



Programa de pós-graduação
Ecologia Aquática
e Pesca



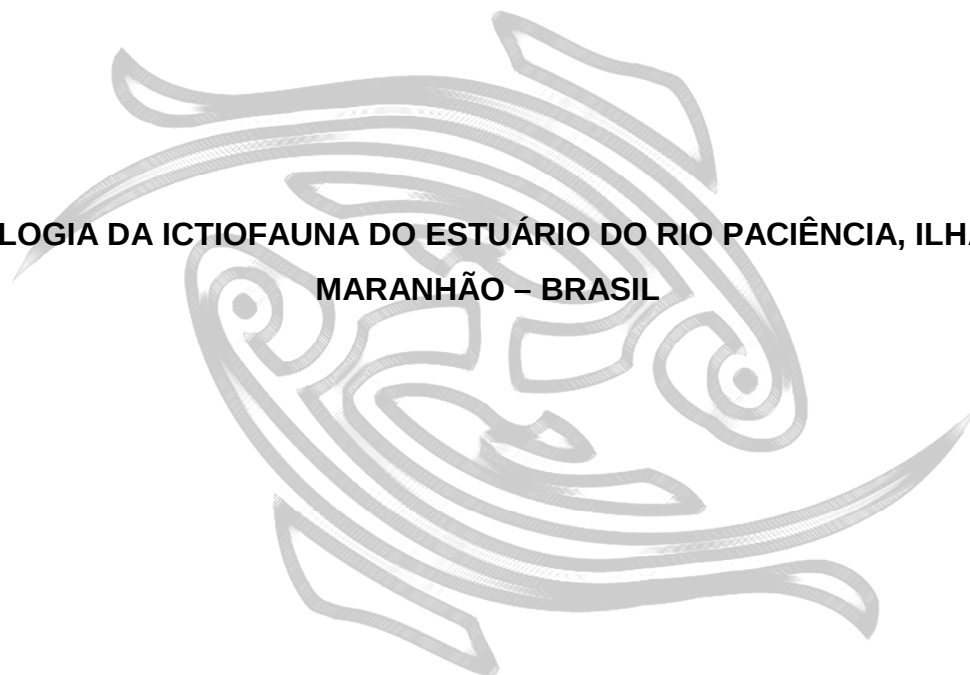
mui

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ICB
PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA AQUÁTICA E PESCA – PPGEAP

TESE DE DOUTORADO

MILTON GONÇALVES DA SILVA JÚNIOR

**ECOLOGIA DA ICTIOFAUNA DO ESTUÁRIO DO RIO PACIÊNCIA, ILHA DO
MARANHÃO – BRASIL**



Belém – PA

2012

MILTON GONÇALVES DA SILVA JÚNIOR

**ECOLOGIA DA ICTIOFAUNA DO ESTUÁRIO DO RIO PACIÊNCIA, ILHA DO
MARANHÃO – BRASIL**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade
Federal do Pará como requisito parcial para
obtenção do título de Doutor em Ecologia
Aquática e Pesca.

Orientador: Prof. Dr. Ulrich Saint-Paul

Co-orientador: Prof. Dr. Antonio Leal de Castro

Belém – PA

2012

MILTON GONÇALVES DA SILVA JÚNIOR

**ECOLOGIA DA ICTIOFAUNA DO ESTUÁRIO DO RIO PACIÊNCIA, ILHA DO
MARANHÃO – BRASIL**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação
em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade
Federal do Pará, como requisito parcial para
obtenção do título de Doutor em Ecologia
Aquática e Pesca, cuja banca examinadora foi
constituída pelos Professores listados abaixo:

Orientador:

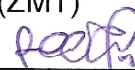
Prof. Dr. Ulrich Saint-Paul



Leibniz Center for Tropical Marine Ecology (ZMT)

Co-orientador:

Prof. Dr. Antonio Carlos Leal de Castro

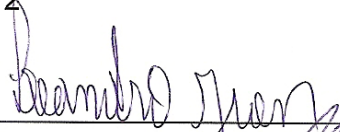


Departamento de Oceanografia e Limnologia – DEOLI/UFMA

Julgada em 23/02/2012

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Leandro Juen



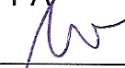
Instituto de Ciências Biológicas - ICB/UFPA

Prof. Dr. Luciano Fogaça de Assis Montag



Instituto de Ciências Biológicas - ICB/UFPA

Prof. Dr. Ronaldo Borges Barthem



Museu Paraense Emílio Goeldi - MPEG

Prof^a. Dr^a. Zélia Maria Pimentel Nunes



Programa de Pós-Graduação em Biologia Ambiental - PPGBA/
UFPA

Suplente:

Prof. Dr. Keid Nolan Silva Sousa

Universidade Federal do Oeste do Pará - UFOPA

Dedico esta Tese a:

Meus pais (Milton e Nízia), pelo bom exemplo, amor, permissão e incentivo para seguir minha trajetória acadêmica; a minha irmã (Michelle), que a cada momento me apoiou incondicionalmente e os mais novos membros dessa amada família, minhas afilhadas Julia e Nathália, que hoje nada entenderão dessas palavras, mas no amanhã perceberão que sua presença sempre me fortaleceu. O maior incentivo de minha vida é buscar orgulhar-lhes e ser merecedor de todos seus esforços e dedicação.

AMO IMENSAMENTE TODOS VOCÊS!



O Rio e o Oceano

Diz-se que, mesmo antes de um Rio cair no Oceano, ele olha para trás, para toda a jornada, os cumes, a montanha, o longo caminho sinuoso através das florestas, através dos povoados, e vê em sua frente um oceano tão vasto que entrar nele, nada mais é que desaparecer para sempre.

Mas não há outra maneira, o rio não pode voltar. Pode-se apenas ir em frente, o rio precisa se arriscar e entrar no oceano, e somente quando ele entra no oceano, o medo desaparece, pois ele saberá então, que não se trata de desaparecer no oceano, mas de tornar-se o Oceano. Por um lado é desaparecimento e por outro é renascimento.

(Osho)

AGRADECIMENTOS

Acima de tudo e todos a Deus pelo Seu imensurável amor e Jesus Cristo, meu referencial de vida, por me permitir sentir Sua gloriosa presença, paz, alegria, ajuda incansável, consolo e força. Tudo o que tenho e tudo o que sou vem do Senhor!

Essa tese foi desenvolvida com apoio institucional, instrumental, emocional e espiritual de muitos! Não tenho palavras para agradecer a todos. Passamos momentos alegres, intensos, difíceis, divertidos, importantes... Ao vivo, por MSN, por telefone, Skype, redes sociais, no laboratório e em frente ao computador... Deixo aqui algumas das lembranças que estão no meu coração e que foram registradas. Tantas outras foram vividas e ficarão comigo para a vida toda! Muito obrigado!!

Aos meus pais e minha irmã por sempre me apoiarem na realização dos meus sonhos e conquistas e me darem forças nos momentos decisivos e duvidosos durante a realização deste trabalho. A Júlia e Nathália que chegaram como um raio de luz para os meus momentos mais difíceis.

A Alline por estar incondicionalmente ao meu lado e me apoiar nesse momento que se encerra esta etapa.

A minha família, por sempre acreditar que esta etapa poderia ser vencida sem grandes dificuldades.

Peço licença a Milton Nascimento e guardo meus amigos dentro do coração, debaixo de sete chaves: Bianca, Denilson, Ivanilson, James, Leonardo, Nogueira, Roberto Vilhena, Totó e Tommaso agradeço a amizade, convívio em diferentes períodos e troca de ideias, sempre enriquecedoras.

