



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DO
MARANHÃO



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO- UEMA
CENTRO DE ESTUDOS SUPERIORES DE CAXIAS- CESC
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO (MESTRADO) EM
BIODIVERSIDADE, AMBIENTE E SAÚDE- PPGBAS.

**DIVERSIDADE E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES
EM LAGOS DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA
BAIXADA MARANHENSE, BRASIL**

MESTRANDO: MAURICIO RODRIGUES DOS REIS

CAXIAS - MA
2016

MAURICIO RODRIGUES DOS REIS

**DIVERSIDADE E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES
EM LAGOS DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA
BAIXADA MARANHENSE, BRASIL**

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Ambiente e Saúde – PPGBAS/CESC/UEMA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade, Ambiente e Saúde.

Orientadora: Dr^a. Zafira da Silva de Almeida.

Linha de Pesquisa: Diversidade Animal e Vegetal de Ambientes Tropicais.

MAURICIO RODRIGUES DOS REIS

**DIVERSIDADE E ESTRUTURA DAS ASSEMBLEIAS DE PEIXES
EM LAGOS DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA
BAIXADA MARANHENSE, BRASIL**

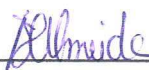
Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Ambiente e Saúde – PPGBAS/CESC/UEMA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade, Ambiente e Saúde.

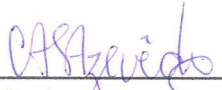
Orientadora: Dr^a. Zafira da Silva de Almeida.

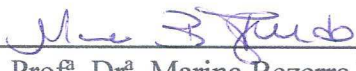
Aprovada

em 08 / 08 / 2016

BANCA EXAMINADORA


Orientadora: Prof^a. Dr^a. Zafira da Silva de Almeida
(Departamento de Química e Biologia, UEMA)


1º Membro: Prof^o. Dr. Carlos Augusto Silva de Azevedo
(Curso de Ciências Biológicas, CESC- UEMA)


2º Membro: Prof^a. Dr^a. Marina Bezerra Figueiredo
(Curso de Engenharia de pesca, UEMA)

AGRADECIMENTOS

Nossa chegou a hora de agradecer! E só agora percebi o quanto valeu a pena contar com grandes pessoas durante esses dois anos de mestrado. Essa dissertação representa um sonho! E como tudo em minha vida foi de muita dificuldade e valia.

Primeiramente agradecer ao senhor nosso DEUS por toda graça alcançada e proteção durante as viagens, riscos e surpresas que este momento me reservou.

Aos meus pais Wolfgang Reis e Marineide Rodrigues, que são os maiores responsáveis pelo apoio incondicional ao término do mestrado. Obrigado por serem minha maior fortaleza. Ao meu irmão Marcilio pelos incentivos e ao tio Rick Gromwell por sempre alertar-me da importância do mestrado.

Á minha namorada Joelma Lima pela compreensão e paciência nos momentos de desalento e desespero. Obrigado meu amor, seu sorriso foi o combustível para avançar em meio aos obstáculos!

Á minha orientadora Dr^a. Zafira da Silva de Almeida por dar-me sempre uma nova chance de poder contribuir com as pesquisas ictiofaunística em nosso Estado. Desde a graduação sorrímos, brigamos, discordamos mas tudo em prol do meu amadurecimento e crescimento. Meu muito obrigado prezada!

Aos professores do programa e dos programas por onde passei em busca de aprimorar as investigações e abordagens de minha pesquisa. Meus agradecimentos aos docentes do PPGBAS/CESC-UEMA, PPGBC/UFMA, PPGRAP/UEMA e PPGZOO/UFPA.

Á minha banca de qualificação Dr^a. Marina Bezerra e Dr^a. Raimunda Fortes pelas considerações riquíssimas para o sucesso do trabalho.

Aos pescadores da Baixada Maranhense: Carlos e sua esposa Bia no lago Coqueiro, Isael e Júlio no lago Aquiri e Jhonatan e sua esposa Celiane no Itans por contribuírem com as desgastantes coletas em meio a madrugada e situações adversas que corremos dentro dos lagos. O senso comum e a percepção ambiental de vocês foram essenciais para a pesquisa.

Aos colegas de sala de aula do mestrado e amigos de Caxias pelos momentos de descontração e construção do conhecimento. Marcelo pela hospedagem e amizade, a Walninha pelas

informações valiosas quando estive ausente, o Lukas, a Rosa, a Andreлина que tanto quero bem, a Débora e ao Prof. Nonato.

Não posso esquecer-me dos amigos que ajudaram na fatigante etapa da tabulação dos dados, na aplicação dos testes e na interpretação dos resultados. Ao caro mestre Gabriel que se não fosse esse cara o “trem não andava”. Ao mestre Clóvis, amigo desde a especialização pelas abordagens estatísticas, a doutoranda Débora Santos pelas contribuições on-line lá de Brasília.

Ao colega Jeferson Viana pela ajuda na caracterização e mapeamento dos lagos.

Á amiga Suellen Aguiar pelas formatações e layouts.

Á parceira Híngara Leão pela estada em sua casa e pelo convite a ir a Belém fazer as disciplinas de estatística.

Ao professor Raimundo Franco pelas ligações, e-mails, palestras, livros e documentos da Baixada Maranhense que foram fundamentais para meu trabalho.

Aos colegas de coleta e do Laboratório de Pesca e Ecologia Aquática (LabPEA) em especial a Karla Bittencourt pela força e determinação em campo, a Flávia, a Fernanda, a Thércia pela identificação importantíssima dos peixes, a Lorena, ao parceiro Wallace, Fabiene, Lorrane, Cléa, Ana Luiza, Alana. Valeu galera!!!

Ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Ambiente e Saúde (PPGBAS/Caxias-MA) por todo aprendizado adquirido. Carregarei com orgulho este título!

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa.

Á minha eterna Universidade Estadual do Maranhão por mais essa formação acadêmica.

MEU MUITO OBRIGADO A TODOS.

“Como a natureza sabe, sem diversidade não existe evolução!”

(Isaias Raw)

RESUMO

Estudo sobre diversidade das assembleias de peixes de ambientes lênticos é imprescindível quando se busca responder possíveis processos e efeitos ambientais que interferem direta ou indiretamente na estruturação das comunidades biológicas. Diante disso o estudo teve como objetivo avaliar a diversidade e estrutura das assembleias de peixes, e a influência de fatores ambientais sobre a diversidade ictiofaunística nos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans inseridos na Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense. Os espécimes foram coletados mensalmente no período de agosto/2014 a julho/2015 através de redes de espera do tipo malhadeira, com malhas variando de 4 a 9 cm entre nós opostos. Foram fotografadas características dos aspectos físicos do ambiente além de imagens de satélite. Após a coleta os exemplares foram transportados ao Laboratório de Pesca e Ecologia Aquática (LabPEA) da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), sendo obtidos o comprimento padrão (cm) e o peso (g). O processo avaliativo da comunidade se deu a partir do cálculo de frequência de ocorrência, a abundância relativa, os índices de diversidade biológica, análise das guildas funcionais, relação peso-comprimento, (ANOVA e PCA). Ao longo de doze meses foram registradas 37 espécies, onde foram capturados 3488 indivíduos. O lago Aquiri contribuiu com 1266 exemplares, o lago Coqueiro com 939 e o lago Itans 1263 exemplares. As ordens Characiformes, Perciformes e Siluriformes predominaram durante todo o período de estudo. As espécies mais abundantes para o lago Aquiri foi a espécie *Curimata macrops*, para o lago Coqueiro *Hoplias malabaricus* e para o lago Itans *Cichlassoma orientale*. A frequência de ocorrência destacou-se na categoria pouco constante com 13 espécies classificadas. De maneira geral os valores Índice de Shannon foram significativos e ficaram dentro dos limites de diversidade encontrados em ambientes aquáticos. A relação peso-comprimento das espécies abundantes indicou uma prevalência maior do crescimento do tipo alométrico negativo. A ANOVA para as espécies dominantes não obtiveram diferenças significativas principalmente entre os períodos do ciclo hidrológico. A análise da PCA mostrou separação entre as espécies *Hoplias malabaricus* e *Cichlasoma orientale*. A estrutura trófica das assembleias permitiram a identificação de seis guildas: bentófago, detritívoro, herbívoro, onívoro, piscívoro e planctófago. O estudo verificou que as planícies alagáveis vêm sofrendo com graves impactos causados pelas interferências antrópicas sobre as assembleias de peixes.

Palavras-chave: APA da Baixada Maranhense, assembleia de peixes, Diversidade.

ABSTRACT

The study on the diversity of lentic environments of fish assemblages is essential when seeking to answer about the possible environmental processes and effects that interfere directly or indirectly in the structure of biological communities. Thus, the study aimed to evaluate the diversity and structure of fish assemblages and the influence of environmental factors on fish diversity in Aquiri, Coqueiro and Itans lakes inserted in the Environmental Protection Area of Baixada Maranhense. Specimens were collected monthly from August / 2014 to July / 2015 by of gillnets type with mesh sizes ranging from 4 to 9 cm between opposites burls. They were photographed features of the physical aspects of the environment as well as satellite images. After collecting the specimens were transported to the Fishery Laboratory of Aquatic Ecology (LabPEA) of the State University of Maranhão (UEMA), being obtained standard length (cm) and weight (g). The community assessment process occurred from the occurrence frequency calculation, relative abundance, the biodiversity indices, analysis of functional guilds, length-weight relationship, (ANOVA and PCA). Over twelve months were recorded 37 species, where 3488 individuals were captured. The lake Aquiri contributed 1266 individuals, the Coqueiro lake with 939 and the Itans 1263 individuals. The orders Characiformes, Perciformes and Siluriformes predominated throughout the study period. The most abundant specie of the lake Aquiri was *Curimata macrops* specie, the Coqueiro was *Hoplias malabaricus* and Itans, *Cichlasoma orientale*. The frequency of occurrence noted in the little constant category with 13 classified species. In general, the values Shannon index were significant and were inside of the limits of diversity found in aquatic environments. The length-weight relationship of abundant species indicated a higher prevalence of negative allometric growth. For ANOVA, the dominant species did not obtain significant differences mainly between the periods of the hydrological cycle. The PCA analysis showed separation between species *Hoplias malabaricus* and *Cichlasoma orientale*. The trophic structure of assemblages allowed the identification of six guilds: bentophagous, scavenger, herbivorous, omnivorous, piscivorous and planktivore. The study found that the floodplains have suffered from severe impacts of anthropogenic interference on fish assemblages.

Keywords: APA da Baixada Maranhense, fish assemblage, Diversity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de localização dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans inseridos nos municípios de Matinha e São João Batista.	18
Figura 2. Reentrâncias lacustres do Sistema Pindaré-Mearim evidenciando as três zonas de confluência durante o pulso de inundação.....	20
Figura 3. Mapa de hipsometria dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans com escalas variando de 10 a 60m.....	26
Figura 4. Mapa demonstrando o uso e a ocupação do Lago Aquiri e Lago Itans evidenciando a presença de sete classes naturais.....	27
Figura 5. Mapa demonstrando o uso e a ocupação do Lago Coqueiro evidenciando a presença de sete classes naturais.....	27
Figura 6. Mapa de Tipologia de solo dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans evidenciando uma região de transição entre dois tipos de solo.....	28
Figura 7. Mapa de Índice pluviométrico dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans evidenciando índices pluviométricos em (mm)	30
Figura 8. Distribuição das precipitações (mm) no período de 1º agosto a 31 de dezembro 2014 na área de pesquisa.....	30
Figura 9. Distribuição das precipitações (mm) no período de 1º de janeiro a 31 de julho 2015 na área de pesquisa.....	31
Figura 10. Variação de precipitação, temperatura e umidade referente ao período de agosto de 2014 a julho de 2015 na área de pesquisa.....	31
Figura 11. Variação mensal dos parâmetros abióticos temperatura superficial da água, oxigênio dissolvido e ph no Lago Coqueiro, durante o período de agosto/2014 a julho/2015.....	35
Figura 12. Variação mensal dos parâmetros abióticos temperatura superficial da água, oxigênio dissolvido e ph no Lago Itans, durante o período de agosto/2014 a julho/2015.....	35
Figura 13. Variação mensal dos parâmetros abióticos temperatura superficial da água, oxigênio dissolvido e ph no Lago Aquiri, durante o período de agosto/2014 a julho/2015.....	36
Figura 14. Imagens do ambiente próximo às áreas de captura dos exemplares no período de agosto/2014 a julho/2015.....	37
Figura 15. Variação temporal do número de indivíduos capturados (n) e biomassa (g) no período de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.....	44

Figura 17. Distribuição temporal do número de indivíduos (n) por ordem taxonômica no período de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.	45
Figura 18. Distribuição do número de indivíduos (n) e biomassa (g) por família das espécies nas três áreas de estudo no período de agosto/2014 a julho/2015.	46
Figura 19. Variação espacial do número de indivíduos e biomassa (g) por período chuvoso e de estiagem nas três áreas de estudo.....	47
Figura 20. Contribuição das espécies por ordens taxonômicas ao longo dos três lagos amostrados no período de agosto/2014 a julho/2015.	47
Figura 21. Distribuição temporal do número de espécies por ordem taxonômica nas três áreas de estudo no período de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.....	48
Figura 22. Variação temporal dos Índices de Diversidade para o lago Aquiri no período de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.....	49
Figura 23. Variação temporal dos Índices de Diversidade para o lago Coqueiro no período de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.	50
Figura 24. Variação temporal dos Índices de Diversidade para o lago Itans de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.....	50
Figura 25. Distribuição da Frequência de ocorrência das espécies de peixes coletados para os 3 lagos no período de agosto/2014 a julho/2015.....	54
Figura 26. Frequência de Ocorrência das espécies de peixe pertencentes às categorias Altamente constantes (ac), Constantes (c), Moderadas (m), Pouco constantes (pc), Raras (r) no lago Coqueiro.....	55
Figura 27. Frequência de Ocorrência das espécies de peixe pertencentes às categorias Altamente constantes (ac), Constantes (c), Moderadas (m), Pouco constantes (pc), Raras (r) no lago Aquiri.....	55
Figura 28. Frequência de Ocorrência das espécies de peixe pertencentes às categorias Altamente constantes (ac), Constantes (c), Moderadas (m), Pouco constantes (pc), Raras (r) no lago Itans.....	56
Figura 29. Teste ANOVA para a espécie <i>Hassar haffinis</i> , comparação das médias (CT) e (PT) para meses.....	59
Figura 30. Teste ANOVA para a espécie <i>Hassar haffinis</i> , comparação das médias (CT) e (PT) para períodos.....	60
Figura 31. Teste ANOVA para a espécie <i>Hoplias malabaricus</i> , comparação das médias (CT) e (PT) para meses.....	60
Figura 32. Teste ANOVA para a espécie <i>Hoplias malabaricus</i> , comparação das médias (CT) e (PT) para períodos.....	61

Figura 33. Teste ANOVA para a espécie <i>Hoplias malabaricus</i> , comparação das médias (CT) e (PT) para lagos.....	62
Figura 34. Teste ANOVA para a espécie <i>Cichlasoma orientale</i> comparação das médias (CT) e (PT) para meses.....	62
Figura 35. Teste ANOVA para a espécie <i>Cichlasoma orientale</i> comparação das médias (CT) e (PT) para lagos.....	63
Figura 36 A e B. Ordenação das variáveis físicas, químicas e ambientais através da Análise de Componentes Principais (PCA) para espécies <i>Cichlasoma orientale</i> e <i>Hoplias malabaricus</i> durante todo o período do ciclo hidrológico.....	64
Figura 37. Abundância das guildas tróficas para os 3 lagos estudados no período de agosto/2014 a julho/2015.....	65
Figura 38. Dendograma representando a similaridade entre as guildas tróficas das assembleias de peixes capturadas nos lagos Aquiri,Coqueiro e Itans no período de agosto/2014 a julho/2015.....	65
Figura 39. Variação temporal da abundância das guildas tróficas das assembleias de peixes no período de agosto/2014 a julho/2015.....	66
Figura 40. Variação espacial da abundância das guildas tróficas das assembleias de peixes nos períodos de chuva e de estiagem.....	66
Figura 41. Análise de similaridade entre os pontos amostrados. Dendograma de Cluster (Índice de Bray-Curtis) a partir dos dados de abundância das guildas.....	67
Figura 42. ANOVA dois fatores/Teste de Tuckey para comparação multipla inter-guildas para o lago Aquiri nos períodos chuvoso e de estiagem.....	68
Figura 43. ANOVA dois fatores/Teste de Tuckey para comparação multipla inter-guildas para o lago Coqueiro nos períodos chuvoso e de estiagem.....	69
Figura 44. ANOVA dois fatores/Teste de Tuckey para comparação multipla inter-guildas para o lago Itans nos períodos chuvoso e de estiagem.....	69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Dados gerais referentes a abundância da ictiofauna nas três áreas de estudo no período de agosto/2014 a julho/2015.....	34
Tabela 2. Aspectos físicos, extensão, perímetro, tipos de solo, uso e ocupação do espaço, índices pluviométricos, dados hipsométricos e relação de comprimento e largura dos lagos.....	38
Tabela 3. Relação taxonômica das espécies de peixes coletadas nos três lagos estudado, no período de agosto/2014 a julho/2015, com respectivos nomes comum, número de indivíduos por lago e frequência relativa (%)......	40
Tabela 4. Distribuição do Índice de diversidade de Shannon (H), número de espécies (S), indivíduos (N) e uniformidade (U) da ictiofauna do lago Aquiri no período de agosto/2014 a julho/2015.....	51
Tabela 5. Distribuição do Índice de diversidade de Shannon (H), número de espécies (S), indivíduos (N) e uniformidade (U) da ictiofauna do lago Coqueiro no período de agosto/2014 a julho/2015.....	52
Tabela 6. Distribuição do Índice de diversidade de Shannon (H), número de espécies (S), indivíduos (N) e uniformidade (U) da ictiofauna do lago Itans no período de agosto/2014 a julho/2015.....	52
Tabela 7. Frequência de ocorrência das espécies de peixes coletas nas três áreas de pesquisa no período de agosto/2014 a julho/2015.....	53
Tabela 8. Valores obtidos da relação entre o comprimento padrão e o peso total para 21 espécies que apresentaram no mínimo 10 indivíduos para os três lagos estudados.....	58
Tabela 9. Diversidade das Guildas Tróficas por localidade.....	68

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	17
2.1 <i>Objetivo Geral</i>	17
2.2 <i>Objetivos Específicos</i>	17
3 MATERIAIS E MÉTODOS	18
3.1 Área de Estudo	18
3.1.1 Caracterização dos lagos estudados	19
3.2 COLETA DE DADOS	20
3.2.1 <i>Processamento em Laboratório</i>	21
3.3 MÉTODO DE ANÁLISE	21
3.3.1 <i>Estrutura da Comunidade de Peixes</i>	22
3.3.1.1 <i>Composição da Ictiofauna</i>	22
3.3.1.2 <i>Abundância Relativa</i>	22
3.3.1.3 <i>Frequência de Ocorrência</i>	22
3.3.2 <i>Índices Ecológicos</i>	23
3.3.3 <i>Estimadores de riqueza de espécies</i>	24
3.3.4 <i>Mapeamento dos lagos</i>	25
3.3.4.1 <i>Relação Peso-Comprimento da ictiofauna</i>	32
3.3.4.2 <i>Aspectos de tamanho, peso e fatores das espécies mais abundantes</i>	32
3.3.4.3 <i>Estrutura trófica</i>	33
4 RESULTADOS	34
4.1 COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA.....	34
4.2 Parâmetros abióticos.....	34
4.3 Aspectos do ambiente.....	36
4.4 Lista de Espécies	39
4.5 Abundância e Biomassa.....	44
4.6 Riqueza e Diversidade	47
4.6.1 <i>Variação espacial para riqueza de espécies e para o Índice diversidade de Shannon</i>	51
4.7 <i>Frequência de Ocorrência</i>	52
4.8 <i>Relação Peso-Comprimento das espécies abundantes</i>	56
4.8.1 <i>Análise de Variância (ANOVA) para espécies abundantes</i>	59
4.8.2 <i>Análise de Componentes Principais (PCA) para <i>Cichlasoma orientale</i> e <i>Hoplias malabaricus</i></i>	64

4.8.3 Estrutura Trófica.....	65
5 DISCUSSÃO	70
6 CONCLUSÃO.....	81
REFERÊNCIAS.....	82

1 INTRODUÇÃO

O estudo sobre a diversidade das assembleias de peixes de ambientes lênticos é imprescindível quando se busca responder sobre os possíveis processos e efeitos ambientais que interferem direta ou indiretamente na estruturação das comunidades biológicas.

Atualmente a diversidade dos peixes neotropicais está estimada em cerca de 8.000 espécies e somente cerca de 4.500 estão descritas (VARI; MALABARBA, 1998; LUNDBERG et al., 2000). A ordem Characiformes está representada por mais de 1.500 espécies e se constitui o grupo mais diversificado da região Neotropical (LÉVÊQUE et al., 2008). No Brasil os elevados índices de diversidade registrados para as assembleias de peixes de água doce estão diretamente atrelados à magnitude e complexidade dos sistemas hidrográficos, pois geralmente estão inseridos em paisagens terrestres e limitam a dispersão das espécies, elevando a diferença das assembleias entre as bacias (BERRA, 2007; ROSA; LIMA, 2008).

A expansão das atividades humanas tem provocado diversas alterações nos ecossistemas aquáticos e uma das preocupações da comunidade científica tem sido verificar como essas atividades afetam a biota desses ambientes (WANG et al., 2012; ROSENVALD; JÄRVEKÜLG; LÔHMUS, 2014). Uma das formas de se verificar as consequências dessas alterações é através do conhecimento sobre a estrutura e a diversidade ictiofaunística.

Dentre as principais causas da degradação de habitats e perda de biodiversidade referem-se à poluição, eutrofização, assoreamento, construção de barragens, pesca e introdução de espécies exóticas (AGOSTINHO; THOMAZ; GOMES, 2005). Desta forma a variação na diversidade de espécies pode ser alterada em função da mudança nas características do ambiente ou devido à modificação de determinado recurso explorado por uma ou várias espécies (BRUSCHI JR; MALABARBA; SILVA, 2000).

Apesar da importância científica e histórica dos lagos do sistema lacustre Pindaré-Mearim (SLPM), poucos são os estudos que investigam a estrutura dos campos alagáveis da Baixada Maranhense e da variação na diversidade de espécies. A região da Baixada Maranhense compreende um aglomerado de corpos hídricos formando um conjunto de trinta e dois lagos conhecido como Rosário dos lagos (FRANCO, 2008). E seus ambientes lacustres de dinâmicas diferenciadas que agregam áreas com presença de macrófitas aquáticas, bancos de areia, ambientes pantanosos, uma rica fauna de insetos e áreas com fortes características litorâneas acabam por, embora sofrer alterações ao longo do ano, propiciar diversos recursos e condições para o crescimento e alimentação dos peixes (FRANCO, 2008).

O padrão estrutural observado em cada ambiente pode estar relacionado às estratégias desenvolvidas pelas populações de peixes para utilizar os habitats disponíveis (LYTLE; & POFF, 2004). De acordo com Ferreira e Casatti (2006), os peixes têm sido constantemente utilizados em programas de monitoramento biológico.

A determinação das assembleias de peixes e dos seus padrões de variações espaciais e temporais é de grande importância para a avaliação da qualidade ambiental e ecológica da área de pesquisa, uma vez que este grupo ocupa diferentes níveis tróficos na teia alimentar e por possuir inestimável valor para a economia da região. Desta forma a avaliação da ictiofauna torna-se essencial para identificar as reações do ambiente aos impactos sofridos por agentes antrópicos, além de fornecer subsídios para regulamentar os usos dos recursos hídricos, tornando possível o desenvolvimento de alternativas que minimizem a degradação dos ambientes (TEIXEIRA et al., 2005). Além disso, elementos estruturais do hábitat físico, como correnteza, profundidade, substrato e nutrientes podem acabar determinando o sucesso ou fracasso da comunidade dentro de seus limites de distribuição espacial (GROWNS et al., 2003).

Conhecer os princípios que regem a estrutura das assembleias de peixes é um dos desafios da moderna ecologia de populações (BEGON; MORTIMER; THOMPSON, 1996). Matthews (1998) propôs que a estabilidade das assembleias depende tanto do tempo e do espaço e que a escala de tempo é especialmente atraente para a investigação porque mudanças no ambiente podem ocorrer “de minuto a minuto”, “dia a dia”, “ano a ano”, ou ao longo dos séculos. Selecionar as escalas temporais e espaciais adequadas é importante na interpretação do impacto dos processos bióticos e abióticos sobre as interações entre peixes de água doce segundo (Schlosser et al. 2000) e alterações em um fluxo pode ocorrer mais rapidamente do que no tempo evolutivo (JACKSON; PERES-NETO; OLDEN, 2001). Dentro dos métodos avaliativos para investigação da estrutura das assembleias de peixes tem-se os índices que estimam a diversidade, equitabilidade e riqueza das espécies. Segundo Magurran (1988) e Krebs (1999), as medidas de diversidade são divididas essencialmente em três grupos: as que se baseiam na riqueza de espécies, sendo o número absoluto de espécies; os modelos de abundância de espécies, que descrevem a distribuição da abundância das espécies; e as medidas embasadas na abundância proporcional de espécies, que buscam fundir os dois primeiros grupos.

O índice de Simpson, por exemplo, enfatiza melhor as espécies dominantes na comunidade, sendo, conseqüentemente, mais sensível a mudanças que ocorrem nestas espécies (KREBS, 1989).

Outra ferramenta utilizada na ecologia de comunidades é o Índice de diversidade de Shannon, por estimar como o conjunto de algumas espécies estão presentes na coleção (riqueza) e quão similar é a sua abundância (RICE, 2000).

Segundo Lake (2003), em regiões alagáveis há período de inundação e de seca que afeta fortemente o funcionamento e a estrutura das comunidades aquáticas devido às condições hidrológicas. Nessas condições o Índice de equitabilidade de Pielou é bem empregado por expressar quão igualmente os indivíduos estão distribuídos entre as diferentes espécies, medindo a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre elas (MELLO, 2009).

Outro parâmetro eficaz quando se trabalha com estrutura de assembleias de peixes é o conhecimento da disponibilidade de alimento e de qualquer desses recursos a partir da determinação das guildas tróficas. Este método contribui para o desenvolvimento de novas estratégias para o manejo sustentável das espécies visando o sucesso nos esforços de conservação (HAHN; DELARIVA, 2003). O conhecimento da ecologia trófica de um determinado sistema é importante para se determinar os hábitos alimentares das espécies, e para se compreender as relações interespecíficas e inter-guildas (ELLIOTT et al. 2007).

Dentro dos métodos quantitativos empregados nos estudos de ecologia de peixes tem-se a relação peso-comprimento bem utilizado em estudos de reprodução e alimentação. Esta relação consiste em uma estimativa que permite cálculos de biomassa e índices corporais, variações temporais, espaciais, populacionais, entre espécies ou áreas (LE CREN, 1951; OSCOZ; CAMPOS; ESCALA, 2005; FROESE, 2006). Com a forte hidrodinâmica dos lagos da área de estudo e da pressão antrópica existente ali a relação peso-comprimento de uma espécie de peixe é necessário, pois mostra eventuais mudanças na forma ao longo do desenvolvimento ontogenético (SILVA JR. et al., 2008).

Outros métodos bem difundidos nos estudos ictiofaunísticos é a análise de variância (ANOVA), e Análise de Componentes Principais (PCA). Tendo em vista que essas análises buscam a partir de uma dada hipótese a se investigar, detectar as diferenças (variações) entre grupos, locais de coleta, períodos do ano, etc. Bem como os principais componentes que possam retratar o papel das comunidades de peixes. Os conhecimentos desses componentes são essenciais por exemplo para se determinar estratégias de manejo e conservação.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

- ✓ Avaliar a diversidade e a estrutura das assembleias de peixes em lagos de reentrâncias, do sistema lacustre Pindaré-Mearim (SLPM).

2.2 Específicos

- ✓ Identificar a composição específica da ictiofauna dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans;
- ✓ Avaliar os padrões de variações espaciais e temporais na estrutura das assembleias de peixes dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans;
- ✓ Estimar sobre a riqueza, frequência de ocorrência e abundância das assembleias de peixes em lagos sistema lacustre Pindaré-Mearim (SLPM).
- ✓ Caracterizar alguns aspectos físicos presentes no ambiente em torno dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans através de mapeamento e imagens de satélite;
- ✓ Determinar a estrutura das assembleias de peixes a partir da classificação das guildas tróficas e do padrão de crescimento das espécies.

