *A. pantaneiro* obteve as maiores frequências sempre na vazante. Como na BCS, as demais espécies carnívoras apresentaram uma baixa frequência de ocorrência, mantendo o padrão para esse sistema.

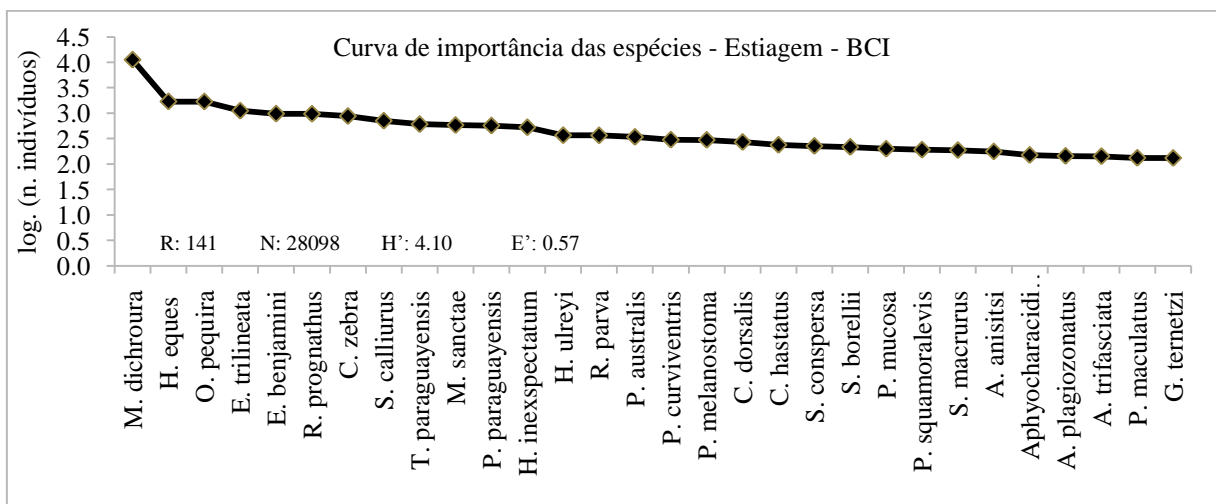


Figura 12 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de estiagem no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Inferior – BCI), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R= Riqueza de espécies; N=Abundância; H'= Índice de Diversidade; E'= Equitabilidade).

H. orthonops, espécie herbívora, obteve maior representatividade nos períodos de cheia e enchente. As espécies de *Leporinus* não foram significativas para esses dois ambientes, destacando-se as espécies invertívoras/insetívoras e onívoras, representadas principalmente por *M. dichrourea*, *S. calliurus* e *O. pequirá*.

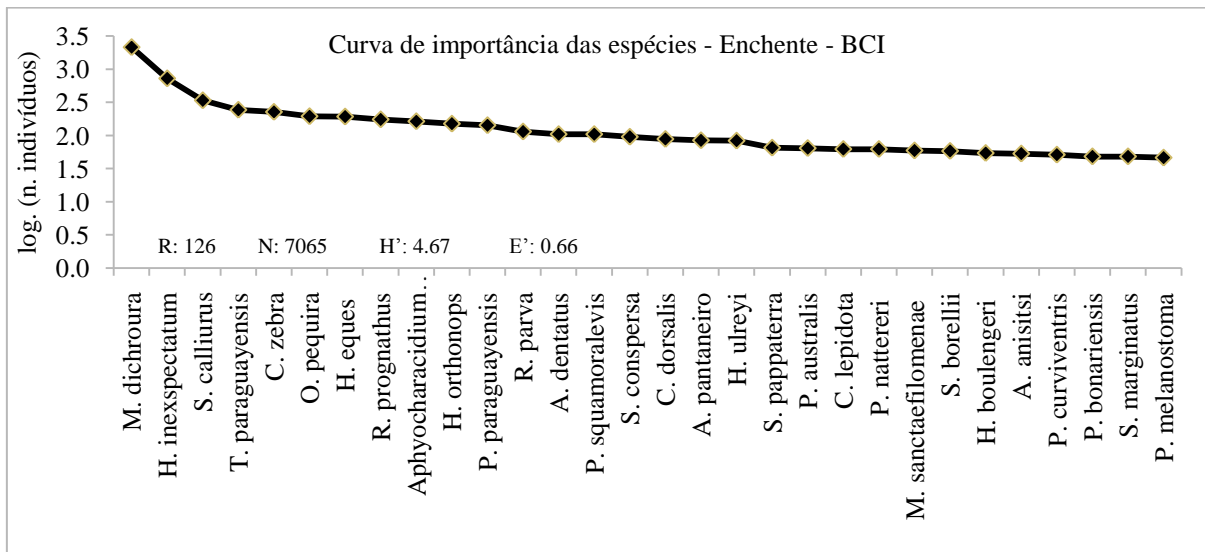


Figura 13 – Curva de importância relativa das espécies coletadas durante o período de enchente no Sistema de Baías Caiçara (Baía Caiçara Inferior – BCI), de setembro de 2005 a setembro de 2007 (R= Riqueza de espécies; N=Abundância; H'= Índice de Diversidade; E'= Equitabilidade).

5.2.5 Guildas tróficas

A análise aglomerativa hierárquica compreendendo os dados de abundância da ictiofauna do Sistema de Baías Caiçara durante os períodos sazonais de cheia, vazante, estiagem e enchente, de setembro de 2005 a setembro de 2007, pode ser observada na figura 14. Esses ambientes mostram-se similares entre si, com valores acima de 0,75 (similaridade de Sorensen). Na BCI, os ambientes foram muito similares, principalmente na estiagem e na vazante, com valores próximos a 1. Apenas o período de cheia, quando todos os ambientes se tornam conectados, se distinguiu dos demais períodos nessa baía, mostrando que a variação sazonal não altera a ictiofauna para os demais períodos sazonais, principalmente para estiagem, vazante e enchente nesse ambiente, onde a conexão lateral é permanente com o Rio Paraguai.

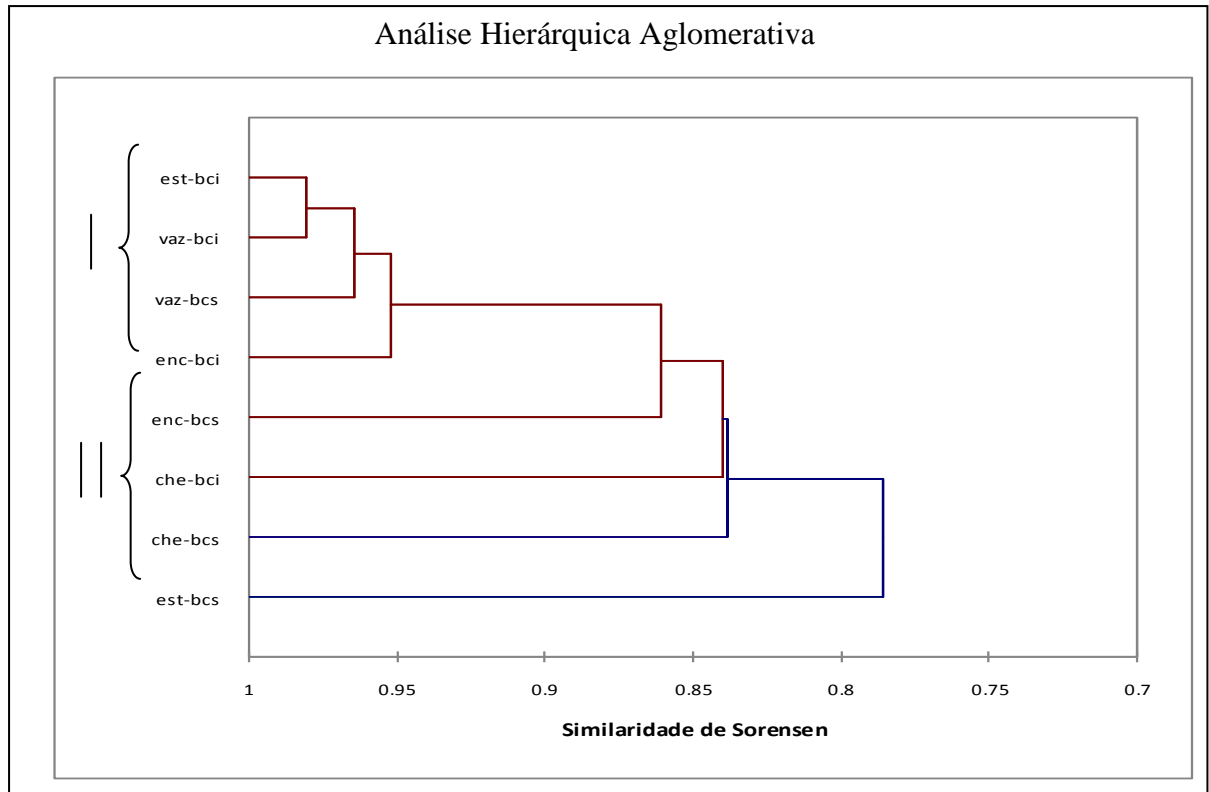


Figura 14 – Análise aglomerativa hierárquica compreendendo os dados de abundância da ictiofauna no Sistema de Baías Caiçara durante os períodos sazonais, obtidos de setembro de 2005 a setembro de 2007. Est = Estiagem; Che = Cheia; Vaz = Vazante; Enc = Enchente; Bcs = Baía Caiçara Superior; Bci = Baía Caiçara Inferior.

Para a BCI, a similaridade observada no período de enchente foi próxima a 0,95 e mais relacionada com os demais períodos para a BCS. Na enchente, observa-se o restabelecimento da conexão rio-baía, juntamente com o período de vazante, que marca o início do processo de desconexão. Os períodos de cheia, tanto para a BCS como para a BCI, foram similares devido à homogeneização do sistema como um todo, promovida pela inundação lateral e pela conexão total entre os dois ambientes amostrais e o canal principal. O período de estiagem na BCS obteve menor similaridade em relação aos demais, estando relacionado ao isolamento promovido pelas águas baixas, fato que não é observado em nenhum dos outros períodos sazonais, tanto para a BCS como para a BCI.

Podem-se observar dois grupos distintos, o primeiro contendo os períodos de estiagem, vazante e enchente (BCI) e vazante (BCS) com similaridade próxima a 0,85 e o segundo possuindo os períodos de estiagem, enchente e cheias (BCS e BCI) com índice de similaridade próximo a 0,85.

Com isso, para uma melhor análise dos padrões de distribuição da ictiofauna, as 171 espécies coletadas foram agrupadas em 5 guildas tróficas: detritívora (Detr), herbívora

(Herb), invertívora/insetívora (Inv/Ins), onívora (Oniv) e piscívora (Pisc), conforme ampla literatura disponível para o ambiente pantaneiro, e foi aplicada uma análise de correspondência (AC) para a BCS e a BCI, onde os eixos 1 e 2 explicam mais de 94% do padrão de distribuição das guildas relacionadas com os períodos sazonais (figuras 15 e 16), considerando os períodos de cheia, vazante, estiagem e enchente e as espécies coletadas em cada ambiente, agrupadas em guildas tróficas.

Nos períodos sazonais amostrados na BCS (tabela V e figura 15), os detritívoros foram mais abundantes na estiagem (n=1.524), com 37,77% para esse período e 3,4% para essa baía, favorecidos pela característica lântica do ambiente e pela desconexão com o canal principal nesse período. No período de cheia, com o fator de diluição das espécies pelo aumento da área inundável, favorecendo a disponibilização de novos *habitats*, detritívoros e herbívoros migram lateralmente em busca de farto alimento nos campos alagados. *Hypoptopoma inexpectatum*, com 507 espécimes, foi a espécie mais abundante dentre as detritívoras nesse período.

Tabela V – Categorização em guildas tróficas das espécies da ictiofauna na Baía Caiçara Superior – BCS, no Sistema de Baías Caiçara, amostradas de setembro de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte. Cáceres-MT.

	Detritívoros	Herbívoros	Invertívoros/ Insetívoros	Piscívoros	Onívoros
Cheia	385	66	778	195	818
Vazante	1197	337	14282	1467	4970
Estiagem	1524	235	5360	927	2627
Enchente	928	122	4559	1323	2160

Nos períodos de enchente e vazante, os piscívoros se sobressaem (n=2.790), como apontado na análise de correspondência (figura 15), favorecidos pela migração de muitas espécies de pequeno porte e também por espécies migradoras após o período reprodutivo entre o canal principal (rio Paraguai) e as baías marginais, com o restabelecimento da conexão rio-baía.

Na vazante, o processo se inverte, com muitas espécies, para não ficarem isoladas em baías que perdem a conexão, retornando ao canal principal nos eventos regionalmente chamados de ‘¹lufadas’, aumentando a oferta de alimento para muitos carnívoros nas saídas dessas baías. *Roeboides prognathus*, com 614 espécimes, foi a espécie

¹ Lufada - Saída dos peixes dos campos alagados e das baías para o canal principal (Ferraz de Lima 1981, Catella 2001)

mais abundante nesses períodos, com 29,13% do total amostrado para essa guilda, atraída por fauna abundante que lhe serve de alimento.