Ao Dr. Antonio Carlos Leal de Castro pelo apoio incondicional a minha permanência no LABOHIDRO durante todos esses anos. Seus ensinamentos sempre me mostraram que a Pesquisa Acadêmica e as relações profissionais podem ser feitas e mantidas com PACIÊNCIA e HUMILDADE. O senhor sempre será *“MEU QUERIDO MESTRE”*.

Ao Dr. Ulrich Saint-Paul por ter me concedido um voto de confiança e orientação, seus conselhos durante a elaboração desta Tese foram enriquecedores e produtivos. A oportunidade de ter sido seu orientando me tornou uma pessoa crítica e detalhista. Agradeço a disponibilidade mesmo que “virtual”, em todos os momentos necessários! Muito Obrigado Professor!

A coordenação do Laboratório de Hidrobiologia da Universidade Federal do Maranhão (LABOHIDRO/UFMA) por permitir o uso das instalações e fornecer apoio logístico e transporte, fundamentais para a realização desse trabalho.

Aos professores doutores do Departamento de Oceanografia e Limnologia (DEOLI/UFMA): Cláudio Urbano, Odilon, Paulo Cavalcante, Policarpo, Ricardo Barbieri e Walter Muedas. Em especial a Nivaldo Piorski, Paulinha e Socorro pela ajuda nos momentos mais difíceis!

Aos colegas de Laboratório que sempre estiveram juntos nessa caminhada, Daniela, Gisele, James, Leonardo, Marcelo, Mayara, Oscar, Verônica, Vitor e Vivian o convívio com vocês sempre foi satisfatório e incentivador.

A todos os funcionários, principalmente aqueles com quem eu converso, brinco e me divirto. Em especial agradeço a Amaral, Davi, Guimarães, Moaci e Junior por sempre fazerem tudo por nós!

Ao pessoal do meu Curso, valeu por toda a ajuda na época das disciplinas. Em especial a Bianca, sempre me dando mil conselhos e ajudas! Fico honrado por ter convivido com vocês!

A todos os professores, muito obrigado!! Desde os que administraram as disciplinas, até os que sempre me ajudam nos mais variados aspectos!! Em especial a Eduardo Paes, José Souto, Jussara Martinelli, Maurício Camargo, Ronaldo Barthem, Thierry e Flávia Frédou, Tommaso Giarrizzo, Ulrich Saint-Paul e Victoria Isaac pela ajuda no meu amadurecimento profissional.

Ao professor Leonardo Tegerina Garro por contribuir em parte desta Tese e acreditar na originalidade das informações abordadas neste estudo e a Tatiana Lima de Melo pela paciência em deixar suas atividades acadêmicas de lado e me auxiliar no uso do ADE-4.

Aos amigos de dentro e de fora do PPGEAP, por SEMPRE estarem presentes, tanto para rir como pra chorar.

Em especial a Dr^a. Victoria Isaac, por ter acreditado em um jovem sonhador a 10 anos atrás, apesar das dificuldades, sua persistência por ter me concedido oportunidades únicas, está culminando em meu amadurecimento profissional. Toda conquista que tenho no mundo acadêmico é inspirada em seu caráter, força de

vontade, ética profissional e principalmente pela grande “MESTRA” que você sempre será.

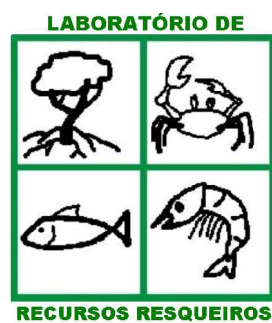
Ao CNPQ (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico), pela concessão da bolsa de doutorado (Processo nº 141642/2008-4), através do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca PPGEAP/UFGA.

A FAPEMA (Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Maranhão) e ao BASA (Banco da Amazônia S.A.), pelo suporte financeiro concedido a esta pesquisa.

O produto final de um trabalho extenso, como uma Tese de Doutorado, vai muito além do esforço de seu próprio autor. É fruto do apoio de profissionais, colegas de trabalho, amigos, parentes e instituições.

Meus sinceros agradecimentos a todos!.