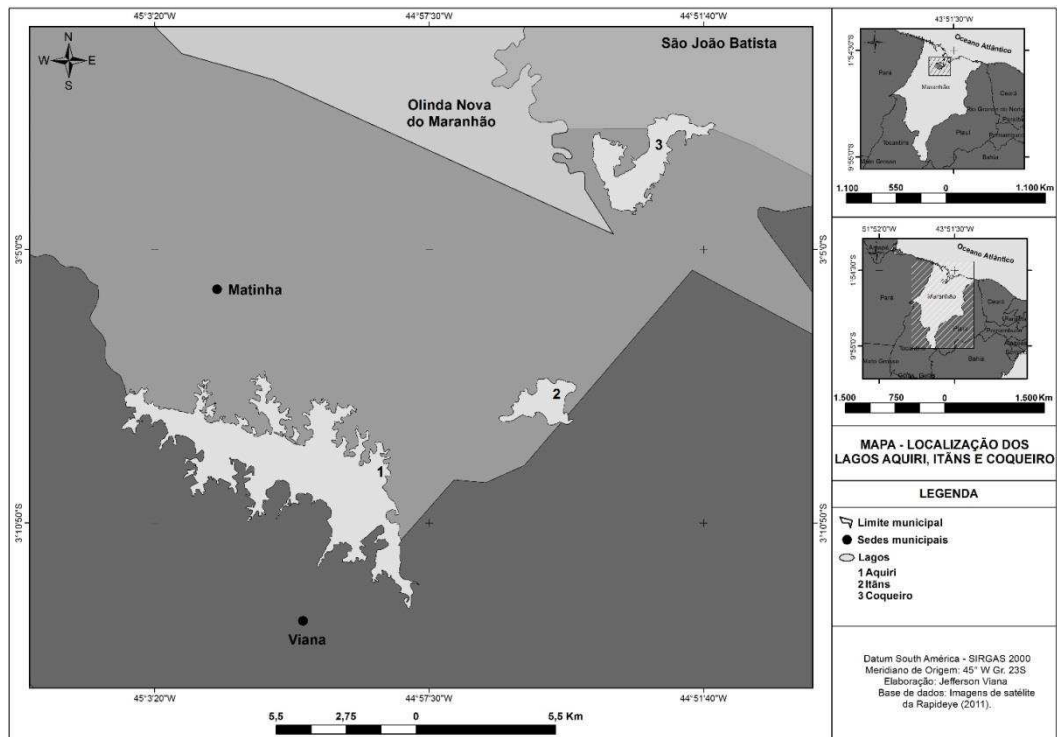
3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

Segundo Costa Neto (1990), a dinâmica dos campos naturais da Baixada Maranhense envolve dois ciclos de troca de energia que abrangem dois períodos diferentes, de acordo com a estação do ano. Durante o período chuvoso (janeiro a junho), os rios e os lagos perenes transbordam, inundando os campos e transformando-os em extensos lagos de pouca profundidade. E durante o período de estiagem (julho a dezembro), os campos ficam secos, o que propicia o crescimento da vegetação, constituída principalmente por gramíneas e ciperáceas (NUNES et al. 2011).

O Sistema Lacustre Pindaré-Mearim, formado na confluência das bacias dos rios Pindaré e Mearim próximos de sua foz, foi investigado por Franco (2008), quanto à conectividade entre os corpos hídricos formadores, caracterizando-se as principais fontes de entrada, saída e o sentido do pulso de inundação. O presente estudo realizou-se nas reentrâncias do lago Aquiri onde o lago Itans faz parte, ambos no município de Matinha e nas reentrâncias do lago Coqueiro no município de São João Batista (Figura 1).

Figura 1: Mapa de localização dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans inseridos nos municípios de Matinha e São João Batista.



Fonte: Imagens de satélite Rapideye.

3.1.1 Caracterização dos lagos estudados

O lago Aquiri

A reentrância do lago Aquiri é passível de uma influência costeira direta pelo fato de estar localizada na zona pós-confluência Pindaré-Mearim, estando na interferência da área estuarina do rio Mearim (aproximadamente numa distância reta de 18 km) (FRANCO, 2008). Essa influência direta é barrada pela interferência humana, já que as enchentes promovidas pelo Mearim através do movimento das marés invadem as pequenas rias da teia de igarapés da região Gitiba, mas são contidas pelas barragens construídas nesses igarapés emissários dos pequenos lagos (FRANCO, 2008).

- Reentrância do Lago Aquiri (zona confluência do Pindaré-Mearim, zona confluyente do Pindaré-Mearim e zona pós-confluência do Pindaré-Mearim – com extensão territorial da Bacia de 162,3 Km²) (Figura 2).

O lago Coqueiro

A reentrância do lago Coqueiro possui planícies contíguas e formam uma imensa embocadura por onde são conduzidos os pulsos de inundação. O entrelaçamento destas planícies origina um diversificado mosaico de paisagens típicas de regiões pantanosas. O fato de estarem justas entre si, resulta em uma península de terra firme confinada e pontiaguda que pouco se salienta diante das outras três penínsulas que formam o SLPM. O trajeto dos pulsos de inundação que atravessam o lago Coqueiro, o mais importante lago das duas reentrâncias pela sua condição socioambiental, seguem até o final da grande concha, onde se encontra pequenos lagos de depressões lacustres modestas (FRANCO, 2008).

- Reentrância do Lago Coqueiro (zona pós-confluência Pindaré-Mearim com extensão territorial da Bacia de 175,3 Km²) (Figura 2).

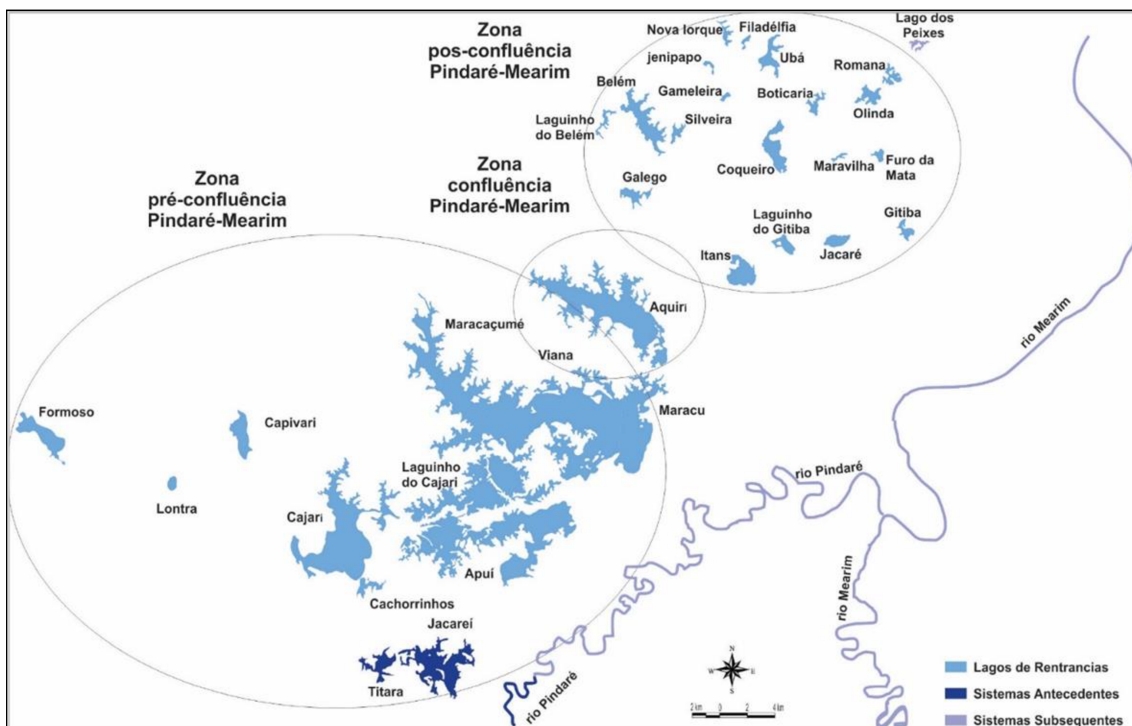
O lago Itans

O lago de Itans fica dividido entre os municípios de Matinha e Viana é o primeiro lago a receber os fluxos e sedimentos vindos da reentrância do lago Aquiri. O lago faz parte de um conjunto de lagos justapostos entre as planícies de inundação das reentrâncias de Belém e Coqueiro e da grande planície de inundação do rio Mearim. As inundações ocorrem entre os

meses de fevereiro a maio, ocasionalmente antecipando-se em janeiro e prorrogando-se ao mês de junho ou julho. Quando o seu ciclo de inundação se completa, o lago funciona como um eixo de distribuição, e lança excedente hídrico que se direciona ao norte para a reentrância Coqueiro, a noroeste para a reentrância Belém e a leste para a região do Gitiba (FRANCO, 2008).

- Reentrância Belém (zona pós-confluência Pindaré-Mearim que agrega um conjunto de pequenos lagos com extensão territorial da Bacia de 192,2 Km²) (Figura 2).

Figura 2: Reentrâncias lacustres do Sistema Pindaré-Mearim evidenciando as 3 zonas de confluência durante o pulso de inundação.



Fonte: Adaptado de Franco (2008).

3.2 COLETA DOS DADOS

Os exemplares foram capturados na região das reentrâncias de Aquiri e Coqueiro, nas regiões de confluência e pós-confluência do SLPM, durante o período de agosto 2014 a julho de 2015. As coletas foram realizadas mensalmente em dois pontos de amostragem em cada lago segundo as seguintes coordenadas: Lago Aquiri (S 03° 09' 37,3'' e W 45° 00' 37,4''; S 03° 09' 58,7'' e W 44° 59' 28,3''), Lago Coqueiro (S 03° 02' 32,1'' e W 44° 53' 06,8''; S 03° 02' 20,5'' e W 44° 52' 43,2'') e Lago Itans (S 03° 8' 29,1'' e W 44° 55' 03,7''; S 03° 08' 11,0'' e W 44° 55' 02,1'').

Os espécimes foram coletados através de redes de espera tipo malhadeira com comprimentos entre 800 a 1000m, alturas de 1m em média e abertura de malhas variando de 4 a 9 cm entre nós de acordo com o ambiente a ser amostrado. De modo geral, as malhadeiras lançadas na água permaneceram por um período de 8 a 12 horas e despescados ao amanhecer. Em cada ponto de amostragem foram medidos parâmetros abióticos como temperatura da água (T°C), o pH, e o Oxigênio Dissolvido (mg/l). Após a captura os peixes foram acondicionados em saco plástico com gelo, devidamente etiquetados e transportados para processamento no Laboratório de Pesca e Ecologia Aquática (LabPEA) da Universidade Estadual do Maranhão – (UEMA).

3.2.1 Processamento em Laboratório

Em laboratório foram obtidos valores como comprimento total em cm (CT) e peso total em g (PT), em todos os indivíduos capturados com auxílio respectivamente de um ictiomêtro e balança eletrônica de precisão de 0,01 g. Durante todo o período de pesquisa cerca de 30 exemplares das principais espécies foram depositados na coleção de peixes do (LabPEA) da Universidade Estadual do Maranhão – (UEMA). A classificação ecológica e a vulnerabilidade das espécies foram determinadas por consulta à base de dados Fishbase (FROESE; PAULY, 2010) e da lista vermelha de animais ameaçados da União Mundial para a Natureza (IUCN, 2008; ROSA; LIMA, 2008).

A identificação taxonômica das espécies foi realizada seguindo-se a descrição morfológica dos espécimes presentes em livros, artigos, catálogos, dissertações correspondentes a cada grupo de peixes encontrados e em chaves taxonômicas específicas para peixes de ambientes lênticos. Os principais documentos utilizados para identificação foram os de Santos, Jegu e Merona (1984); Langeani et al. (2013); Reis, Kullander e Ferraris (2003) e Soares (2013).

3.3 MÉTODOS DE ANÁLISE

Os pacotes utilizados para todas as análises estatísticas foram os seguintes: *software* EXCEL 2013 para Análises de abundância, Análises de Biomassa, Relação Peso-Comprimento e Frequência de ocorrência. *Software* STATÍSTICA 7.0 para Análise de variância one-way e Análise de Componentes Principais. *Software* ARCGIS 10.2 para

produção do mapeamento dos lagos. *Software* PAST 2.16 para Análise das guildas tróficas, Análises de similaridade entre os lagos e para os Índices de Diversidade Biológica. E *software* GRAPHPAD PRISM 6 para Análise de variância two-way com comparação múltipla entre as guildas tróficas.

3.3.1 Estrutura da comunidade de peixes

3.3.1.1 Composição da Ictiofauna

A composição das espécies capturadas foi comparada utilizando-se o número total de cada espécie de acordo com as áreas de coleta para tabulação dos dados. O objetivo desta análise foi observar a diversidade das áreas estudadas e a ocorrência das espécies em particular.

3.3.1.2 Abundância relativa

Os padrões de abundância relativa das comunidades de peixes foram avaliados através do número total de indivíduos de cada espécie pelo número total de indivíduos das três áreas de estudo. Este método possibilita a comparação direta entre a riqueza das assembleias e a distribuição da abundância entre as espécies em cada assembleia.

3.3.1.3 Frequência de ocorrência

A frequência de ocorrência das espécies de cada lago foi mensurada através da proporção entre o número de espécies e o número de coletas efetuadas, utilizando a nomenclatura empregada por Batista e Rêgo (1996), com a seguinte classificação:

$$F_o = \frac{T_i}{A} * 100$$

Onde:

F_o = frequência de ocorrência;

T_i = número de amostras contendo o táxon i;

A = número total de amostras.

Em seguida, as espécies foram categorizadas em classes de frequência obedecendo à seguinte classificação e plotadas em gráfico para melhor visualização:

Altamente constante – espécies presentes entre 70% e 100% das amostras;

Constantes – espécies presentes entre 50% e 69%;

Moderadas – espécies presentes entre 30% e 49%;

Pouco constantes – espécies presentes entre 10% e 29%; e

Raras – espécies presentes em menos de 10%.

3.3.2 Índices ecológicos

Foram estimados índices de diversidade, amplamente utilizados nos estudos de comunidades de peixes (HENDERSON, 2003; MAGURRAN, 2004). Foram calculados os Índices de diversidade de Shannon (H'), Índice de Equitabilidade de Pielou (J), Índice de dominância de Simpson (D_s) e Alpha de Fisher (α).

A maioria dos índices de diversidade são ditos não-paramétricos pois independem de parâmetros de uma distribuição normal, como Simpson (D_s) e Shannon (H') (MELO, 2008). O Índice de Diversidade de Shannon (H') foi calculado através da equação:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Onde:

p_i = proporção encontrada da espécie i na amostra.

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

n_i = número de indivíduos da espécie i ;

N = Número de indivíduos total da amostra.

A Equitabilidade (J), demonstra a maneira pela qual o número de indivíduos está distribuído entre as diferentes espécies, é expressa pelo Índice de Pielou (1969) pela equação:

$$J = \frac{H'_{\text{observado}}}{H'_{\text{máximo}}}$$

Onde:

$H'_{\text{máximo}}$ = é a diversidade máxima possível que pode ser observada se todas as espécies apresentarem abundância igual.

$$H' \text{ máximo} = \log S$$

Onde:

S = número total de espécies

O índice de Dominância de Simpson (D_s) leva em consideração a proporção do total de ocorrência de cada espécie, e não somente o número de espécies e o número total de indivíduos. Os valores deste índice, inversamente proporcionais à diversidade, foram calculados através da equação:

$$D_s = \sum \frac{ni (ni - 1)}{N(N - 1)}$$

Onde:

ni = número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie;

N = número total de indivíduos da amostra;

A Diversidade alfa de Fisher (α Fisher) é um índice paramétrico que ajusta a distribuição de uma série logarítmica relacionada ao número de espécies encontradas com determinada abundância na amostra, além dos seus valores serem pouco afetados pela variação do tamanho amostral (MAGURRAN, 2004). Uma das possíveis vantagens de índices de diversidade paramétricos é que algumas distribuições são embasadas por teorias de como ocorre à partilha dos recursos disponíveis pelas espécies (MELO, 2008).

3.3.3 Estimadores de riqueza de espécies

Para verificar o ponto de estabilização da riqueza (S) e o esforço necessário para estimar o número real de espécies que compõem cada lago, foram realizadas contagem baseadas na proporção de espécies para cada amostra.

Foi analisado para verificar se existia diferenças significativas entre a riqueza das assembleias para os períodos chuvoso e de estiagem o teste não paramétrico de Mann-Whitney (U test).

O Índice de Margalef (D_{Mg}) é um dos índices de riqueza mais conhecidos e procura compensar os efeitos de amostragem, dividindo a riqueza pelo número de espécies registradas (MAGURRAN, 2013). Uma vantagem desse índice, para uma mesma comunidade, é tender a assumir um valor constante em relação a aumentos no esforço amostral. É dado pela equação:

$$DMg = \frac{(S - 1)}{\ln N}$$

Onde:

S = riqueza (número de espécies);

N = número total de indivíduos na amostra.

3.3.4 Mapeamento dos lagos

Para avaliação das características físicas do ambiente foram realizadas fotografias e mapeamento com imagens de satélite, de forma a avaliar se essas imagens retratavam alguma influência direta ou indireta na estrutura do ambiente e na consequente distribuição e a composição das assembleias de peixes.

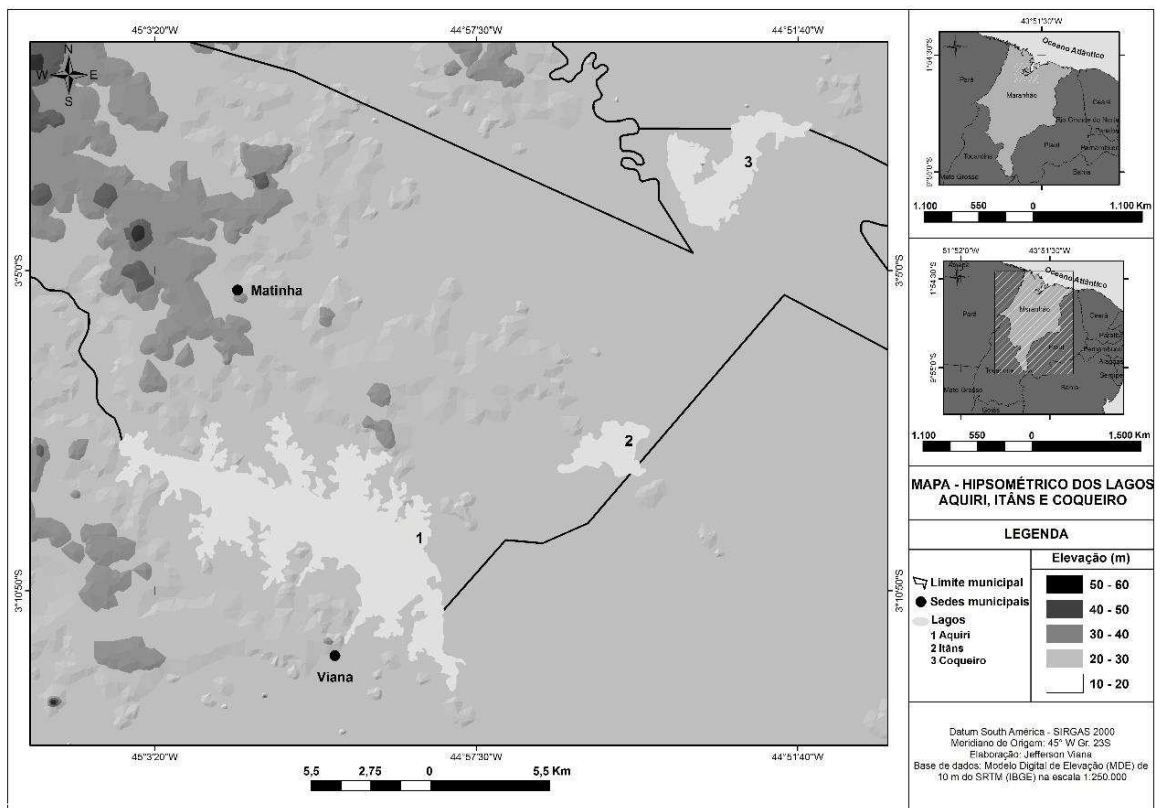
O mapeamento dos lagos foi realizado através do *software* Arcgis 10.2 (licença EFL999703439) baseado nas imagens de satélite *Rapideye* é composto por 5 satélites idênticos que permite a coleta de imagens em 5 bandas multiespectrais com a mesma resolução espacial, ortorretificadas com 5 metros.

✓ *Mapa hipsométrico*

A partir do *software* Arcgis 10.2 obteve-se à produção do mapa de hipsometria, com escalas que variam de 10 a 60 m (Figura 3). De acordo com o mapa observamos que em tons cinza claro mais próximo os lagos se encontram ao nível do mar e à medida que os tons se escurecem cada vez mais, aumenta-se a altura (Figura 3).

Através de 3 (três) imagens sendo elas SA-23-A, SA-23-C e SA-23-D foi feito um mosaico com a unificação das mesmas, sendo possível a extração das curvas de níveis com elevação de 10m-10m, mediante a obtenção das curvas foi possível posteriormente através da extensão 3D *Analyst* a obtenção do TIN (Rede Irregular Triangular) sendo ele um Modelo Digital de Elevação (MDE).

Figura 3. Mapa de hipsometria dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans com escalas variando de 10 a 60m.

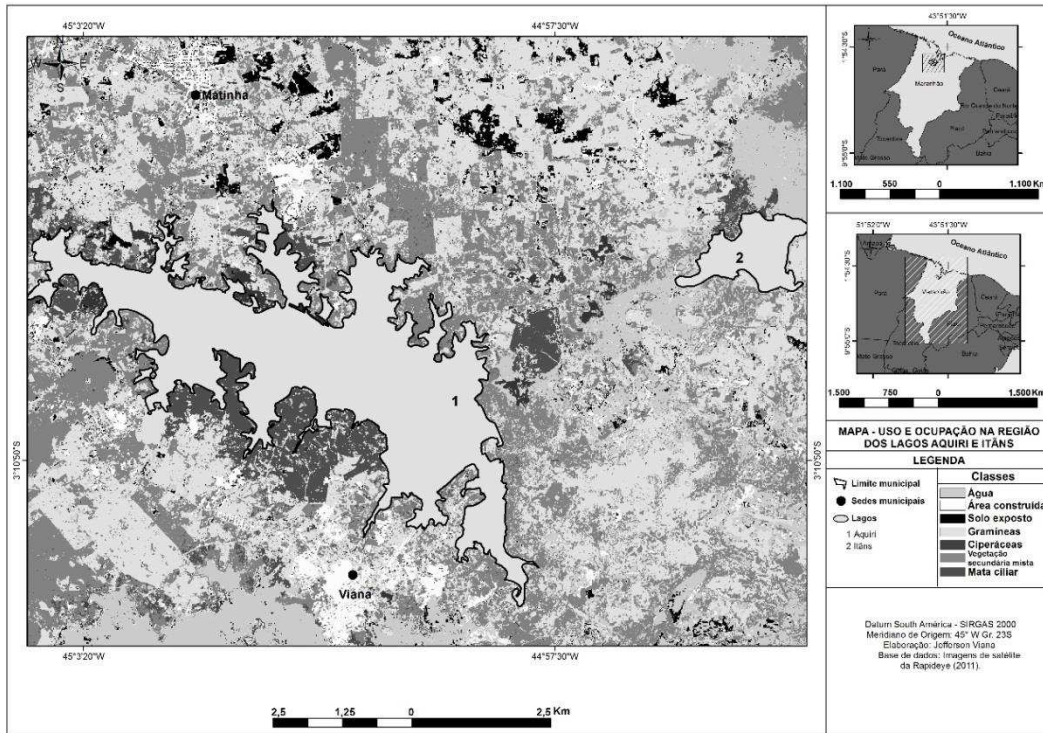


Fonte: Imagens de satélite Rapideye.

✓ *Mapa de uso e Ocupação*

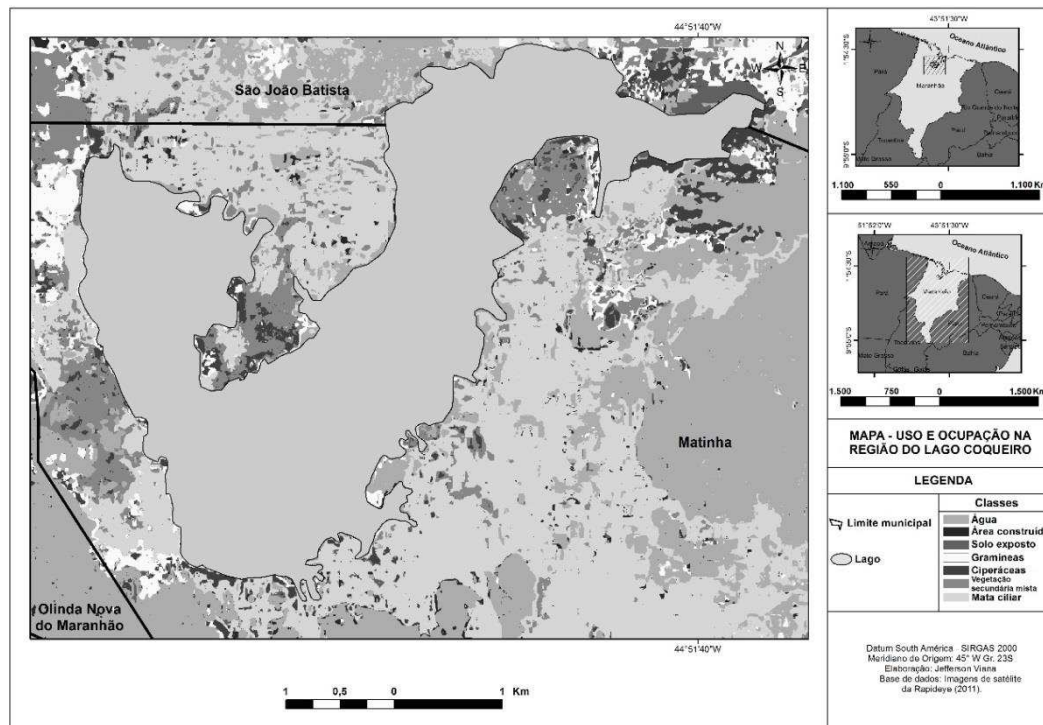
Os mapas de uso e ocupação foram baseados nas imagens de satélite *Rapideye* que abrange a área de estudo. A classificação foi realizada com o método estatístico disponível na extensão das ferramentas do *ArcToolbox*, no item *Spatial Analyst Tools > Multivariate*. Foram feitos recortes dos três lagos que melhor facilitasse a visualização e interpretação dos mapas, devido aos lagos estarem localizados em municípios diferentes. Foi feita a seleção dos *pixels* para representação de alguns pontos de classificação sendo determinado 7 (sete) classes naturais: gramíneas, ciperáceas, vegetação secundária mista, mata ciliar, área construída, solo exposto e água (Figuras 4 e 5).

Figura 4. Mapa demonstrando o uso e a ocupação Lago Aquiri e Lago Itans evidenciando a presença de sete classes naturais.



Fonte: Imagens de satélite Rapideye.

Figura 5. Mapa demonstrando o uso e a ocupação Lago Coqueiro evidenciando a presença de sete classes naturais.

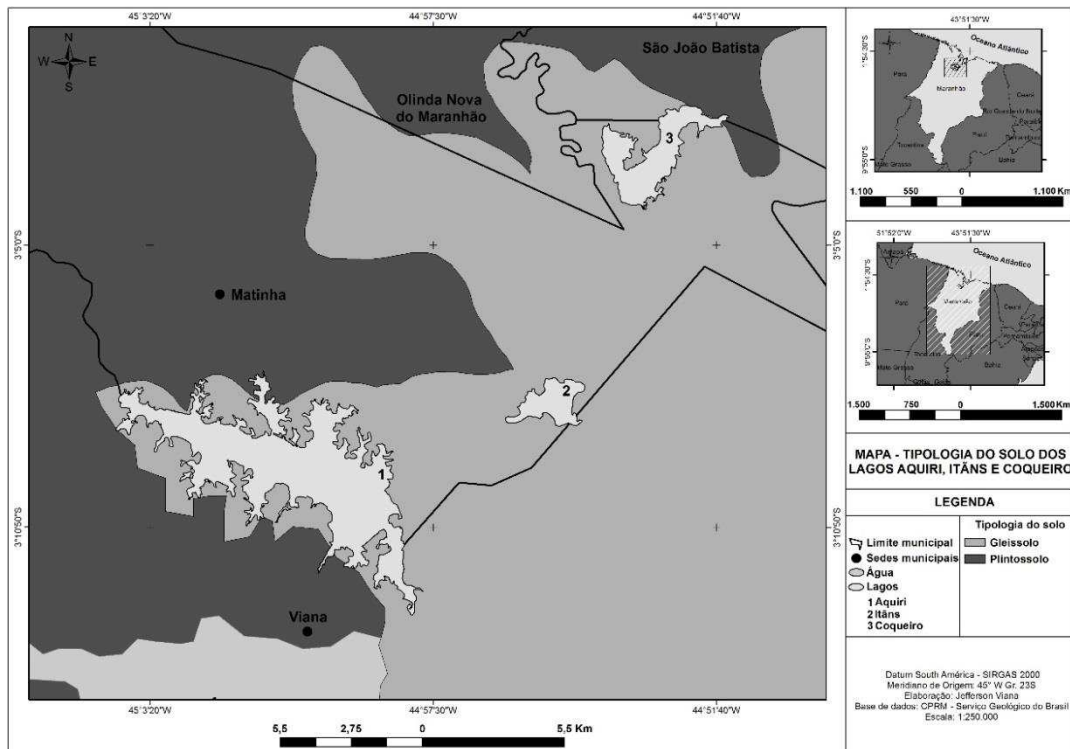


Fonte: Imagens de satélite Rapideye.

✓ *Mapa de Tipologia de solo*

Associado a Geomorfologia e a Pedologia, o trabalho apresenta a tipologia dos solos presentes na região dos lagos estudados. Apresenta-se a importância de conhecimento para com o tipo de solo da região dos lagos, por ser uma área de transição entre dois tipos de solos como os gleissolos e plintossolos (Figura 6).

Figura 6. Mapa de Tipologia de solo dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans evidenciando uma região de transição entre dois tipos de solo.



Fonte: Imagens de satélite Rapideye.

Os gleissolos são solos característicos de áreas alagadas ou sujeitas a alagamento (margens de rios, ilhas, grandes planícies, etc). Habitats preferenciais para algumas espécies de peixes Neotropicais. Estes solos ocorrem em praticamente todas as regiões brasileiras, ocupando principalmente as planícies de inundação de rios e córregos (IBGE, 2010).

Os solos Plintossolos caracterizam-se principalmente pela presença expressiva de plintitização com ou sem petroplintita (concreções de ferro ou cangas). Na região do Maranhão o tipo do solo é o Plintossolo Argilúvico e o Háplico que apresentam drenagem restrita. O solo tem manejo agrícola bastante delicado, e necessita de um bom controle de sua

dinâmica hídrica interna, visto ter como consequência o endurecimento da plintita, que dificulta a infiltração (IBGE, 2007).