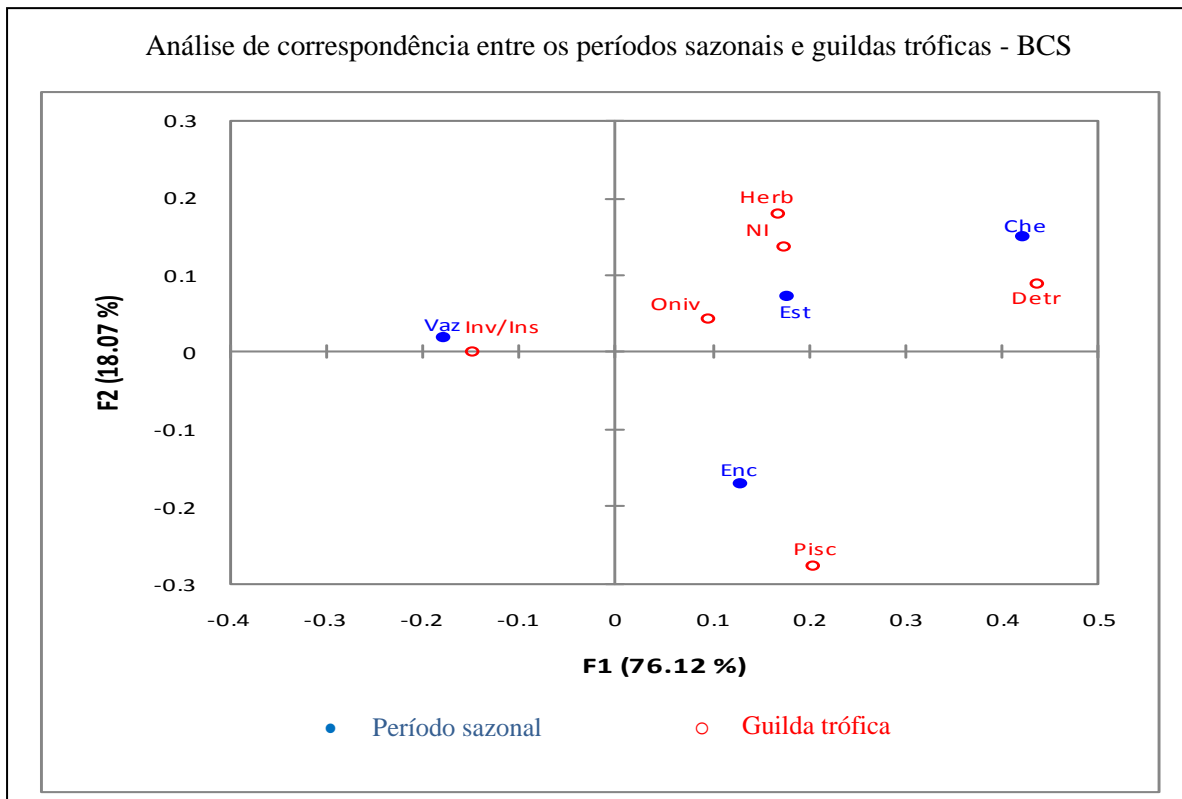


Figura 15 – Análise de correspondência entre os períodos sazonais e guildas tróficas na Baía Caiçara Superior (Sistema de Baías Caiçara), com dados obtidos de setembro de 2005 a setembro de 2007. Est = Estiagem; Che = Cheia; Vaz = Vazante; Enc = Enchente; Detr = Detritívora; Herb = Herbívora; Inv/Ins = Invertívora/Insetívora; Oniv = Onívora; Pisc = Piscívora; NI = Não Identificado.

Espécies invertívoras/insetívoras foram mais abundantes no período de vazante (n=14.282), representando 57,17% do total para esse período e 32,03% para a BCS, destacando-se *M. dichrourea*, com 42,55% para o período de vazante e 23,84% para todos os períodos amostrados na BCS (tabela V e figura 15). As onívoras também se destacaram nos períodos de vazante e estiagem, sendo coletados 7.597 espécimes, o que representa 46,99% na vazante e 24,84% na estiagem. *Serrapinnus calliurus* destacou-se entre os onívoros, com 53,05% do total coletado para o período de vazante e 21,62% para o período de estiagem.

Tabela VI – Categorização em guildas tróficas das espécies da ictiofauna na Baía Caiçara Inferior – BCI, no Sistema de Baías Caiçara, amostradas de setembro de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte. Cáceres-MT.

	Detritívoros	Herbívoros	Invertívoros/ Insetívoros	Piscívoros	Onívoros
Cheia	45	40	473	50	295
Vazante	861	198	5799	800	1694
Estiagem	2305	667	19898	1718	3378
Enchente	1421	354	3484	641	1119

Na BCI (tabela VI e figura 16), detritívoros também foram mais abundantes na estiagem (n=2.305), representando 49,66% do total amostrado para esse período. Porém, *H. inexpectatum* foi a espécie mais abundante na enchente, como evidenciado na análise de correspondência (figura 16), tendo 44,72% do seu total coletado nesse período. *Piabucus melanostoma* e *Schizodon borellii*, ambas herbívoras, foram abundantes no período de estiagem, com 40,97% do total geral amostrado apenas nesse período.

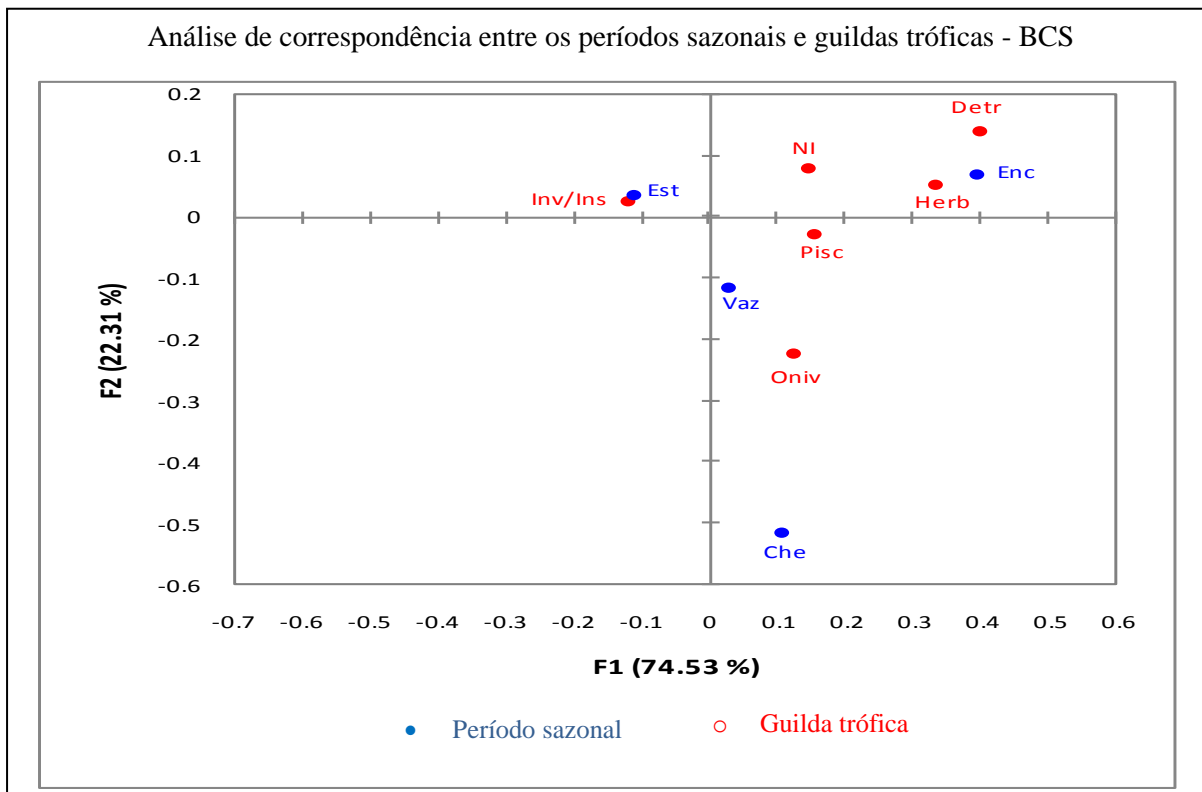


Figura 16 – Análise de correspondência entre os períodos sazonais e guildas tróficas na Baía Caiçara Inferior (Sistema de Baías Caiçara), com dados obtidos de setembro de 2005 a setembro de 2007. Est = Estiagem; Che = Cheia; Vaz = Vazante; Enc = Enchente; Detr = Detritívora; Herb = Herbívora; Inv/Ins = Invertívora/Insetívora; Oniv = Onívora; Pisc = Piscívora; NI = Não Identificado.

Com 19.898 espécimes, a guilda invertívora/insetívora foi dominante no período de estiagem (figura 16) e também teve alta frequência na vazante, com 5.799 espécimes. *M. dichroura*, com 11.209 espécimes, foi a espécie mais representativa para essa guilda, com 56,33% e 17,41% do total coletado para a estiagem e a vazante, respectivamente. *M. dichroura*, coletada no período de estiagem e vazante, representa 37,41% da abundância total para todos os períodos na BCI (tabela VI).

Para as espécies piscívoras e onívoras, o período de estiagem também foi o mais representativo, com 1.718 e 3.378 espécimes, representando, respectivamente, 52,08% e 53,54% do total coletado para essas guildas, seguido pelo período de vazante, onde representantes dessas guildas também foram abundantes. *R. prognathus* foi a espécie mais abundante, com 968 espécimes amostrados dentre os piscívoros, e *S. calliurus*, com 708 espécimes, foi a mais representativa dentre os onívoros.

6. Discussão

O Pantanal Mato-Grossense é uma ampla planície sedimentar com área dentro dos limites de 133.465 e 168.000 km² (Vila da Silva 1995), contendo atualmente 269 espécies descritas para essa região (Britski *et al.* 2007), sendo que 171 espécies foram amostradas nesse trabalho em apenas duas baías. Isso denota a importância de todo o ambiente pantaneiro, o qual pode ser comparado apenas ao sistema amazônico, que tem a maior diversidade da ictiofauna de água doce do mundo (Lowe-McConnell 1987; Lundberg 1998).

Devido à sua pouca declividade, no ambiente pantaneiro as águas escoam lentamente, sendo que em Cáceres a declividade é de 6,3 cm/km, tendendo a decrescer até alcançar 1 cm/km na confluência com o Rio Apa (Carvalho 1984). Assim, no rastro das águas do rio Paraguai são deixados meandros abandonados, pequenos corixos, vazantes e lagoas rasas, as quais são regionalmente chamadas de “baías”. Assim se formou o Sistema de Baías Caiçara (figura 1), área de estudo para a realização deste trabalho.

6.1 Caracterização limnológica

6.1.1 Variações sazonais

Houve dois anos de amostragem, compreendendo dois ciclos completos para o Pantanal Norte, da estiagem de 2005 até a estiagem de 2007. Caracteristicamente, na Baía Caiçara Superior, a conexão rio-baía foi interrompida no final do período de estiagem e restabelecida nos meses do período de enchente, em novembro e dezembro para os dois ambientes. A BCS conecta-se primeiro à BCI por sua porção Sul e depois lateralmente ao rio Paraguai. Já a Baía Caiçara Inferior se manteve conectada ao rio Paraguai durante todos os períodos sazonais, tendo seu menor nível hídrico na estiagem (figura 2). No final do período de vazante, ocorre uma inversão no fluxo de água. Nos meses de cheia, o fluxo hídrico é da BCS para a BCI. No final da vazante e no início do período de estiagem, o fluxo de água é da BCI para a BCS. Mesmo estando acima da BCI, a BCS é mais baixa em relação ao rio Paraguai do que a BCI, o que justifica essa inversão de fluxo.

6.1.1.1 Profundidade da coluna d'água

As baías marginais no ambiente pantaneiro geralmente não ultrapassam 7 metros no período de cheias, tendo na estiagem seus menores níveis, chegando a 50 centímetros de profundidade. O pulso de inundação é o responsável por essa variação de

nível, como observado no Sistema de Baías Caiçara. Com base nessa variação anual devido ao aporte de águas pelo Rio Paraguai, é clara a divisão dos períodos sazonais em cheia, de dezembro a março, vazante, de abril a junho, estiagem, de julho a setembro, e enchente, de outubro a dezembro, como observado por Da Silva & Silva (1995) para baías ligadas ao Rio Cuiabá.

A profundidade é um dos fatores que determinam a estrutura da ictiofauna em regiões inundáveis, principalmente nas baías marginais. Aspectos como dimensão das baías, substrato, vegetação e teor de oxigênio dissolvido podem explicar diferenças entre a ictiofauna (Bonetto *et al.* 1969), restando saber se a distribuição e a abundância de determinadas espécies no período de estiagem nas baías desconectadas ao canal principal são uma “escolha” ou se é imposta a ictiofauna pela ausência de conectividade hidrológica. Esta possibilita o acesso de larvas e juvenis para as áreas laterais (meandros abandonados, vazantes e corixos), onde encontram condições favoráveis contra predadores e alimento farto. A profundidade, enquanto fator determinante da conectividade, é responsável pela reposição do estoque pesqueiro e também garante a sobrevivência de inúmeras outras espécies que se alimentam de peixes nos períodos de estiagem nos ambientes desconectados.

Assim, no Sistema de Baías Caiçara, conforme proposto por Lowe-McConnell (1999) e Winemiller (1989, 1990, 1995 e 1996a), as variações sazonais (pH, condutividade, oxigênio dissolvido, transparência, temperatura e profundidade) também contribuem para a organização da ictiofauna.

6.1.1.2 Oxigênio dissolvido

Toda essa variação sazonal tem efeito direto sobre as variáveis físicas e químicas, principalmente na disponibilidade de oxigênio dissolvido, fazendo com que algumas espécies criem adaptações para transpor esses períodos com déficit de oxigênio. Junk *et al.* (1997) dizem que ao longo do tempo e em decorrência do pulso de inundação no Pantanal, o ambiente teria selecionado e ocasionado uma ictiofauna ‘r’ estrategista, adaptada às altas variações dos níveis de oxigênio dissolvido nesses ambientes. As variações hídricas no Pantanal Norte estão ligadas diretamente também a esse pulso de inundação exercido pelo Rio Paraguai e por seus afluentes, promovendo uma alteração cíclica nas variáveis físicas e químicas da água. Assim, ao longo de rios inundáveis, observam-se inúmeros *habitats* transversais (Wantzen *et al.* 2005), que, aliados às variações sazonais, requerem da ictiofauna diversas estratégias adaptativas (morfofisiológicas) para poderem fazer parte do pulso.