APOIO FINANCEIRO E LOGÍSTICO



SUMÁRIO

RESUMO.....	15
ABSTRACT.....	16
LISTA DE FIGURAS	17
LISTA DE TABELAS	19
CAPÍTULO I: CARACTERIZAÇÃO DO ESTUDO	21
1. INTRODUÇÃO	22
2. OBJETIVOS	24
2.1 GERAL	24
2.2 ESPECÍFICOS	24
3. HIPÓTESES	25
4. MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	25
4.2. COLETA DE DADOS	28
4.2.1 Dados sobre o estuário do rio Paciência	28
4.2.2 Dados Abióticos	28
4.2.3 Dados Ictiofaunísticos	29
4.3 ANÁLISE DOS DADOS.....	32
4.3.1 Ictiofauna	32
4.3.2 Tratamento dos Dados.....	38
4.3.3 Análise Multivariada.....	39
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43
CAPÍTULO II: CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA DE TRÊS CANAIS DE MARÉ DO ESTUÁRIO DO RIO PACIÊNCIA, ILHA DE SÃO LUÍS – MA.....	54
RESUMO.....	55
ABSTRACT.....	55
INTRODUÇÃO	56
MATERIAL E MÉTODOS	57
Área de estudo	57
Coleta de dados	58
Análise dos Dados.....	59

RESULTADOS.....	61
Parâmetros Ambientais	61
Ictiofauna.....	62
DISCUSSÃO	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78
CAPÍTULO III: COMPARATIVE ANALYSIS OF DISTRIBUTION OF INTERTIDAL FISH ASSEMBLAGES IN DIFFERENT ESTUARINE SYSTEMS ON NORTHERN COAST OF BRAZIL.....	83
ABSTRACT.....	84
INTRODUCTION	85
MATERIALS AND METHODS	85
Study Area.....	85
Sampling and data analysis.....	86
Ecological classification.....	87
RESULTS.....	87
DISCUSSION	89
RESUMO.....	93
REFERENCES	93
CAPÍTULO IV: INFLUENCE OF ENVIRONMENTAL VARIABLES ON FISH ASSEMBLAGES OF THE PACIÊNCIA ESTUARY, SÃO LUÍS ISLAND, MA	100
Introduction	102
Material and Methods.....	103
Study area	103
Data analysis.....	105
Results	106
Discussion	107
Literature Cited	112
CAPÍTULO V: COMUNIDADE DE PEIXES COMO INDICADOR DE QUALIDADE AMBIENTAL DE ALGUNS CANAIS DE MARÉ DO ESTUÁRIO DO RIO PACIÊNCIA, SÃO LUÍS – MA.....	126
RESUMO.....	127
ABSTRACT.....	127

INTRODUÇÃO	128
MATERIAL E MÉTODOS	129
Área de estudo	129
Protocolo de amostragem	129
Análise dos dados	130
Análises estatísticas	132
RESULTADOS.....	132
DISCUSSÃO	134
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	138
CONCLUSÕES GERAIS	143
ANEXO A - Pontuação de integridade biótica, classes e atributos.....	147
ANEXO B - Pontuações utilizadas na determinação da integridade biótica para a comunidade de peixes do rio paciência - ma, adaptadas por Sousa e Castro (2010). 148	
ANEXO C - (a) Comprovante de submissão e (b) normas para publicação de manuscritos no periódico Arquivos de Ciências do Mar.	149
ANEXO D - (a) Comprovante de submissão e (b) normas para publicação de manuscritos no periódico Brazilian Archives of Biology and Technology.	153
ANEXO E - (a) Normas para publicação de manuscritos no periódico Neotropical Ichthyology.	157
ANEXO F - (a) Comprovante de aceite e (b) normas para publicação de manuscritos no periódico Boletim do Labohidro.	162

ABREVIATÖES E SÍMBOLOS UTILIZADOS

ABC - Abundance Biomass Comparison

ADE-4 - Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean methods in Environmental sciences

ANOVA - Análise de Variância

BASA - Banco da Amazônia S.A.