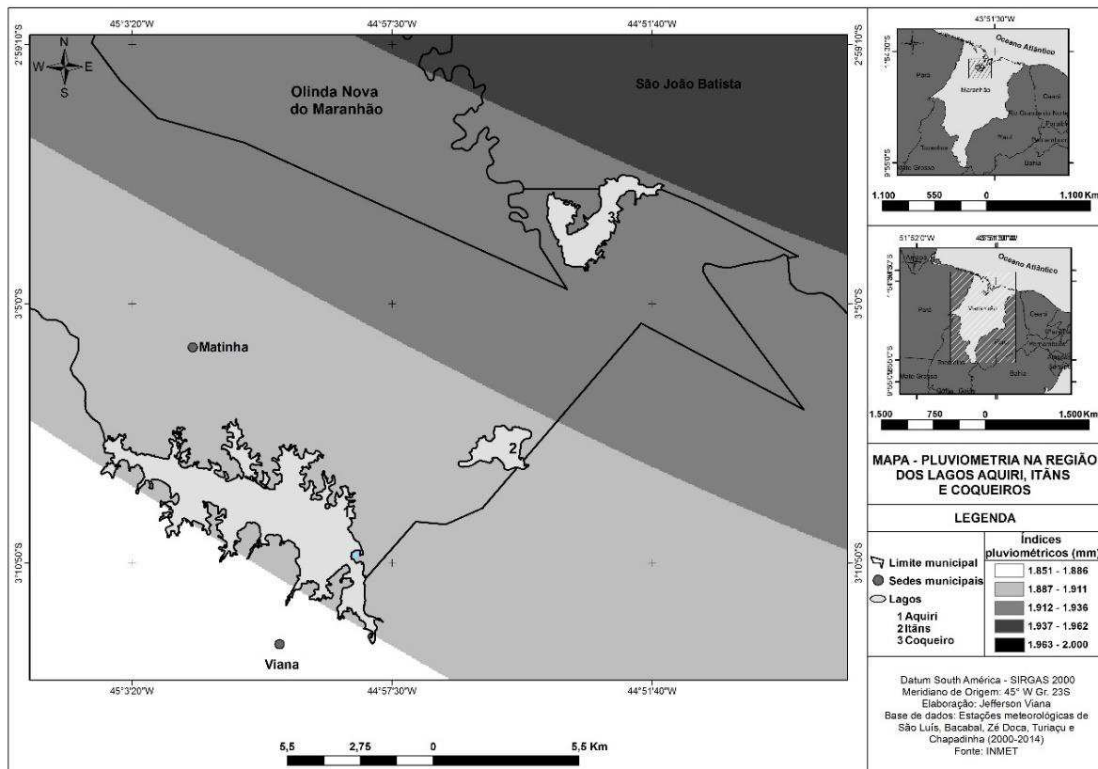
✓ *Mapa de Índice Pluviométrico*

O mapa com a distribuição dos índices pluviométricos foi elaborado a partir do cruzamento dos dados das estações meteorológicas automáticas do INMET, no período de 2000 a 2014 dos municípios de São Luís, Turiaçu, Chapadinha, Zé doca e Bacabal. A ferramenta estatística utilizada foi *Kriging*, disponível na extensão *Spatial Analyst Tools > Interpolation*, do mesmo *software*. A escolha dessas estações foi feita devido a necessidade de dados contínuos dos índices pluviométricos para essa região durante o período de 2000 a 2014, sendo que da região apenas esses municípios possuíam dados desses índices sem interrupções, sendo extraído a variação total de cada estação durante o período em questão e adicionadas na ferramenta acima citada, sendo possível a criação de arquivo no formato Raster.

Os índices pluviométricos plotados no mapa de pluviosidade correspondem aos valores quantitativos em mm (em relação à pesquisa) da média de chuva que serviu de parâmetro para avaliação espaço-temporal acerca do comportamento das assembleias de peixes.

De acordo com o mapa é possível visualizar a intensidade dos índices de pluviosidade (mm) com maior ênfase (em cinza mais escuro) para o Município de São João Batista onde se situa o lago coqueiro, e para os lagos Aquiri e Itans os valores são iguais por estarem no mesmo Município (Figura 7).

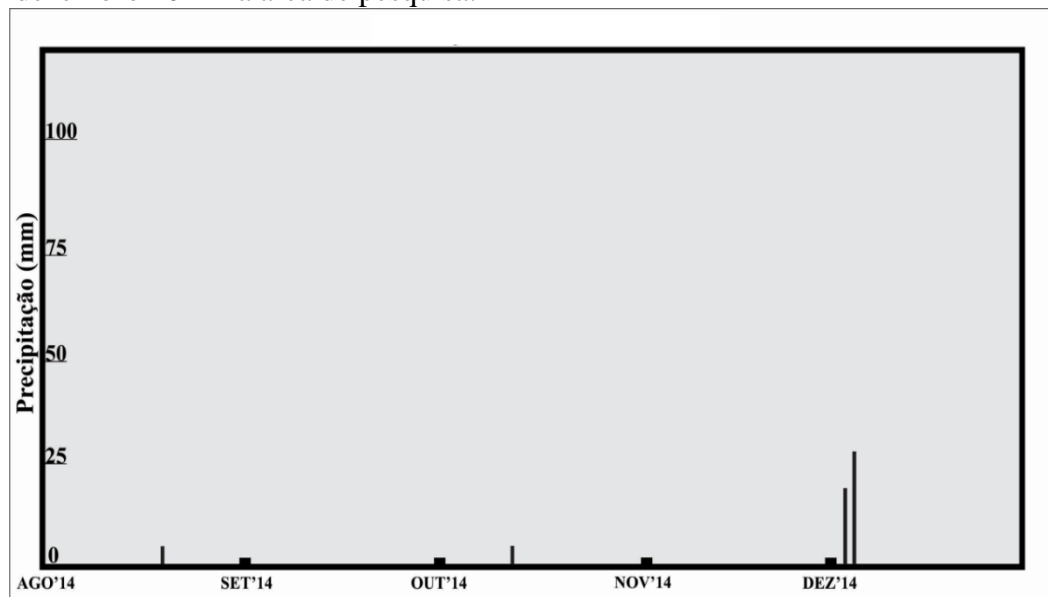
Figura 7. Mapa de Índice pluviométrico dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans evidenciando índices pluviométricos em (mm).



Fonte: Imagens de satélite Rapideye.

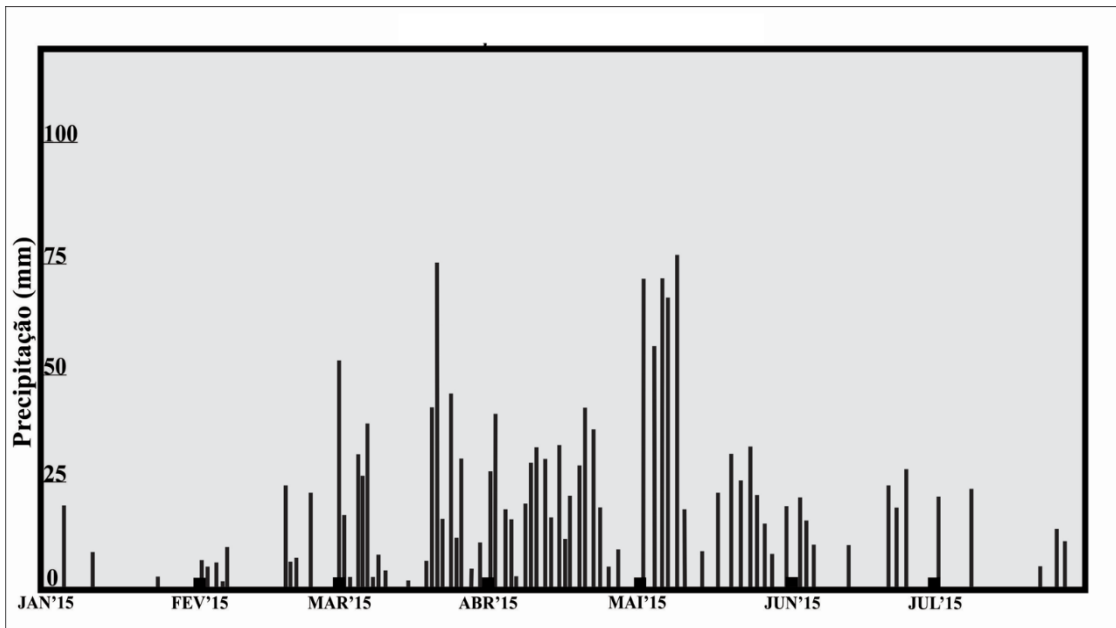
Para melhor representação das variações de pluviosidade foram obtidas e editados com auxílio do *software* Corel Draw x5 modelos gráficos que melhor visualizasse a distribuição das precipitações na região da área de estudo, referente ao período de agosto a dezembro de 2014 (Figuras 8 e 9).

Figura 8. Distribuição das precipitações (mm) no período de 1º agosto a 31 de dezembro 2014 na área de pesquisa.



Fonte: INMET, 2015.

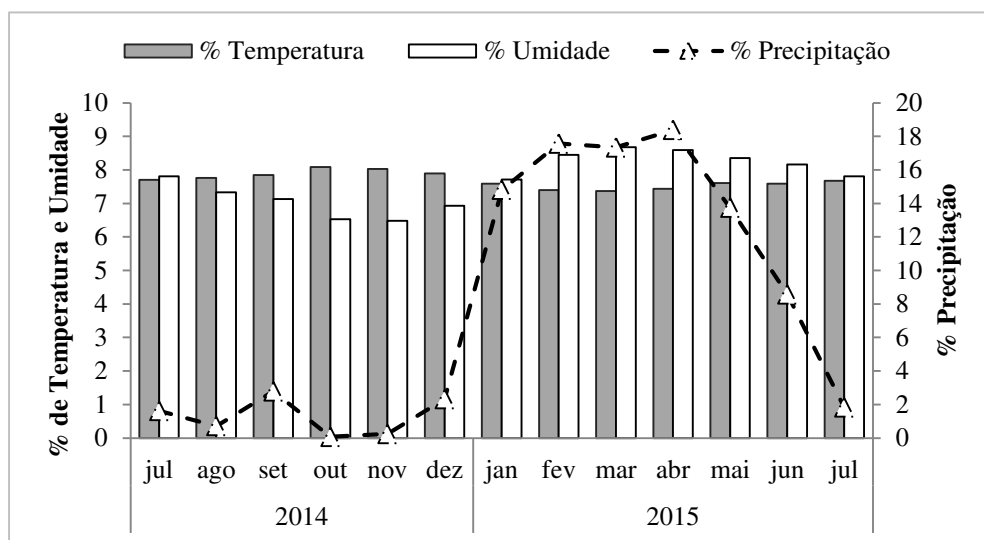
Figura 9. Distribuição das precipitações (mm) no período de 1º de janeiro a 31 de julho 2015 na área de pesquisa.



Fonte: INMET, 2015.

A elaboração do mapa de índice pluviométrico e da distribuição das precipitações durante todo o período de estudo permitiu traçar dados agrometeorológicos do núcleo geoambiental (NUGEO) da UEMA, instalado no município de Santa Inês como as variações de temperatura e umidade da área em estudo. Os parâmetros serviram de subsídios para avaliação espaço-temporal acerca do comportamento das assembleias de peixes (Figura 10).

Figura 10. Variação de precipitação, temperatura e umidade referente ao período de agosto de 2014 a julho de 2015 na área de pesquisa.



Fonte: NUGEO-UEMA.

3.3.4.1 Relação peso-comprimento da ictiofauna

Em busca de avaliar as médias de comprimento e variação de peso dos indivíduos e o tipo de crescimento dos peixes que compõem a ictiofauna a relação peso-comprimento foi calculada. Os dados originais foram logaritmizados e a curva de regressão ajustada através do método dos mínimos quadrados (VANZOLINI, 1993). Os dados das espécies foram mensuradas em tabela com seus respectivos comprimento e peso. O coeficiente de determinação (r^2) foi mensurado por ser um parâmetro que indica quanto de variação da variável dependente está associada com a variável independente (ARAÚJO, 2002). Com relação ao n amostral mais baixo (amostras raras) estas também são aceitáveis (FROESE, 2006).

Na relação peso-comprimento utiliza-se a equação:

$$W = aL^b$$

Onde: W = peso total;

L = comprimento padrão;

a = ponto de interseção da reta;

b = é a inclinação da relação log-transformada, correspondendo ao coeficiente angular relacionada com o tipo de crescimento (LE CREN, 1951; FROESE, 2006).

3.3.4.2 Aspectos de tamanho, peso e fatores das espécies abundantes

Foram testados através de uma Análise de Variância (ANOVA one-way $p < 0,05$) a comparação entre médias do peso total (PT) e comprimento total (CT) para as quatro espécies mais abundantes do estudo. As comparações dessas médias foram testadas para cada lago, entre períodos chuvosos e de estiagem e para os meses de captura dos exemplares. Isso foi possível realizar sempre que os critérios de homocedasticidade e normalidade foram atendidos (ZAR, 1999).

As variáveis (CT) e (PT) para as duas espécies mais prevalentes durante todo o período de estudo (*Cichlasoma orientale* e *Hoplias malabaricus*), foram sumarizadas por uma Análise de Componentes Principais (PCA) para se detectar quais parâmetros (componentes) mais influenciam nas medidas das espécies e em sua elevada ocorrência e abundância para esses ambientes.

3.3.4.3 Estrutura trófica

A estrutura trófica das assembleias de peixes foi estimada de acordo com os dados disponíveis na literatura nas obras de Smith (2003), Santos et al. (2004), Soares (2005), Graça e Pavanelli (2007) e CTA (2009) classificados em:

Bentófagos – alimentam-se de lodo, matéria orgânica de fundo, sedimento, perifíton, invertebrados e vegetais bentônicos.

Detritívoros – alimentam-se de detritos, material em suspensão, sedimento, matéria orgânica;

Herbívoros – alimentam-se à base de algas, macrófitas aquáticas, frutos e vegetais terrestres;

Insetívoros – alimentam-se à base de larva e adultos de insetos aquáticos e terrestres;

Onívoros – alimentação engloba uma gama de itens da cadeia trófica;

Piscívoros – alimentação à base de larvas, juvenis e adultos de peixes.

Planctófagos – alimentação à base de zooplâncton e fitoplâncton.

A similaridade entre as guildas tróficas foi realizada através da análise de Cluster, utilizando a distância de Bray-Curtis calculada a partir dos dados de abundância das espécies pertencentes a cada guilda.

Foi realizado uma (ANOVA two-way/ Tuckey test) com comparação múltipla entre as guildas. Esta comparação serviu para verificar se havia significância estatística entre as médias dos itens alimentares para cada lago estudado e para cada período do ciclo hidrológico.

4 RESULTADOS

4.1 COMPOSIÇÃO DA ICTIOFAUNA

Foram capturados 3488 indivíduos ao longo de 12 coletas. No período de estiagem entre os meses de agosto a dezembro de 2014 obteve-se 2020 indivíduos, 573 provenientes do lago Aquiri, 601 do lago Coqueiro e 846 do lago de Itans. Em relação ao período chuvoso, nas coletas de janeiro a julho de 2015, foram coletados 713 indivíduos do lago Aquiri, 338 do lago Coqueiro e 417 do lago Itans totalizando 1468 espécimes. O lago Aquiri contribuiu com 1286 exemplares, o lago Coqueiro contabilizou 939 peixes e o de Itans 1263. As amplitudes de comprimento e peso, quantidades de espécie, números de famílias e número de ordem dos peixes capturados em cada lago são sumarizados na Tabela 2.

Tabela 1. Dados gerais referentes a abundância da ictiofauna nas três áreas de estudo no período de Agosto/2014 a Julho/2015.

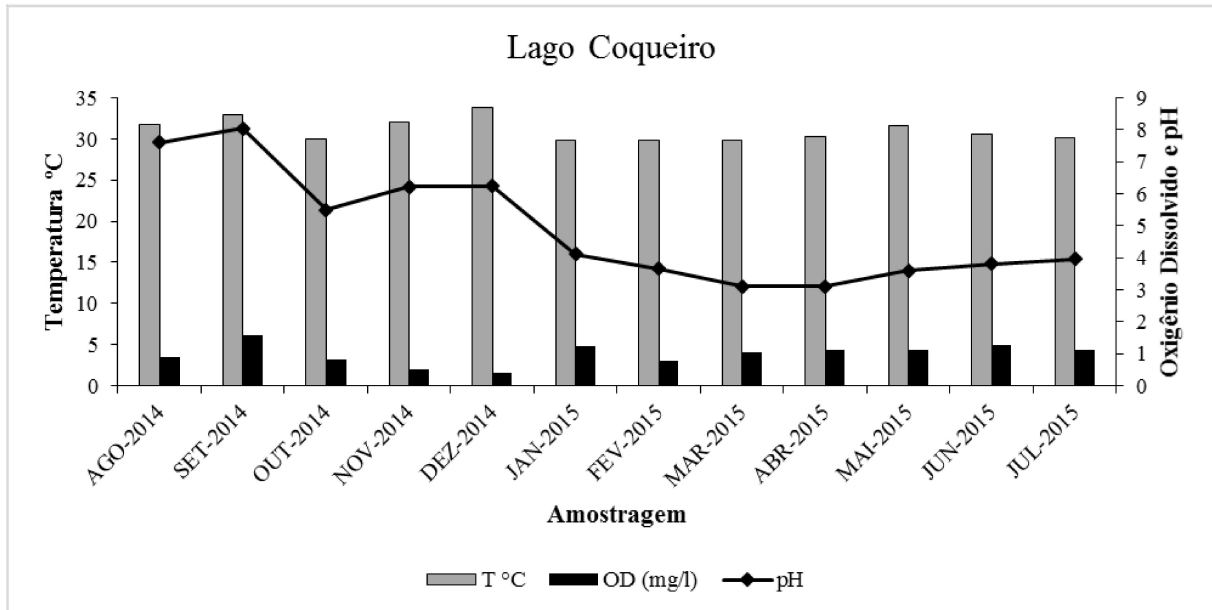
	Lago Aquiri	Lago Coqueiro	Lago Itans
Nº de Indivíduos	1286	939	1263
Comprimento Máximo (cm)	65,5	65,3	58
Comprimento Mínimo (cm)	4,7	4,5	4,5
Peso Máximo (g)	800	440	530
Peso Mínimo (g)	4	1	5
Nº de Ordens	4	3	4
Nº de Famílias	19	8	12
Nº de Espécies	34	14	19

4.2 Parâmetros abióticos

Em relação variações dos parâmetros abióticos nas três áreas de coleta verificou-se que a temperatura superficial da água mínima registrada foi de 27,5°C, com máxima de 34,1°C, (média de 30,59°C). O pH variou de 3,1 a 8,4 (média de 5,08). E o oxigênio dissolvido variou de 1,5 mg/L a 9,8 mg/L (média de 5,66 mg/L).

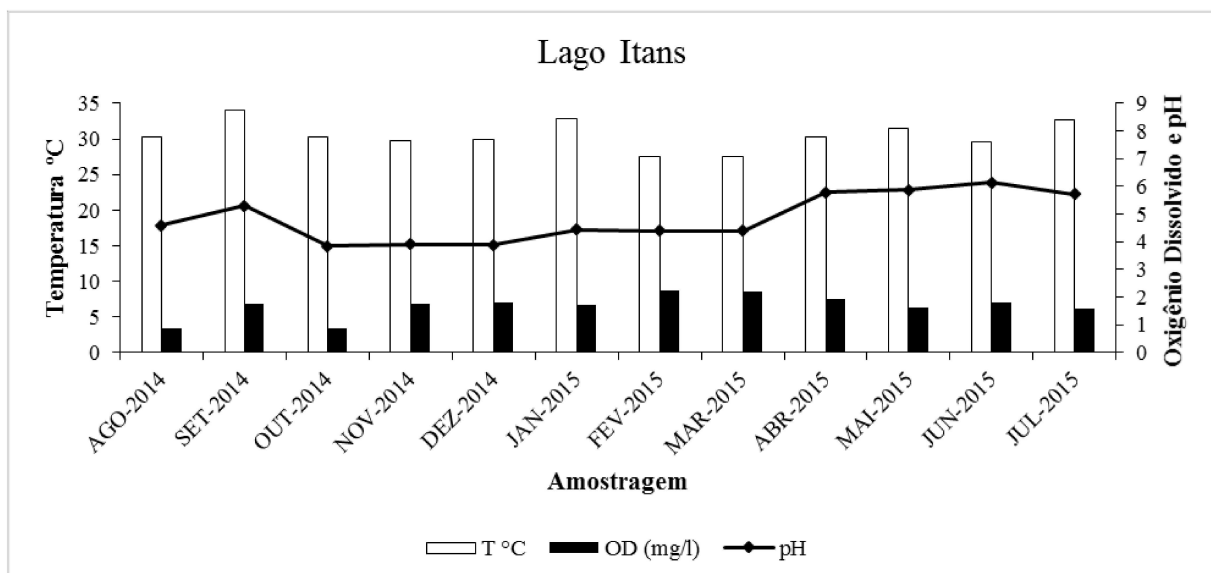
Para o lago Coqueiro o pH variou de 3,1 em março/2015 a 8,04 em setembro/2014, (média de 4,91). A temperatura variou de 29,8 °C em fevereiro/2015 a 33,8° C em dezembro de 2014, (média de 31°C). O oxigênio dissolvido (média de 3,84 mg/L) variando de 2 mg/L em novembro/2014 a 6,19 mg/L em setembro/2014 (Figura 11).

Figura 11. Variação mensal dos parâmetros abióticos temperatura superficial da água, oxigênio dissolvido e ph no Lago Coqueiro, durante o período de agosto/2014 a julho/2015.



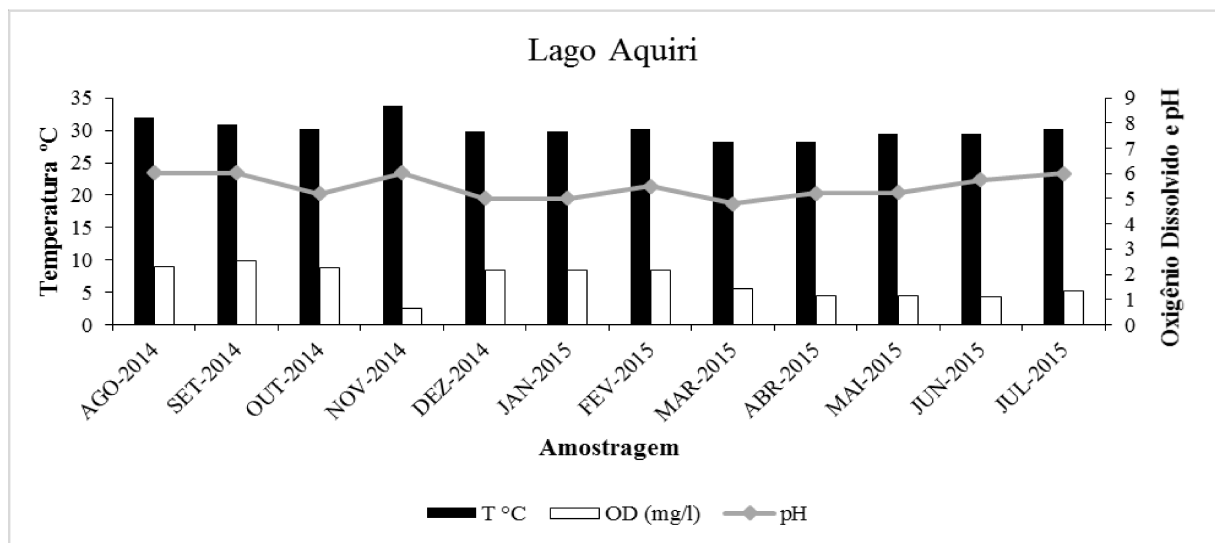
Para o lago Itans o pH variou de 3,85 em outubro/2014 a 6,15 em junho/2015, (média de 4,86). A temperatura variou de 27,5 °C em março/2015 a 34,1° C em setembro de 2014, (média de 30°C). O oxigênio dissolvido (média de 6,54 mg/L) variando de 3,44 mg/L em outubro/2014 a 8,74 mg/L em fevereiro/2015 (Figura 12).

Figura 12. Variação mensal dos parâmetros abióticos temperatura superficial da água, oxigênio dissolvido e ph no Lago Itans, durante o período de agosto/2014 a julho/2015.



Para o lago Aquiri o pH variou de 4,81 em março/2015 a 6,03 em setembro/2014, (média de 5,48). A temperatura variou de 28,2 °C em abril/2015 a 33,8° C em novembro de 2014, (média de 30°C). Por fim o oxigênio dissolvido (média de 6,6 mg/L) variando de 2,5 mg/L em novembro/2014 a 9,8 mg/L em setembro/2014 (Figura 13).

Figura 13. Variação mensal dos parâmetros abióticos temperatura superficial da água, oxigênio dissolvido e pH no Lago Aquiri, durante o período de agosto/2014 a julho/2015.



4.3 Aspectos do Ambiente

A caracterização de alguns aspectos do ambiente foi realizada ao longo de cada ponto de extensão dos lagos e lançamento das redes. As principais observações apontadas foram: presença de sedimentos finos, canais laterais, presença ou ausência de macrófitas aquáticas, resíduos sólidos diversos, bancos de folhas, presença de animais (búfalos, equinos, suínos, cães) no interior dos lagos, pedaços de madeira, barramento ou barragens, entulho, canalização nas margens dos lagos, presença de moradias no entorno dos lagos, construção de açudes, indícios de desmatamento e rejeitos lançados no ambiente (Figura 14).

Figura 14. Imagens do ambiente próximo às áreas de captura dos exemplares no período de agosto/2014 a julho/2015. (A) = Lançamento de rejeitos no lago Itans; (B) = Coleta de água no lago Itans para abastecer açudes da região; (C) = Capim-açu ou *barba-de-bode* presente no lago Coqueiro; (D) = Macrófitas aquáticas durante alta inundação no lago Aquiri; (E) = Presença de búfalos no interior do lago Coqueiro; (F) = Açude na região dos lagos de Itans; (G) = Presença de cães, caprinos, suínos nas proximidades do Aquiri; (H) = Barragens presentes no lago Coqueiro; (I) = Lançamento das redes próximo a vegetação secundária no lago Aquiri.



Fonte: Dados de pesquisa (2015).

Além da produção dos mapas, o *software* utilizado na pesquisa possibilitou a obtenção de outros aspectos físicos referentes aos lagos como a distância, comprimento e largura aproximada dos lagos (Tabela 2).

Tabela 2. Aspectos físicos do ambiente, extensão em (Km), perímetro em (km), tipos de solo, uso e ocupação do espaço em (km), índices pluviométricos em (mm), dados hipsométricos em (m) e relação de comprimento/largura dos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans.

Aspectos físicos e extensão dos Lagos								
Lagos	Extensão (Km)	Perímetro (Km)	Tipos de Solo	Uso e Ocupação (Km)		Pluviometria (mm)	Hipsometria (Elevação/m)	Comprimento/Largura
Aquiri	30	125	96,7% Gleissolo/ 3,3% Plintossolo	Água- 53,83	Mata ciliar- 19,87	1.887 - 1.911	10 m - 20 m	13 km/3 km
				Área Construída- 16,75	Vegetação Secundária Mista-69,72			
				Gramíneas- 85,51	Solo Exposto- 10,01			
				Ciperáceas- 3,64				
Itans	3	11	Gleissolo	Água- 48,12	Mata ciliar-7,02	1.887 - 1.911	10 m - 20 m	3 km/800m
				Área construída- 9,25	Vegetação Secundária Mista-51,96			
				Gramíneas- 76,43	Solo Exposto - 11,			
				Ciperáceas- 5,43				
Coqueiro	10	45	78% Gleissolo/ 22% Plintossolo	Água- 89,78	Mata ciliar-32,14	1.912 - 1.936	10 m - 20 m	5 km/1,6 km
				Área construída- 8,7	Vegetação Secundária Mista- 18,93			
				Gramíneas- 23,46	Solo exposto - 8,13			
				Ciperáceas- 7,47				

Distância aproximada entre os lagos: Aquiri ↔ Itans (4,47Km) / Itans ↔ Coqueiro (7,03 Km) / Aquiri ↔ Coqueiro (13,09 Km).

4.4 Listas de espécies

Nas três áreas de estudo foram identificadas 04 ordens, 20 famílias, 37 gêneros e 37 espécies. Do total de espécies, 32 foram registradas no período chuvoso e 26 no período de estiagem (Tabela 3).

Tabela 3. Relação taxonômica das espécies de peixes coletadas nos três lagos estudados, no período de agosto/2014 a julho/2015, com respectivos nomes comum, número de indivíduos por lago e frequência relativa (%).