A BCS e a BCI não apresentam diferenças significativas em relação à disponibilidade de oxigênio dissolvido ($P=0,390$). No período de cheia, tiveram teores de oxigênio dissolvido de em torno de 1,0 mg/L, e na estiagem, com os valores próximos a 5,0 mg/L, acompanharam a temperatura da água, pois nesses períodos notam-se as maiores médias para essa variável, ficando em torno de 29°C. Valores maiores para a temperatura da água nos períodos de cheia podem estar relacionados ao aporte de material orgânico e à sua posterior decomposição, liberando calor (Esteves 1998) e aumentando a demanda biológica de oxigênio nesses ambientes, baixando substancialmente as taxas de oxigênio dissolvido. A decomposição de matéria orgânica em ambientes tropicais é extremamente rápida, requerendo grandes quantidades de oxigênio dissolvido, o que justifica as baixas taxas desse gás nos períodos de enchente e cheia.

Nos períodos de estiagem e vazante, com o sistema já estabilizado e com maior produtividade primária, os valores disponíveis de oxigênio dissolvido aumentam substancialmente. Nota-se que na BCS os valores foram mais baixos do que na BCI. Isso se deve à conectividade permanente entre a BCI e o rio Paraguai, que mantém fluxo contínuo entre o sistema rio-planície. Vieira (2000), em rios de águas lânticas na Amazônia, observou disponibilidade de oxigênio dissolvido de em torno de 1,0 mg/L e também que em locais com movimentação da água esses valores se mantinham acima de 2,0 mg/L em um mesmo período.

Alguns lagos amazônicos têm valores de oxigênio dissolvido baixos nos períodos de seca, com em torno de 1,0 mg/L (Junk 1980), diferindo dos dados obtidos para o Sistema de Baías Caiçara. No Pantanal, muitas dessas baías são meandros abandonados, com profundidade relativamente maior do que a de muitos lagos laterais, não ocorrendo perdas de oxigênio por aquecimento excessivo da coluna d'água (Esteves 1998).

Dessa forma, a quantidade de oxigênio dissolvido atua decisivamente como reguladora das atividades metabólicas da ictiofauna, como citado por Saint-Paul & Soares (1987), considerando que em determinados ambientes aquáticos esse gás pode ser limitante e seletivo para muitas espécies ícticas.

6.1.1.3 Temperatura da água

A predominância da diversidade nos trópicos é bem conhecida, sendo que estes possuem aproximadamente 3/4 das espécies descritas (Wilson 1992). Briggs (1974), em seu trabalho intitulado “Zoogeografia Marinha”, menciona a importância dos trópicos para a

diversidade de peixes, dando ênfase ao papel da temperatura nesses ambientes. Muitos processos fisiológicos e ecológicos são potencializados ou limitados pela temperatura do ambiente, principalmente para a ictiofauna (Hutchinson 1975). Essa variável é importante, direta e indiretamente, para a elucidação da dinâmica da ictiofauna de um dado ambiente e dos caminhos percorridos pelo fluxo de energia dentro de um sistema sazonalmente inundado, como no Pantanal (Magnuson *et al.* 1979), onde a composição da ictiofauna de lagos está relacionada aos gradientes de temperatura, determinando a formação de *habitats* e sugerindo, inclusive, que ocorra a formação de nichos térmicos nesses ambientes.

Nos ambientes estudados, a temperatura da água está relacionada às altas temperaturas atmosféricas e ao processo de ciclagem de material orgânico introduzido e perturbado no sistema por conta do pulso de inundação. Relacionado a isso, há déficits de oxigênio e um ambiente mais acidificado, fazendo com que muitas espécies não adaptadas migrem para ambientes mais favoráveis ou limitem sua interação com o meio. Muitas espécies de *Prochilodontidae* e *Loricariidae* desenvolvem adaptações morfofisiológicas e utilizam os recursos alimentares disponíveis nesses ambientes, acelerando a ciclagem da matéria orgânica introduzida. Dessa forma, a temperatura da água, associada a outras variáveis, é importante para a estrutura da ictiofauna no Sistema de Baías Caiçara.

6.1.1.4 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica representa a capacidade da água de conduzir eletricidade, estando diretamente ligada à disponibilidade de sais dissolvidos no ambiente. Isso pode significar, também, que quanto maior a condutividade elétrica, maior a concentração de nutrientes (Castagnolli 1992). A disponibilidade desses nutrientes pode estar ligada à gênese de lagos e baías, caso que não se aplica ao Sistema de Baías Caiçara, pois as baías desse sistema são, caracteristicamente, meandros abandonados ou, de acordo com Esteves (1998), se relacionam com o aporte de material orgânico ocorrido no período de enchente associado às altas temperaturas comuns nesses períodos (outubro a dezembro). Médice (dados não publicados) encontrou valores de $604 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ na Dolina da Água Milagrosa, no município de Cáceres, na região serrana, com grande deposição de cálcio.

No Sistema de Baías Caiçara, a condutividade elétrica da água ficou entre 8.5 e $136 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente para os períodos de estiagem e enchente, corroborando os dados de Lowe-McConnell (1999) e Smerman (2007), que em ambientes de águas claras obtiveram valores de condutividade menores e maiores relacionados com esses dois períodos

sazonais (estiagem e enchente). Não se observa nenhuma correlação significativa entre a condutividade elétrica da água, as demais variáveis ambientais e os atributos da composição da ictiofauna para o sistema estudado (apêndice IV).

6.1.1.5 Potencial hidrogeniônico – pH

Para a ictiofauna, o equilíbrio interno do pH é fundamental para manter os aspectos fisiológicos, sendo que as variações de seus valores no ambiente aquático afetam suas habilidades em relação à ocupação de *habitats* (Oliveira & Goulart 2000), principalmente as decorrentes da oscilação de outras variáveis que, em conjunto com o pH, podem inviabilizar ou comprometer o uso do ambiente e de seus recursos tanto pela fauna incidente como na diminuição da capacidade reprodutiva, causando danos nas membranas e reduzindo o muco das brânquias, diminuindo a capacidade respiratória e comprometendo o transporte de oxigênio pela hemoglobina (Fromm 1980). A diminuição da atividade locomotora e alimentar também está ligada à baixa do pH em ambientes lênticos (Jones *et al.* 1985), atuando diretamente na distribuição e na composição da ictiofauna nos ambientes sazonalmente inundáveis.

Para ambientes aquáticos continentais, a variação do pH fica entre 6 e 8, próxima à faixa de neutralidade. No Sistema de Baías Caiçara, os valores ficaram entre 5,5 e 7,5, não diferindo muito dos citados por Esteves (1998). No período das cheias foram obtidos os menores valores de pH, da mesma forma que os maiores valores para essa variável foram obtidos no período de estiagem. Isso nos leva a relacionar os valores de pH ao processo produtivo desses ambientes, diretamente ligados à disponibilidade de oxigênio dissolvido, muito mais abundante no período de estiagem. A distribuição da ictiofauna está diretamente relacionada ao oxigênio dissolvido e ao pH, com índice de correlação de 0,72 e 0,73, respectivamente (apêndice III).

6.1.1.6 Transparência da água

Sob o ponto de vista ecológico, a transparência da água, que está relacionada à capacidade de penetração da luz na coluna d'água, é uma variável extremamente importante e influencia diretamente diferentes grupos de peixes em ambientes de lagos (Rodríguez & Lewis Jr. 1997). Muitas atividades realizadas pela ictiofauna estão ligadas à transparência d'água, entre elas a obtenção de alimento, o acasalamento e até a migração. A distribuição vertical de diferentes comprimentos de onda da luz no ambiente aquático desempenha um

papel essencial na produção de calor e na determinação da localização da produção primária autotrófica (Matthews 1998).

No Sistema de Baías Caiçara, os períodos de maior transparência d'água foram no final do período de cheias, com estabilização do sistema e aumento na produtividade primária, se estendendo até o período de estiagem, aumentando a oferta de oxigênio dissolvido no ambiente.

6.2 Ictiofauna

Nesse sistema, representantes de mais de 63% da atual ictiofauna descrita para o ambiente pantaneiro foram amostrados, com índices de diversidade entre $H' = 3,60$ e $5,33$ (*bits* por indivíduos). Valores semelhantes foram obtidos em ambientes sazonalmente inundáveis, mas poucos dados foram coletados para o ambiente pantaneiro, destacando-se trabalhos realizados no ambiente amazônico, como o desenvolvido por Mérona (1986/87), que aponta índices de diversidades entre $H' = 3,23$ e $5,10$ para um trecho do Rio Tocantins. Goulding *et al.* (1988) citam valores entre $H' = 3,45$ e $4,70$ no arquipélago de Anavilhamas, no Rio Negro, e $H' = 3,76$ para coletas ao longo do Rio Negro. Barthem (1981) relata índices de diversidades entre $H' = 2,19$ e $3,24$ para ambientes na Amazônia Central. Luz *et al.* (2009) registra diversidade entre $H' = 1,12$ e $2,39$ para a parte média do rio São Francisco, e Pavanelli & Caramashi (1997) obtiveram índices de $H' = 3,44$ para o Riacho Caracu e $H' = 3,15$ para o Ribeirão São Pedro, na Bacia do rio Paraná. Comparações só são aceitas quando se padronizam as metodologias de amostragem, e assim, mesmo apresentando uma ictiofauna com alta diversidade, esses valores apenas refletem a importância dos ambientes inundáveis no Pantanal Norte, que ainda carecem de mais estudos e investigações.

Outro atributo importante utilizado para caracterizar e entender a composição da ictiofauna é a riqueza de espécies (Magurran 1988). Para o Sistema de Baías Caiçara, obtivemos 171 espécies, sendo 97, 71, 65 e 54 espécies para a BCS e 69, 121, 141 e 126 espécies para a BCI, respectivamente para os períodos de cheia, vazante, estiagem e enchente. Se considerado cada ambiente em particular, houve 155 espécies para a BCS e 161 para a BCI, não levando em conta a sazonalidade, embora seja a alteração no pulso de inundação que determina o aumento ou a diminuição na riqueza e na diversidade da ictiofauna (Winemiller 1989a, Godinho *et al.* 2007).

Ainda com referência aos trabalhos de Goulding *et al.* (1988), no rio Negro há descrições de riquezas entre 58 e 91 espécies para 5 lagos localizados em ilhas. Em 3 anos de campanhas Mérona (1986/87) coletou 116 espécies de peixes no baixo rio Tocantins. Já Tejerina-Garro *et al.* (1998) relatam a identificação de 92 espécies em lagos no rio Araguaia. Lima (2003) cita 79 espécies para apenas um lago na planície inundável do rio das Mortes.

Assim, considerando que as variações nas características limnológicas afetam a estrutura da ictiofauna em diversos aspectos (Mérona & Bittencourt 1993; Winemiller 1996b) e que a conectividade é peça chave nesse processo, a BCI, em contínua ligação com o tributário principal, possibilitando migrações entre esses dois ambientes, possuiu maior riqueza do que a BCS em todos os períodos sazonais (tabela I). O estabelecimento de conexões rio-planície torna interessante o estudo de corpos d'água nas planícies de inundação, sobretudo nos meandros abandonados (Rodríguez & Lewis 1994), pois ambientes com barreiras de isolamento e variações físicas e químicas sazonais alteram consideravelmente a ictiofauna desses ambientes (Godoi 2008).

Conforme apontado na tabela III, das 171 espécies amostradas, 49,1% eram *Characiformes*, seguidas de *Siluriformes*, com 39,03%, *Perciformes*, com 7,06%, e *Gymnotiformes*, com 5,57%. As quatro demais ordens somaram aproximadamente 3% do total amostrado. Esses dados apontam para o descrito por Britski *et al.* (2007). Outro ponto a ser considerado é em relação ao grande número de peixes do grupo *Otophysi*, os quais compõem cerca de 80% de toda a ictiofauna pantaneira. Esse grupo de organismos é dotado de estrutura sensorial que lhes permite uma melhor adaptação às mudanças no ambiente, captando estímulos externos de maneira mais eficiente. Com as variações sazonais, tais estruturas são extremamente úteis nos processos adaptativos nos ambientes sazonalmente inundáveis, como o Sistema de Baías Caiçara. Informações obtidas a partir de literatura consultada (Barthem 1981; Mérona 1986/7; Daget 1979; e Catella 1992) também retratam essa dominância dos *Otophysi*, que, de acordo com Tilman (2000), podem levar a um maior aproveitamento das condições do *habitat*, aumentando a eficiência de uso dos recursos.

6.2.1. Categorização das espécies

Para a categorização das espécies coletadas, Marques & Resende (2005) e Resende & Palmeira (1999) apontam que não ocorreu diferença significativa ($P=0,05$) em relação à distribuição das espécies constantes, acessórias e acidentais, respectivamente para o Pantanal Sul e o Pantanal Norte, embora as espécies constantes tenham sido numericamente

maiores. Para o Sistema de Baías Caiçara, nos dois ciclos amostrados (2005-2006 e 2006-2007), as espécies constantes foram numericamente superiores, mas não revelaram diferenças significativas em relação às demais categorias (figura 2). Lowe-McConnell (1975) menciona que em ambientes tropicais um terço ou menos das espécies amostradas são constantes. Para o Sistema de Baías Caiçara, essa proporção ficou bem próxima de 50%. Vale reforçar que a metodologia e o esforço amostral são importantes no estudo desses atributos e que no ambiente estudado foram utilizadas estratégias amostrais robustas, a fim de se obter a melhor representatividade da ictiofauna desses ambientes.

Quando considerados todos os períodos e ambientes, 28% das espécies amostradas foram constantes, mesmo com as alterações nas variações ambientais, incluindo a conectividade. Espécies como *A. pantaneiro*, *A. asuncionensis*, *C. dorsalis*, *C. gillii*, *E. trilineata*, *H. orthonops*, *H. malabaricus*, *H. inexpectatum*, *H. boulengeri*, *M. dichrourea* e *P. nattereri* representam diferentes guildas tróficas que habitam ou utilizam o Sistema de Baías Caiçara periodicamente.

A coexistência desse número de espécies mostra a adaptação que as mesmas desenvolveram para ocupar o mesmo ambiente, maximizando o seu uso, como proposto por Welcomme (1985). Espécies predadoras (piscívoras), como *P. nattereri*, *S. maculatus* e *S. marginatus*, presentes em todos os períodos e ambientes amostrados e principalmente nos ambientes sob influência do pulso de inundação (Resende *et al.* 1996), são responsáveis pela coexistência de muitas espécies de pequeno e médio porte, controlando sua abundância, mantendo-as em níveis que não possam colapsar os recursos do ambiente, conforme descrito por Payne (1966) e Janzen (1970).