BT - biomassa total

CBERS 2 - Satélite Sino-Brasileiro de Recursos Terrestres 2

CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

COIA - Análise de Co-Inércia

d' - riqueza de Margalef

DEOLI - Departamento de Oceanografia e Limnologia

DHN - Diretoria de Hidrografia e Navegação

ES - equitabilidade

FAPEMA - Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado do Maranhão

g.ha^{-1} - gramas por hectare

g/m^2 - gramas por metro quadrado

IIB - Índice de Integridade Biótica

LABOHIDRO - Laboratório de Hidrobiologia

$\text{Log}_{(x+1)}$ - Logaritmo decimal da variável utilizada somada da unidade

MMA - Ministério do Meio Ambiente

nMDS - Escalonamento Multidimensional não métrico

$\text{n}^\circ \text{indivíduos.ha}^{-1}$ - Número de indivíduos por hectare

$\text{n}^\circ \text{indv./m}^2$ - Número de indivíduos por metro quadrado

PCA - Principal Component Analysis

PPGEAP - Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca

SIMPER - Análise de Percentual de Similaridade

SIMPROF - teste de Perfil de Semelhança

stress - Índice de confiança

SUDAM - Superintendência de Desenvolvimento da Amazônia

UFMA - Universidade Federal do Maranhão

UFPA - Universidade Federal do Pará

W - Diferença entre as curvas de abundância e biomassa

λ - diversidade

$\sqrt[4]{x}$ - raiz quarta

μM - micromolar

RESUMO

Os sistemas estuarinos funcionam como importante habitat para várias espécies de peixes, através das redes de canais de maré. Sob o ponto de vista ecológico, a comunidade ictiofaunística desempenham importante função no balanço energético dos vários níveis tróficos dos ecossistemas estuarinos. Neste contexto, o presente estudo objetivou: determinar as distribuições espaço-temporais da ictiofauna; explicar suas características comportamentais e ecológicas; comparar a composição da biomassa relativa, guildas ecológicas e funcionais em diferentes sistemas estuarinos da costa Norte; investigar a influência das variáveis bióticas e abióticas e sua correlação com os padrões biológicos da ictiofauna e identificar alterações na integridade biótica dos canais de maré estudados, utilizando a ictiofauna. Os dados foram obtidos a partir de amostragens bimestrais nos canais de maré Iguaíba, Grande e Cristóvão, no período de janeiro/2006 a setembro/2007, utilizando redes de emalhar e tapagem. Paralelamente, foram tomadas amostras na camada superficial da água para determinação das variáveis físico-químicos e dos nutrientes inorgânicos dissolvidos. Na caracterização ecológica das espécies, foram empregados índices que estimam a diversidade, equitabilidade e riqueza. O Índice de Integridade Biótica foi aplicado para avaliar os efeitos das possíveis alterações ambientais na ictiofauna. Técnicas univariadas (ANOVA, Kruskal-Wallis) e multivariadas (Cluster, nMDS, SIMPER, COIA e curvas ABC) foram usadas para comparar as espécies e os locais de capturas. No total foram capturados 12.219 peixes distribuídos em 55 espécies e 27 famílias. As famílias Sciaenidae, Ariidae, Carangidae, Engraulidae e Mugilidae apresentaram maior riqueza de espécies. *Ariopsis bonillai* e *Cetengraulis edentulus*, apresentaram maior contribuição para a formação de grupos mais similares; *Stellifer naso* e *Cynoscion acoupa* foram responsáveis pela dissimilaridade entre os grupos formados. Cerca de 66% dos peixes capturados foram representados por indivíduos jovens, confirmando a condição de berçário dos sistemas estuarinos. Os registros ictiofaunísticos entre o Golfão Marajoara e Maranhense apontam a ocorrência de 140 espécies. Espécies marinhas visitantes ocasionais e de água doce ocorreram ocasionalmente. Marinhas estuarino-oportunistas e estuarino dependentes apresentaram maior contribuição no Golfão Maranhense, já as estuarino residentes apresentaram biomassa elevada em todos os sistemas estuarinos investigados. Detritívoros ocorreram principalmente no Pará e zoobentívoros no Maranhão. A ocorrência de piscívoros foi inversamente proporcional à abundância de juvenis. A co-estrutura formada entre variáveis ambientais-peixes foi significativa. As variáveis salinidade, pH, silicato, amônio, fosfato e nitrato influenciaram na estrutura da ictiofauna. Nenhuma espécie se associou a ambientes com elevadas concentrações de nutrientes inorgânicos. As curvas ABC demonstraram que o ambiente estuarino encontra-se moderadamente perturbado, enquanto o índice de integridade caracterizou a qualidade ambiental dos canais de maré entre muito pobre a regular. O estudo mostrou que os canais de maré são importantes áreas de criação devido à dominância de juvenis; a ictiofauna apresenta sazonalidade em relação aos períodos hidrológicos; a comunidade peixes presente nos canais de maré pode atuar como indicadora da qualidade de ecossistemas submetidos a pulsos de marés. Considera-se, portanto, a proteção dos canais entre-marés dos manguezais uma ação essencial para o manejo dos recursos pesqueiros, uma vez que existe uma forte relação entre abundância da ictiofauna e a composição estrutural do habitat.