Nome Científico	Nome Comum	Lago Aquiri (n)	Lago Coqueiro (n)	Lago Itans (n)	N	Freq. Relat. (%)
Ordem Família						
CHARACIFORMES						
Acestrorhynchidae						
<i>Acestrorhynchus lacustres</i> (Lutken, 1875)	Peixe Cachorro	21	2	3	26	0,75
Anostomidae						
<i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941)	Piau	19	-	4	23	0,66
<i>Schizodon dissimilis</i> (Garman, 1890)	Aracu	46	5	36	87	2,49
Characidae						
<i>Metynnis</i> sp.	Pacu	44	33	33	110	3,15
<i>Roeboides margareteae</i> Lucena, 2003	Carcunda	1	-	-	1	0,03
<i>Triportheus signatus</i> (Garman, 1890)	Sardinha papuda	12	-	4	16	0,46
Curimatidae						
<i>Curimata macrops</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	Tapiaca	230	-	-	230	6,59
<i>Psectrogaster rhomboides</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	Choradeira	23	-	89	112	3,21
Cynodontidae						
<i>Cynodon gibbus</i> (Agassiz, 1829)	Arangau	1	-	-	1	0,03

Erythrinidae

<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	Jejú	9	119	8	136	3,90
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1784)	Traíra	88	526	358	972	27,87

Hemiodontida

<i>Hemiodus parnaguae</i> Eigenmann & Henn, 1916	Urubarana	17	-	-	17	0,49
--	-----------	----	---	---	----	------

Prochilodontidae

<i>Prochilodus lacustris</i> Steindachner, 1907	Curimatá	33	-	-	33	0,95
---	----------	----	---	---	----	------

Serrasalminidae

<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	Piranha Vermelha	96	40	65	2	5,76
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	Piranha Branca	52	9	29	90	2,58

GYMNOTYFORMES**Gymnotidae**

<i>Gymnotus carapo</i> Linnaeus, 1758	Sarapó	3	-	-	3	0,09
---------------------------------------	--------	---	---	---	---	------

Ramphichthyidae

<i>Ramphichthys atlanticus</i> Triques, 1999	Tubi	1	-	1	2	0,06
--	------	---	---	---	---	------

PERCIFORMES**Cichlidae**

<i>Cichla monoculus</i> Agassiz, 1831	Tucunaré	23	2	25	50	1,43
<i>Cichlassoma orientale</i> Kullander, 1983	Acará	120	163	410	693	19,87
<i>Crenicichla menezesi</i> Ploeg, 1991	Peixe sabão	-	5	-	5	0,14

<i>Geophagus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	Calambanja	83	2	118	203	5,82
<i>Oreochromis niloticus</i> Linnaeus, 1758	Tilápia	-	1	6	7	0,20
Mugilidae						
<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	Tainha	1	-	-	1	0,03
Sciaenidae						
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	Pescada branca	48	-	-	48	1,38
Doradidae						
<i>Hassar affinis</i> Steidachner, 1881	Mandi bico de flor	196	-	-	196	5,62
<i>Platydoras brachylecis</i> Piorski, Garavello, Arce H. & Sabaj Pérez, 2008	Carrau	39	-	6	45	1,29
Loricariidae						
<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	Acari	2	-	-	2	0,6
<i>Loricaria cataphracta</i> Linnaeus, 1758	Viola cab. Redonda	31	-	6	37	1,06
<i>Loricariichthys</i> sp.	Viola cab. Triangular	8	-	-	8	0,23
Pimelodidae						
<i>Pimelodus blochii</i> Valenciennes, 1840	Mandi liso	9	-	-	9	0,26
<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> (Linnaeus, 1766)	Surubim	1	-	-	1	0,03
<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Tubajara	3	-	-	3	0,09

Hypostominae						
<i>Pterygoplichthys parnaibae</i> (Weber, 1991)	Bodó	5	-	-	5	0,14
Centropomidae						
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	Camurim	-	1	4	5	0,14
SILURIFORMES						
Auchenipteridae						
<i>Pseudauchenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794)	Papista	6	-	-	6	0,17
<i>Ageneiosus ucayalensis</i> Castelnau, 1855	Mandubé	2	-	-	2	0,06
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	Bagrinho	13	31	58	102	2,92
Total Geral		1286	939	1263	3488	100

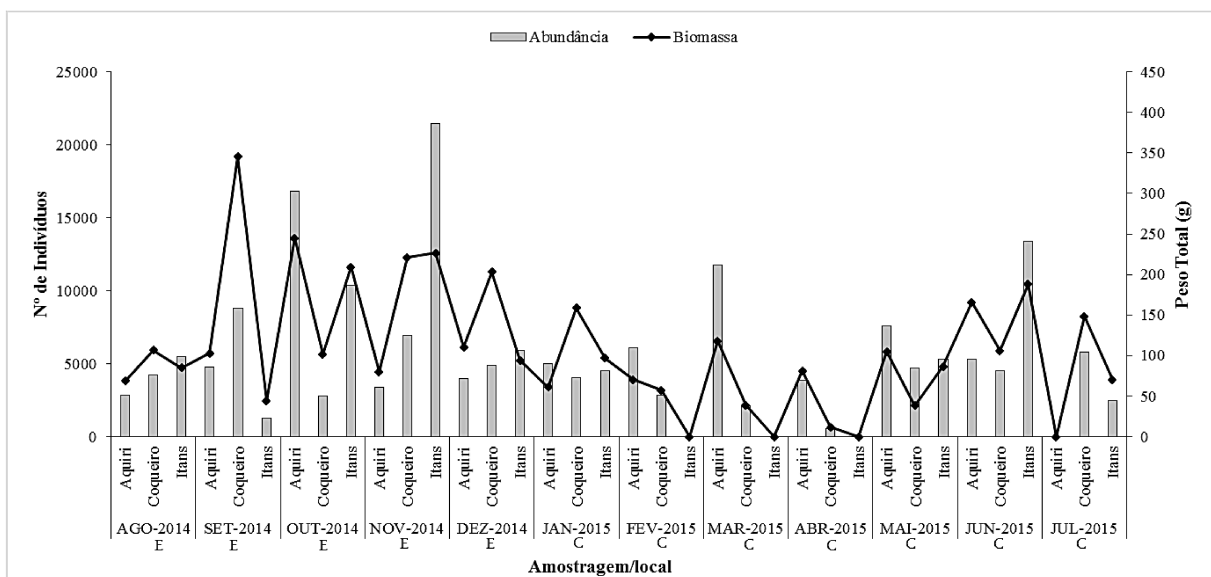
4.5 Abundância e Biomassa

✓ Variação temporal

Durante o período amostrado o total de indivíduos capturados correspondeu a uma biomassa de 213.592,39g. Os maiores valores de abundância em número de indivíduos foram registrados no período de estiagem para o lago de Itans seguido dos números do lago Aquiri, ao passo que os menores valores observados foram referentes ao período chuvoso ocorrido no lago coqueiro (Figura 15). Maiores biomassas foram obtidas no período de estiagem com picos em setembro/2014 no lago Itans e em outubro/2014 no lago Aquiri. Abril/2015 apresentou os menores valores de abundância e biomassa durante todo o estudo, seguido por fevereiro/2015, embora neste período para os 2 meses em questão a captura dos exemplares no lago Itans não ocorreu devido ao lago está com seu volume bastante reduzido o que impossibilitou o lançamento das redes e o embarque.

O padrão observado de forma similar nos meses de outubro a dezembro de 2014 para abundância e biomassa pode representar um padrão temporal para as assembleias de peixes dos 3 lagos estudados tendo em vista que neste período os mesmos encontram-se desconectados.

Figura 15. Variação temporal do número de indivíduos capturados (n) e biomassa (g) no período de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.



Em relação à distribuição da abundância e biomassa para ordens taxonômicas destacam-se as ordens Characiformes, Perciformes e Siluriformes, que predominaram durante todo o período de estudo. A ordem Characiformes registrou 2002 indivíduos seguidos de 1068

da ordem Perciformes (Figura 16). Para o período de estiagem a ordem Siluriformes obteve destaque no mês de dezembro/2014 com 254 indivíduos. A ordem Characiformes registrou os maiores valores de abundância no período chuvoso com 196 indivíduos em março/2015 (Figura 17).

Figura 16. Distribuição temporal do número de indivíduos (n) e biomassa (g) por ordem taxonômica nas três áreas de estudo.

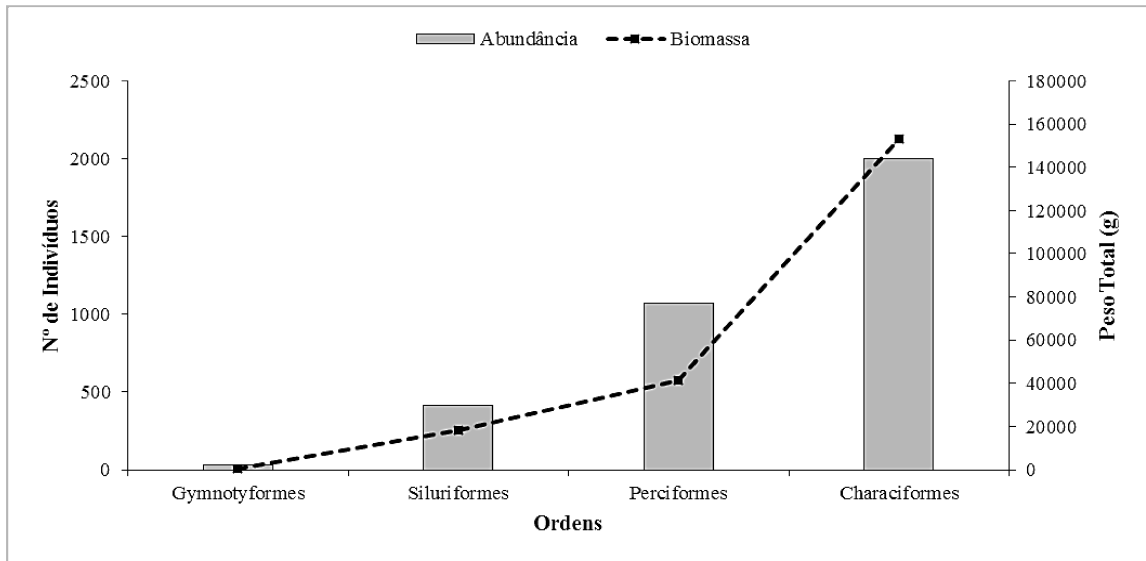
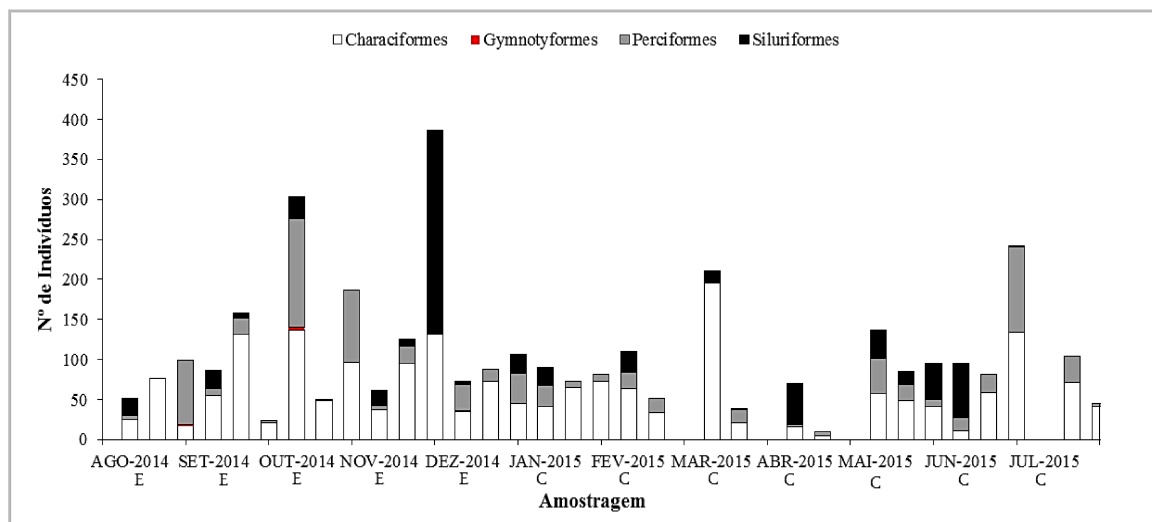


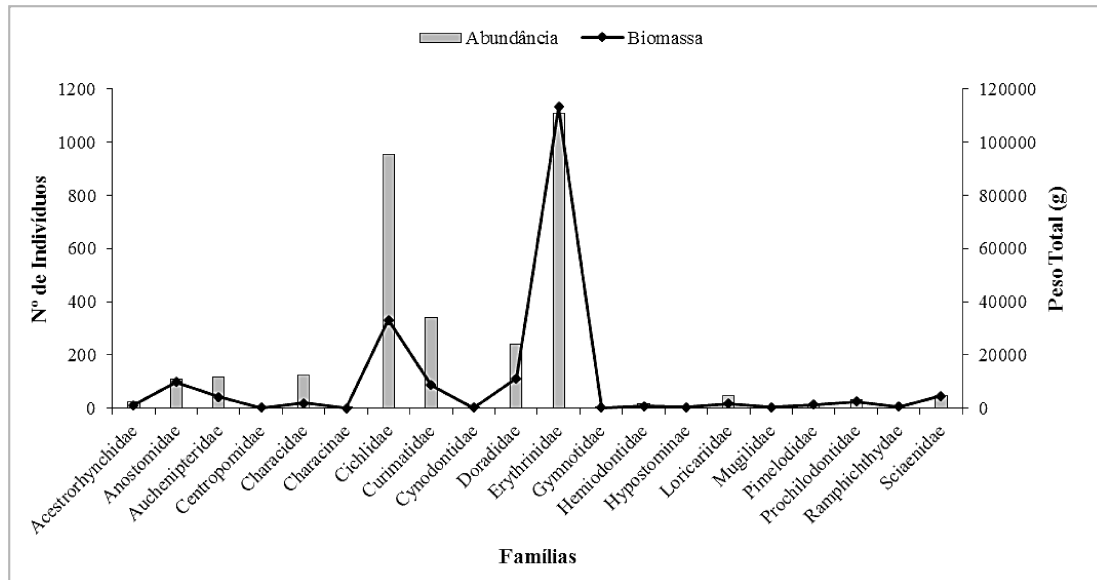
Figura 17. Distribuição temporal do número de indivíduos (n) por ordem taxonômica no período de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.



Em relação à distribuição da abundância e biomassa para as famílias das espécies capturadas destacam-se a família Erythrinidae com 1108 indivíduos correspondendo a uma biomassa de 1131,54 g. Na família dos Ciclídeos registraram-se valores considerados de

abundância, porém com uma biomassa de 33.159,7 g. As famílias Characinae, Cynodontidae, Mugilidae apresentaram menores registros de espécies (Figura 18).

Figura 18. Distribuição do número de indivíduos (n) e biomassa (g) por família das espécies nas três áreas de estudo no período de agosto/2014 a julho/2015.



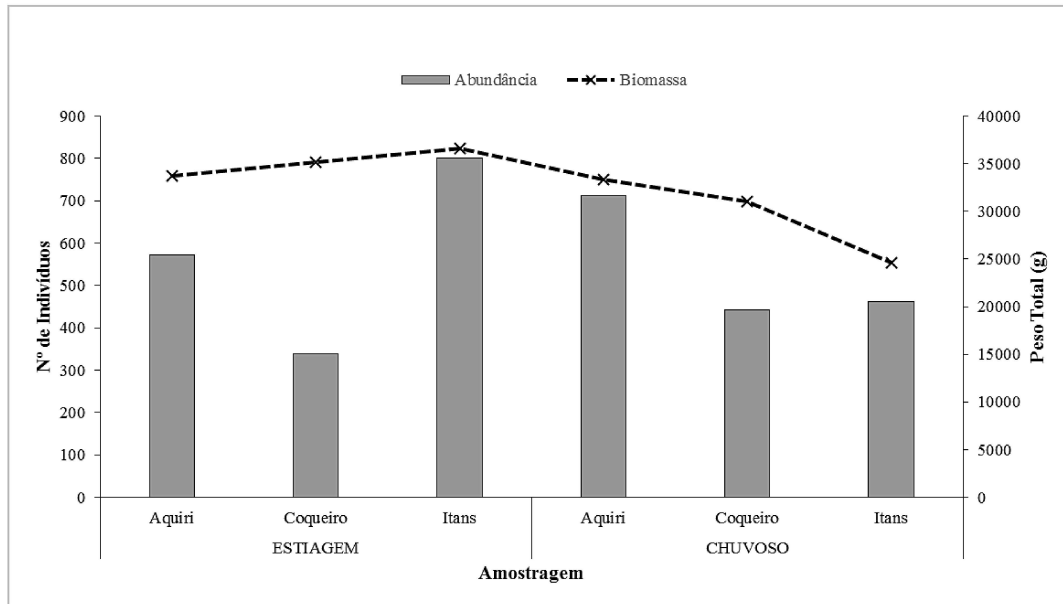
✓ Variação espacial

A análise espacial da abundância e biomassa das espécies de peixes indicou modificações entre os pontos amostrados. No período de estiagem os registros de abundância e biomassa tenderam a diminuir à medida que se aproximava o período chuvoso. Para os lagos Coqueiro e Itans durante o período chuvoso a abundância e biomassa obedeceu um padrão menor se comparado aos registrados no lago Aquiri (Figura 19).

No período chuvoso foram capturadas 32 espécies, sendo a espécie *Hoplias malabaricus* a mais abundante seguido da *Curimata macrops* e da *Cichlassoma orientale*. As espécies *Platydoras brachylecis* e *Loricaria catrapachta* se destacaram e foram exclusivas para este período.

No período de estiagem foram capturadas 26 espécies com a *Hoplias malabaricus* novamente sendo a mais abundante seguido da *Cichlassoma orientale* e *Pygocentrus nattereri* respectivamente. Foi registrado a ocorrência exclusiva da espécie *Prochilodus lacustres* para este período.

Figura 19. Variação espacial do número de indivíduos e biomassa (g) por período chuvoso e de estiagem nas três áreas de estudo.

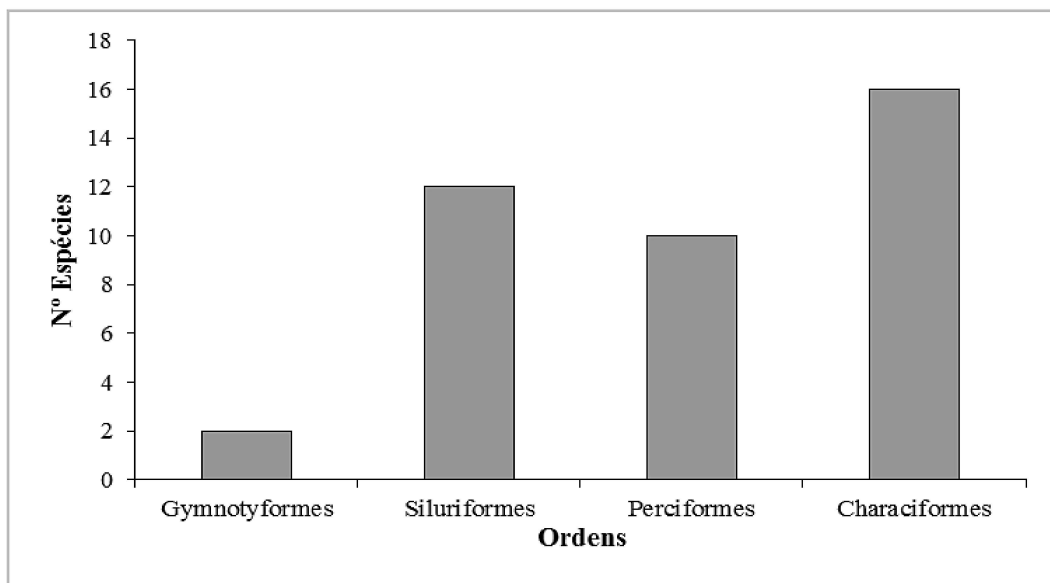


4.6 Riqueza e Diversidade

✓ Variação temporal

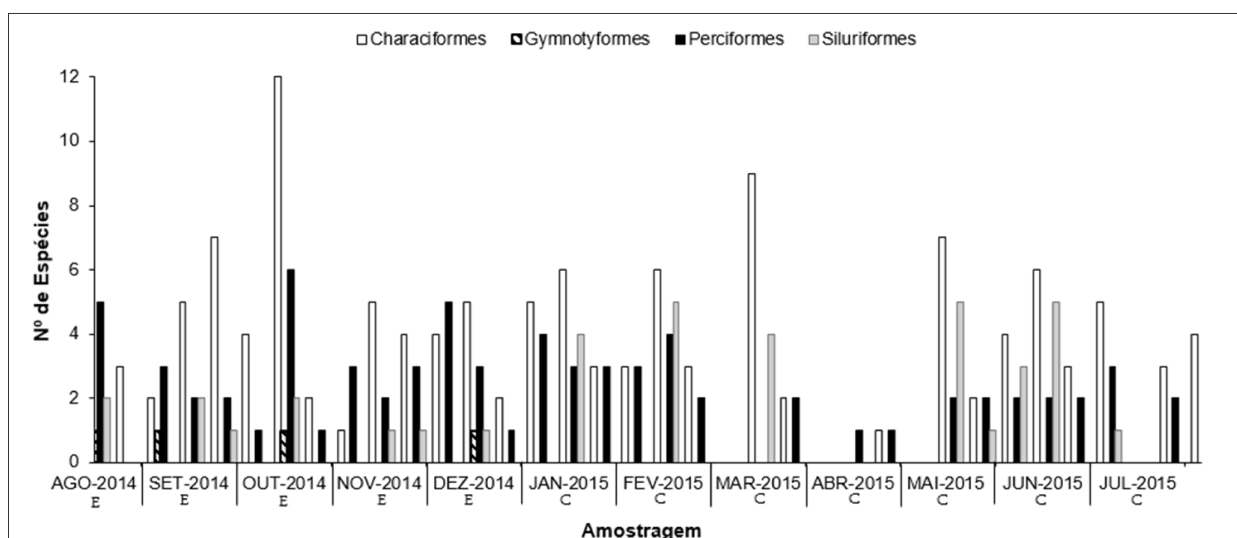
As ordens Siluriformes, Characiformes e Perciformes predominaram durante todo o período de estudo. Characiformes registrou o maior número de espécies durante todo o período amostrado. Siluriformes a segunda ordem mais especiosa com 12 espécies, seguido da ordem Perciformes com 10. As espécies de Gymnotiformes, apresentaram menores registros de espécies (Figura 20).

Figura 20. Contribuição das espécies por ordens taxonômicas ao longo dos três lagos amostrados no período de agosto/2014 a julho/2015.



Em relação a variação temporal, o número de espécies registradas para as ordens Siluriformes, Characiformes e Perciformes tende a ser maior durante a estiagem, com picos para ordem Characiformes no período chuvoso no mês de março/2015 (Figura 21). Os maiores registros de Siluriformes foram observados em fevereiro, maio e junho/2015 no período chuvoso, ao passo que Perciformes foram mais comuns no período de estiagem em agosto, outubro e dezembro de 2014. Gymnotyformes, foi a ordem taxonômica restrita ao período de estiagem com o registro apenas de uma espécie.

Figura 21. Distribuição temporal do número de espécies por ordem taxonômica nas três áreas de estudo no período de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.



Na análise dos Índices de Diversidade Biológica os maiores valores de riqueza foram observados no lago Aquiri com tendência a se manter constante ao longo dos dois períodos estudados. O lago Itans tendeu a aumentar sua riqueza à medida que se aproxima o período chuvoso. Oscilações maiores são observadas no lago Coqueiro mantendo sua riqueza constante nos três últimos meses de coleta.

No lago Aquiri, os Índices de Margalef e Alpha de Fisher demonstraram maior resposta no decorrer dos meses, Alpha de Fisher apresentou maiores picos de oscilação. Observou-se um leve aumento da dominância em março/2015 e consequente diminuição da equitabilidade já visto que estes índices são inversamente proporcionais (Figura 22).

Para o lago Coqueiro, apesar da redução da riqueza de espécies em abril/2015 para o período chuvoso, observa-se o aumento da equitabilidade, porém com forte tendência a diminuir a medida que o índice de Shannon eleva-se e acompanha a riqueza para este período. Alpha de Fisher apresentou maiores registros seguido do Índice de Margalef para o período de

estiagem no mês de setembro/2014. O Índice de Shannon aumentou à medida que se aproximou do período chuvoso (Figura 23).

No lago Itans as maiores oscilações foram registradas para o Índice Alpha de fisher para o período de estiagem sendo superado pelo índice de Shannon no período chuvoso. A equitabilidade e Índice de Simpson obedeceram ao mesmo padrão para o lago Aquiri diferenciando ambos os índices do lago Coqueiro no mês de abril/2015 (Figura 24).

O menor valor para os três lagos de estudo ficou por conta do Índice de Simpson tanto para o período chuvoso quanto para o período de estiagem. O Índice de Shannon destacou-se no período chuvoso para o lago Itans e lago Coqueiro. E o Índice de Margalef registrou os maiores valores para o lago Aquiri.

Figura 22. Variação temporal dos Índices de Diversidade para o lago Aquiri no período de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.

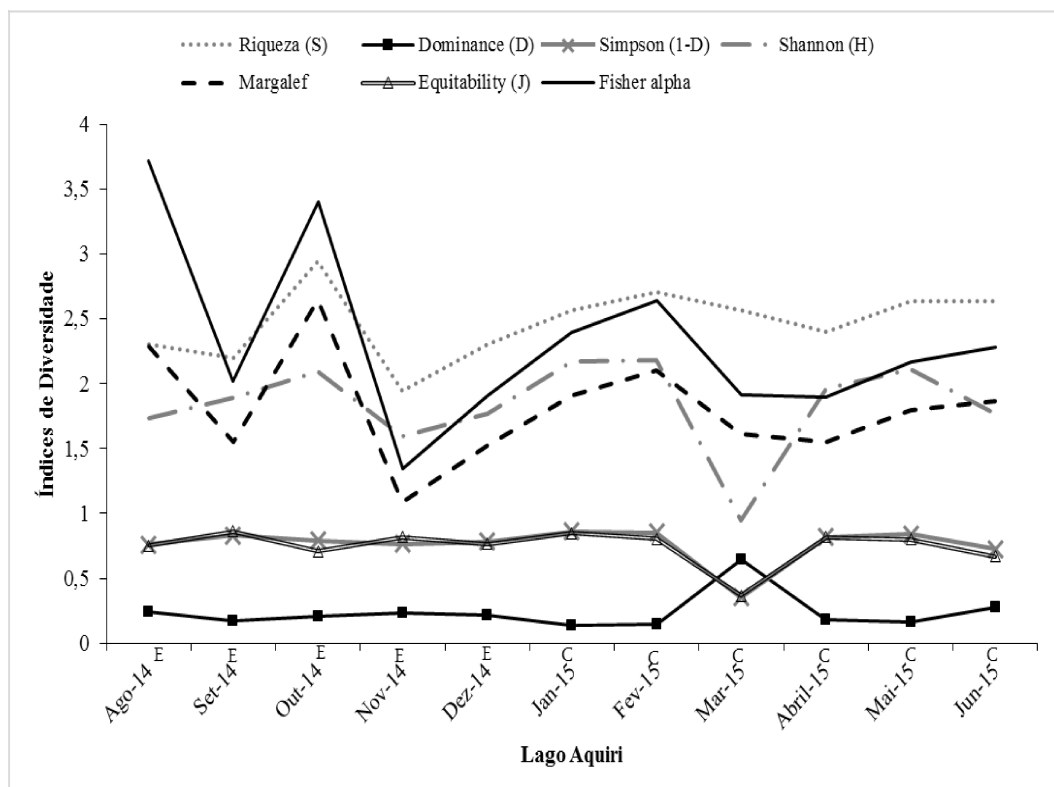


Figura 23. Variação temporal dos Índices de Diversidade para o lago Coqueiro no período de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.

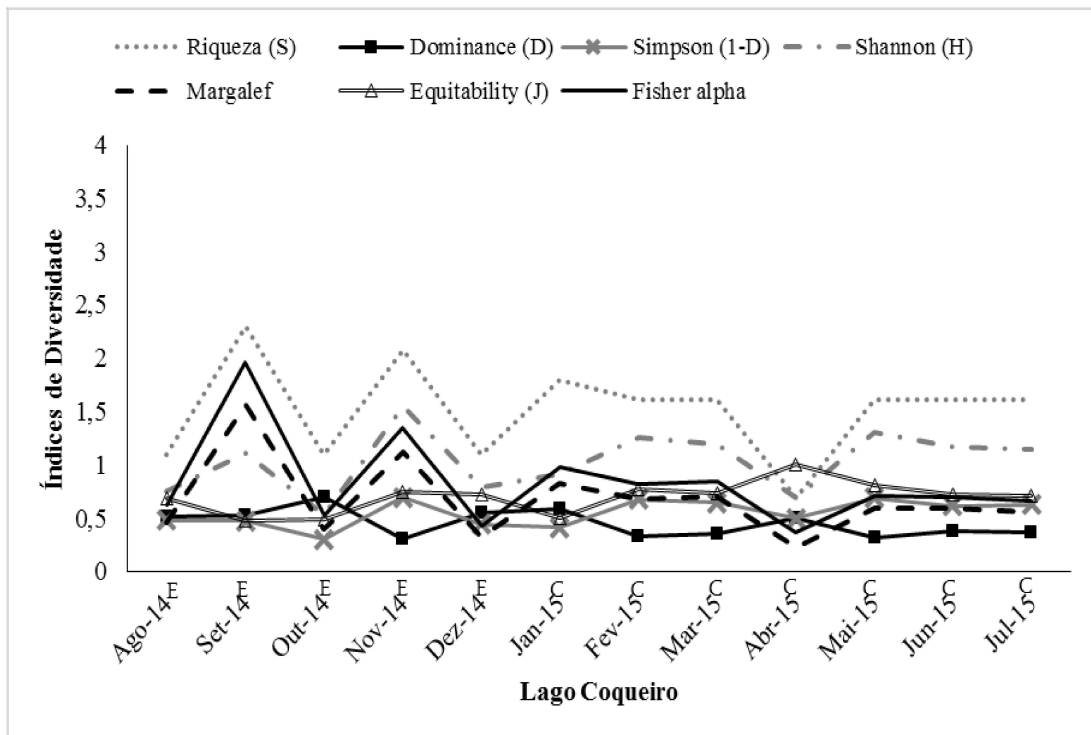
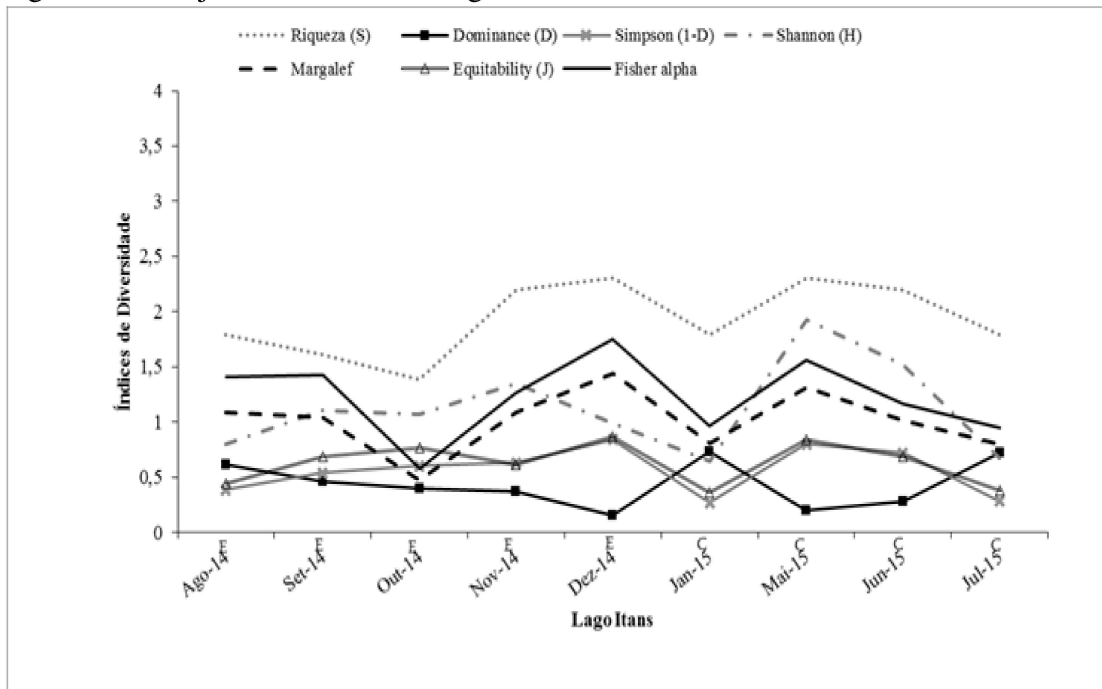


Figura 24. Variação temporal dos Índices de Diversidade para o lago Itans de agosto/2014 a julho/2015. E = estiagem, C = chuvoso.