Por ser um ambiente regularmente inundado, o aporte de material orgânico vindo das áreas circunvizinhas e também carregado pelo canal principal promove uma farta disponibilidade de alimento, e espécies detritívoras, como *H. orthonops*, *H. inexpectatum* e *H. boulengeri*, se beneficiam, sendo, também, sempre frequentes nesses ambientes.

Resende & Palmeira (1999) definem alguns fatores que podem influenciar a constância de espécies em determinados ambientes, tais como a abundância, possibilitando maiores chances de captura, como observado para *M. dichrourea*; o sedentarismo, favorecendo a captura de espécies territorialistas, como *B. vittata*, *C. australis*, *M. festivus* e *H. malabaricus*; e a preferência por *habitat*, como no caso de *E. trilineata*, espécie

constantemente coletada junto a macrófitas aquáticas, e *P. ternetzi*, abundantemente coletada em ambientes abertos.

A. nigripinnis, *Brachyhypopomus* sp. B e *H. lunatus* foram acessórias em todos os períodos e ambientes amostrados, com abundância reduzida, mesmo com um esforço de captura significativo. Um fator que pesa na categorização dessas espécies se refere à preferência por *habitat*, sendo que as coletas do período de cheia não foram realizadas nas áreas sazonalmente inundadas, e sim apenas sob bancos de macrófitas. Muitas espécies utilizam esses ambientes alagados lateralmente para a obtenção de alimentos, usando principalmente recursos alóctones introduzidos no sistema, e também para refúgio contra predadores. Apenas *P. argenteus* se manteve como acidental nos dois ambientes e em todos os períodos. Para essa espécie em particular, não há descrições do ciclo reprodutivo, sendo que os adultos, piscívoros, são comumente pescados no canal principal, em ambientes mais profundos, assim como espécies de importância comercial, como *P. fasciatum*, *P. corruscans* e *P. pirinampu*.

P. corruscans foi constante apenas na BCS, e, desse modo, pode-se concluir que a desconexão com o canal principal pode ter sido o fator que a manteve naquele ambiente, que no período de estiagem se apresenta muito raso, sendo incomum a captura dessa espécie. Com conexão permanente com o canal principal, a BCI teve tanto *P. fasciatum* como *P. corruscans* como espécies acessórias, uma vez que a conexão permite os movimentos migratórios comuns para essas espécies de grandes bagres (Ferraz de Lima 1986). *P. pirinampu* mostrou ser uma espécie acessória nos dois ambientes por preferir ambientes mais profundos e abertos.

Paulicea luetkeni e *Piaractus mesopotamicus* não foram amostradas em nenhum dos ambientes no Sistema de Baías Caiçara. São espécies de grande interesse econômico, sendo capturadas tanto para a pesca profissional como no turismo pesqueiro. A preferência por ambientes mais profundos e providos de estruturas rochosas faz com que *P. luetkeni* seja pouco capturada no Pantanal Norte, sendo inclusive colocada como espécie ameaçada de sobre-exploração em determinados ambientes (Machado *et al.* 2008). No Pantanal Norte, o assoreamento é a principal causa da diminuição da captura dessa espécie, tornando o rio mais raso e deixando raros os “poções²”.

² Poções são locais profundos, geralmente na calha de rios, propícios para a captura de grandes bagres, tais como jaús e surubins.

P. mesopotamicus, espécie comum no ambiente pantaneiro, também não foi amostrada. Nas cheias, adultos dessa espécie preferem os campos alagados, onde a oferta de alimento de origem vegetal é farta. Pouco se conhece sobre as estratégias adotadas pelas formas jovens, porém Resende & Palmeira (1996) mencionam que elas podem estar presentes nos leitos abandonados mais profundos, associados à vegetação e a estruturas submersas, saindo para se alimentar no período noturno, dificultando, assim, a sua captura.

Como observado nas frequências de espécies constantes, acessórias e acidentais, tanto nos ciclos anuais como em todo o período de amostragem, não há diferença significativa entre essas categorias. Isso significa que da mesma forma que na planície inundável do rio Miranda (Resende & Palmeira 1996) e no rio Cuiabá, na RPPN SESC Pantanal (Resende & Marques 2005) o Sistema de Baías Caiçara apresenta ictiofauna em equilíbrio e estruturada, mesmo com maior número de espécies constantes, que possivelmente é determinado pela perda de conectividade da BCS nos períodos de vazante/estiagem e pelo menor aporte hídrico para a BCI nesses mesmos períodos.

6.2.2. Espécies dominantes e abundantes

Determinar as espécies dominantes e abundantes é uma ferramenta eficaz para descrever um dado ambiente (Lobo & Leighon 1986). Para o Sistema de Baías Caiçara, essa determinação foi realizada por período sazonal nas duas baías amostradas (tabela IV). Durante as campanhas, nenhuma espécie foi considerada dominante, uma vez que a abundância absoluta de nenhuma espécie foi 50% maior do que a somatória do conjunto de todas as demais espécies amostradas em cada período.

M. dichroua, espécie amplamente distribuída na planície de inundação, foi a mais representativa no sistema, somando mais de 30% da abundância total para todos os locais e períodos de coleta. É uma espécie predominantemente invertívora/insetívora com dieta composta por microcrustáceos (cladóceros, copépodos, ostrácodos e conchostráceos) e insetos das mais variadas ordens (Coleóptera, Díptera, Ephemeroptera, Hemíptera, Himenóptera, Trichoptera, Odonata), escamas de peixes, crustáceos (camarão), vegetais, tecamebas, ácaros, detritos e areia (Resende *et al.* 2000b). Catella (1992), em trabalho realizado no Pantanal Sul, classifica *M. dichroua* como zooplancófaga, comedora de copépodos e cladóceros e “grande devoradora” de insetos que caem na superfície. Essa informação pode explicar a menor abundância dessa espécie nos períodos de cheia, onde a oferta de alimentos nos campos alagados é maior do que nos ambientes limnéticos. Possui

rastrros longos e finos que podem atuar como uma espécie de peneira que retém o zooplâncton consumido por essa espécie, aumentando sua plasticidade alimentar (Resende *et al.* 2000b).

Peixe de pequeno porte (27 a 85 mm), podendo chegar a 100 mm (Britski *et al.* 2007), *M. dichroura* é uma espécie importante na dieta de muitos piscívoros, como citado por Cantanhêde (2008) para a região do Rio Manso, onde *M. dichroura* foi a presa mais consumida por *A. pantaneiro*, representando até 95% da dieta dessa espécie. *A. pantaneiro* também foi abundante, juntamente com *M. dichroura*, nos períodos de vazante e estiagem.

Entre as espécies mais abundantes, em todos os períodos amostrados, sempre espécies invertívoras/insetívoras (n=43) e onívoras (n=42) foram observadas, como ilustrado nas figuras 6 a 13 e nas tabelas V e VI. Essas guildas, em conjunto, representam aproximadamente 25% do total de espécies citadas para o Sistema de Baías Caiçara. Por definição, onívoras são as espécies que consomem alimentos de origem animal e vegetal, geralmente nos mesmos períodos (Dajoz 1972; Royce 1972). Outra definição também aplicada refere-se a espécies que se alimentam de diferentes níveis tróficos, não necessariamente de vegetais e animais (Yodzis 1984). Dentre as mais abundantes estão *A. anisitsi*, *O. pequirá*, *S. calliurus* e *H. eques*, juntamente com *A. asuncionensis*, para o período de cheia, tanto na BCS como na BCI.

Os herbívoros foram menos frequentes em todos os períodos sazonais e ambientes amostrados. Essa guilda conta com 17% das espécies identificadas para o Sistema de Baías Caiçara, e dentre elas muitas são migradoras de curta distância durante seus períodos reprodutivos. No período de vazante, quando saem dos campos alagados em direção às baías e ao canal principal, suas capturas são otimizadas. Essa informação é utilizada pelos pescadores tradicionais e esportivos na região pantaneira, principalmente para as espécies *M. paraguayensis*, *M. orbinyanum*, *L. friderici* e *L. macrocephalus*. Outro dado a ser confirmado para esses ambientes é quanto ao potencial de hidrocoria dessas espécies. Goulding (1980) retrata a evolução de peixes estritamente herbívoros na América do Sul, os quais se alimentam de frutos e sementes nas florestas e nos campos inundados, algo sem paralelo ecológico em nenhuma parte do mundo. Na BCS, as coletas mais significativas para essa guilda foram na vazante, momento no qual as espécies voltam ao canal principal ou para baías com conexão permanente com o rio. Já na BCI, as coletas de herbívoros foram mais abundantes na estiagem devido à manutenção da conectividade com o rio Paraguai.

Mesmo os herbívoros sendo mais abundantes na BCI, apenas *H. orthonops* figurou na curva de importância entre as espécies mais relevantes para esse ambiente, e, ainda assim, apenas na cheia e na enchente. Na enchente, devido à restrição na oferta de alimento para esse grupo (herbívoros) no período anterior (estiagem), essas espécies tendem a migrar lateralmente para as áreas alagadas, permanecendo nas grandes áreas de manchas de matas sazonalmente inundadas (Resende *et al.* 1997). Outro fator que pode levar e ou forçar essa migração lateral é o déficit de oxigênio dissolvido, que pode chegar a menos de 1,0 mg/L no final do período de enchente. Em alguns pontos, ocorre a morte de milhares de peixes devido ao fenômeno regionalmente denominado “³dequada”.

Espécies detritívoras representaram 14% das amostradas no Sistema de Baías Caiçara, o que corrobora Bonetto *et al.* (1970) e Bayley (1973), que mencionam que a ictiofauna de ambientes inundáveis tem uma boa proporção de espécies detritívoras. Resende & Palmeira (1996) também apontam para isso, reforçando que no Pantanal predominam as famílias *Prochilodontidae*, *Curimatidae* e *Loricariidae*, havendo algumas controvérsias sobre a última. Para a BCS, *P. curviventris*, *C. gillii* e *C. dorsalis* foram abundantes no período de cheia e *C. gillii* foi abundante na vazante, na estiagem e na enchente. *H. inexpectatum* foi abundante na estiagem. Na BCI, *H. inexpectatum* foi abundante na vazante, na estiagem e na enchente, enquanto que *P. lineatus* foi mais comum na cheia, havendo representantes frequentes dessa guilda em todos os períodos amostrados.

Nos ambientes de inundação, a abundância dessas espécies está associada à oferta de material orgânico e detrito, além da capacidade desses peixes de selecionar, coletar e digerir esse alimento. No período de estiagem, a tendência de consumo de detritos é maior, pois na sedimentação o detrito se mistura com partículas minerais sem valor nutritivo (Yossa-Perdomo 1996), levando a uma maior demanda de ingestão de alimento, mantendo sempre o estômago cheio (Gneri e Angelescu 1951). Catella & Petrere (1996) destacam o papel dos detritívoros na ciclagem de nutrientes no Pantanal, acelerando o fluxo energético e tornando as cadeias alimentares mais curtas, aumentando a eficiência do sistema.

Resende *et al.* (1997) citam que embora não ocorra no ambiente pantaneiro a mesma diversidade de herbívoros que há na Amazônia, certamente a herbivoria e a detritivoria são elos desenvolvidos como alternativas importantes para o aproveitamento

³ Dequada - Esse fenômeno compreende um conjunto de alterações naturais da qualidade da água relacionadas à decomposição da matéria orgânica submersa no início da enchente (Calheiros e Ferreira 1997), provocando grande mortandade de peixes.

máximo desses ambientes, principalmente nos períodos de cheia e estiagem, cujo entendimento é fundamental para o manejo desses recursos.

Nas planícies de inundação, os períodos de enchente e cheia são os mais abundantes na disponibilidade de alimento. Diferentes guildas se alimentam fartamente, buscando melhores condições (Resende *et al.* 1996). No final da vazante, comumente no mês de junho para o Pantanal Norte, e na estiagem, de agosto a outubro, as águas se retraem, tornando o espaço mais competitivo e o alimento escasso. Nessa situação, peixes carnívoros, aves, répteis e alguns mamíferos encontram alimento abundante concentrado nas baías mais rasas e desconectado do leito principal (Payne 1986).

No Sistema de Baías Caiçara, os piscívoros foram abundantes no período de vazante, estiagem e enchente e representaram 18% na composição da ictiofauna. Na vazante, com a retração das águas e o retorno de inúmeras espécies, principalmente herbívoras, invertívoras/insetívoras e onívoras, para o canal principal, os piscívoros se alimentam fartamente em conjunto com outros organismos, como aves e répteis. Muitas espécies de pequenos peixes ficam retidas nas baías e nos leitos abandonados nos períodos de estiagem e início de enchente, também servindo como alimento para os carnívoros residentes, como *H. malabaricus*, espécie piscívora de águas rasas. Assim, os piscívoros atuam como elementos que aumentam a estabilidade, regulando a abundância das espécies presentes nesses ambientes (Nikolsky 1963; Popova 1978). A disponibilidade de oxigênio é importante para os piscívoros, pois eles dependem de gasto de energia para capturar suas presas, bem como a transparência da água para aquelas espécies que têm maior acuidade visual e agem por emboscada.

Ecologicamente, a frequência de carnívoros não é alta, a fim de não comprometer o sistema. *S. marginatus*, *R. prognathus*, *A. pantaneiro* e *H. malabaricus* sempre foram espécies abundantes na BCS e na BCI, sendo *H. malabaricus* mais comum na BCS. As duas primeiras usam como item alimentar parte de nadadeiras e escamas de peixes maiores, e as duas últimas geralmente ingerem suas presas inteiras, preferindo espécies de menor porte. Espécimes inteiros de *M. dichroua* e *E. trilineata* foram encontrados em estômagos de *A. pantaneiro* e *H. malabaricus*.