Palavras-Chave: Assembléia de peixes, canais de maré, variáveis ambientais, integridade biótica, estuário do rio Paciência.

ABSTRACT

Estuarine systems constitute an important habitat for different species of fish. From the ecological standpoint, the ichthyofauna plays an important role in the energy balance between trophic levels in estuarine ecosystems. Thus, the following were aims of the present study: determine the spatiotemporal distribution of the ichthyofauna; explain behavioral and ecological characteristics; compare the composition of relative biomass, ecological and functional guilds in different estuarine systems in northern Brazil; investigate the influence of biotic and abiotic variables and correlations with the biological patterns of the ichthyofauna; and identify changes in the biotic integrity of the tidal creeks studied. Data were acquired through bimonthly sampling in the Iguaíba, Grande and Cristóvão tidal creeks between January 2006 and September 2007, using gillnets and block nets. Samples were also taken of the surface water for the determination of physicochemical parameters and dissolved inorganic nutrients. Diversity, evenness and richness indices were employed for the ecological characterization of the species. The biotic integrity index was used to assess the effects of possible environmental changes on the ichthyofauna. Univariate (ANOVA, Kruskal-Wallis) and multivariate (Cluster, nMDS, SIMPER, COIA and ABC curves) statistical methods were used to compare species and capture sites. A total of 12,219 individuals distributed among 55 species and 27 families were caught. The families Sciaenidae, Ariidae, Carangidae, Engraulidae and Mugilidae had the greatest species richness. *Ariopsis bonillai* and *Cetengraulis edentulus* made the greatest contribution to the formation of similar groups. *Stellifer naso* and *Cynoscion acoupa* were responsible for the dissimilarity between the groups formed. Approximately 66% of the fish caught were juveniles, thereby confirming the use of estuarine systems as nurseries. The records between the Marajoara and Maranhão Gulfs indicate the occurrence of 140 species. Marine occasional visitors and freshwater species occurred occasionally. Marine estuarine-opportunists and estuarine dependents species made the largest contribution to the Maranhão Gulf, whereas estuarine residents species had high biomass values in all estuarine systems investigated. Detritivores occurred mainly in the state of Pará and zoobenthivores were found mainly in the state of Maranhão. The occurrence of piscivores was inversely proportional to the abundance of juveniles. The co-structure formed between environment-fish parameters was significant. Salinity, pH, silicate, ammonium, phosphate and nitrate exerted an influence over the structure of the fish community. No species were associated with environments with high concentrations of inorganic nutrients. The ABC curves revealed that the estuarine environment is moderately disturbed and the integrity index characterized the environmental quality of the tidal creeks as very poor to fair. The presence of juveniles demonstrates the importance of tidal creeks to fish development. The ichthyofauna analyzed in the present study exhibits seasonality with regard to hydrological periods. The fish community in tidal creeks can serve as an indicator of the quality of ecosystems submitted to tidal pulses. Therefore, the protection of tidal creeks in mangroves is essential to the management of fishery resources, considering the strong association between ichthyofauna abundance and the structural composition of the habitat.