4.6.1 Variação espacial para riqueza de espécies e para o Índice diversidade de Shannon

Para o lago Aquiri a diversidade de espécies para o conjunto dos dois períodos de amostragem foi em média $H= 1,83$. Na análise por períodos a maior diversidade foi no período chuvoso, com $H= 1,85$, período em que foram obtidos também os maiores valores de riqueza e uniformidade. A menor diversidade foi para o período de estiagem com $H= 1,81$.

Apesar das variações nos valores, o teste U de Mann-Whitney não indicou diferenças significativas entre os períodos sazonais ($U = 6$; $Z = -1.643$; $P= 0,100$) (Tabela 4).

Tabela 4. Distribuição do Índice de diversidade de Shannon (H), número de espécies (S), indivíduos (N) e uniformidade (U) da ictiofauna do lago Aquiri no período de agosto/2014 a julho/2015.

Período	Aquiri			
	H	S	N	U
Estiagem	1,81	2,33	573	2,33
Chuvoso	1,85	2,58	713	2,57
Média	1,83	2,47	1286	6,00

Para o lago Coqueiro a diversidade de espécies para o conjunto dos dois períodos de amostragem foi em média $H= 1,03$. Na análise por períodos a maior diversidade foi no período chuvoso, com $H= 1,09$, período em que foram obtidos os menores valores de riqueza e uniformidade. A menor diversidade foi para o período de estiagem com $H= 0,94$.

Apesar das variações nos valores, o teste U de Mann-Whitney não indicou diferenças significativas para número de espécies entre os períodos sazonais ($U=17$; $Z= -0,08$; $p=0,93$) (Tabela 5).

Tabela 5. Distribuição do Índice de diversidade de Shannon (H), número de espécies (S), indivíduos (N) e uniformidade (U) da ictiofauna do lago Coqueiro no período de agosto/2014 a julho/2015.

Período	Coqueiro			
	H	S	N	U
Estiagem	0,94	1,53	497	1,52
Chuvoso	1,09	1,50	442	1,49
Média	1,03	1,51	939	17,0

Para o lago Itans a diversidade de espécies para os dois períodos de amostragem foi em média $H= 1,11$. Na análise por período a maior diversidade foi no período chuvoso $H= 1,19$, período que foram obtidos os maiores valores de riqueza e uniformidade. A menor diversidade foi para o período de estiagem $H= 1,06$, apesar das variações nos valores, o teste U de Mann-Whitney não indicou diferenças significativas entre os períodos sazonais ($U=7$; $Z= -0,73$; $p=0,46$) (Tabela 6).

Tabela 6. Distribuição do Índice de diversidade de Shannon (H), número de espécies (S), indivíduos (N) e uniformidade (U) da ictiofauna do lago Itans no período de agosto/2014 a julho/2015.

Período	Itans			
	H	S	N	U
Estiagem	1,06	1,85	801	1,85
Chuvoso	1,19	2,02	462	2,01
Média	1,11	1,93	1263	7,00

4.7 Frequência de Ocorrência

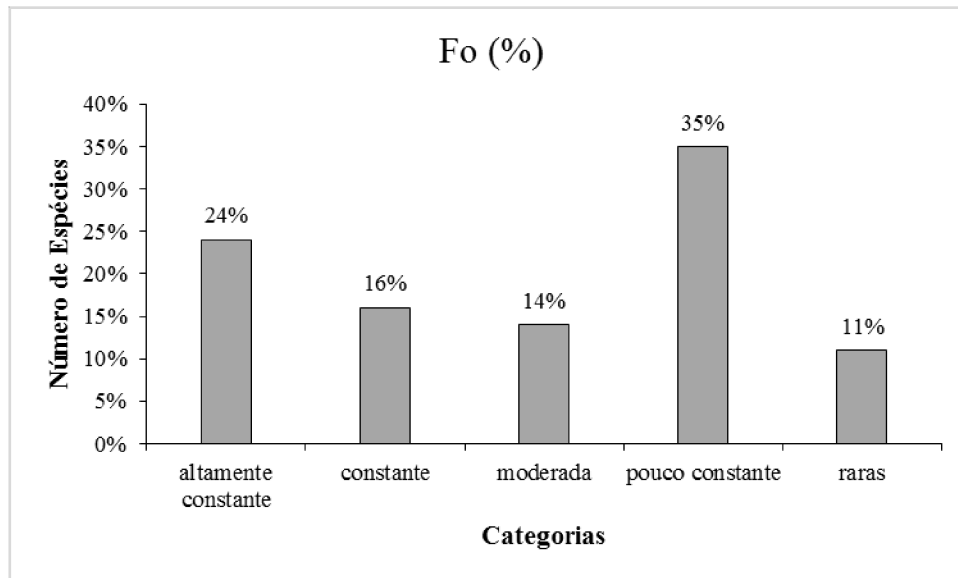
Dentre as espécies identificadas para os períodos amostrados, nove foram classificadas como altamente constantes, seis como constantes, cinco como moderadas, treze espécies pouco constantes e quatro raras (Tabela 7).

Tabela 7. Frequência de ocorrência das espécies coletadas nas três áreas de pesquisa no período de agosto/2014 a julho/2015. Altamente constantes (AC), Constantes (C), Moderadas (M), Pouco constantes (PC), Raras (R).

AC	C	M	P	R
<i>Cichlassoma orientale</i>	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	<i>Centropomus parallelus</i>	<i>Crenicihla menezesi</i>	<i>Cynodon gibbus</i>
<i>Hoplerithrynus unitaeniatus</i>	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	<i>Loricaria catrapachta</i>	<i>Gymnotus carapo</i>	<i>Mugil curema</i>
<i>Metynnis</i> sp.	<i>Leporinus piau</i>	<i>Psectrogaster rhomboides</i>	<i>Pimelodus blochii</i>	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>
<i>Hoplias malabaricus</i>	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	<i>Platydoras brachylecis</i>	<i>Prochilodus lacustris</i>	<i>Roeboides margareteae</i>
<i>Geophagus surinamensis</i>	<i>Curimata macrops</i>	<i>Triportheus signatus</i>	<i>Pterygoplichthys parnaibae</i>	
<i>Pygocentrus nattereri</i>	<i>Plagioscion squamosissimus</i>		<i>Sorubim lima</i>	
<i>Cichla monoculus</i>			<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	
<i>Hassar affinis</i>			<i>Hemiodus parnaguae</i>	
<i>Schizodon dissimilis</i>			<i>Hypostomus plecostomus</i>	
			<i>Loricariichthys</i> sp.	
			<i>Oreochromis niloticus</i>	
			<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	
			<i>Ramphichthys atlanticus</i>	

Durante todo o período amostrado as espécies pouco constantes prevaleceram sobre as espécies altamente constante com percentual de 35% e 24% respectivamente. As espécies constantes somaram 16% seguido das espécies com constância moderada e espécies raras (Figura 25).

Figura 25. Distribuição da Frequência de ocorrência das espécies de peixes coletados para os 3 lagos no período de agosto/2014 a julho/2015.



Com relação à frequência de ocorrência das espécies identificadas, o lago Coqueiro apresentou mais espécies na categoria “altamente constante” com percentual de 90% para três espécies sendo elas: *Cichlassoma orientale*, *Hoplerithrynus unitaeniatus* e *Hoplias malabaricus* (Figura 26). Para o lago Aquiri destacaram-se todas as outras quatro categorias: constante com 8 espécies, moderada com 7 espécies, pouco constantes com 8, e espécies raras com total de 9. As espécies *Pygocentrus nattereri* e *Hassar affinis* somaram em particular total de 75% de frequência para este lago (Figura 27).

No lago Itans a categoria pouco constante obteve 7 espécies. As maiores frequências de ocorrência para esta categoria foram *Cichla monoculus*, *Leporinus piau*, e *Serrasalmus rhombeus* com percentual de 25%. As espécies *Psectrogaster rhomboides* e *Triportheus signatus* foram exclusivas e enquadradas na categoria raras (Figura 28).

Figura 26. Frequência de Ocorrência das espécies de peixe pertencentes às categorias Altamente constantes (ac), Constantes (c), Moderadas (m), Pouco constantes (pc), Raras (r) no lago Coqueiro.

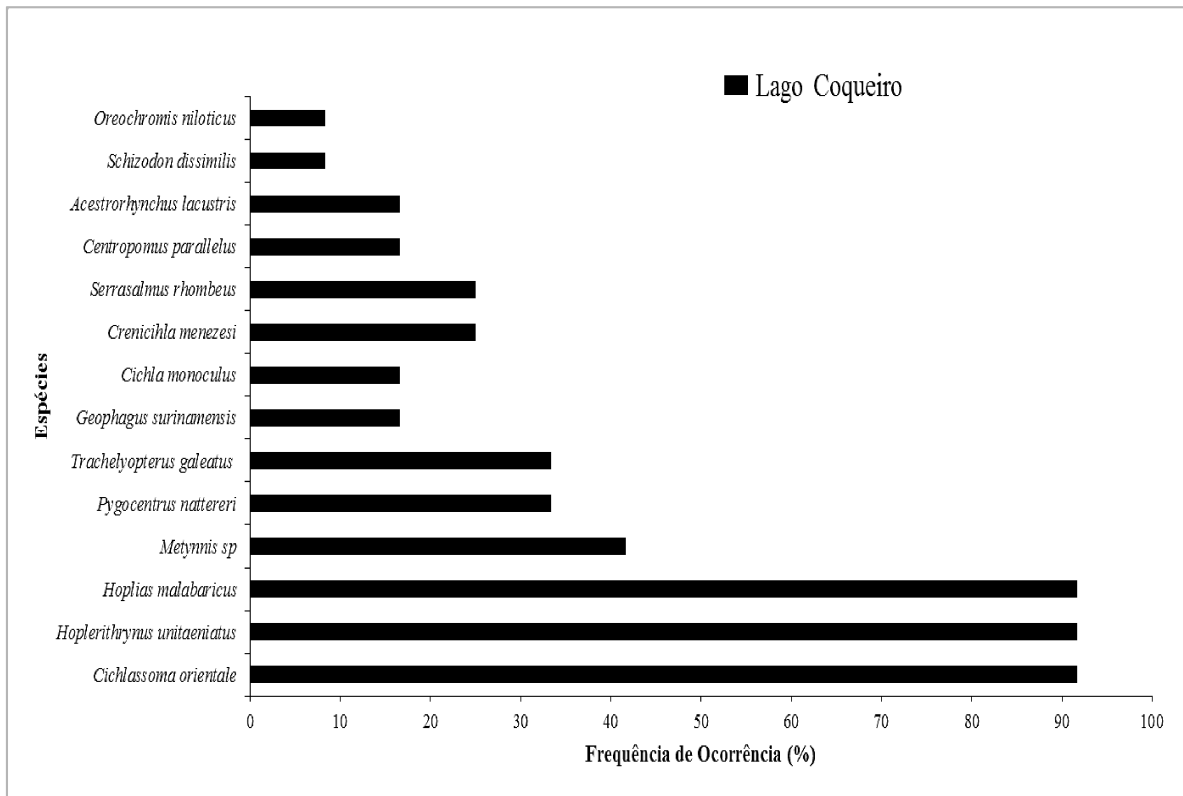


Figura 27. Frequência de Ocorrência das espécies de peixe pertencentes às categorias Altamente constantes (ac), Constantes (c), Moderadas (m), Pouco constantes (pc), Raras (r) no lago Aquiri.

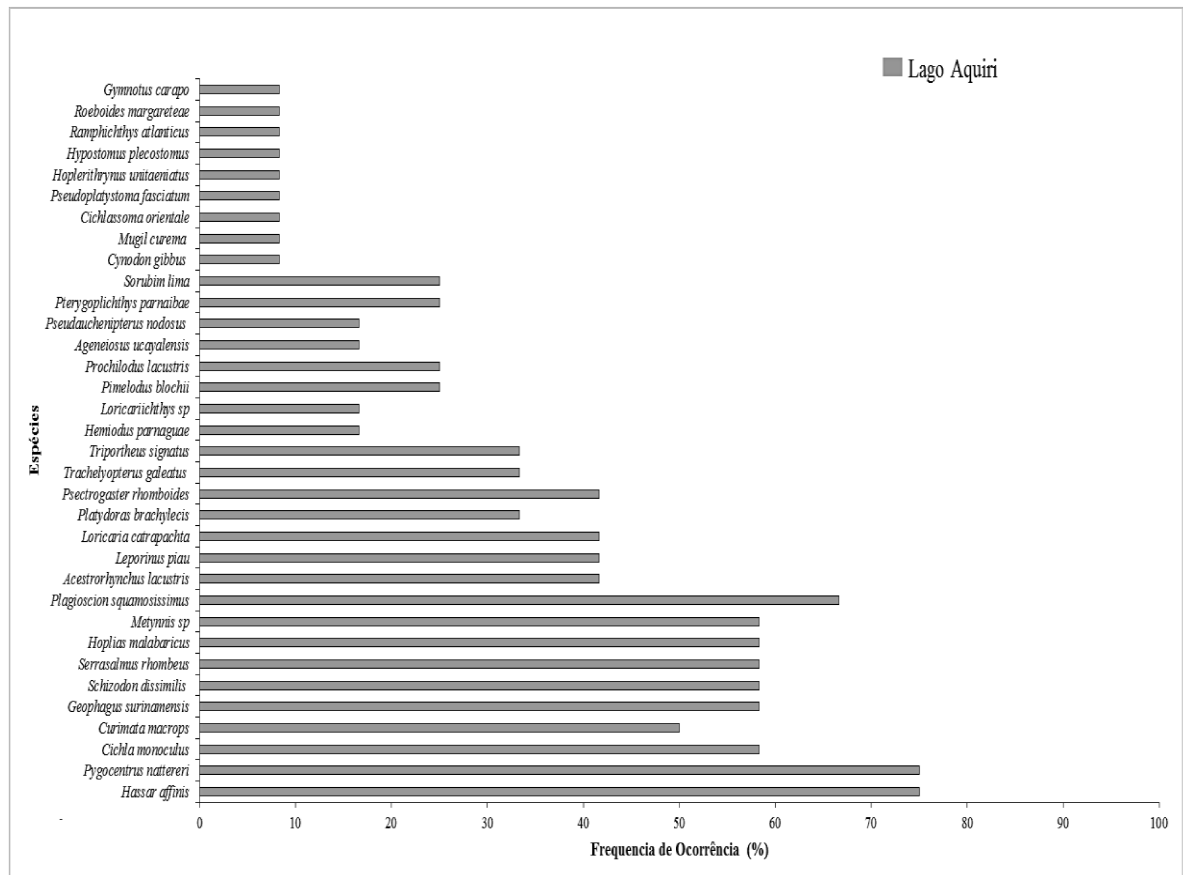
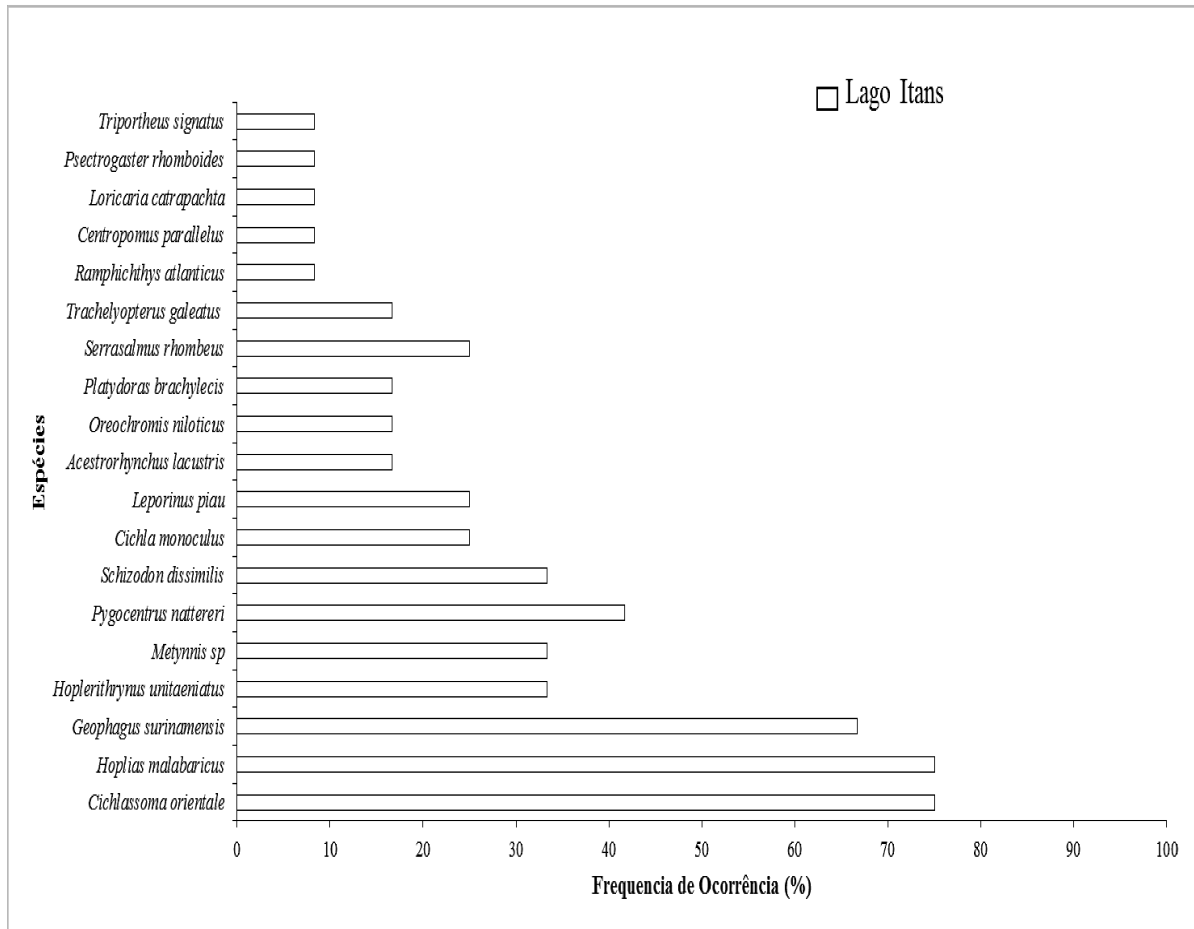


Figura 28. Frequência de Ocorrência das espécies de peixe pertencentes às categorias Altamente constantes (ac), Constantes (c), Moderadas (m), Pouco constantes (pc), Raras (r) no lago Itans.



4.8 Relação peso-comprimento das espécies abundantes

No período de estudo foram amostrados 3347 indivíduos, distribuídos em 21 espécies, 3 ordens e 13 famílias. O n amostral variou de 16 a 972 indivíduos com média =159, a amplitude de comprimento, de 4,5 a 40,2cm, com média de 19 cm, o peso variou de 1 a 1395g, com média de 117,69g.

Mediante análise dos parâmetros b obtidos, 10 espécies apresentaram coeficiente alométrico negativo ($b < 3$), variando de 0,36 a 2,98, indicando que as espécies ganham mais incremento em comprimento do que em peso (*Cichla monoculus*, *Curimata macrops*, *Geophagus surinamensis*, *Hassar affinis*, *Loricaria catrapachta*, *Plagioscion squamosissimus*, *Platydoras brachylecis*, *Prochilodus lacustris*, *Psectrogaster rhomboides* e *Triportheus signatus*). Nove espécies apresentaram coeficiente alométrico positivo, ($b > 3$), variando de 4,0 a 15,68 indicando que as espécies ganham mais incremento em peso que em comprimento (*Cichlassoma orientale*, *Hemiodus parnaguae*, *Hoplerithrynus unitaeniatus*, *Hoplias malabaricus*, *Leporinus piau*, *Metynnis sp*, *Pygocentrus nattereri*, *Serrasalmus*

rhombeus e *Trachelyopterus galeatus*). E apenas duas espécies (*Acestrorhynchus lacustres*, *Schizodon dissimilis*) apresentaram coeficiente isométrico ($b=3$), variando de 3,0 a 3,03 onde o incremento de comprimento é proporcional ao peso. O coeficiente de correlação apresentou valores de $r^2 > 0,95$ para 3 espécies, enquanto 18 espécies apresentaram valores para $r^2 < 0,95$ (Tabela 8).

Tabela 8. Valores obtidos da relação entre o comprimento padrão e o peso total para 21 espécies que apresentaram no mínimo 10 indivíduos para os três lagos estudados. Para o tipo de crescimento: - (**crescimento alométrico negativo**); + (**crescimento alométrico positivo**) e * (**crescimento isométrico**). Para relação peso-comprimento: **b** (**coeficiente alométrico**) e **r²** (**coeficiente de correlação**).

Espécie	n	Comprimento Padrão (cm)			Peso (g)			Relação Peso-comprimento		
		Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo	Média	<i>b</i>	r ²	Tipo de Crescimento
<i>Acestrorhynchus lacustres</i> (Lütken, 1875)	25	8,1	12,5	10,3	10	40	25	3,03	0,96	*
<i>Cichla monoculus</i> Agassiz, 1831	47	12,5	26,2	19,35	58	475,38	266,69	2,88	0,98	-
<i>Cichlassoma orientale</i> Kullander, 1983	616	7	14,6	10,8	0,24	70	35,12	6,47	0,72	+
<i>Curimata macrops</i> Eigenmann & Eigenmann 1889	230	8,9	12,9	10,9	22	61,31	41,65	2,37	0,84	-
<i>Geophagus surinamensis</i> (Bloch, 1791)	204	7,8	10,5	9,15	22	44	33	2,46	0,73	-
<i>Hassar affinis</i> Steidachner, 1881	196	8,7	14,5	11,6	14	71	42,5	2,87	0,81	-
<i>Hemiodus parnaguae</i> Eigenmann & Henn, 1916	17	10	14	12	18,43	62	40,21	10,33	0,80	+
<i>Hoplerithrynus unitaeniatus</i> (Spix & Agassiz, 1829)	136	9,5	20	14,75	0,1	210	105,05	11,32	0,24	+
<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1784)	972	4,5	11,1	57,75	0,05	530	265,02	7,20	0,30	+
<i>Leporinus piau</i> (Fowler, 1941)	23	10	21,9	15,95	0,94	234,21	117,57	13,95	0,72	+
<i>Loricaria catrapachta</i> Linnaeus, 1758	37	15	28,5	21,75	17,77	58	37,88	1,29	0,09	-
<i>Metynnis</i> sp.	110	4,5	8,9	6,7	0,11	106	53,05	4,13	0,08	+
<i>Plagioscion squamosissimus</i> (Heckel, 1840)	48	11,7	40,2	25,95	36	1395	715,5	2,98	0,97	-
<i>Platydoras brachylecis</i> Piorski, Garavello, Arce H. & Sabaj Pérez, 2008	45	7,5	13,5	10,5	17,04	76,9	46,97	2,39	0,88	-
<i>Prochilodus lacustris</i> Steindachner, 1907	33	11,3	15,5	83,15	40	196,26	118,13	0,36	0,09	-
<i>Psectrogaster rhomboides</i> Eigenmann & Eigenmann, 1889	112	8,5	12,2	10,35	19,05	41,21	30,13	2,34	0,09	-
<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	201	7	17,5	12,25	0,08	240	120,04	15,68	0,73	+
<i>Schizodon dissimilis</i> (Garman, 1890)	87	14,9	27,2	21,05	73	407	240	3,00	0,89	*
<i>Serrasalmus rhombeus</i> (Linnaeus, 1766)	90	8	19,1	13,55	0,04	140	70,02	5,24	0,24	+
<i>Trachelyopterus galeatus</i> (Linnaeus, 1766)	102	7	13,7	10,35	10,2	70	40,01	4,09	0,31	+
<i>Triporthes signatus</i> (Garman, 1890)	16	7,7	15,7	11,7	6	50	28	2,83	0,87	-

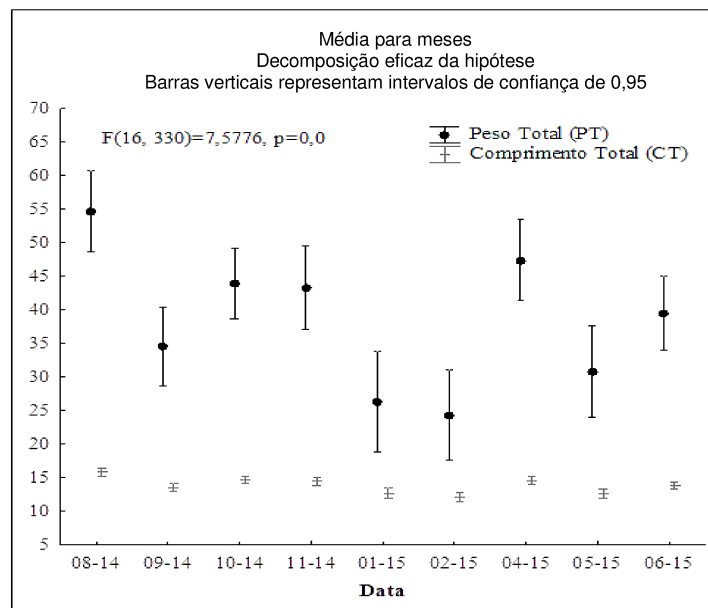
4.8.1 Análise de Variância (ANOVA) para espécies abundantes

O teste ANOVA foi aplicado para as espécies mais abundantes relacionado as medidas de comprimento total (CT) e peso total (PT) dos peixes para se detectar as diferenças significativas para o período do ciclo hidrológico, os meses de coleta e cada lago em particular.

Teste ANOVA para *Hassar haffinis*

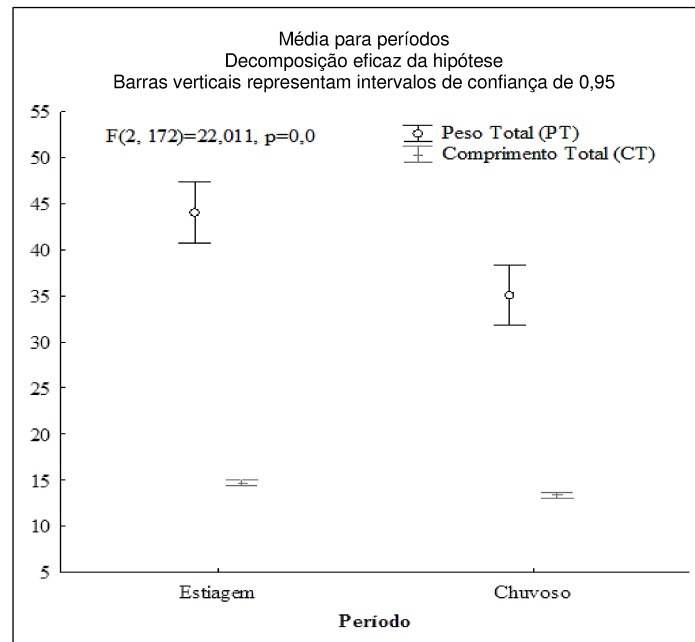
Para a espécie *Hassar haffinis* média (CT = 11,6) e (PT= 42,5) para a variável meses do ano houve significância estatística (ANOVA = F (16,330) = 7,5776; $p < 0,001$). As diferenças maiores foram observadas entre os meses de agosto e setembro de 2014 (Figura 29).

Figura 29. Teste ANOVA para a espécie *Hassar haffinis*, comparação das médias (CT) e (PT) para meses.



Na comparação das médias envolvendo os períodos do ciclo hidrológico existe diferença entre (CT) e (PT) foi corroborada (ANOVA = F (2,172) = 22,011; $p < 0,001$). Em média os valores de (PT) dos exemplares de *Hassar haffinis* comportaram-se maior no período de estiagem comparado com os valores para o período chuvoso (Figura 30). Na comparação das médias envolvendo os lagos, menos de dois códigos fatores foram inválidos para esta análise.

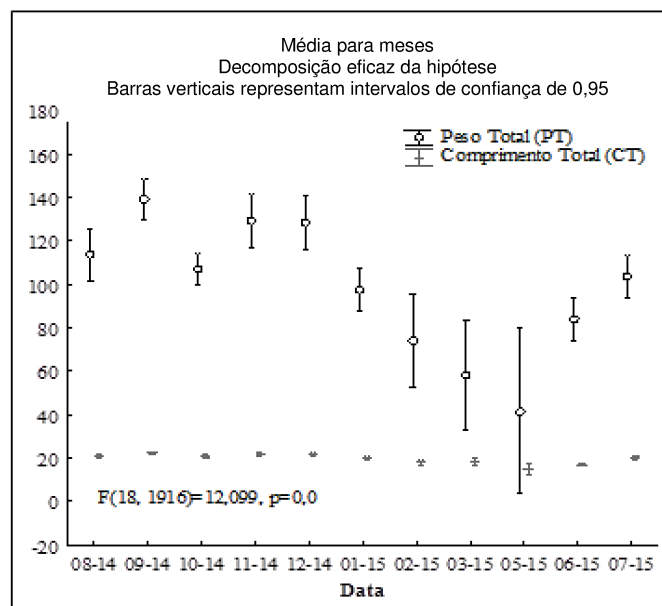
Figura 30. Teste ANOVA para a espécie *Hassar haffinis*, comparação das médias (CT) e (PT) para períodos.