Resende *et al.* (1996) coletaram *R. prognathus* na região do Rio Miranda, havendo predominância de escamas nos estômagos analisados. Para *A. pantaneiro*, a maior frequência de itens alimentares foi de peixes e camarões. Espécimes de *S. marginatus* foram

coletados com estômagos repletos de raios de nadadeira e escamas. Já a espécie *H. malabaricus* foi amostrada com peixes inteiros no estômago. Para o Sistema de Baías Caiçara, poucos espécimes de *Pseudoplatystoma* foram coletados, sendo 22 para a BCS e 26 para a BCI. Apenas 6 *Salminus maxillosus* foram amostrados, sendo 2 na BCS e 4 na BCI. Dentre os grandes *Pimelodidae*, *Hemisorubim platyrhynchos* foi mais frequente, com 29 e 21 espécimes para a BCS e a BCI, respectivamente.

7. Conclusões

A partir dos dados apresentados neste estudo, conclui-se que no Sistema de Baías Caiçara:

- *Characiformes* e *Siluriformes* são as ordens mais adaptadas às variações decorrentes do pulso de inundação nesse sistema, sendo as mais abundantes durante todos os períodos sazonais;
- *Moenkhausia dichroua*, *Serrapinnus calliurus* e *Odontostilbe pequirá*, dentre os *Characiformes*, são as espécies mais importantes, estando adaptadas às variações impostas pelo pulso de inundação;
- As baías do sistema Caiçara atuam não somente como berçários, mas possuem atributos que garantem a fixação de muitas espécies residentes, tendo mais de 50% da sua ictiofauna composta por espécies constantes;
- Detritívoros são mais frequentes e abundantes na Baía Caiçara Inferior, tanto pela abundância como através da riqueza de espécies, sendo beneficiados pela conexão rio-baía, favorecendo o contínuo aporte de sedimento;
- Espécies piscívoras são mais frequentes nos períodos de vazante e estiagem, tanto nos ambientes conectados como nos sazonalmente desconectados, sendo sua abundância e riqueza condicionadas à oferta de alimento ligado à migração lateral de pequenos peixes e à maior disponibilidade de oxigênio dissolvido, associada a um nível superior de transparência da água;
- Espécies herbívoras utilizam o Sistema de Baías Caiçara muito mais como acesso aos campos alagados do que como área para forrageamento, sendo pouco frequentes nesse ambiente e tendo sua distribuição restrita às margens vegetadas nos períodos de estiagem;
- Assim, a conexão rio-baía define a estrutura da ictiofauna na Baía Caiçara Superior, sazonalmente desconectada do canal principal, juntamente com as variáveis físicas e químicas, e na Baía Caiçara Inferior essas alterações estão ligadas apenas às variações sazonais dos aspectos limnológicos e dos padrões de predação estabelecidos e de oferta de alimento.

8. Referências

- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M.; GOMES, L. C. & OKADA, E. K. 1993. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planície de inundación del alto río Paraná y enbalse de Itaipu, Paraná, Brazil. Rev. Hidrobiol. Trop., 26 (1): 79-90.
- ALHO, C. J. R; LACHER, J. R; GONÇALVES, H. C. 1988. Environmental degradation in the Pantanal Ecosystem. Bioscience, v.38, n.3,p.164-171.
- AMOROS, C. & ROUX, A. L. 1988. Interaction between water bodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. Münstersche Geographische Arbeiten 29: 125-130.
- BARTHEM, R. B. 1981. Considerações sobre a pesca experimental com redes de espera, em lagos da Amazônia Central. Manaus, INPA/FUA. 84 p. (Dissertação).
- BAYLEY, P. B. 1973. Studies on the migratory characin, *Prochilodus platensis* Holmberg, 1889 (Pisces: Characoidei) in the Pylcomayo River, South-America. *J. Fish. Biol.*, 5:25-40.
- BAYLEY, P. B. 1989. Aquatic environments in the Amazon Basin, with an analysis of carbon sources, fish production, and yield. In: DODGE, D.P. (ed). Proceedings of the international large river symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Science. 106.p.339-408.
- BEGON, M.; HARPEER, J. L.; TOWNSEND C. R.1990. Ecology: Individuals, Populations and Communities. 2ª ed. Blackwell sci. Publ. Oxford, Inglaterra.
- BONETTO, A. A., CORDIVIOLA de YUAN, E. & PIGNOBERI, C. 1970. Nuevos datos sobre poblaciones de peces en ambientes lénticos del Paraná Medio. *Physis*, 30(84):127-139
- BONETTO, A. A.; CANON VERON, M.; ROLDAN, D. 1981. Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de peces en el Río Paraná. *ECOSUR*, v.8, n.16, p.29-40.
- BONETTO, A. A.; CORDIVIOLA DE YUAN, E.; PIGNALBERI, C.; OLIVEROS, O. 1969. Ciclos hidrológicos del río Paraná y las poblaciones de peces contenidas en lãs cuencas temporarias de su valle de inundación. *Physis*, v.29, n.78, p. 213- 23.
- BRIGGS, J. C., 1974, *Marine Zoogeography*. McGraw-Hill Book Company, New York, 489p.
- BRITSKI, H. A.; SILIMON K Z. S & LOPES, B. S. 2007. Manual de identificação de peixes do Pantanal. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Brasília-DF. 2. ed. rev. ampl. 227 p.

CALHEIROS, D. F.; FERREIRA, C. J. A. 1997. Alterações limnológicas no rio Paraguai (dequada) e o fenômeno natural de mortandade de peixes no Pantanal Mato-Grossense. Corumbá: Embrapa pantanal. 48p. (Embrapa, Boletim de Pesquisa, 07).

CALHEIROS, D. F.; SEIDL, A. F. & FERREIRA, C. J. A. 2000. Participatory research methods in environmental science: local and scientific knowledge of a limnological phenomenon in the Pantanal wetland of Brazil. *Journal of Applied Ecology*, v. 37, p. 684-696.

CAMPOS, Z. M. da S. 1991. Fecundidade das fêmeas, sobrevivência dos ovos e razão sexual de filhotes recém-eclodidos de *Caiman crocodilus yacare* (*Crocodylia Alligatoridae*) no Pantanal, Brasil. Manaus: FUA-INPA. Manaus - AM. 61p. Dissertação de Mestrado.

CANTANHÊDE, G.; HAHN, N. S.; FUGI, R.; GUBIANI, E. A. 2008. Alterations on piscivorous diet following change in abundance of prey after impoundment in a Neotropical river. *Neotropical Ichthyology*, 6(4):631-636.

CARVALHO, N. O. 1984. Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SOCIOECONÔMICOS DO PANTANAL, Corumbá. Anais. Brasília: EMBRAPA-DDT, 1986. p. 43-49. (EMBRAPA-CPAP. Documentos, 5)

CASTAGNOLLI, N. 1992. Piscicultura de água doce. Jaboticabal: FUNEP, 184 p.

CATELLA, A. C. 1992. Estrutura da Comunidade e Alimentação dos peixes da Baía da Onça, uma lagoa do Pantanal do Rio Aquidauana - MS. Dissertação de Mestrado, Campinas, NICAMP, São Paulo, 215 p.

CATELLA, A. C., PETRERE JR, M. 1996. Feeding patterns of the fish community of Baía da Onça, a floodplain lake of the Aquidauana River, Pantanal, Brazil. *Fisheries Management and Ecology*, v. 3, p. 229-237.

CORDIVIOLA DE YUAN, E. 1992. Fish populations of lentic environments of the Paraná River. *Hydrobiologia*.v.237, p.159-173.

DA SILVA, C. J.; SILVA, J. A. F. 1995. No ritmo das Águas do Pantanal. São Paulo: NUPAUB/USP, 210p.

DAGET, J. 1979. Les modeles mathematique en ecologie. Paris: Masson, 172 p.

DAJOZ, R. 1972. Ecologia Geral. EDUSP, São Paulo, 474p.

DAJOZ, R. 1974. Tratado de ecologia. Madrid: Mundi, 478 p.

ESTEVEZ, F.A. 1998. Fundamentos de limnologia. Interciência. 2ª ed., Rio de Janeiro, 602p.

FERRAZ DE LIMA, J. A. 1986. A pesca no Pantanal de Mato Grosso (rio Cuiabá): a pesca dos surubins, gênero *Pseudoplatystoma* (Siluriformes, Pimelodidae). In: Congresso Brasileiro

de Zoologia, 13. 1986, Cuiabá, Resumos. Cuiabá. Universidade Federal de Mato Grosso, P. 141.

FROMM, P. O. 1980. A review of some physiological and toxicological responses on freshwater fish to acid stress. *Environ. Biol. Fish.*, 5(1):79-93.

GNERI, F. S.; V. ANGELESCU. 1951. La nutrición de los peces iliofagos em relación com el metabolismo general Del ambiente acuático. Rev. Inst. Invest. Mus. Argent. Cienc. Nat. Cien. Zool., v. 2, p. 1-44.

GODINHO AL, KYNARD B, GODINHO HP. Migration and spawning of female surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*, Pimelodidae) in the São Francisco river, Brazil. *Environ Biol Fishes*. Disponível em <http://www.sfrancisco.bio.br>. Acesso em setembro 2007. DOI 10.1007/s10641-006-9141-1.

GODOI, D. S. 2008. Diversidade e hábitos alimentares de peixes e Afluentes do rio Teles Pires, drenagem do rio Tapajós, bacia Amazônica. Jaboticabal – SP. UNESP, 91 p. (Tese)

GOULDING, M. 1979. Ecologia da pesca do rio Madeira. Manaus, CNPq/INPA, 172p.

GOULDING, M. 1980. The fishes and the forest. California: University of California Press, 280 p.

GOULDING, M.; CARVALHO, M.L. & FERREIRA, E.G. 1988. Rio Negro: Rich Life in Poor Water: The Hague: SBP Academic Publishing, Netherlands.

HEILER, G., T. Hein, and F. SCHIEMER. 1995. Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 351–361.

HICKSON, R. G.; MARANHÃO, T. C. F.; VITAL, T. S.;SEVERI, W. 1993. Método para a caracterização da ictiofauna em estudos ambientais. Maia. 2.ed.– PIAB.

HUTCHINSON, G. E. 1975. *A treatise on limnology*. New York: John Wiley & Sons, v.3: Limnological botany.

JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. *American Naturalist* 104: 501-527.

JONES, K. A.; HARA, T. J.; SCHERER, E. 1985. Behavioral modifications in arctic char (*Salvelinus alpinus*) chronically exposed to sublethal pH. *Physiol. Zool.*, 58:400-412.

JUNGWIRTH, M. 1998. River continuum and fish migration – Going beyond the longitudinal river corridor in understanding ecological integrity. In: FISH MIGRATION AND FISH BYPASSES. Jungwirth, M.; Schmutz, S. & Weiss, E. (Eds.). Oxford. Fishing News Books. pp. 19-32.

JUNK, W. J. 1980. Áreas inundáveis: um desafio para a limnologia. *Acta Amazonica*, 10 (4): 775-795.

JUNK, W. J. 1997. Structure and function of large central Amazonian river floodplains: synthesis and discussion. *In*: JUNK, W. J. (ed). The central Amazon floodplain: ecology of a pulsing system. *Ecological Studies* 126, Berlin: Springer. p. 455-472.

JUNK, W. J. 2000. The central Amazon river floodplain: concepts for the sustainable use of its resources. *In*: JUNK, W. J.; OHLY, J. J.; PIEDADE, M. T. F. & SOARES, M. G. M. (eds.). The central Amazon floodplain: actual use and options for a sustainable management. The Netherlands: Backhuys Publishers. p. 75-94.

JUNK, W. J. 2001. The flood pulse concept of large rivers: learning from the tropics. *Verrh. Internat. Verein. Limol.*, 27: 3950-3953.

JUNK, W. J., SOARES, M. G. M. & SAINT-PAUL, U. 1997. The fish. *In*: JUNK, W. J. (ed). The central Amazon floodplain: Ecology of a pulsing system. *Ecological Studies* 126, Berlin: Springer. p. 385-408.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *In*: DOGE, D. P. (ed.). *Proc. Int. Large River Symp (LARS) – Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-127.

JUNK, W. J.; SOARES, G. M. & CARVALHO, F. M. 1983. Distribution of fish species in a lake of the Amazon river floodplain near Manaus (Lago Camaleão), with special reference to extreme oxygen conditions. *Amazoniana*, 7: 397-421.

LIMA, J. D. 2003. Diversidade, estrutura trófica da ictiofauna e condições limnológicas em um lago na planície inundável do Rio das Mortes - MT. Cuiabá, UFMT, 110. P (Dissertação)

LOBO, E.; LEIGHTON, G. 1986. Criterias de abundancia y dominancia aplicadas ao estudio de comunidades de algas. *Revista de Biología Marina, Valparaiso, Chile*. 19p.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1964. The fishes of the Rupununi savanna district of British Guiana, South America. Part I. Ecological groupings of fish species and effects of the seasonal cycle on the fish. *Journal of the Linnean Society (Zoology)*, vol. 45, no. 304, p. 103-144.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1975. *Fish communities in tropical freshwater*. London: Longman Group, 337 p.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1987. *Ecological studies in tropical fish communities*. Cambridge: Cambridge University Press. 382 p.

LOWE-McCONNELL, R. H. 1999. *Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 534 p.

- LUNDBERG, J. G. 1998. The temporal context for the diversification of Neotropical fishes. *In*: MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M. S. & LUCENA, C. A. S. (eds.) Phylogeny and classification of neotropical fishes. Porto Alegre: EDIPUCRS, p. 49-68.
- LUZ, S. C. S., EL-DEIR, A. C. A., FRANÇA, E. J. & SEVERI, W. 2009. Fish assemblage structure in a marginal lake disconnected from the submedium São Francisco River, Pernambuco. *Biota Neotrop.*, 9(3):. <http://www.biotaneotropica.org.br/v9n3/en/abstract?article+bn01809032009>.
- MACHADO, A. B., DRUMMONT, G. M., PAGLIA, A. P. (Org.) 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. 1. ed. - Brasília, DF : MMA; Belo Horizonte, MG : Fundação Biodiversitas, 2v. (1420 p.) : il. - (Biodiversidade ; 19)
- MAGNUSON, J. J.; CROWDER, L. B.; MEDVICK, P. A. 1979. Temperature as an ecological resource. *Am. Zool.*, 19:331-343.
- MAGURRAN, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Cambridge: University Press, 179 p.
- MALARD, F.; TOCKNER, K. & WARD, J. V. 2000. Physico-chemical heterogeneity in a glacial riverscape. *Landscape Ecology* 15: 679-695.
- MARQUES, D. K. S., RESENDE, E. K de. 2005. Comunidades de Peixes da RPPN SESC Pantanal.– Corumbá: Embrapa Pantanal, 2005.(Boletim de Pesquisa 65 / Embrapa Pantanal) ISSN 1517-1981; 65)
- MATTHEWS, W. J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. New York: Chapman & Hall.
- MÉRONA, B. & BITTENCOURT, M. M. 1993. Les peuplements de poissons du “Lago do Rei”, un lac d’inondation d’Amazonic centrale: description générale. *Amazoniana*, 12 (3/4): 415-441.
- MÉRONA, B. 1986/87. Aspectos ecológicos da ictiofauna no baixo Tocantins. *Acta Amazonica.*, 16/17: 109-124.
- MEYBECK, M.; HELMER, R. 1992. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. Water quality assessment. Cambridge, University Press.
- MOSS, B. 1995. Ecology of fresh waters: man and medium. 2^a ed. London: Blackwell Science, 417 p.
- MOURÃO, G. H.; ISHII, I. H. & CAMPOS, Z. H. S., 1988, Alguns fatores limnológicos relacionados com a ictiofauna de baías e salinas do Pantanal da Nhecolândia, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Limnol. Brasil.*, 11: 181-198.
- NIKOLSKY, G. V. 1963. The ecology offishes. London: Academic Press, 352p.

- ODUM, E.P., 1983. *Ecologia*. Ed. Guanabara, RJ, 434p.
- OLIVEIRA, E. F. de. GOULART, E. 2000. Distribuição espacial de peixes em ambientes lânticos: interação de fatores. *Acta Scientiarum* 22(2):445-453, Universidade Estadual de Maringá-UEM.
- OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F. 2000. Flood pulse influence on a phytoplankton community in South Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiologia*, 427: 110-112.
- PAVANELLI, C. S. & CARAMASCHI, E. P. 1997. Composition of the ichthyofauna of two small tributaries of the Paraná River, Porto Rico, Paraná State, Brazil. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, München, 8(1):23-31.
- PAYNE, A. I. 1986. *The Ecology of. Tropicallakes and rivers*. 10h wiley & sons Ltda, great Britain, 301p.
- PAYNE, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist* 100:65-75.
- PCBAP, 1997.a. Morfoestrutura da bacia do Pantanal. In Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai, Diagnóstico dos Meios Físico e Biótico – Meio Físico, Volume II, Tomo I.
- PCBAP, 1997.b. Ictiofauna. In Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai, Diagnóstico dos Meios Físico e Biótico – Meio Biótico, Volume II, Tomo III.
- PEREIRA, R. A. C. & RESENDE, E. K. de. 1997. Peixes detritívoros da planície inundável do rio Miranda, Mato Grosso do Sul, Pantanal. Corumbá: EMBRAPA-CPAP, (EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa, 12). 97p.
- PERSON, L.; BENGTSSON, J.; MENGE, B. A. & POWER, M. E. 1996. Productivity and consumer regulation – concepts, patterns and mechanisms. *In: POLIS, G. A. & WINEMILLER, K. O (eds.). Food webs: integration of patterns and dynamics*. Massachusetts: Kluwer Academic publishers, p. 396-434.
- PETTS, G. E. 1990. Regulation of large rivers: Problems and possibilities for environmentally sound river development in South America. *Interciência*, v.15, n.6, p.338-395.
- PINTO-COELHO, R. M. 2000. *Fundamentos em ecologia*. Artes Médicas. Porto Alegre - RS.
- PINTO-SILVA, V. 2002. *Manual de análise limnológica: métodos e técnicas*. Cuiabá: UFMT, 95 p.
- POPOVA, O. A. 1978. The role of predaceous fish in ecosystems. *In: GERKING, S.D. ed. Ecology of freshwater fish production*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, p. 215-249.
- PRANCE, G.T. & SCHALLER, G.B. 1982. Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Brittonia* 34: 228-251.

- RESENDE, E. K. 1999. Trophic structure of fish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. Corumbá: EMBRAPA-CPAP.
- RESENDE, E. K. de & SANTOS, D. C. dos. 2002. Diagnostico da pesca e aspectos da biologia reprodutiva dos peixes da bacia hidrográfica do rio Taquari, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá: Embrapa Pantanal, 21p.
- RESENDE, E. K. de. PALMEIRA, S. da S. 1999. Estrutura e dinâmica das comunidades de peixes da planície inundável do rio Miranda, Pantanal de Mato Grosso do Sul. In: SIMPÓSIO SOBRE RECURSOS NATURAIS E SÓCIO ECONÔMICOS DO PANTANAL, 2. Corumbá –MS.
- RESENDE, E. K. de; PEREIRA, R. A. C.; ALMEIDA, V. L. L. de & SILVA, A. G. de. 1996. Alimentação de peixes carnívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul. Corumbá, MS, 36p. (EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa, 03).
- RESENDE, E. K. de; PEREIRA, R. A. C.; ALMEIDA, V. L. L. de. 1997. Peixes herbívoros da planície inundável do rio Miranda, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá: EMBRAPA-CPAP, 21p. (EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa, 10).
- RESENDE, E. K. de; PEREIRA, R. A. C.; ALMEIDA, V. L. L. de; SILVA, A. G. da. 2000.a. Peixes onívoros da planície inundável do rio Miranda, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá, MS (EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa, 16).
- RESENDE, E. K. de; PEREIRA, R. A. C.; ALMEIDA, V. L. L. de; SILVA, A. G. da. 2000.b. Peixes insetívoros e zooplantófagos da planície inundável do rio Miranda, Mato Grosso do Sul, Brasil. Corumbá, MS: EMBRAPA-CPAP. (EMBRAPA-CPAP. Boletim de Pesquisa, 17).
- RODRÍGUEZ, M. A. & LEWIS, W. M. Jr. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia*, 99: 166-180.
- RODRÍGUEZ, M. A. & LEWIS, W. M. Jr. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplains lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs*, 67: 109-128.
- ROYCE, W. F. 1972. Introduction to the fisheries ciência. London: Academic Press, 351p.
- SAINT-PAUL, U. & SOARES, G. M. 1987. Diurna distribution and behavioral respinses of fishes to extreme hypoxia in an Amazon floodplains lake. *Environmental Biology of Fishes*, v.20: p.91-104.
- SATO, Y; CARDOSO, E. L.; AMORIM, J. C. C. 1987. Peixes de marginais do rio São Francisco montante da Represa de Três Marias (Minas Gerais). CNPq/SUDEPE/CODEVASP. Brasília, 42p.

- SMERMAN, W. 2007. Ictiofauna de Riachos formadores do Teles Pires, drenagem do rio Tapajós, Bacia Amazonica. Dissertação. Centro de Aquicultura da Unesp, Jaboticabal, 88p.
- STANLEY, E. H.; FISHER, S. G. & GRIMM, N. B. 1997. Ecosystem expansion and contraction in steams. *BioScience* 47 (7): 427-435.
- SÚAREZ, Y. R.; PETRERE-JÚNIOR, M.; CATELLA, A. C. 2001. Factors determining the structure of fish communities in Pantanal lagoons (MS, Brazil). *Fisheries Management and Ecology*, v. 8, p. 173-186.
- TEJERINA-GARRO, F. L.; FORTIN, R. & RODRÍGUEZ, M. A. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* 51: 399-410.
- TILMAN, D. 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature*, v. 405, p.208-211.
- TOCKNER, K. & WARD, J. V. 1999. Biodiversity along riparian corridors. *Arch. Hydrobiol.* 115 (3): 293-310.
- VIANELLO, R.L.; ALVES, A.R. Meteorologia básica e aplicações. Viçosa: Ed. da UFV. 2000. 448 p.
- VIEIRA, I. 2000. Frequência, constância, riqueza e similaridade da ictiofauna da bacia do rio Curuá - Una, Amazônia. *Rev. Bras. de Zoociências* - v. 2 nº 2. Juiz de Fora. p. 41 -50.
- VILA DA SILVA, J. S. 1995. Elementos Fisiográficos para delimitação do ecossistema Pantanal: discussão e proposta. In: Esteves, F. A., (ED) *Oecologica Brasiliensis*, estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas brasileiros, v.1, p. 439-458.
- WANTZEN, K. M.; DRAGO, E.; DA SILVA, C. J. 2005. Aquatic habitats of the Upper Paraguay River-Floodplain-System and parts of the Pantanal (Brazil). *Ecology & Hydrobiology*, 5, 107-126.
- WARD, J. V.; TOCKNER, K., SCHIEMER, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management* v. 15, p. 125-139.
- WELCOMME, R. L. 1979. The fisheries ecology of floodplain fisheries. London, Longman. 317p.
- WELCOMME, R. L. 1985. River fisheries. *FAO Fish. Tech. Pap.*, 262: 330 p.
- WELCOMME, R. L. 2000. Fish biodiversity in floodplains and their associated rivers. In: GOPAL, B., JUNK, W. & DAVIS, J. A. (eds.). *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Netherlands: Backhuys publishers, p. 61-87.

- WILSON, O. E. 1992. Diversidade da vida. Companhia das Letras, São Paulo p.148-153.
- WINEMILLER, K. O. & JEPSEN, D. B. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Biology*, 53 (suplement A): 267-296.
- WINEMILLER, K. O. 1989.a. Ontogenetic diet shifts and resource partitioning among piscivorous fishes in Venezuelan ilanos. *Environmental Biology of Fishes*, 26: 177-199.
- WINEMILLER, K. O. 1989.b. Must connectance decrease with species richness? *The American Naturalist*, 134 (6): 960-968.
- WINEMILLER, K. O. 1990. Spatial and temporal variation in tropical fish trophic networks. *Ecological Monographs*, 60 (3): 331-367.
- WINEMILLER, K. O. 1995. The structural and functional aspects of fish diversity. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 337/338/339: 23-45.
- WINEMILLER, K. O. 1996.a. Dynamic diversity in fish assemblages of tropical rivers. *In: CODY, M. L. & SMALLWOOD, J. A. (eds). Long-Term studies of vertebrate communities.* Orlando: Academic Press, p. 99-134.
- WINEMILLER, K. O. 1996.b. Factors driving temporal and spatial variation in aquatic floodplain food webs. *In: POLIS, G. A. & WINEMILLER, K. O (eds). Food webs: integration of patterns and dynamics.* Massachusetts: Kluwer Academic publishers, p. 298-312.
- YODZIS, P. 1984. How rare is omnivory? *Ecology*, v.65,n.1, p.321-323.
- YOSSA-PERDOMO, M. I. 1996. Qualidade e digestibilidade do detrito consumido por *Liposarcus pardalis* (PISCES: LORICARIIDAE) e *Prochilodus nigricans* (PISCES: PROCHILODONTIDAE) na Amazônia Central. Manaus: Universidade do Amazonas, 47p. Tese Mestrado.

9. Apêndices

Apêndice I

Tabela VII – Caracterização taxonômica e abundância da ictiofauna coletada no sistema de baías Caiçara, de setembro de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte - Cáceres – MT. (BCS=Baía Caiçara Superior; BCI=Baía Caiçara Inferior; che = período de cheia; vaz = período de vazante; est = período de estiagem; enc = período de enchente)

Táxon	Baía Caiçara Superior – BCS					Baía Caiçara Inferior – BCI				
	Che	Vaz	Est	Enc	Total	Che	Vaz	Est	Enc	Total
Myliobatiformes										
Potamotrygonidae										
<i>Potamotrygon motoro</i>	0	1	1	0	2	0	0	1	0	1
Beloniformes										
Belonidae										
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i>	1	12	13	8	34	0	9	23	1	33
<i>Pseudotylurus angusticeps</i>	0	0	1	0	1	0	2	0	1	3
Characiformes										
Acestrorhynchidae										
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	16	318	129	78	541	3	126	111	84	324
Anostomidae										
<i>Abramites hypselonotus</i>	0	1	1	2	4	0	0	3	3	6
<i>Leporellus vittatus</i>	0	19	1	1	21	1	1	3	2	7
<i>Leporinus elongatus</i>	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>Leporinus friderici</i>	22	38	20	11	91	1	21	22	20	64
<i>Leporinus lacustris</i>	1	10	10	3	24	0	1	36	13	50
<i>Leporinus macrocephalus</i>	1	1	4	2	8	0	0	4	2	6
<i>Leporinus obtusidens</i>	2	1	4	0	7	0	0	1	0	1
<i>Leporinus striatus</i>	3	9	18	4	34	0	12	33	20	65
<i>Schizodon borellii</i>	3	40	68	39	150	0	82	216	58	356
<i>Schizodon isognathus</i>	4	1	7	1	13	1	5	4	23	33
Characidae										
<i>Jupiaba acanthogaster</i>	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	19	146	124	15	304	21	121	176	53	371
<i>Aphyocharax dentatus</i>	9	306	238	173	726	5	215	120	104	444
<i>Aphyocharax nattereri</i>	1	15	10	0	26	0	1	3	0	4
<i>Aphyocharax paraguayensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	14	0	14
<i>Aphyocharax rathbuni</i>	0	11	9	0	20	0	23	7	1	31
<i>Prionobrama paraguayensis</i>	5	110	89	37	241	0	34	73	38	145
<i>Brycon hilarii</i>	1	0	0	2	3	1	1	0	0	2
<i>Charax leticiae</i>	1	27	22	2	52	0	4	50	3	57
<i>Roeboides descavadensis</i>	0	0	21	0	21	0	0	0	0	0
<i>Roeboides microlepis</i>	22	44	22	28	116	1	34	80	23	138
<i>Roeboides prognathus</i>	21	199	101	614	935	0	97	968	174	1239
<i>Odontostilbe paraguayensis</i>	0	0	2	0	2	0	0	2	0	2
<i>Odontostilbe pequirá</i>	159	955	238	1356	2708	25	848	1688	194	2755
<i>Serrapinnus calliurus</i>	38	2637	568	965	4208	16	384	708	338	1446

Continua...