Teste ANOVA para *Hoplias malabaricus*

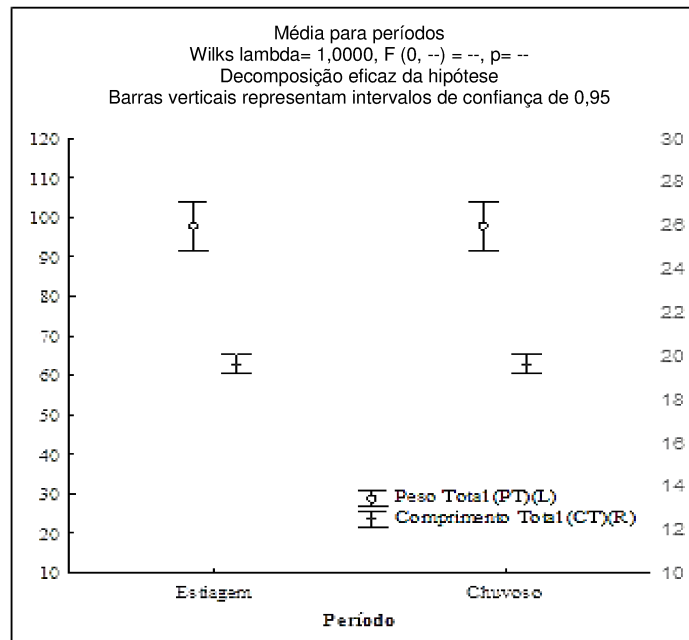
Para a espécie *Hoplias malabaricus* média (CT = 57,75) e (PT= 265,025) para o fator resposta meses do ano houve significância estatística (ANOVA = $F(18, 1916) = 12,099$; $p < 0,001$). As diferenças maiores foram observadas entre os meses de agosto e setembro de 2014 e entre junho e julho de 2015 (Figura 31).

Figura 31. Teste ANOVA para a espécie *Hoplias malabaricus*, comparação das médias (CT) e (PT) para meses.



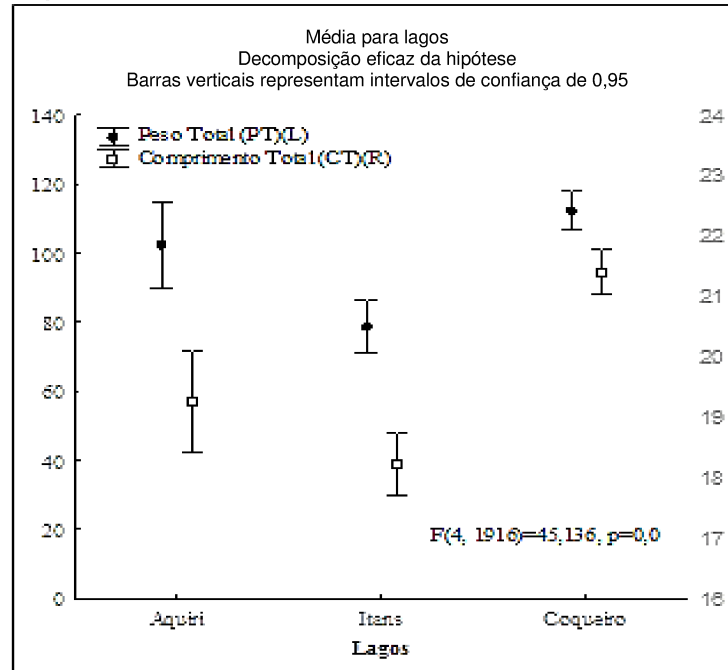
A comparação das médias entre os períodos do ciclo hidrológico para *Hoplias malabaricus* a hipótese de que existia diferença entre (CT) e (PT) não foi corroborada (*Wilks lambda* = 1,000); $F = (0, --)$; $p = (--)$. Tendo em vista que a estatística discriminante para *Wilks lambda* é uma medida inversa do grau de diferenciação entre os grupos. Quanto maior for a semelhança entre os dois determinantes (CT) e (PT), menores serão as diferenças entre os grupos e mais o valor de *Wilks lambda* se aproximará de 1. Assim sendo, de acordo com o gráfico as medidas de *Hoplias malabaricus* mantiveram-se sem diferenças significativas para os períodos chuvosos e de estiagem (Figura 32).

Figura 32. Teste ANOVA para a espécie *Hoplias malabaricus*, comparação das médias (CT) e (PT) para períodos.



Na comparação das médias envolvendo os lagos estudados para *Hoplias malabaricus* houve significância estatística para (CT) e (PT) (ANOVA = $F(4,1916) = 45,136$; $p < 0,001$). Em média os valores de (CT) e (PT) dos exemplares de *Hoplias malabaricus* comportaram-se maior no lago Coqueiro quando comparado ao lago Aquiri. Os menores valores foram registrados para o lago Itans (Figura 33).

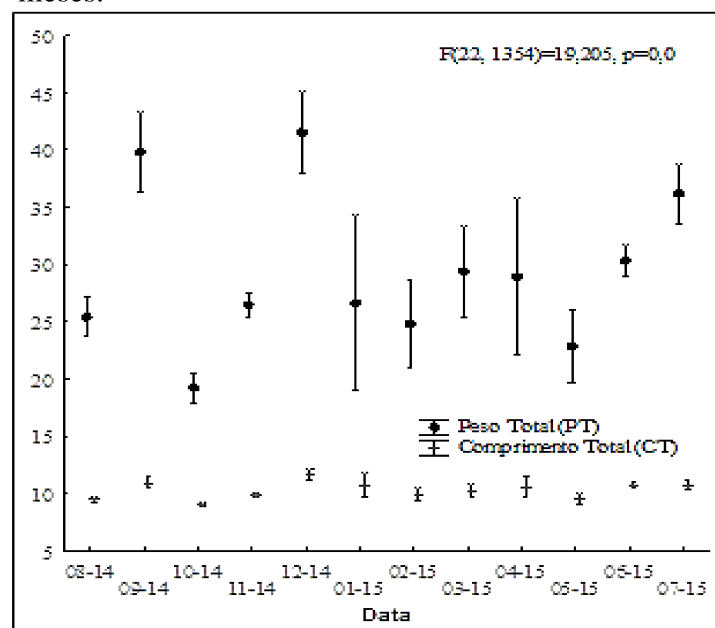
Figura 33. Teste ANOVA para a espécie *Hoplias malabaricus*, comparação das médias (CT) e (PT) para lagos.



Teste ANOVA para *Cichlasoma orientale*

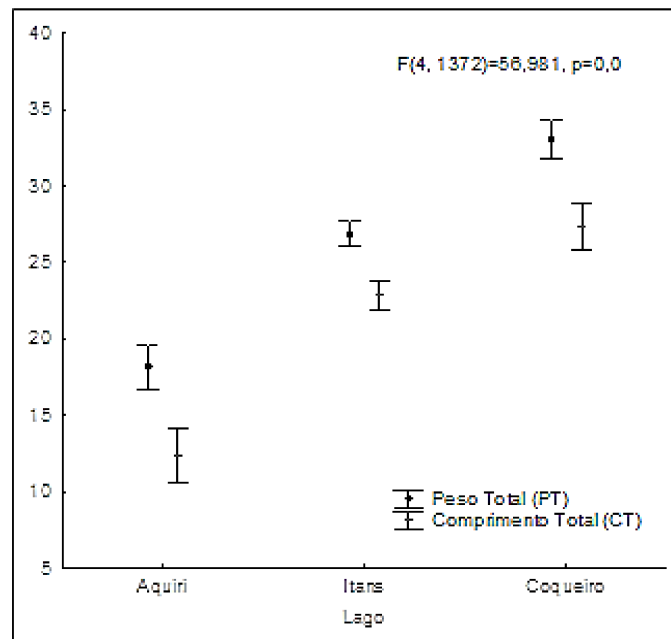
Para a espécie *Cichlasoma orientale* média (CT = 10,8) e (PT= 35,12) para o fator meses do ano houve significância (ANOVA = $F(22, 1354) = 19,205$; $p < 0,001$). No período de estudo temos os maiores valores em 12/14, 09/14 e 07/15 e os menores valores 10/14 e 05/15 (Figura 34).

Figura 34. Teste ANOVA para a espécie *Cichlasoma orientale* comparação das médias (CT) e (PT) para meses.



Na comparação das médias envolvendo os lagos estudados para *Cichlasoma orientale* houve significância para (CT) e (PT) (ANOVA = $F(4,1372) = 56,981$; $p < 0,001$). Em média os valores de (CT) e (PT) dos exemplares de *Cichlasoma orientale* comportaram-se maior no lago Coqueiro ao passo que os menores valores foram registrados para o lago Aquiri (Figura 35).

Figura 35. Teste ANOVA para a espécie *Cichlasoma orientale* comparação das médias (CT) e (PT) para lagos.



Na comparação das médias envolvendo os períodos do ciclo hidrológico para *Cichlasoma orientale* entre (CT) e (PT) não foi corroborada (*Wilks lambda* = 1,000); $F = (0,--)$; $p = (--)$. Tal conclusão se deve ao fato dos dados disponíveis para esta espécie serem insuficientes para aplicação concisa do teste. Assim, os dados de (CT) e (PT) não apresentaram homogeneidade nas amostras para os períodos chuvosos e estiagem.

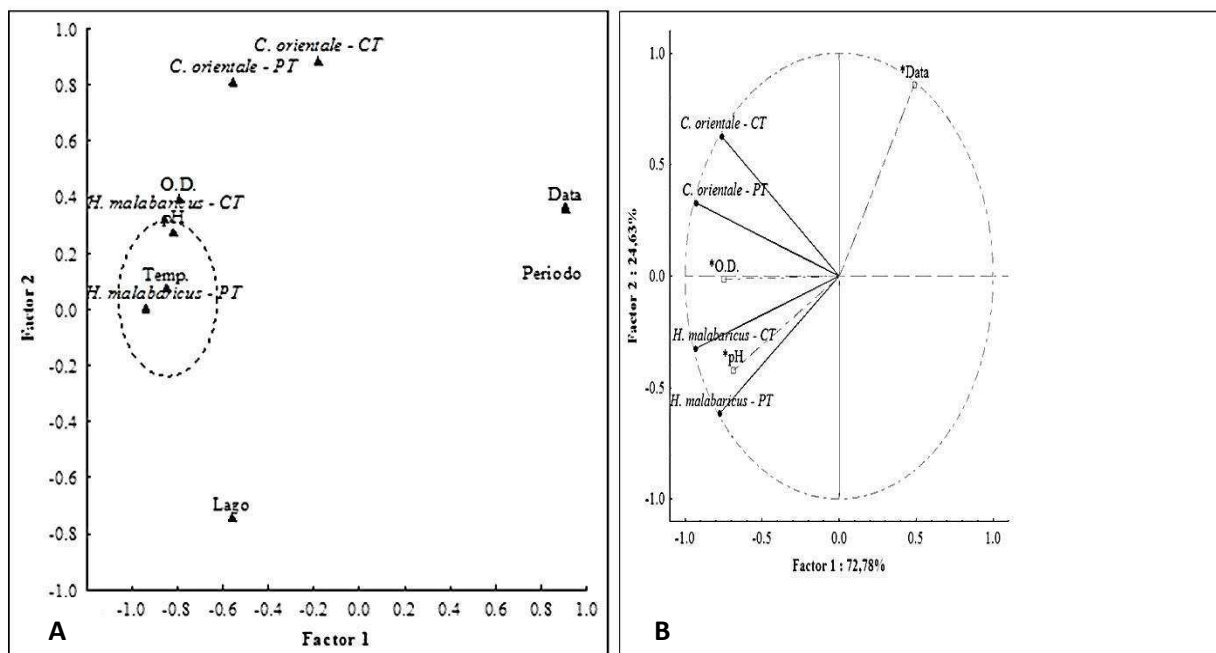
Outra espécie abundante e de relevante importância para a região estudada é a espécie *Curimata macrops* (tapiaca) com $n = 230$ exemplares para o lago Aquiri e 6,59% de frequência relativa. Para análise de variância buscou-se verificar se havia diferenças biométricas para esta espécie. No entanto as réplicas disponíveis, assim como os critérios de distribuição normal para meses do ano, períodos do ciclo hidrológico e lagos foram insuficientes na aplicação eficaz da estatística.

4.8.2 Análise de Componentes Principais (PCA) para *Cichlasoma orientale* e *Hoplias malabaricus*

Uma matriz (física, química e ambiental) foi plotada em uma PCA para identificar quais parâmetros explicam ou influenciam a abundância e biomassa para os três lagos das espécies *Cichlasoma orientale* e *Hoplias malabaricus*. A aplicação da PCA para essas espécies dominantes no estudo buscou ordenar as variáveis em um gradiente espacial. A associação dos dois primeiros eixos da PCA representou (97,41%) da variação observada nos dados. No entanto, essa variação é explicada apenas pelo segundo eixo (24,63%; autovalor = 2,46), uma vez que o primeiro eixo embora com valor de (72,78%; autovalor = 7,27) não influenciou as medidas de (CT) e (PT) para ambas as espécies (Figura 36).

Os escores das variáveis físicas, químicas e ambientais apontados no arranjo espacial da PCA mostraram comportamentos diferentes dentro deste gradiente para ambas as espécies. As variáveis oxigênio dissolvido, pH e temperatura influenciam no (CT e PT) de *Hoplias malabaricus* com a temperatura em específico obtendo destaque maior para a biomassa da espécie. A associação das variáveis data (meses), período do ciclo hidrológico e lago de captura não influenciaram na composição e estrutura das assembleias de peixes para as espécies analisadas (Figura 36 A e B).

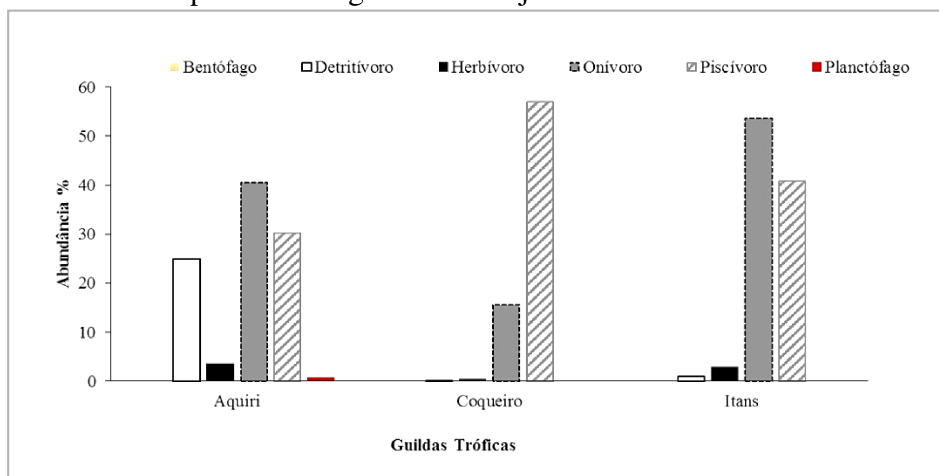
Figura 36 A e B. Ordenação das variáveis físicas, químicas e ambientais através da Análise de Componentes Principais (PCA) para espécies *Cichlasoma orientale* e *Hoplias malabaricus* durante todo o período do ciclo hidrológico.



4.8.3 Estrutura trófica

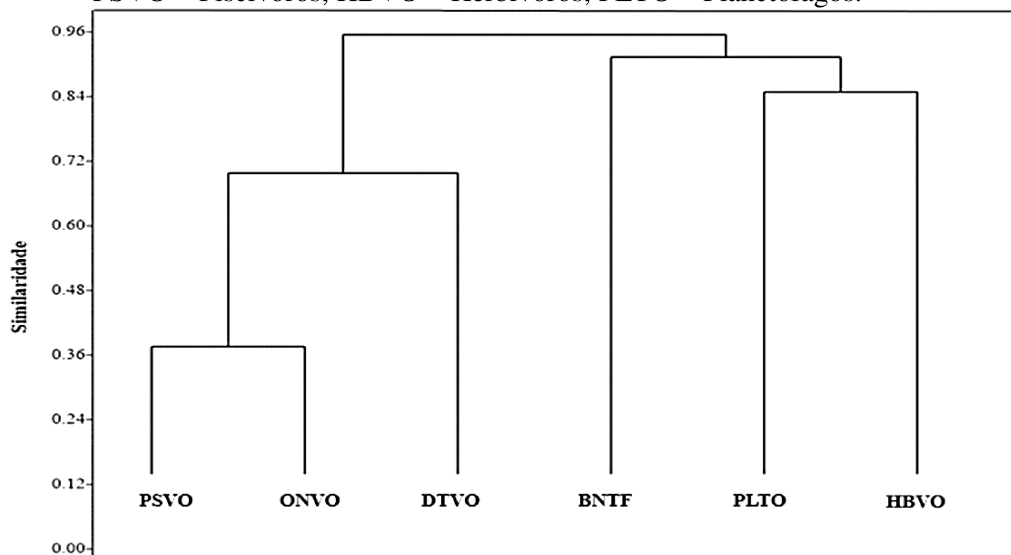
Os dados sobre ecologia trófica das assembleias de peixes permitiram identificar seis guildas tróficas: bentófago, detritívoro, herbívoro, onívoro, piscívoro e planctófago. Os peixes piscívoros foram os mais abundantes para o lago Coqueiro (57%), seguidos por peixes onívoros (53,5%) para o lago Itans, e (40,5%) de onívoros para lago Aquiri. Os menores valores ficaram por conta das guildas planctófago, herbívoro e bentófago que juntas representaram menos de 5% do total de abundância (Figura 37).

Figura 37. Abundância das guildas tróficas para os três lagos estudados no período de agosto/2014 a julho/2015.



A análise de similaridade entre as guildas a partir da matriz de abundância indicou a formação de dois agrupamentos. O primeiro foi composto por indivíduos Piscívoros (PSVO), Onívoros (ONVO) e Detritívoros (DTVO); e o segundo por Bentófagos (BTFG), Planctófagos (PLTO) e Herbívoros (HBVO) (Figura 38).

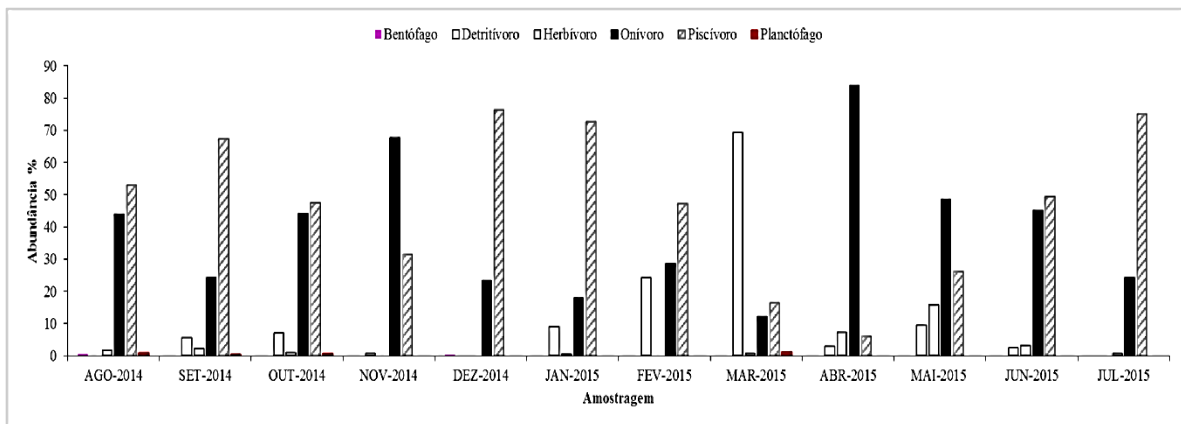
Figura 38. Dendrograma representando a similaridade entre as guildas capturas nos lagos Aquiri, Coqueiro e Itans no período de agosto/2014 a julho/2015. BTFG = Bentófagos; DTVO = Detritívoros; ONVO = Onívoros; PSVO = Piscívoros; HBVO = Herbívoros; PLTO = Planctófagos.



✓ Variação espaço-temporal

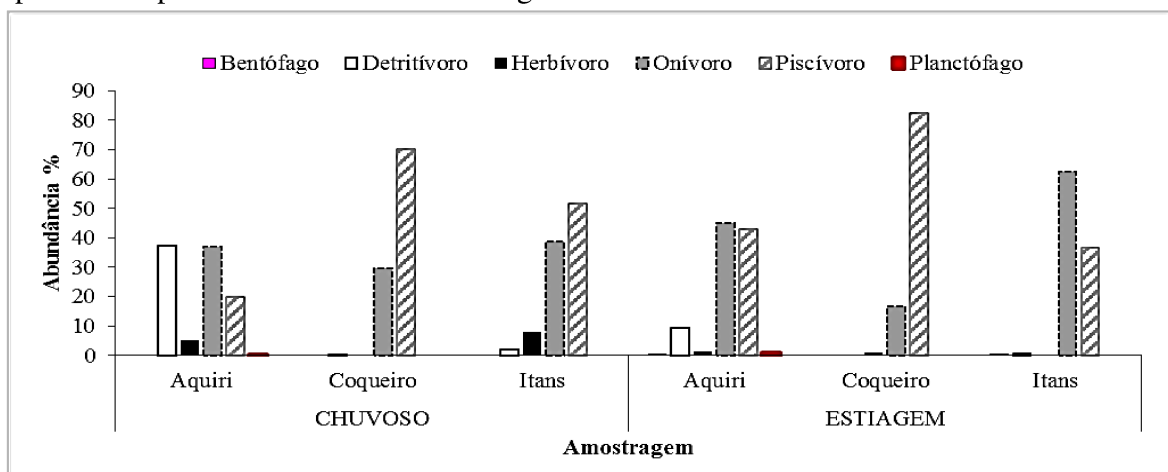
As guildas mais abundantes (onívoros e piscívoros) ocorreram em todo o período amostral. Nos três primeiros meses de coleta correspondente ao período de estiagem ocorreram todas as guildas tróficas ao mesmo tempo. A medida que se aproximava o período chuvoso as guildas de peixes planctófagos e bentófagos tenderam a desaparecer. Por outro lado as guildas detritívoro e onívoro tiveram sua abundância elevada no período chuvoso em específico nos meses de Fevereiro e Março/2015. Destaque ainda para elevada abundância de peixes piscívoros em julho/2015 e onívoros em abril/2015 (Figura 39).

Figura 39. Variação temporal da abundância das guildas tróficas das assembleias de peixes no período de agosto/2014 a julho/2015.



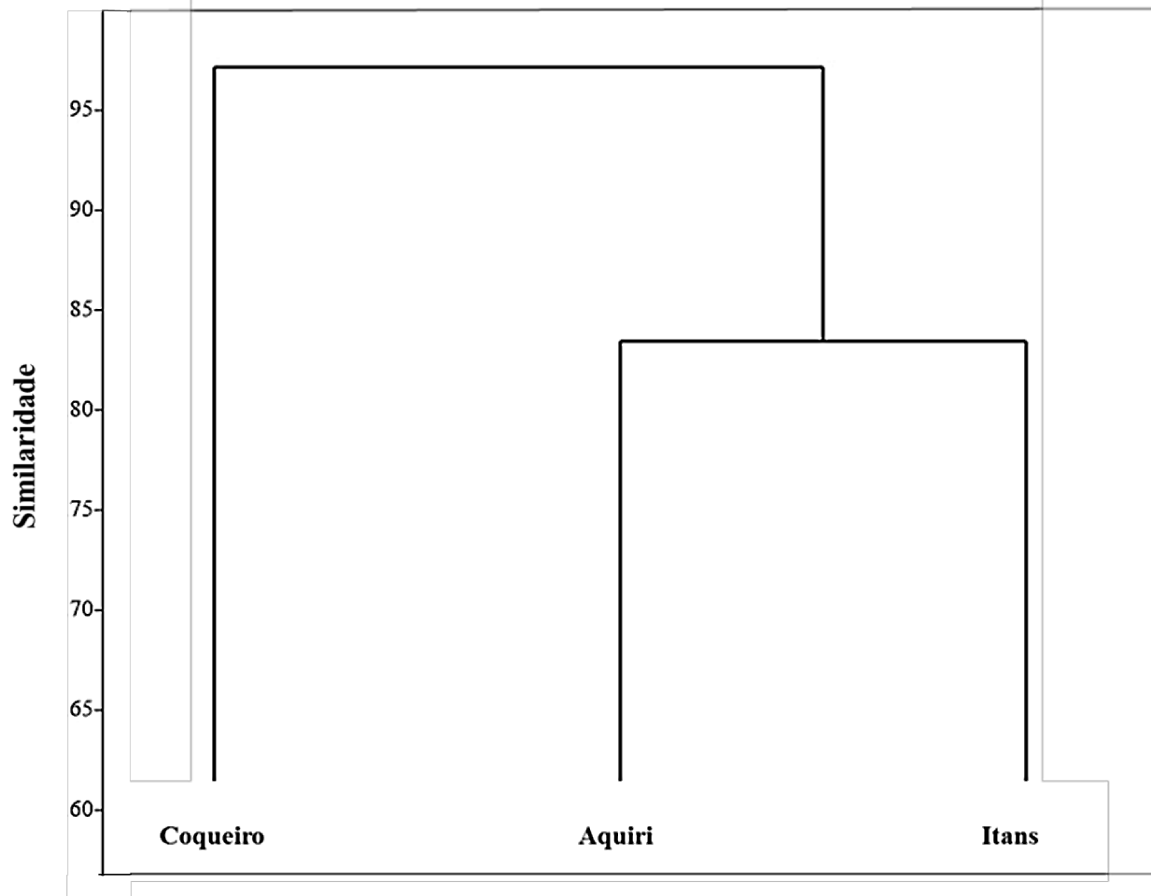
A distribuição espacial das guildas tróficas indicou que organismos piscívoros tem as maiores abundâncias para o lago Coqueiro no período de estiagem seguido dos organismos onívoros para o lago Itans. Para o lago Aquiri as duas guildas ocorreram com padrões próximos para o período de estiagem, ao passo que no período chuvoso as guildas detritívoras e onívoros tiveram a mesma taxa de ocorrência. As demais guildas foram ausentes e/ou apresentaram baixos valores ao longo dos pontos amostrados (Figura 40).

Figura 40. Variação espacial da abundância das guildas tróficas das assembleias de peixes nos períodos de chuva e de estiagem.



A análise de similaridade espacial baseado no Dendrograma de Cluster entre os pontos de amostragem, a partir da abundância das guildas tróficas, indicou a formação de dois grupos. Ao nível de 84% de similaridade, o ponto mais distante das reentrâncias lacunares (Coqueiro) foi o mais distinto dos demais (Aquiri e Itans) que estão localizados bem mais próximos da confluência dos rios Pindaré e Mearim (Figura 41).

Figura 41. Análise de similaridade entre os pontos amostrados. Dendrograma de Cluster (Índice de Bray-Curtis) a partir dos dados de abundância das guildas.



O cálculo de diversidade entre as guildas tróficas no lago Aquiri caracterizou piscívoros como sendo o grupo mais diverso ($H=1,96$), seguida de onívoros, detritívoro e planctófago. A guilda dos peixes piscívoros não apresentou diferença significativa para onívoros, no entanto apresentou diferença significativa para planctófago. No lago Coqueiro, a guilda mais diversa foi a de piscívoros ($H=0,92$), seguida de onívoros ($H=0,59$). As demais guildas foram ausentes ou não apresentaram diversidade significativa. No lago Itans, as guildas mais diversas foram onívoros e piscívoros, com todas apresentando diferença significativa entre si (Tabela 9).

Tabela 9. Diversidade das Guildas Tróficas por localidade.

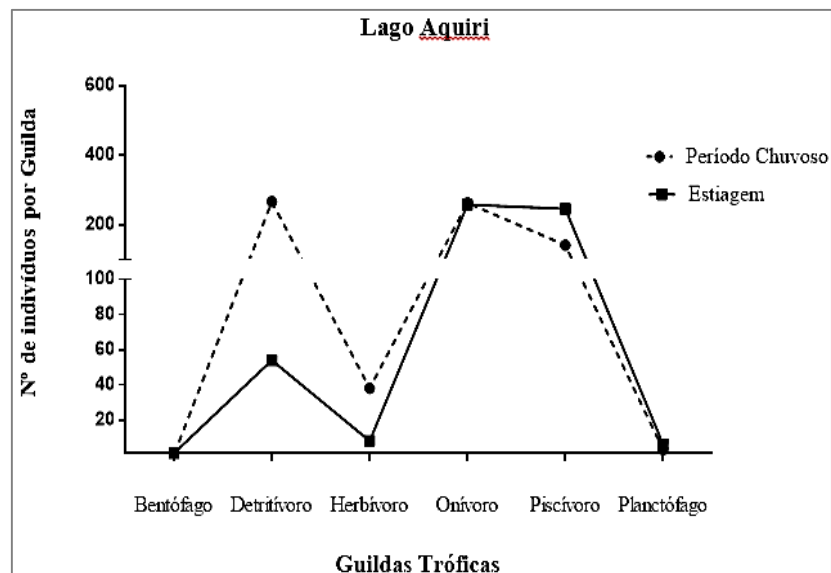
Aquiri						
	Bentófago	Detritívoro	Herbívoro	Onívoro	Piscívoro	Planctófago
Riqueza (s)	1	6	1	11	12	3
Nº de indivíduos	1	321	46	521	388	9
D. Shannon (H)	0	0,9777	0	1,76	1,96	0,94

Coqueiro						
	Bentófago	Detritívoro	Herbívoro	Onívoro	Piscívoro	Planctófago
Riqueza (s)		1	1	4	8	
Nº de indivíduos		1	5	201	732	
D. Shannon (H)		0	0	0,60	0,92	

Itans						
	Bentófago	Detritívoro	Herbívoro	Onívoro	Piscívoro	Planctófago
Riqueza (s)	1	2	1	7	8	
Nº de indivíduos	1	12	36	689	525	
D. Shannon (H)	0	0,70	0	1,18	1,12	

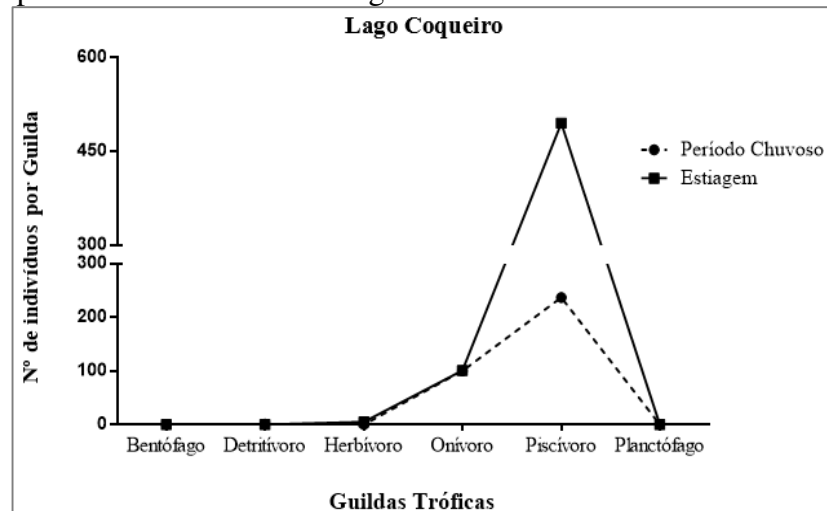
O teste para comparação múltipla entre as guildas (ANOVA dois fatores/ Teste de Tuckey) e para os períodos amostrados revelou que o lago Aquiri no período de estiagem, houve maior concentração de indivíduos pertencentes a guilda onívoro e piscívoro. A análise de variância detectou que não houve significância entre as guildas bentófago, detritívoro e herbívoro ($F(5,5) = 4,672$; $p < 0,005$) (Figura 42). Para o período chuvoso as diferenças significativas inter-guildas ficaram entre os peixes detritívoros e herbívoros.