Táxon	Baia Caiçara Superior – BCS					Baia Caiçara Inferior – BCI				
	Che	Vaz	Est	Enc	Total	Che	Vaz	Est	Enc	Total
<i>Serrapinnus microdon</i>	0	0	50	0	50	0	0	10	0	10
<i>Clupeacharax anchoveoides</i>	2	0	0	2	4	57	0	0	12	69
<i>Cynopotamus kincaidi</i>	0	22	8	1	31	0	2	12	1	15
<i>Galeocharax humeralis</i>	0	35	2	4	41	2	43	5	14	64
<i>Xenurobrycon macropus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Piabucus melanostoma</i>	0	90	37	32	159	0	47	297	46	390
<i>Metynnis maculatus</i>	16	35	4	8	63	0	9	20	14	43
<i>Metynnis mola</i>	4	13	3	2	22	0	3	20	5	28
<i>Myloplus levis</i>	2	16	1	6	25	0	5	33	7	45
<i>Mylossoma orbignyianum</i>	0	2	0	0	2	0	1	3	1	5
<i>Mylossoma paraguayensis</i>	3	8	2	0	13	1	4	0	0	5
<i>Salminus maxillosum</i>	0	2	0	0	2	1	2	1	0	4
<i>Pygocentrus nattereri</i>	10	79	21	58	168	4	46	42	62	154
<i>Serrasalmus maculatus</i>	13	43	15	5	76	2	40	28	23	93
<i>Serrasalmus marginatus</i>	38	65	23	35	161	15	27	34	48	124
<i>Poptella paraguayensis</i>	23	263	365	277	928	4	308	570	142	1024
<i>Astyanax asuncionensis</i>	441	18	57	5	521	132	7	8	2	149
<i>Astyanax marionae</i>	12	0	0	14	26	5	0	0	0	5
<i>Astyanax pellegrini</i>	1	11	1	1	14	0	0	3	6	9
<i>Astyanax</i> N.I.	0	11	0	0	11	0	0	0	0	0
<i>Bryconamericus exodon</i>	41	7	0	16	64	33	3	0	9	45
<i>Bryconamericus stramineus</i>	0	0	0	3	3	0	7	0	3	10
<i>Bryconops melanurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6
<i>Ctenobrycon alleni</i>	0	13	40	14	67	0	6	40	3	49
<i>Deuterodon acanthogaster</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i>	16	56	22	12	106	0	6	131	18	155
<i>Hemigrammus lunatus</i>	0	1	9	4	14	0	0	25	12	37
<i>Hemigrammus marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	8	8
<i>Hemigrammus ulreyi</i>	2	325	302	33	662	0	113	367	83	563
<i>Hyphessobrycon eques</i>	24	477	619	219	1339	2	377	1695	192	2266
<i>Moenkhausia dichrourea</i>	401	10631	1367	1882	14281	297	3466	11209	2149	17121
<i>Moenkhausia sanctae</i>	26	972	447	181	1626	0	77	582	59	718
<i>Phenacogaster tegatus</i>	0	2	0	0	2	0	0	1	1	2
<i>Psellogrammus kennedyi</i>	20	357	240	133	750	0	5	70	15	90
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	11	17	90	37	155	0	27	71	19	117
<i>Triporthes nematurus</i>	1	109	105	65	280	2	108	89	40	239
<i>Triporthes pantanensis</i>	129	17	103	138	387	74	42	41	27	184
<i>Ancistrus</i> N.I.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Aphyocharacidium</i> sp.	24	184	22	11	241	0	43	150	163	356
Crenuchidae										
<i>Characidium zebra</i>	11	262	435	105	813	2	217	874	226	1319
Curimatidae										
<i>Curimatella dorsalis</i>	56	56	85	69	266	0	16	270	88	374
<i>Curimatopsis nyersi</i>	0	0	1	0	1	0	0	3	0	3

Continua...

Táxon	Baia Caiçara Superior – BCS					Baia Caiçara Inferior – BCI				
	Che	Vaz	Est	Enc	Total	Che	Vaz	Est	Enc	Total
<i>Cyphocharax gillii</i>	73	397	218	150	838	0	114	115	29	258
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	64	15	46	30	155	7	12	191	104	314
<i>Psectrogaster curviventris</i>	152	77	121	154	504	0	64	300	51	415
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	3	0	36	5	44	0	0	0	0	0
<i>Steindachnerina conspersa</i>	9	146	149	134	438	0	93	226	95	414
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>	8	0	0	11	19	3	4	3	18	28
Cynodontidae										
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	4	12	0	2	18	2	15	1	3	21
Erythrinidae										
<i>Erythrinus erythrinus</i>	1	0	0	7	8	0	0	0	0	0
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	1	0	0	1	2	0	1	0	1	2
<i>Hoplias malabaricus</i>	11	88	120	43	262	3	34	128	25	190
Gasteropelecidae										
<i>Thoracocharax stellatus</i>	0	5	8	4	17	0	0	0	4	4
Hemiodontidae										
<i>Hemiodus orthonops</i>	5	53	36	10	104	34	18	4	150	206
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>	0	8	0	0	8	2	1	1	3	7
Lebiasinidae										
<i>Pyrrhulina australis</i>	15	121	297	43	476	10	34	340	64	448
Parodontidae										
<i>Apareiodon affinis</i>	6	4	3	1	14	0	44	0	9	53
Prochilodontidae										
<i>Prochilodus lineatus</i>	7	6	9	5	27	28	3	12	6	49
Gymnotiformes										
Apterodontidae										
<i>Apteronotus albifrons</i>	0	1	5	1	7	0	0	3	0	3
<i>Apteronotus caudimaculosus</i>	0	4	0	0	4	0	2	6	1	9
Gymnotidae										
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	1	6	10	3	20	1	2	10	1	14
Hypopomidae										
<i>Brachyhypopomus</i> sp. A	4	18	34	19	75	1	19	23	10	53
<i>Brachyhypopomus</i> sp. B	0	6	19	44	69	0	4	33	6	43
<i>Brachyhypopomus</i> sp. C	3	0	4	0	7	0	5	6	0	11
Rhamphichthyidae										
<i>Gymnorhamp. hypostomus</i>	0	1	0	0	1	1	0	2	0	3
<i>Rhamphichthys hahni</i>	0	4	1	2	7	0	1	6	1	8
Sternopygidae										
<i>Eigenmannia trilineata</i>	10	430	569	377	1386	4	244	1115	11	1374
<i>Eigenmannia virescens</i>	0	32	40	3	75	0	43	40	0	83
<i>Sternopygus macrurus</i>	2	36	94	26	158	0	19	187	30	236
Perciformes										
Cichlidae										
<i>Aequidens plagiozonatus</i>	40	43	72	3	158	2	15	144	21	182
<i>Apistogramma borellii</i>	8	9	26	7	50	7	4	16	5	32

Continua...

Táxon	Baia Caiçara Superior – BCS					Baia Caiçara Inferior – BCI				
	Che	Vaz	Est	Enc	Total	Che	Vaz	Est	Enc	Total
<i>Apistogramma commbrae</i>	18	48	33	31	130	4	49	44	21	118
<i>Apistogramma trifasciata</i>	11	15	50	56	132	4	23	142	27	196
<i>Astronotus crassipinnis</i>	0	0	7	0	7	0	3	34	1	38
<i>Bujurquina vittata</i>	8	101	23	9	141	2	8	14	10	34
<i>Chaetobranchopsis australis</i>	4	47	22	3	76	1	9	36	1	47
<i>Crenicichla lepidota</i>	35	146	111	65	357	4	46	100	62	212
<i>Crenicichla semifasciata</i>	1	1	1	1	4	2	1	5	1	9
<i>Crenicichla vittata</i>	1	80	45	11	137	1	10	96	12	119
<i>Gymnogeophagus balzanii</i>	10	3	38	177	228	1	0	18	45	64
<i>Mesonauta festivus</i>	4	12	53	25	94	2	6	70	28	106
<i>Satanoperca pappaterra</i>	0	6	13	115	134	0	4	7	65	76
Scianidae										
<i>Pachyurus bonariensis</i>	2	7	13	24	46	6	11	7	48	72
<i>Plagioscion ternetzi</i>	4	101	92	52	249	1	30	41	14	86
Pleuronectiformes										
Achiridae										
<i>Catathyridium jenynsii</i>	0	2	3	2	7	0	2	3	2	7
Siluriformes										
Ageneiosidae										
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	0	3	3	6	12	1	26	1	1	29
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	1	1	0	0	2	0	0	0	1	1
Aspredinidae										
<i>Amaralia hypsiura</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1
<i>Bunocephalus rugosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Bunocephalus sp.</i>	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
Auchenipteridae										
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	0	0	4	2	6	0	1	2	1	4
<i>Auchenipterus nuchalis</i>	0	7	0	8	15	0	4	0	1	5
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	0	0	4	0	4	0	0	12	1	13
<i>Entomocorus benjamini</i>	0	131	747	2	880	0	8	975	4	987
<i>Epapterus dispilurus</i>	1	1	1	1	4	0	1	3	3	7
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	0	19	9	8	36	0	14	44	4	62
<i>Tatia neivai</i>	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3
Callichthyidae										
<i>Corydoras areio</i>	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1
<i>Corydoras hastatus</i>	1	94	2	0	97	0	3	237	0	240
<i>Corydoras latus</i>	0	0	0	3	3	0	0	0	4	4
<i>Corydoras polystictus</i>	0	96	22	4	122	0	7	12	2	21
<i>Hoplosternum littorale</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Megalechis personata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Doradidae										
<i>Anadoras weddellii</i>	0	7	2	0	9	3	2	8	0	13
<i>Oxydoras eigenmanni</i>	2	25	4	2	33	6	66	37	33	142
<i>Oxydoras kneri</i>	17	0	0	3	20	7	0	3	5	15

Continua...

Táxon	Baía Caiçara Superior – BCS					Baía Caiçara Inferior – BCI				
	Che	Vaz	Est	Enc	Total	Che	Vaz	Est	Enc	Total
<i>Oxydoras</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	10	0	10
<i>Platydoras armatulus</i>	1	3	1	6	11	0	2	4	2	8
<i>Pterodoras granulosus</i>	9	0	0	11	20	3	0	0	5	8
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	0	74	193	167	434	2	288	606	243	1139
Loricariidae										
<i>Hypoptopoma inexpectatum</i>	1	249	507	103	860	1	369	526	725	1621
<i>Otocinclus vittatus</i>	0	23	135	14	172	1	25	122	11	159
<i>Hypostomus boulengeri</i>	2	49	42	54	147	0	32	64	54	150
<i>Hypostomus cochliodon</i>	1	28	33	20	82	1	7	13	17	38
<i>Hypostomus latrifons</i>	1	0	0	4	5	1	1	2	19	23
<i>Hypostomus</i> NI	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Liposarcus anisitsi</i>	9	21	31	35	96	0	5	11	14	30
<i>Loricaria</i> sp.	0	17	8	39	64	0	7	23	41	71
<i>Loricariichthys labialis</i>	1	18	19	22	60	0	2	7	14	23
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	1	6	22	39	68	1	1	41	12	55
<i>Rineloricaria nigricauda</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Rineloricaria parva</i>	0	84	97	40	221	0	96	365	114	575
<i>Sturisoma barbatum</i>	0	0	0	1	1	0	1	4	1	6
<i>Sturisoma robustum</i>	0	4	1	4	9	1	8	4	8	21
Pimelodidae										
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	1	14	12	2	29	1	14	6	0	21
<i>Hypophtalmus edentatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Iheringichthys labrosus</i>	0	3	21	3	27	2	7	5	5	19
<i>Pimelodella gracilis</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Pimelodella mucosa</i>	1	119	91	58	269	18	205	199	19	441
<i>Pimelodella notomelas</i>	0	7	1	0	8	0	0	0	0	0
<i>Pimelodus argenteus</i>	0	0	9	0	9	0	0	1	3	4
<i>Pimelodus maculatus</i>	2	51	144	95	292	6	80	132	42	260
<i>Pimelodus ornatus</i>	0	1	4	0	5	0	0	3	1	4
<i>Pinirampus pirinampu</i>	1	1	0	2	4	3	7	0	0	10
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	2	4	7	1	14	0	3	4	0	7
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	0	2	3	3	8	0	9	7	3	19
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Sorubim lima</i>	0	3	1	0	4	0	6	7	0	13
Scoloplacodae										
<i>Scoloplax empousa</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
Trichomycteridae										
<i>Parastegophilus maculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Trichomycterus</i> sp.	0	4	0	0	4	0	0	1	0	1
Synbranchiformes										
Synbranchidae										
<i>Synbranchus marmoratus</i>	12	18	1	12	43	4	12	3	7	26

Apêndice II

Tabela VIII – Categorização das espécies coletada no sistema de baías Caiçara, de setembro de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte - Cáceres – MT. (BCS=Baía Caiçara Superior; BCI=Baía Caiçara Inferior; Ct = espécies constantes; Ass = espécies acessórias; Ac = espécies acidentais)

Espécies	Baía Caiçara Superior – BCS		Baía Caiçara Inferior – BCI	
	2005-2006	2006-2007	2005-2006	2006-2007
<i>Abramites hypselonotus</i>	Ac	Ass	Ass	Ass
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Aequidens plagiозonatus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Ageneiosus brevifilis</i>	Ass	Ct	Ass	Ct
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>		Ass		Ac
<i>Amaralia hypsiura</i>		Ac	Ac	
<i>Anadoras weddellii</i>	Ass	Ass	Ct	Ac
<i>Ancistrus</i> sp.			Ac	
<i>Apareiodon affinis</i>	Ct	Ass	Ass	Ass
<i>Aphyocharacidium</i> sp.	Ass	Ct	Ass	Ct
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Aphyocharax dentatus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Aphyocharax nattereri</i>	Ass	Ass	Ac	Ass
<i>Aphyocharax paraguayensis</i>			Ac	
<i>Aphyocharax rathbuni</i>	Ac	Ass	Ass	Ass
<i>Apistogramma borellii</i>	Ct	Ct	Ct	Ass
<i>Apistogramma commbrae</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Apistogramma trifasciata</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Apteronotus albifrons</i>	Ass	Ass	Ac	Ac
<i>Apteronotus caudimaculosus</i>	Ac	Ac	Ac	Ass
<i>Astronotus crassipinnis</i>	Ass	Ac	Ass	Ass
<i>Astyanax asuncionensis</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Astyanax marionae</i>	Ac	Ac	Ac	
<i>Astyanax pellegrini</i>	Ct		Ass	
<i>Astyanax</i> sp.		Ass		
<i>Auchenipterus nigripinnis</i>	Ass	Ass	Ass	Ass
<i>Auchenipterus nuchalis</i>		Ass	Ac	Ac
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	Ass		Ass	Ac
<i>Brachyhypopomus</i> sp. A	Ass	Ac	Ass	Ac
<i>Brachyhypopomus</i> sp. B	Ass	Ass	Ass	Ass
<i>Brachyhypopomus</i> sp. C	Ct	Ct	Ass	Ct
<i>Brycon hilarii</i>	Ac	Ac	Ass	
<i>Bryconamericus exodon</i>		Ct		Ass
<i>Bryconamericus stramineus</i>		Ac	Ac	Ac
<i>Bryconops melanurus</i>			Ac	
<i>Bujurquina vittata</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Bunocephalus rugosus</i>			Ac	
<i>Bunocephalus</i> sp.		Ac		
<i>Catathyridium jenyssii</i>	Ac	Ct	Ass	Ac
<i>Chaetobranchopsis australis</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Characidium zebra</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Charax leticiae</i>	Ct	Ass	Ass	Ass
<i>Clupea charax anchoveoides</i>	Ac	Ac	Ac	Ass
<i>Corydoras areio</i>	Ac			Ac
<i>Corydoras hastatus</i>	Ac	Ass	Ac	Ass
<i>Corydoras latus</i>		Ac		Ac
<i>Corydoras polystictus</i>	Ass	Ct	Ass	Ct

Continua...

Espécies	Baía Caiçara Superior – BCS		Baía Caiçara Inferior – BCI	
	2005-2006	2006-2007	2005-2006	2006-2007
<i>Crenicichla lepidota</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Crenicichla semifasciata</i>	Ass	Ass	Ct	Ass
<i>Crenicichla vittata</i>	Ass	Ct	Ct	Ct
<i>Ctenobrycon alleni</i>	Ct	Ct	Ass	Ct
<i>Curimatella dorsalis</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Curimatopsis nyersi</i>	Ac		Ac	
<i>Cynopotamus kincaidi</i>	Ac	Ass		Ass
<i>Cyphocharax gillii</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Deuterodon acanthogaster</i>		Ac		
<i>Eigenmannia trilineata</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Eigenmannia virescens</i>	Ac	Ass		Ass
<i>Entomocorus benjamini</i>	Ac	Ass	Ass	Ass
<i>Epapterus dispilurus</i>	Ass	Ass	Ass	Ac
<i>Erythrinus erythrinus</i>	Ass			
<i>Galeocharax humeralis</i>	Ac	Ct	Ct	Ct
<i>Gymnocorymbus ternetzi</i>	Ct	Ct	Ass	Ct
<i>Gymnogeophagus balzanii</i>	Ct	Ass	Ct	Ac
<i>Gymnorhamphichthys hypostomus</i>		Ac	Ac	Ass
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	Ct	Ass	Ass	Ass
<i>Hemigrammus lunatus</i>	Ass	Ass	Ass	Ass
<i>Hemigrammus marginatus</i>			Ac	
<i>Hemigrammus ulreyi</i>	Ass	Ct	Ass	Ct
<i>Hemiodus orthonops</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Hemiodus semitaeniatus</i>		Ac		Ct
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	Ass	Ct	Ass	Ass
<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>	Ass		Ass	
<i>Hoplias malabaricus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Hoplosternum littorale</i>			Ac	
<i>Hyphessobrycon eques</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Hypophtalmus edentatus</i>			Ac	
<i>Hypoptopoma inexpectatum</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Hypostomus boulengeri</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Hypostomus cochliodon</i>	Ass	Ct	Ac	Ct
<i>Hypostomus latrifons</i>	Ass	Ac	Ct	Ass
<i>Hypostomus sp.</i>				Ac
<i>Iheringichthys labrosus</i>	Ct	Ass	Ass	Ct
<i>Jupiaba acanthogaster</i>		Ac		
<i>Leporellus vittatus</i>	Ac	Ass	Ass	Ac
<i>Leporinus elongatus</i>		Ass		
<i>Leporinus friderici</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Leporinus lacustris</i>	Ass	Ct	Ass	Ass
<i>Leporinus macrocephalus</i>	Ct	Ac		Ass
<i>Leporinus obtusidens</i>	Ass	Ass	Ac	
<i>Leporinus striatus</i>	Ass	Ct	Ct	Ct
<i>Liposarcus anisitsi</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Loricaria sp.</i>	Ass	Ct	Ass	Ct
<i>Loricariichthys labialis</i>	Ct	Ct	Ass	Ct
<i>Loricariichthys platymetopon</i>	Ct	Ct	Ass	Ct
<i>Megalechis personata</i>			Ac	
<i>Mesonauta festivus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Metynniss maculatus</i>	Ct	Ct	Ass	Ct

Continua...

Espécies	Baia Caiçara Superior – BCS		Baia Caiçara Inferior – BCI	
	2005-2006	2006-2007	2005-2006	2006-2007
<i>Metynnis mola</i>	Ct	Ass	Ass	Ct
<i>Moenkhausia dichrourea</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Moenkhausia sanctaefilomenae</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Myloplus levis</i>	Ass	Ct	Ass	Ass
<i>Mylossoma orbignyanum</i>	Ac	Ac		Ass
<i>Mylossoma paraguayensis</i>	Ass	Ass	Ac	Ac
<i>Odontostilbe paraguayensis</i>	Ac		Ac	
<i>Odontostilbe pequirá</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Otocinclus vittatus</i>	Ass	Ct	Ct	Ct
<i>Oxydoras eigenmanni</i>	Ass	Ct	Ct	Ct
<i>Oxydoras kneri</i>		Ass	Ct	Ass
<i>Oxydoras</i> sp.				Ac
<i>Pachyurus bonariensis</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Parastegophilus maculatus</i>			Ac	Ac
<i>Parauchenipterus galeatus</i>	Ct	Ct	Ass	Ct
<i>Phenacogaster tegatus</i>		Ac	Ass	
<i>Piabucus melanostoma</i>	Ass	Ct	Ass	Ct
<i>Pimelodella gracilis</i>	Ac			Ac
<i>Pimelodella mucosa</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Pimelodella notomelas</i>	Ac	Ac		
<i>Pimelodus argenteus</i>	Ac	Ac	Ac	Ac
<i>Pimelodus maculatus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Pimelodus ornatus</i>	Ass	Ass	Ac	Ac
<i>Pinirampus pirinampu</i>	Ac	Ass	Ass	Ac
<i>Plagioscion ternetzi</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Platydoras armatulus</i>	Ct	Ass	Ass	Ass
<i>Poptella paraguayensis</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Potamorhaphis eigenmanni</i>	Ac	Ct	Ct	Ass
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Potamotrygon motoro</i>	Ac	Ac	Ac	
<i>Prionobrama paraguayensis</i>	Ass	Ct	Ct	Ct
<i>Prochilodus lineatus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Psectrogaster curviventris</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Psellogrammus kennedyi</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Ct	Ct	Ass	Ass
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Ass	Ct	Ass	Ct
<i>Pseudotylorus angusticeps</i>		Ac		Ass
<i>Pterodoras granulosus</i>		Ass		Ass
<i>Pygocentrus nattereri</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Pyrhulina australis</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Rhamdia quelen</i>			Ac	
<i>Rhamphichthys hahni</i>	Ac	Ass	Ac	Ass
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Ac	Ct	Ass	Ct
<i>Rineloricaria nigricauda</i>			Ac	
<i>Rineloricaria parva</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Roeboides descavadensis</i>	Ac			
<i>Roeboides microlepis</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Roeboides prognathus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Salminus maxillosus</i>		Ass	Ass	Ac
<i>Satanoperca pappaterra</i>	Ass	Ct	Ass	Ct
<i>Schizodon borellii</i>	Ct	Ct	Ass	Ct
<i>Schizodon isognathus</i>	Ass	Ass	Ct	Ass

Continua...

Espécies	Baia Caiçara Superior – BCS		Baia Caiçara Inferior – BCI	
	2005-2006	2006-2007	2005-2006	2006-2007
<i>Scoloplax empousa</i>				Ac
<i>Serrapinnus calliurus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Serrapinnus microdon</i>	Ass		Ac	
<i>Serrasalmus maculatus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Serrasalmus marginatus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Sorubim lima</i>		Ass	Ass	Ass
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	Ac	Ass		
<i>Steindachnerina conspersa</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Steindachnerina nigrotaenia</i>	Ac	Ass	Ass	Ct
<i>Sternopygus macrurus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Sturisoma barbatum</i>	Ac		Ass	
<i>Sturisoma robustum</i>	Ass	Ass	Ass	Ct
<i>Synbranchus marmoratus</i>	Ct	Ct	Ct	Ass
<i>Tatia neivai</i>			Ac	
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Thoracocharax stellatus</i>	Ass	Ass	Ac	Ac
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Trichomycterus</i> sp.		Ac		Ac
<i>Triportheus nematurus</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Triportheus pantanensis</i>	Ct	Ct	Ct	Ct
<i>Xenobrycon macropus</i>			Ac	

Apêndice III

Tabela IX – Valores de Oxigênio dissolvido (OD mg/L), Temperatura (°C), Condutividade ($\mu\text{S s}^{-1}$), Potencial hidrogeniônico (pH) e profundidade (cm) obtidos no sistema de baías Caiçara de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte - Cáceres – MT. (BCS=Baía Caiçara Superior; BCI=Baía Caiçara Inferior).

	Período/ Local	OD mg/L	Temp °C	Cond. ($\mu\text{S s}^{-1}$)	pH	Transp. Cm	Prof. Cm	Prof. Marinha
	BCS	5.94	30.76	62.14	7.01	29.00	65.61	109.00
Set_05	BCI	5.87	28.84	68.56	7.50	36.19	65.67	109.00
	BCS	3.66	30.73	84.19	7.36	24.67	58.44	158.00
Nov_05	BCI	3.58	28.70	40.47	7.24	40.00	125.56	158.00
	BCS	0.67	30.61	55.38	5.66	119.33	619.56	448.00
Jan_06	BCI	0.64	30.43	54.14	6.06	112.22	691.56	448.00
	BCS	1.17	29.34	45.08	6.33	106.67	300.00	506.00
Mar_06	BCI	1.88	29.38	44.77	7.43	126.00	368.89	506.00
	BCS	4.41	28.27	48.94	6.75	43.00	190.89	321.00
Mai_06	BCI	3.98	28.63	50.46	6.96	68.00	228.89	321.00
	BCS	4.73	22.33	57.41	7.36	30.00	30.00	160.00
Ago_06	BCI	4.56	27.88	55.77	7.09	20.67	58.89	160.00
	BCS	3.31	27.71	64.91	6.87	36.56	73.22	188.00
Out_06	BCI	3.75	31.35	54.86	6.88	35.67	70.78	188.00
	BCS	2.08	29.53	49.59	6.29	39.56	253.11	350.00
Dez_06	BCI	2.51	30.51	44.66	6.14	35.00	246.44	350.00
	BCS	1.61	28.98	11.16	6.48	160.11	364.44	413.00
Mar_07	BCI	1.51	28.62	12.03	6.15	118.56	295.22	413.00
	BCS	2.54	26.21	9.64	7.19	53.00	111.44	244.00
Mai_07	BCI	1.49	26.46	10.56	6.42	52.89	102.33	244.00
	BCS	2.62	28.72	11.20	6.59	13.89	27.67	160.00
Jul_07	BCI	2.64	28.87	11.21	7.07	18.33	42.89	160.00
	BCS	4.05	27.21	9.79	6.98	12.67	15.44	120.00
Set_07	BCI	3.92	27.94	11.97	6.96	33.44	75.89	120.00

Apêndice IV

Tabela X – Matriz de correlação entre os valores de Oxigênio dissolvido (OD mg/L), Temperatura (°C), Condutividade ($\mu\text{S s}^{-1}$), Potencial hidrogeniônico (pH), Turbidez (NTU), Profundidade (cm), Abundância (Abund), Riqueza, Diversidade (H') e Equitabilidade (E'), obtidos no sistema de baías Caiçara de 2005 a setembro de 2007. Pantanal Norte - Cáceres – MT. (BCS=Baía Caiçara Superior; BCI=Baía Caiçara Inferior).

Variáveis	OD mg/L	Sat %	Temp °C	Cond. (μS s-1)	pH	Transp. Cm	Turb. NTU	Prof. Cm	Abund.	Riqueza	Diversid. (H')	Equitab. (E')
OD mg/L	1	0.997	-0.078	0.393	0.683	-0.638	0.897	-0.670	0.727	0.739	0.108	-0.396
Sat (%)	-	1	-0.054	0.401	0.684	-0.623	0.900	-0.661	0.681	0.724	0.156	-0.351
Temp °C	-	-	1	0.536	-0.050	0.301	0.157	0.412	-0.336	-0.398	0.067	0.318
Cond. ($\mu\text{S s}^{-1}$)	-	-	-	1	0.221	0.229	0.545	0.279	-0.010	-0.174	-0.010	0.108
pH	-	-	-	-	1	-0.261	0.595	-0.530	0.386	0.319	0.212	0.034
Transp. Cm	-	-	-	-	-	1	-0.619	0.876	-0.635	-0.947	-0.133	0.561
Turb. NTU	-	-	-	-	-	-	1	-0.568	0.502	0.648	0.234	-0.249
Prof. Cm	-	-	-	-	-	-	-	1	-0.602	-0.917	-0.351	0.320
Abund.	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.734	-0.335	-0.731
Riqueza	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.170	-0.552
Diversid. (H')	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	0.716
Equitab. (E')	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1

Os valores em negrito são diferentes de 0 com um nível de significância $\alpha=0.05$