Figura 42. ANOVA dois fatores/ Teste de Tuckey para comparação múltipla inter-guildas para o lago Aquiri nos períodos chuvoso e de estiagem.



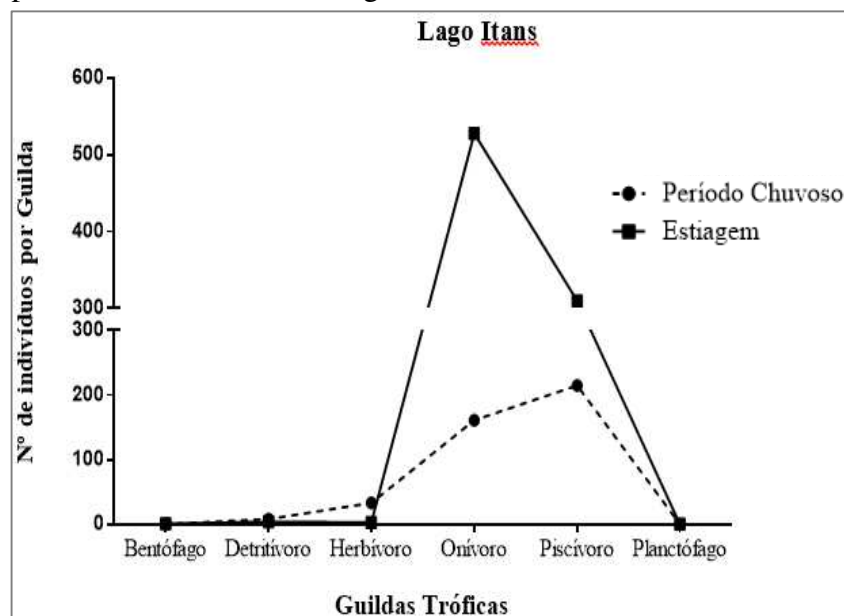
Para o lago Coqueiro tanto no período chuvoso e de estiagem houve prevalência da guilda piscívoro. A análise de variância detectou não haver diferenças significativas entre as guildas herbívoro e onívoro para ambos os períodos amostrados ($F(5,5) = 7,797$; $p < 0,001$). As demais guildas foram ausentes ou não tiveram diferenças significativas (Figura 43).

Figura 43. ANOVA dois fatores/ Teste de Tuckey para comparação múltipla inter-guildas para o lago Coqueiro nos períodos chuvoso e de estiagem. .



Para o lago Itans as maiores diferenças ficaram por conta dos peixes onívoros seguido de piscívoros no período de estiagem. Foi possível identificar diferenças significativas entre as guildas piscívoro, onívoro e herbívoro no período chuvoso ($F(5,5) = 4,264$; $p = 0,006$) (Figura 44).

Figura 44. ANOVA dois fatores/ Teste de Tuckey para comparação múltipla inter-guildas para o lago Itans nos períodos chuvoso e de estiagem.



5 DISCUSSÃO

Os lagos avaliados da APA da Baixada Maranhense são ecossistemas de relevante importância econômica e social para a região. Entretanto são incipientes os estudos que correlacionam a diversidade ictiofaunística com a estruturação dos ambientes. Os campos representam sistemas de estrutura e funcionamento bem diferenciados, porém integrados. As águas nos lagos apresentaram elevada acidez, alta concentração de oxigênio dissolvido e elevadas temperaturas. Wetzel (1993) comenta que, as características da água regulam de forma eficaz o metabolismo dos lagos e as modificações do meio aquático se produzem como resposta às variações climáticas e geográficas.

Estudos têm sustentado essa generalização para comunidades de peixes (JACKSON et al., 2001; ROMANUK et al., 2006), visto que o padrão de distribuição estrutural observado em cada ambiente pode estar relacionado às estratégias desenvolvidas pelas populações de peixes para utilizar os habitats disponíveis (BAYLEY; LI, 1992; LYTLE; POFF, 2004) e/ou com a relação estabelecida entre as espécies (MATTHEWS, 1998), e que afetam a riqueza, abundância e composição da comunidade (ROMERO et al., 2013).

Os resultados mostram que a riqueza dos três lagos estudados parece ter um pouco mais de influências geográficas (espaciais) do que variações climatológicas (temporais).

A riqueza específica para os três lagos que compõem a APA da Baixada Maranhense foi baixa, embora pequenas diferenças tenham sido detectadas entre períodos do ciclo hidrológico. A média geral na avaliação da riqueza de Margalef não apresentou índice superior a 5, indicando que não existe grande riqueza biológica. É imprescindível ressaltar que o conhecimento e a composição da biodiversidade de peixes em nosso estudo para a região, foram os elementos chave para as avaliações feitas e aos testes aplicados. Além disso, as características intrínsecas do pulso de inundação envolvente na região ampliam de forma eficaz a distribuição das assembleias, e que as alterações detectadas presentes no espaço de cada lago devem ser consideradas.

Nesta pesquisa foram identificados padrões semelhantes aos estudos ictiofaunísticos de águas tropicais para as ordens taxonômicas, onde Characiformes foi a ordem predominante com a maioria das espécies registradas, seguido da ordem Siluriformes e Perciformes. Para estas ordens mais frequentes 20 famílias estão distribuídas compondo um total de 37 espécies para os dois períodos amostrados. Resultados semelhantes foram registrados em estudo de Teixeira et al. (2005) sobre a diversidade das assembleias de peixes em quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul onde Characiformes predominaram com 28 (34,6%)

espécies, seguidos por Siluriformes com 23 (28,4%). Perciformes foram representados por 19 espécies, enquanto os grupos menos representados foram Clupeiformes, Elopiformes, Gymnotiformes e Cyprinodontiformes.

A abundância dos Characiformes nos ambientes amostrados pode estar atrelada diretamente à sua ampla distribuição na América do Sul, e por ser o grupo de peixes neotropicais com maior diversidade de espécies (LÉVÊQUE et al. 2008).

Autores como Lobo, Callegaro e Bender (2002), Bruschi, Malabarba e Silva (2000), Ferreira e Casatti (2006) e Cetra, Ferreira e Carmassi (2009) tem salientado que, normalmente, os elevados índices de diversidade estão associados a uma melhor qualidade ambiental, o que pode também estar ocorrendo neste estudo, visto que as localidades Aquiri e Itans registraram dados com variações semelhantes para esses índices contrapondo-os do lago Coqueiro, conferindo possivelmente maior equilíbrio ambiental nestes locais. Outra provável causa para sustentar essa hipótese da diversidade desses dois lagos é uma alta estabilidade ecológica devido ao compartilhamento de recursos por estarem bem próximos e/ou a quantidade de produtividade primária líquida (PPL) presente em suas reentrâncias, o que pode refletir sobre a quantidade de biomassa presente para os demais níveis tróficos onde os peixes se encontram. Visto que comunidades com mais espécies tendem a ter uma (PPL) mais elevada e podem ser mais resilientes que as comunidades mais simples (MILLER JR, 2007), e assim conferir uma sustentabilidade para as assembleias.

A média do Índice de Shannon com ($H=1,83$) para lago Aquiri, ($H=1,03$) para lago Coqueiro, e ($H=1,11$) para o lago Itans, registraram valores abaixo ao realizado no estudo de Centofante e Melo (2012) no lago Baía da Saudade, região leste do Estado de Mato Grosso onde a diversidade de Shannon foi a média igual a ($H' = 4,41$). Essas médias embora baixas na comparação com a região citada foram significativos quando comparados por exemplo com ambientes aquáticos amazônicos, que de forma geral ficaram dentro dos limites de diversidade com valores entre ($H' = 0,82$) e ($H'=4,44$) (SANTOS; FERREIRA, 1999; SILVANO; AMARAL; OYAKAMA, 2000; SIQUEIRA-SOUZA; FREITAS, 2004; LIN; CARAMASCHI, 2005).

Pesquisa realizada por Flores-Lopes, Cetra e Malabarba (2010), no lago Guaíba-RS observou o índice de equitabilidade igual a (0,84), valores estes diferentes aos encontrados neste estudo. A média analisada foi de ($J=0,56$ a 1) com máximas para o lago Aquiri com ($J=0,74$). Essa maior variação para o lago Aquiri de acordo com Pielou (1975), evidencia que os indivíduos foram aleatoriamente amostrados de uma comunidade infinitamente grande, e que todas as espécies foram representadas na amostra.

Nas análises do Índice de Simpson (1-D), foi verificado que seus picos e quedas acompanha o índice de equitabilidade para os períodos amostrados nos três lagos, além da relação com o aumento da dominância (D). Conforme D aumenta, a diversidade diminui. Esse fato relacionado para esses índices denota a presença de espécies dominantes em nosso estudo como *Hoplias malabaricus* e *Cichlasoma orientale* por exemplo. Magurran (2013) cita as vantagens em utilizar a medida do índice de Simpson particularmente se o índice tiver sido usado para descrever a comunidade. Como assim reflete também um dos atributos dessa pesquisa.

As médias observadas para o índice de riqueza de Margalef estiveram no intervalo de (1 a 2,28) com máxima novamente para o lago Aquiri. O maior número de bacias próximo a suas reentrâncias pode ter reflexos positivos na riqueza dessas assembleias, além de suas maiores características físicas e morfológicas levantadas como perímetro de (125 Km) e extensão de (13 Km) que podem contribuir com uma maior dinâmica de suas águas interiores e poder conseqüentemente estruturar essa comunidade com um maior número de espécies. Conforme aponta Rosenzweig (1995), características como extensão, largura, perímetro e comprimento determinam o tamanho e forma do lago, o que pode influenciar a disponibilidade de habitat e heterogeneidade, tanto importante para a coexistência das espécies e diversidade.

No lago Coqueiro os menores índices para riqueza de Margalef registrados principalmente no período chuvoso é um indicador da temporalidade e da fisiografia característica de sua região condicionar a dispersão das assembleias. As análises de satélite vieram por reforçar os registros de campo sobre a densidade de macrófitas aquáticas em vários pontos amostrados e certamente destaca-se como um elemento estruturador do ambiente. Prado, Freitas e Soares (2010) em estudos de assembleias de peixes em lagos de várzea cita que a distribuição da ictiofauna que habita as macrófitas aquáticas pode ser influenciada pelas características estruturais dos bancos formados por estas plantas. Complementa ainda esta hipótese Sánchez-Botero, Araújo-Lima e Garcez (2008), ao relatar que as diferenças observadas na biomassa, riqueza e abundância de peixes em diferentes bancos de macrófitas podem indicar que as características morfológicas das plantas estruturam a comunidade de peixes.

No lago Itans (3 km de extensão/800 m de largura), registrou-se os menores índices de diversidade embora esteja bem próximo do lago Aquiri. Os índices de pluviosidade para o município de Matinha onde localiza-se esses dois lagos foram idênticos no decorrer da pesquisa (1.887 - 1.911mm). O regime hidrodinâmico do lago Itans e volume de suas águas

pode está sofrendo algum tensor mais espacial do que temporal o que impossibilitou retratar com maior segurança sua diversidade ictiofaunística.

Durante as épocas de coleta no lago Itans os pescadores relatavam ser a área constantemente impactada pelos esforços de pesca com finalidade para abastecer o mercado na região. A área sofre ainda por construções próximas aos lagos o que inviabilizam a colonização das lagoas marginais pelos alevinos devido a retirada da margem e da vegetação marginal visto que os peixes por serem organismos ativos e ectotérmicos necessitam de constante locomoção e essas perturbações acabam por deixá-los restritos a um só local. A correnteza diminuída em consequência do “afogamento” dessas lagoas, a heterogeneidade associada ao gradiente longitudinal pode ter sido minimizada. Para as espécies de piracema as barragens constituem em sua maior parte, obstáculos intransponíveis, alterando ou mesmo impedindo o recrutamento em suas populações (PETRERE JR,1985; GODINHO; GODINHO, 1994).

Outras perturbações nos micro-habitat do lago Itans foram detectadas. Como práticas agrícolas devastadoras e coleta da água para abastecer açudes da região. Além da introdução de espécies exóticas como o *Cichla monoculus* (oriundo da Amazônia) hoje conhecida como uma espécie estabelecida na região dos lagos. Assim como registros da espécie *Oreochromis niloticus* (tilápia). Outra espécie embora não registrada em nossas coletas, porém documentada como um dos tensores ambientais da Baixada Maranhense nos estudos de Almeida-Funo, Pinheiro e Monteles (2010), é o camarão conhecido como gigante da Malásia *Macrobrachium rosenbergii*. Esse crustáceo provavelmente pode resultar em perda da biodiversidade para a região e impactar as assembleias de peixes em vários locais das reentrâncias do SLP.

A tendência, na maioria dos ambientes naturais, é de que os impactos causados pelas espécies exóticas invasoras aumentem com o passar do tempo. Entretanto, esses impactos são especialmente maiores nas ilhas e nos sistemas de água doce, como rios e lagos (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Para os dados de frequência de ocorrência durante todo o período amostrado, a categoria “pouco constante” superou as categorias “altamente constante” e “constante”. Tal cenário evidencia a dinâmica de presença ou ausência na qual as assembleias de peixes ocupam nesses lagos, sofrendo influência de vários fatores. Logo, está oscilação na ocorrência pode estar envolvida com a natureza do ambiente (características biogeográficas), com o gradiente longitudinal ou com modificações sazonais (GARUTTI, 1988; SMITH; BARRELA; CETRA, 1997).

A alta ocorrência da traíra *Hoplias malabaricus* na área estudada pode estar relacionada com a mudança em sua dieta ocasionada pela oferta alimentar em cada lago em particular, o que favorece sua abundância. Pompeu e Godinho (2001), ao realizar experimento em lagoas com peixes piscívoros introduzidos, concluiu que as traíras diminuíram o consumo de peixes substituindo-os por invertebrados aquáticos. Assim, pode-se inferir que *H.malabaricus* alimenta-se de recursos disponíveis no ambiente, otimizando com isso seu forrageio e adaptação.

A maior prevalência das assembleias de peixes para a reentrância do lago Aquiri encontram-se na proximidade da zona de confluência e pós-confluência dos rios Pindaré-Mearim onde seus ciclos de inundação aumentam o volume hidrológico dos lagos favorecendo uma maior deposição de sedimentos oriundo de suas bacias, o que garante a formação e exploração de inúmeros habitats pelos peixes, realizando com isso elevadas taxas de interações bióticas no meio.

De acordo com Cunico et al. (2002), em estudos em rios com amplas planícies de inundação, estes ambientes são dinâmicos e disponibilizam uma grande variedade de habitats aos peixes. Essas planícies foram também discutidas nos estudos de Franco (2008) no sistema lacustre da Baixada Maranhense, onde o autor cita que o movimento linear de inundação das planícies das reentrâncias avança gradativamente sobre a reentrância do Aquiri, e atinge o nivelamento do sistema antecedente que transborda em sentido nordeste para a região dos campos e propicia um importante elemento estruturador desse ecossistema.

Para análises de abundância notou-se variações semelhantes das assembleias nos lagos no período de estiagem, com tendência a diminuir nos primeiros meses de chuva. Estes resultados podem denotar um forte padrão de conectividade espacial dos lagos do SLPM considerando que no período chuvoso estão conectados (facilita a dispersão) e no período de estiagem os peixes ficam refugiados em micro-habitats como lagoas marginais, canais, igarapés, de pequena extensão e pouca profundidade o que favorece a captura dos exemplares pelas redes. A ausência de influência significativa do espaço pode estar relacionada às grandes planícies de inundação, que podem aumentar a conectividade entre os cursos d'água, especialmente durante os períodos de cheia (FRANSSEN et al., 2006; MACEDO-SOARES et al., 2010; OSORIO et al., 2011).

Em relação às famílias prevalentes neste estudo, obtiveram os maiores registros a família Erythrinidae com destaque para as espécies, *H.malabaricus* e *Hoplerithrynus unitaeniatus*. Ambas as espécies foram coletadas em maior número no lago Coqueiro registrando 526 e 119 exemplares respectivamente. A partir das análises de satélite, da

elaboração dos mapas e registros, verificou-se a prevalência destas duas espécies para este lago provavelmente está relacionada a densidade de mata ciliar margeando seus campos e canais, tornando-o um habitat preferencial para interações da vegetação local as espécies. *H.malabaricus* é uma espécie sedentária bem adaptada a ambientes lênticos de água doce, com baixa profundidade e vegetação, onde obtém proteção e local para reprodução, embora seja encontrada em rios de grande e pequeno porte (SABINO; ZUANON, 1998).

Para a biomassa neste estudo observa-se um padrão de variação para o período chuvoso com biomassas maiores identificadas no período de estiagem. Este resultado mostra a complexidade estrutural presente nesses ambientes pois se acreditava que a biomassa tenderia a se manter alta com a chegada do período chuvoso, o que não ocorreu. Na planície de inundação do rio Paraná, por exemplo, Cunico et al. (2002) determinaram que a maior ocorrência de peixes nas cheias esteve relacionada com maior disponibilidade de recursos alimentares, períodos reprodutivos e recrutamento de espécies. Os recursos autóctones dos peixes ali presentes de alguma forma podem ter sofrido com algum efeito temporal que os tornou limitado e trouxe flutuações para a biomassa total das assembleias. As espécies de peixes que ocupam a mesma área em um determinado fluxo interagem continuamente (ROSS, 1986; GROSSMAN et al., 1998; MATTHEWS, 1998; SCHLOSSER et al., 2000; JACKSON et al., 2001; MATTHEWS e MARSHMATTHEWS, 2006; PENCZAK, 2006; KRUK, 2007; KRUK et al., 2007), e a estrutura de aglutinação é determinada pelos requisitos de espécies presentes, o que resulta em flutuações na sua abundância, biomassa, as fases da vida, ou a distribuição no espaço e no tempo (MANN, 1989; MATTHEWS, 1998; SCHLOSSER et al., 2000; LEK, 2005; MEADOR, MCINTYRE e POLLOCK, 2003).

Tratando-se das características dos aspectos físicos apontados em torno dos ambientes lacustres. Foi possível relacionar através das imagens de satélite alguns dos fatores que podem destacar-se como relevantes para a composição e estruturação das assembleias de peixes estimadas. Com a elaboração do mapa de hipsometria foi possível caracterizar de fato um ambiente com baixa elevação (planície). O que contribui para a influência fluvio-marinha sobre os lagos, pois devido está áreas estarem assentadas em um perímetro de relevo predominantemente baixo e plano característico de planícies fluviais. Subsídios como esse explicam a ocorrência de espécies neste estudo como *Centropomus parallelus* e *Mugil curema*. Soares (2013) aponta conforme registros para o Maranhão que quatro espécies de camurim (*C.parallelus*) ocorrem no ambiente marinho brasileiro e duas dessas, aparecem no baixo Mearim, entre outubro e março.

As características físicas mais presentes durante todo o período de pesquisa ficaram por conta do número de barragens ou barreiras físicas, a criação do gado bubalino e captura de água para abastecimento de açudes particulares. As avaliações dos impactos das barragens nas planícies inundáveis como da Baixada Maranhense podem promover interferências no fluxo contínuo das águas e em suas fases o que aprisiona muitas espécies de peixes e estrutura negativamente as assembleias. Segundo Silva, Soares e Piedade (1998), a alternância temporal e espacial destas fases resulta em modificações drásticas das condições ambientais, na composição faunística e florística.

Quanto a presença do gado bubalino nos campos alagáveis da Baixada Maranhense, Lima e Tourinho (2000) explicam que este animal possui hábitos anfíbios, apresentam maior longevidade e proleficidade, maior capacidade de ingestão de forrageiras grosseiras indo buscar a forragem (que pode servir de alimento aos peixes) em qualquer nível de inundação. Conforme publicação no jornal o Estado do Maranhão (2006), a contaminação de peixes (traíra, piranha, acará e tilápia) da Baixada Maranhense por larva do parasito *Oxyurus vermicularis* se deve a presença desses animais constituindo-se com isso um problema de forte impacto para as assembleias de peixes.

Como explanado, essas perturbações possivelmente estão interligados com as estimativas de riqueza para o lago Itans tendo em vista que verificamos que algumas espécies têm íntima relação com preferências de habitats em vários pontos de captura nos lagos. Alguns exemplos são a espécie *Geophagus surinamensis* especializarem-se em ambientes pantanosos. A espécie *Pseudoplatystoma fasciatum* ter ocorrência em ambientes mais profundos. E o *Cichlassoma orientale* ser capturado mais em áreas próximas as margens.

Outro aspecto físico importante para o estudo foi para a vegetação gramíneas, típica da região. É visível durante grande extensão na área de pesquisa com ênfase maior para o lago Aquiri, correspondente a vegetação de gramas e similares, como a exemplo das ciperáceas (*Cyperaceae*) que se desenvolvem preferencialmente em ambiente úmidos transformando-se em excelente refúgio, abrigo e alimentação para muitas espécies de peixes. Foi possível detectar que próximo as margens e aos campos o quanto de mata ciliar já se perdeu em muitos pontos próximo ao lago Aquiri, como canais de rios, ambientes lacustres, entre outros. A supressão da vegetação marginal resulta no aumento de processos erosivos, aumento da turbidez da água e assoreamento do leito (NAKAMURA; YAMADA, 2005), onde o substrato é alterado, reduzindo a disponibilidade de microhabitats para a biota e modificando a composição da comunidade de macroinvertebrados (YOSHIMURA, 2012), que são importante fonte alimentar para os peixes.

Toda a extensão do lago Coqueiro por sofrer menos influxo de água e influência dos tributários verifica-se maior densidade da mata ciliar se comparado a região de Matinha. Por outro lado, o mosaico de imagens revelou uma densidade de gramíneas menor se comparado aos lagos do Aquiri e Itans.

Correspondente às características relacionadas ao ciclo hidrológico, o tipo de solo gleissolo de áreas alagadas predominante na região confere um retrato local da estrutura das comunidades de peixes nos lagos da Baixada Maranhense. Visto que, o escoamento e infiltração da água origina córregos e lagoas que conferem habitats diversificados para os peixes.

Para a relação peso-comprimento foram utilizadas 21 espécies. Como análise geral para as três amostras. As maiorias das espécies tendem a compor comprimentos maiores em relação a sua massa corpórea apresentando crescimento alométrico negativo ($b < 3$).

A análise dos nossos resultados sugeriu semelhanças na forma de crescimento entre exemplares de uma mesma família. Assim, indivíduos da família Cynodontidae e Serrasalmididae apresentaram crescimento alométrico positivo, já as espécies das famílias Curimatidae e Doradidae apresentaram crescimento alométrico negativo. E estudo realizado no estuário do rio Paciência no Maranhão demonstrou que exemplares de uma mesma família Engraulidae também apresentaram um mesmo padrão de crescimento alométrico negativo (SILVA-JÚNIOR et al., 2007). Além disso, outros fatores como disponibilidade de alimento e fatores abióticos podem está relacionado com este tipo de crescimento.

Os valores de ($r^2 < 0,95$) para 18 espécies calculadas podem ser explicados pela pequena faixa de comprimento dos indivíduos devido ao baixo tamanho da amostra para ambas as espécies (FROESE, 2006). Ou as várias características peculiares a cada ambiente como diferentes áreas, número de amostras examinadas, diferentes classes de comprimento, variações temporais e ambientais, sexo e o período de desenvolvimento do estudo (RICKER, 1975; WEATHERLEY; GILL, 1987; MOUTOPOULOS; STERGIU, 2002; KIMMERER et al., 2005; DULCIC; GLAMUZINA, 2006).

A análise de variância para comprimento total e peso total aplicada para as espécies *Hassar haffinis*, *Hoplias malabaricus* e *Cichlasoma orientale* mostraram particularidades inerentes a características de cada espécie. Nossos resultados para essas espécies dominantes não obtiveram diferenças significativas principalmente entre os períodos do ciclo hidrológico sugerindo-se que as modificações são bem mais espaciais do que temporais. Em contrapartida *H. malabaricus* e *C. orientale* obtiveram diferenças significativas entre os lagos avaliados. As diferenças envolvendo a morfologia e distribuição dessas espécies de grande importância para

a região pode ainda está envolvido com pressões antrópicas espacialmente localizadas que podem limitar a riqueza de alguns grupos taxonômicos. O habitat físico tem papel fundamental e limita o conjunto de variáveis que determinam os atributos comportamentais e fisiológicos apropriados para a persistência das espécies (SOUTHWOOD, 1977; POFF; WARD, 1990).

A análise da (PCA) mostrou separação entre as espécies *Hoplias malabaricus* e *Cichlasoma orientale* em relação as variáveis pH, temperatura da água e oxigênio dissolvido. Essa matriz espacial evidenciou a adaptabilidade de *H. malabaricus* a ambientes com a presença de vários fatores abióticos e estruturais. Odum, (1983) cita que a presença e o sucesso de um organismo ou de um grupo de organismos dependem de uma série de fatores ambientais e que existe um limite de tolerância para cada indivíduo. Alguns autores afirmam que novas oportunidades criadas pelas espécies entre recursos, alimentação e habitat, acabam favorecendo a ocorrência e aumento populacional de algumas espécies consideradas oportunistas (TERESA; CASATTI, 2010), como foi observado para *Hoplias malabaricus* (CARVALHO; FERNANDES; MOREIRA, 2002), que teve sua ocorrência indiscriminada entre os diferentes locais de captura dos exemplares. Baldisserotto, (2002) confirma que a traíra apresenta elevada adaptação ao parâmetro oxigênio dissolvido avaliado, podendo ocorrer inclusive em áreas com baixíssimos teores de oxigênio, pois são capazes de regular suas funções fisiológicas e metabólicas. Resultados semelhantes aos obtidos no que diz respeito a distribuição espacial da ictiofauna foram verificados por Carvalho et al. (1998b), Orsi (2005) e Brito e Carvalho (2006), no rio Paranapanema, como para o rio Paraná por Benedito-Cecílio et al. (1997) e Santos (1999).

Quanto ao hábito alimentar, a guilda trófica piscívoro deteve os maiores registros do total da abundância dos indivíduos. Na distribuição temporal, apresentaram os maiores valores no período de estiagem. Já na distribuição espacial, esta guilda apresentou a maior representatividade no lago Coqueiro. A elevada ocorrência de indivíduos cuja alimentação é à base de piscívoro, é muito comum entre as assembleias de peixes (BRAGA, 1990). Entretanto, este dado pode evidenciar um impacto negativo para as assembleias onde por exemplo, bacias onde o *Cichla* foi introduzido o número de recursos na dieta tende a ser menor, com alta ocorrência de canibalismo (GOMIEIRO; BRAGA, 2004; NOVAES; CARAMASCHI; WINEMILLER, 2004; BACHELER; NEAL; NOBLE, 2004; RESENDE; MARQUES; FERREIRA, 2008 apud MARTO, 2012). Outro fator que pode favorecer este grupo é a disponibilização de material orgânico terrestre para suas potenciais presas e peixes de menor porte que são frequentemente onívoros (AGOSTINHO et al., 1999).

Com distribuição similar à de piscívoros, os peixes com hábitos onívoros apresentaram os maiores índices de diversidade no lago Aquiri e no lago Itans. De forma geral, espécies generalistas com hábitos tendendo para onívora ocupam a maior parte da teia trófica entre os peixes (LOWE-MCCONNELL, 1987), e este papel requer uma série de adaptações morfológicas de uma determinada espécie devido ao grande poder de defesa e refúgio das presas o que ocasiona um elevado gasto energético (WINEMILLER, 1992; MELO; MACHADO; PINTO-SILVA, 2004). Os indivíduos onívoros possuem elevada plasticidade trófica, pois são capazes de capturar e ingerir uma elevada gama de recursos alimentares, moldando seus hábitos de acordo com a disponibilidade dos recursos no meio, ao passo que espécies menos adaptadas não são capazes de realizar tais modificações para melhor uso e exploração dos recursos (KNOPPEL, 1970; GOMIERO; BRAGA, 2005).

Em relação ao teste para comparação múltipla entre as guildas destaque para o lago Itans onde é formada por indivíduos predador-oportunistas, pois apresentou diferença significativa entre as guildas. Este fato pode funcionar como respostas a um ambiente instável que sofre grandes modificações, tanto antrópicas quanto naturais. Sugere-se que devido as dificuldades encontradas e discutidas para este ponto (captura dos exemplares, impactos ambientais, volume de água, etc.), acredita-se que exista uma pressão por busca de recursos e especialização de seu nicho muito maior do que nas espécies dos lagos Aquiri e Coqueiro. As espécies podem ocupar locais com maior abundância de recursos mesmo que a captura seja difícil, ou optar por locais com menos recursos de fácil captura (CROWDER; COPPER, 1982).

Por tratar-se de uma planície alagável com forte influência em suas reentrâncias do material em suspensão típico de rios maranhenses, era esperado uma maior prevalência de indivíduos pertencentes à guilda detritívoro. Visto que sedimentos carregados de montante a jusante pelos rios Pindaré e Mearim, além do fenômeno de bioturvação realizado pelos peixes poderiam oferecer uma maior abundância de recursos (detritos) característicos desta guilda. As planícies inundáveis brasileiras geralmente apresentam um predomínio maior de espécies detritívoras (ARAÚJO- LIMA; AGOSTINHO; FABRÉ, 1995).

No nosso estudo, esse padrão não foi encontrado, e segundo afirmações de Winemiller (1989) e Godinho, Kynard e Martinez (2007), a dinâmica hidrológica define as variações na densidade, diversidade e estrutura trófica da comunidade. A sazonalidade e conectividade são eventos fundamentais para a integridade biológica das planícies de inundação (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). Os representantes detritívoros encontrados para o lago Aquiri fazem parte das famílias Prochilodontidae (*Prochilodus lacustris*) e Curimatidae (*Curimata*

macrops) corroborando com estudos de Pereira e Rezende (1998), ao afirmar que a maioria das espécies detritívoras são representantes dos Prochilodontidae e Curimatidae.

As famílias dos loricariídeos, representada pelas espécies *Hypostomus plecostomus*, *Loricaria cataphracta* e *Loricariichthys* sp. são comumente classificados como detritívoros (LOWE-MCCONNELL, 1987; GOMIERO; BRAGA, 2005), como em nosso estudo. No entanto, em outros estudos, essas espécies foram classificadas como herbívoros e raspadores bentônicos de algas (SCHAEFER; LAUDER, 1986; MELO et al. 2004). Evidencia-se que este grupo de peixes pode ser mais generalista do que se imagina podendo moldar sua alimentação em virtude da disponibilidade no ambiente (MELO; MACHADO; PINTO-SILVA, 2004). Em locais que se alteram constantemente, parece ser vantajoso utilizar vários itens alimentares disponíveis (RESENDE; MARQUES; FERREIRA, 2000).

6 CONCLUSÃO

Com esse estudo foi possível relacionar e conhecer muitos fatores estruturadores das assembleias de peixes no sistema lacustre Pindaré-Mearim bem como verificar a biodiversidade presente nos seus campos lacunares. Constatou-se que o ambiente estudado é composto de inúmeras planícies alagáveis o que interfere na abundância, ocorrência e guildas funcionais das assembleias. Assim, tanto a abundância quanto a biomassa foram maiores no período de estiagem.

A estrutura trófica das assembleias revelou que a guilda piscívoro foi a mais diversa e numerosa para os três lagos, destacando-se a guilda onívoro para o lago Itans.

Os índices de diversidade tiveram valores semelhantes com relação a variação espacial para os lagos Aquiri e Itans diferente dos registros para o lago Coqueiro.

O lago Aquiri foi o mais biodiverso em espécies de peixes. O lago Itans embora esteja localizado bem próximo da reentrância Aquiri apresenta em suas assembleias, peixes de tamanho reduzido e uma provável dependência da integridade do habitat. O lago Coqueiro possui uma fisiografia específica, com muitos tipos de vegetação e grande extensão longitudinal o que propicia vários micro-habitats para crescimento e desenvolvimento dos peixes.

Nossas avaliações permite perceber que a compreensão do padrão de distribuição espacial das assembleias de peixes envolve uma gama de fatores que se modificam constantemente e se inter-relacionam ao longo da bacia na qual estão inseridos.

Constata-se que, a APA da Baixada Maranhense embora apresente indícios que refletem os graves impactos causados pelas interferências antrópicas, a composição e a diversidade de peixes foi significativa.

Acreditamos que nossa pesquisa sirva de base para levantamentos ictiofaunísticos posteriores onde gestores de pesca, comunidade científica e tomadores de decisão possam traçar estratégias que visem a redução de seus impactos, conservação dos recursos naturais e a manutenção dos estoques pesqueiros para a região.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; MIRANDA, L. E.; BINI, L. M.; GOMES, L.C.; THOMAZ, S. M.; SUZUKI, H. I. Patterns of colonization in Neotropical Reservoirs, and Prognoses on Aging. *In*: TUNDISI, J. G.; STRASKRABA, M. S. (eds.). **Theoretical Reservoir Ecology and its application**. São Carlos: International Institute of Ecology, 585p, 1999.

AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2005.

AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. EDUEM, Maringá: 502 p, 2007.

ALMEIDA-FUNO, I. C. S.; PINHEIRO, C. U. B.; MONTELES, J. S. Identificação de tensores ambientais nos ecossistemas aquáticos da área de proteção ambiental (APA) da Baixada Maranhense. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.5, n.1, p. 74-85, 2010.

ARAÚJO-LIMA, C.A.R.M., AGOSTINHO, A.A.; FABRÉ, N.N. Trophic aspects of fish communities in brazilian rivers and reservoirs. **In Limnology in Brazil**. (J.B.Tundisi, C.E.M. Bicudo & T. Matsumura-Tundisi). *Brazilian Academy of Science/Brazilian Limnological Society*, São Paulo, 105-136, 1995.

ARAÚJO, H. J. B. **Agrupamento das espécies madeireiras ocorrentes em pequenas áreas sob manejo florestal do Projeto de Colonização Pedro Peixoto (AC) por similaridade das propriedades físicas e mecânicas**. 168f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba-SP, 2002.

BACHELER, N. M.; NEAL, J. W.; NOBLE, R. L. Diet overlap between native bigmouth sleepers (*Gobiomorus dormitor*) and introduced predatory fishes in a Puerto Rico reservoir. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 13, p. 111-118, 2004.

BALDISSEROTTO, B. **Fisiologia de peixes aplicada à piscicultura**. Santa Maria: Ed. UFSM, 2002.

BATISTA, V. S.; RÊGO, F. N. Análises de associações de peixes em igarapés do estuário do Rio Tibiri, Maranhão. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 56, n. 1, p. 163-176, 1996.

BAYLEY, P. B.; LI, H. W. Riverine fishes. In: Calow, P.; G. E. Petts (Eds.). **The river handbook: hydrological and ecological principles**. New York: Blackwell Scientific Publications, 1992.

BEGON, M.; MORTIMER, M.; THOMPSON, D. J. **Population Ecology: A Unified Study of Animals and Plants**. Oxford: Blackwell Science Ltd., 1996.

BENEDITO-CECÍLIO, E.; AGOSTINHO, A. A.; JULIO, Jr, H. F.; PAVANELLI, C. F. Colonização ictiofaunística do reservatório de Itaipu e áreas adjacentes. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 14, p. 1-14, 1997.

BERRA, T. M. **Freshwater fish distribution**. Chicago: The University of Chicago Press, 615p, 2007.

BRAGA, F. M. S. Aspectos da reprodução e alimentação de peixes comuns em um trecho do rio Tocantins entre Imperatriz e Estreito, estados do Maranhão e Tocantins, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 3, p. 547-558, 1990.

BRITO, S. G. C.; CARVALHO, E. D. Ecological attributes of fish fauna in the Taquaruçu Reservoir, Paranapanema River (Upper Paraná, Brazil): composition and spatial distribution. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 4, p. 377-388, 2006.

BRUSCHI, Jr. W.; MALABARBA, L. R.; SILVA, J. F. P. da. **Avaliação da qualidade ambiental dos riachos através das Taxocenoses de peixes**. In: Centro de Ecologia/UFRGS Carvão e Meio Ambiente. (Ed). UFRGS, Porto Alegre, p. 803 - 809, 2000.

CARVALHO E. D.; FUJIHARA, C. Y.; HENRY, R. Study on the ichthyofauna of the Jurumirim reservoir (Paranapanema River, São Paulo State, Brazil): fish production and dominant species in three sites. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v. 26, p. 2199-2202, 1998b.

CARVALHO, L. N.; FERNANDES, C. H. V.; MOREIRA, V. S. S. Limentação de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) no rio Vermelho, Pantanal Sul Mato-Grossense. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 4, p. 227-236, 2002.

CENTOFANTE, E.; MELO, C. E. Estrutura e composição da ictiofauna em um lago isolado na planície do médio rio Araguaia, Mato Grosso – Brasil. **Biotemas**, v. 25, n. 3, p. 173-186, p. 2012.

CETRA, M., FERREIRA, F.C.; CARMASSI, A. L. Caracterização das assembleias de peixes de riachos de cabeceira no período chuvoso na bacia do rio Cachoeira (sudeste da Bahia). **Biota Neotropica**, v. 9, n. 2, p. 107- 116, 2009.

COSTA NETO, J. P. **Bases limnológicas para manejo de tanques de cultivo de peixes** - São Carlos. 163 f. Tese (doutorado)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1990.

CROWDER, L. B.; COOPER, W. E. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. **Ecology**, v. 63, p. 1802-1813, 1982.

CTA. **Peixes de água doce do Rio Doce na área de influência da UHE Mascarenhas / CTA** – Centro de Tecnologia em Aquicultura e Meio Ambiente. Vitória: EDP, 2009.

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

DULCIC, J.; GLAMUZINA, B. Length-weight relationships for selected fish species from three eastern Adriatic estuarine systems (Croatia). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 22, n. 4, p. 254-256, 2006.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K.; POTTER, I.; BLABER, S. J. M.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G.; HARRISON, T. D. The guild approach the categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, p. 241-268, 2007.

ESTADO DO MARANHÃO. **Peixes da Baixada Maranhense estão contaminados, dizem exames.** 2006. Capturado em 17 de nov. 2009. Online. Disponível em: <[http://7/http://imirante.globo.com/oestadoma/5273+larvas,+do+verme+Oxyurus+vermiculares,+em+exames+\(Portal+do+Maranhão\)>](http://7/http://imirante.globo.com/oestadoma/5273+larvas,+do+verme+Oxyurus+vermiculares,+em+exames+(Portal+do+Maranhão)>)>.

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

FERREIRA, C. P.; CASATTI, L. Integridade biótica de um córrego na bacia do alto rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 3, p. 1-25, 2006.

FLORES-LOPES, F.; CETRA, M.; MALABARBA, L. R. Utilização de índices ecológicos em assembleias de peixes como instrumento de avaliação da degradação ambiental em programas de monitoramento. **Biota Neotropica**, v. 10, n.4, 2010.

FRANCO, J. R. C. **Sistema Lacustre Vianense: Ensaios de modelos conceituais para os lagos do município de Viana – MA.** 2008. 164 f. Dissertação (Mestrado Sustentabilidade de Ecossistemas) – Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão, São Luís.

FRANSSEN N. R.; GIDO K. B.; GUY C. S.; TRIPE J. A.; SHRANK S. J.; STRAKOSH T. R. et al. Effects of floods on fish assemblages in a intermittent prairie stream. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 2072-2086, 2006.

FROESE, R. Cube law, condition factor and weight length relationships: history, meta-analysis and recommendations. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 22, p. 241-253, 2006.

FROESE, R. PAULY, D. **World Wide Web electronic publication**, 2010. Disponível em: <www.fishbase.org, version>. Acesso em: junho 2015.

GARUTTI, V. Distribuição longitudinal da ictiofauna em um córrego da região noroeste do Estado de São Paulo, bacia do rio Paraná. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 48, n. 4, p. 747-759, 1988.

GODINHO, A. L.; KYNARD, B.; MARTINEZ, C. B. Supplemental water releases for restoration in a Brazilian floodplain river: a conceptual model. **River Research and Applications**, v. 23, n. 9, p. 947-962, 2007.

GODINHO, H. P.; GODINHO, A. L. Ecology and conservation of fish in southeastern Brazilian river basins submitted to hydroelectric impoundments. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 5, p. 187-197, 1994.

GOMIERO, L. M. E.; BRAGA, F. M. S. Reproduction of species of the genus *Cichla* in a reservoir in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 3B, p. 613-624, 2004.

GOMIERO, L. M.; BRAGA, F. M. S. Uso do grau de preferência alimentar para a caracterização da alimentação de peixes na APA de São Pedro e Analândia. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 27, n. 3, p. 265-270, 2005.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do Alto Rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: Eduem, 241p, 2007.

GROSSMAN, G. D.; RATAJCZAK JR, R. E.; CRAWFORD, M.; FREEMAN, M. C. Assemblage organization in stream fishes: effects of environmental variation and interspecific interactions. **Ecological Monographs**, v. 68, p. 395–420, 1998.

GROWNS, I.; GEHRKE, P. C.; ASTLES, K. L.; POLLARD, D. A. A comparison of fish assemblages associated with different riparian vegetation types in the Hawkesbury–Nepean River system. **Fisheries Management and Ecology**, v. 10, p. 209–220, 2003.

HAHN, N. S.; DELARIVA, L. Métodos para avaliação da alimentação natural de peixes: o que estamos usando? **Interciencia**, v. 28, p.100-104, 2003.

HENDERSON, P. A. **Practical Methods in Ecology**. Blackwell Science, 176 p, 2003.

INMET, 2015. Disponível em: < <http://www.inmet.gov.br/portal> >acesso em 10 de agosto de 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manuais técnicos em geociências: Manual Técnico de Pedologia**. 2. Ed. Rio de Janeiro: IBGE, 300 p, 2010.

IUCN. **Red List of Threatened Species**, 2008. Disponível em:<<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 10 janeiro de 2015.

JACKSON, D. A.; PERES-NETO, P. R.; OLDEN, J. D. What controls who is where in freshwater fish communities – the role of biotic, abiotic and spatial factors. **Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science**, v. 58, p. 157–170, 2001.

KIMMERER, W.; AVENT, S. R.; BOLLENS, S. M. Variability in length-weight relationship used to estimate biomass of estuarine fish from survey data. **Transactions of the American Fisheries Society**, v. 134, p. 481-495, 2005.

KNOPPEL, H. A. Food of central Amazonian fishes: contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain forest streams. **Amazoniana**, v. 2, p. 257-352, 1970.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. 2. ed. Addison Wesley Longman Inc, 620p, 1999.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. New York: Harper-Collins Publ. 370p, 1989.

KRUK, A. Long-term changes in fish assemblages of the widawka and grabia rivers (poland): pattern recognition with a Kohonen artificial neural network. **International Journal of Limnology**, v. 43, p. 253–269, 2007.

KRUK, A.; LEK, S.; PARK, Y.S.; PENCZAK, T. Fish assemblages in the large lowland Narew River system (Poland): application of the self-organizing map algorithm. **Ecological Modelling**, v. 203, p. 45–61, 2007.

LAKE, P. S. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1161-1172, 2003.

LANGANI, F.; PEREIRA, F. J. T.; ANDRADE, V. X. L.; FERREIRA, R. S. C. **Chave para os grandes grupos de peixes de água doce** (Departamento de Zoologia e Botânica, UNESP) São José do Rio Preto- SP, 2013.

LE CREN, E. D. The length–weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). **Journal of Animal Ecology**, v. 20, n. 2, p. 201-219, 1951.

LEK, S. Fish community assemblages. In: LEK, S.; SCARDI, M., VERDONSCHOT, P. F. M.; DESCY, J. P.; PARK, Y. S. **Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems**. (Eds.). Berlin: Springer–Verlag, p. 41–42, 2005.

LÉVÊQUE, C.; OBERDORFF, T.; PAUGY, D.; STIASSNY, M. L. J.; TEDESCO, P. A. Global diversity of fish (Pisces) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 545-567, 2008.

LIMA, R. R.; TOURINHO, M. M. Várzeas Flúvio Marinhas da Amazônia Brasileira - Características e Possibilidades agropecuárias. In: **Várzeas Flúvio-Marinhas do Nordeste Paraense e da Pré-Amazônia Maranhense**: SDI, p. 342, 2000.

LIN, D. S. C.; CARAMASCHI E. P. Responses of the fish community to the flood pulse and siltation in a floodplain lake of the Trombetas River, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 545, p. 75- 91, 2005.

LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. M.; BENDER, E. P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. Santa Cruz do Sul: EDUNISC, 127p, 2002.

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

LUNDBERG, J. G., KOTTELAT, M.; SMITH, G. R.; STIASSNY, M.; GILL, A. C. So many fishes, so little time: An overview of recent ichthyological discovery in continental waters. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 87, p. 26-62, 2000.

LYTLE, D. A.; POFF, N. L. Adaptation to natural flow regimes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, n. 2, p. 94–100, 2004.

MACEDO-SOARES P. H. M.; PETRY, A. C.; FARJALLA, V. F.; CARAMASCHI, E. P. Hydrological connectivity in coastal inland systems: lessons from a Neotropical fish metacommunity. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 19, p. 7-18, 2010.

MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and Its Measurement**, Chapman and May, 179p, 1988.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Blackwell Science Ltda Blackwell Publishing Company, 2004.

MAGURRAN, A. E. **Medindo a diversidade Biológica**. Curitiba: Ed. da UFPR. 261p, 2013.

MANN, R. H. K. Fish population dynamics in the River Frome, Dorset. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 4, p. 165–177, 1989.

MARTO, V. C. O. **Biologia do tucunaré (*Cichla piquiti*) no reservatório de Lajeado (UHE Luis Eduardo Magalhães), Rio Tocantins**. 2012. 32 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecótonos)- Universidade Federal do Tocantins.

MATTHEWS, W. J.; MARSH-MATTHEWS, E. Persistence of fish species associations in pools of a small stream of the southern great plains. **Copeia**, n. 4, p. 696–710, 2006.

MATTHEWS, W. J.; **Patterns in Freshwater Fish Ecology**. New York: Chapman and Hall, Int.Thomson Publ, 1998.

MEADOR, M. R.; MCINTYRE, J. P.; POLLOCK, K. H. Assessing the efficacy of single-pass backpack electrofishing to characterize fish community structure. **Transaction of the American Fisheries Society**, v. 132, p. 39–46, 2003.

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

MELO, A.S. What do we win ‘confounding’ species richness and evenness in a diversity index? **Biota Neotropica**, 8(3): <http://www.biotaneotropica.org.br/v8n3/en/abstract?point-of-view+bn00108032008>, v. 8, no. 3, 2008.

MELO, Y. P. **Caracterização da ictiofauna durante o período seco, na Baía do Guajará e Baía do Marajó**. 2009. 107 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aquática e Pesca)-Universidade Federal do Pará (UFPA).

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis**. Washington, DC, 2005.

MILLER JR, G.T. **Ciência Ambiental**. 11ª edição. São Paulo: Thomson, 2007.

MOUTOPOULOS, D. K.; STERGIU, K. I. Length-weight and lengthlength relationships of fish species from the Aegean Sea (Greece). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 18, p. 200-203, 2002.

NAKAMURA, F.; YAMADA, H. Effects of pasture development on the ecological functions of riparian forests in Hokkaido in northern Japan. **Ecological Engineering**, v. 24, p. 539-550, 2005.

NELSON, J. **Fishes of the world**. New York: John Wiley & Sons Inc, 600 p, 1994.

NOVAES, J. L. C.; CARAMASCHI, E. P.; WINEMILLER, K. O. Feeding of *Cichla monoculus* Spix, 1829 (Teleostei: Cichlidae) during and after reservoir formation in the Tocantins River. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 16, p. 41-49, 2004.

NUGEO/UEMA, 2009. Disponível em: < http://www.nugeo.uema.br/?page_id=233> acesso em 01 de julho de 2015.

NUNES, J. L. S.; PIORSKI, N. M.; SILVEIRA, P. C. A.; ALMEIDA, Z. S. **Fisheries resources of RAMSAR sites of the state of Maranhão (Brazil)**. In: BILIBIO, C.; HENSEL, O.; SELBACH, J. F. (Org.). Sustainable water management in the tropics and subtropics – and case studies in Brazil. Jaguarão: Fundação Universidade Federal do Pampa, Unikassel, PGCult/UFMA, v. 1, p. 893-912, 2011.

ODUM, E. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Interamericana, 434p, 1983.

ORSI, M. L. **Caracterização das estratégias reprodutivas na assembleia de peixes do reservatório de Capivara, rio Paranapanema, região Sudeste, Brasil**. 2005. 134f. (Tese de Doutorado)- Universidade Estadual Paulista – Unesp.

OSCOZ, J.; CAMPOS, F.; ESCALA, M. C. Weight-length relationships of some fish species of the Iberian Peninsula. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 21, p. 73-74, 2005.

OSORIO D.; TERBORGH J.; ALVAREZ A.; ORTEGA H.; QUISPE R.; CHIPOLLINI, V. Lateral migration of fish between an oxbow lake and an Amazonian headwater river. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 20, p. 619-627, 2011.

PENCZAK, T. Restricted-movement paradigm: fish displacements in a small lowland streamlet. **Polish Journal of Ecology**, v. 54, p. 145–149, 2006.

PEREIRA, R.A.C.; RESENDE, E. K. **Peixes detritívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. EMBRAPA/CPAP, v. 12, n. 50, 1998.

PETREIRE J. R. M. **Migraciones de peces de agua dulce em America Latina: alguns comentários**. COPESCAL Documento Ocasional, Roma, v. 1, p. 1-17, 1985.

PIELOU E. C. **Ecological Diversity**. New York: Wiley, 1975.

PIELOU, E. C. **An introduction to mathematical ecology**. New York: Wiley, 1969.

POFF, N. L.; WARD, J. V. Physical habitat template of lotic systems: 1107 recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. **Journal of Environmental Management**, v. 14, n. 5, p. 629-645, 1990.

POMPEU, P. S.; GODINHO, A. L. Mudança na dieta da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch) (Erythrinidae, Characiformes) em lagoas da bacia do rio Doce devido à introdução de peixes piscívoros. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 18 n. 4, p. 1219-1225, 2001.

PRADO, K. L. L.; FREITAS, C. E. D. C.; SOARES, M. G. M. Assembleias de peixes associadas às macrófitas aquáticas em lagos de várzea do baixo rio Solimões. **Biotemas**, v. 23, n. 1, p. 131-142, 2010.

REIS, R. E.; KULLANDER, S. O.; FERRARIS, C. J. Jr. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. Porto Alegre : EDIPUCRS, 742 p, 2003.

RESENDE, E. K.; MARQUES, D. K. S.; FERREIRA, L. K. S. G. A successful case of biological invasion: the fish *Cichla piquiti*, an Amazonian species introduced into the Pantanal, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 799-805, 2008.

RESENDE, E.K. Trophic structure of fish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 389-403, 2000.

RICE, J. C. Evaluating fishery impacts using metrics of community structure. **Journal of Marine Science**, v. 57, p. 682–688, 2000.

RICKER, W. E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. **Bulletin Fisheries Research Board of Canada**, v. 191, p. 1-382, 1975.

ROMANUK, T. N., L. J. JACKSON, J. R. POST, E. MCCAULEY & N. D. MARTINEZ. The structure of food webs along river networks. **Ecography**, v. 29, n. 3-10, 2006.

ROMERO, R. M.; CENEVIVA-BASTOS, M.; BAVIERA, G. H.; CASATTI, L. Community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, and Trichoptera) in Cerrado streams of Paraguay, Paraná, and São Francisco river basins. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 97-107, 2013.

ROSA, R. S.; LIMA, F. C. T. **Os peixes brasileiros ameaçados de extinção**. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Org.). Lista vermelha da fauna brasileira ameaçada de extinção. Fundação Biodiversitas, p. 9-271, 2008.

ROSENVALD, R.; JÄRVEKÜLG, R.; LÔHMUS, A. Fish assemblages in forest drainage ditches: Degraded small streams or novel habitats? **Limnologica**, v. 46, p. 37-44, 2014.

ROSENZWEIG, M. L. **Species diversity in space and time**. Cambridge: University Press, 1995.

ROSS, S. T. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. **Copeia**, p. 352–388, 1986.

SABINO, J.; ZUANON, J. A stream fish assemblage in central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 8, p. 201-210. 1998.

SÁNCHEZ-BOTERO, J. I.; ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; GARCEZ, D. S. Effects of types of aquatic macrophyte stands and variations of dissolved oxygen and of temperature on the distribution of fishes in lakes of the Amazonian floodplain. **Acta Limnológica Brasileira**, v. 20, n. 1, p. 45-54, 2008.

SANTOS, G. B. **Estrutura das comunidades de peixes de reservatório do Sudeste do Brasil, localizados nos rios Grande e Paranaíba, bacia do Alto Paraná**. 1999. 166f. Tese- Universidade Federal de São Carlos, UFSCar.

SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. J. G. Peixes da Bacia Amazônica. In: LOWE-MCCONNELL, R. H. (Ed.). **Estudos ecológicos de peixes**. São Paulo: EDUSP, p. 34-373, 1999.

SANTOS, G. M.; JEGU, M.; MERONA, B. **Catálogo de peixes comerciais do baixo rio Tocantins**. Projeto Tucuruí- Manaus, ELETRONORTE/CNPq/INPA. 1984.

SANTOS, G. M.; MÉRONA, B.; JURAS, A. A.; JÉGU, M. **Peixes do baixo rio Tocantins: 20 anos depois da Usina Hidrelétrica Tucuruí**. Brasília, Eletronorte, 216p, 2004.

SCHAEFER, S. A.; LAUDER, G. V. Historical transformation of functional design: evolutionary morphology of feeding mechanisms in loricarioid catfishes. **Systematic Zoology**, v. 35, n. 4, p. 489- 508, 1986.

SCHLOSSER, I. J.; JOHNSON, J. D.; KNOTEK, W. L.; ŁAPINSKA, M. Climate variability and size-structured interactions among juvenile fish along a lake-stream gradient. **Ecology**, v. 81, p. 1046–1057, 2000.

SILVA, C.J.; SOARES, M.G.M.; PIEDADE, M.T.; JUNK, W. O Pantanal Mato-grossense e as várzeas amazônicas: uma comparação da situação ecológica, utilização atual e problemas ambientais. In: DA SILVA, C.J.; SOARES, M.G.M.; PIEDADE, M.T.; JUNK, W., (Eds) **Estudos dos impactos humanos nas florestas e áreas inundadas nos trópicos: subprograma SHIFT**. Brasília: MCT/CNPq/IBAMA/DFVLR, 77p,1998.

SILVA-Jr, M. G.; CASTRO, A. C. L.; SOARES, S. S.; FRANÇA, V. L. Relação peso-comprimento de espécies de peixes do estuário do Rio Paciência da Ilha do Maranhão, Brasil. **Boletim do Labohidro de Hidrobiologia**, v. 20, n. 1, p. 31-38, 2008.

SILVA-JÚNIOR, M. G.; CASTRO, A. C. L.; SOARES, L. S.; FRANÇA, V. L. Relação peso-comprimento de espécies de peixes do estuário do Rio Paciência da Ilha do Maranhão, Brasil. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 20, p. 31-38, 2007.

SILVANO, R. A. M.; AMARAL, B. D.; OYAKAWA, O. T. Spatial and temporal patterns of diversity and distribution of the upper Juruá River fish community, Brazilian Amazon. **Environmental Biology of Fishes**, v. 57, p. 25-35, 2000.

SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; FREITAS, C. E. C. Fish diversity of floodplain lakes on the lower stretch of the Solimões River. **Brazilian Journal Biology**, v. 64, n. 3, p. 501-510, 2004.

SMITH, W. S. **Os peixes do Rio Sorocaba – A história de uma bacia hidrográfica**. São Paulo: TCM – Comunicação, 160p, 2003.

SMITH, W. S.; BARRELLA, W.; CETRA, M. Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental. **Revista Brasileira de Ecologia**, v. 1, n. 1, p. 67-71, 1997.

SNUC. **Sistema Nacional de Unidade de Conservação- (art. 09)**. De acordo com a Lei nº 6.902, de 18 de abril de 1981. Estabelece os critérios básicos e diretrizes de definição de uma APA.

SOARES, E. C. **Peixes do Mearim**. São Luís: Editora Instituto Geia, 143p, 2005.

SOARES, E. C. **Peixes do Mearim**. São Luís: Instituto Geia, 130p, 2013.

SOUTHWOOD, T. R. E. Habitat, the templet for ecological strategies? **Journal of Animal Ecology**, v. 46, n. 2, p. 337-365, 1977.

TEIXEIRA, T. P.; PINTO, B. C. T.; TERRA, B. de F.; ESTILIANO, E. O.; GRACIA, D.; ARAÚJO, F. G. Diversidade das assembleias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. **Ilheringia**, v. 95, n. 4, p. 347-357, 2005.

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

VANZOLINI, P. E. **Métodos estatísticos elementares em sistemática zoológica**. São Paulo, Hucitec, 1993.

VARI, R. P.; MALABARBA, L. R. Neotropical Ichthyology: An Overview. In: MALABARBA, L. R., REIS, R. E., VARI, R., LUCENA, Z. M. S. & LUCENA, C. A. S.

(Eds.). **Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes**. 1 ed. Porto Alegre: EDIPUCRS, p. 603, 1998.

WANG, B.; LIU, D.; LIU, S.; ZHANG, Y.; LU, D.; WANG, L. Impacts of urbanization on stream habitats and macroinvertebrate communities in the tributaries of Qiangtang River, China. **Hydrobiologia**, n. 680, p. 39-51, 2012.

WEATHERLEY, A. H.; GILL, H. S. **The Biology of fish growth**. 1. ed. London: Academic Press, 1987.

WETZEL, R. G. **Serviço de Educação Fundação Calouste Gulbenkian Lisboa**, 919p, 1993.

WINEMILLER, K. O. Ecomorphology of freshwater fishes. **National Geographic Research & Exploration**, v. 8, n. 3, p. 308-327, 1992.

WINEMILLER, K.O. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. **Oecologia**, v. 81, p. 225-241, 1989.

YOSHIMURA, M. Effects of forest disturbances on aquatic insect assemblages. **Entomological Science**, v. 15, p. 145–154, 2012.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis New Jersey**. Prentice Hall, 663 p, 1999.