Keywords: fish assemblages, tidal creeks, environmental variables, biotic integrity, Paciência estuary.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1. (a) Localização geográfica da área de estudo na Ilha do Maranhão. (b) Locais de amostragem no estuário do rio Paciência. (c) Canais de maré: (1) Iguaíba, (2) Grande e (3) Cristóvão.27
- Figura 2. (a) - Rede de espera (malhadeira); (b) - Rede de tapagem utilizada para captura da ictiofauna nos canais de maré, entre janeiro/2006 e setembro/2007.31

CAPÍTULO II

- Figura 1 - (a) Localização da Ilha do Maranhão, (b) estuário do rio Paciência, (c) Canais de maré: (1) Iguaíba, (2) Grande, (3) Cristóvão.....58
- Figura 2 - Variação dos parâmetros ambientais em cada canal de maré amostrado, durante o período de janeiro/2006 a setembro/2007.....62
- Figura 3 - Distribuição da frequência relativa dos indivíduos por classe de comprimento total (cm) das espécies mais abundantes. (n= número de indivíduos).66
- Figura 4 - Densidade relativa (g.m^{-2}) por estádios de maturação gonadal das 22 espécies que ocorreram nos quatro estádios de maturação. (Siglas, ver Tabela I). (A) imaturo, (B) em maturação, (C) maduro e (D) esgotado.67
- Figura 5 - Densidade relativa das espécies nos quatro estádios de maturação gonadal entre janeiro/2006 e setembro/2007. (A) imaturo, (B) em maturação, (C) maduro e (D) esgotado.....68
- Figura 6 - Efeito espaço-temporal nas medidas de biomassa, densidade e número de espécies e nos índices de riqueza de Margalef, diversidade e equitatividade de Simpson. (□ Média, barras verticais ($\pm 95\%$) intervalo de confiança).....71
- Figura 7 - Dendrograma de agrupamento hierárquico e escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), utilizando a densidade das espécies capturadas, com sobreposição do *cluster* delimitando os agrupamentos, através das ligações completas da distância de Hellinger, entre os meses que foram realizadas as capturas.72

CAPÍTULO III

- Figure 1** - Northern coast of Brazil between states of Pará and Maranhão86

Figure 2 - Dendrogram of cluster analysis of matrix presence/absence data, demonstrating similarity of estuarine systems of northern Brazil in terms of fish assemblage composition89

CAPÍTULO IV

Fig. 1. Location of (1) Iguaíba, (2) Grande and (3) Cristóvão tidal creeks in Paciência estuary.....124

Fig 2. Ordination of co-structure between (a) fish assemblages (arrow end) and sampling campaigns by seasons (code in a circle) and between (b) fish species and environmental variables resulting from co-inertia analysis; Black and white circles represent sites sampled in the rainy and dry seasons, respectively; Codes for names of fish species listed in correspondence to Table 1; Small boxes indicate graphic scale; Tidal creeks: I - Iguaíba, G – Grande, C - Cristóvão. Months: 1 (January 2006) through 11 (September 2007); DO = Dissolved Oxygen; Sal = Salinity; Wt = Water temperature; Amm = Ammonium; Pho = Phosphate; Nitr = Nitrate; Sil = Silicate..... 125

CAPÍTULO V

Figura 1. (a) Localização geográfica da área de estudo na Ilha do Maranhão. (b) Locais de amostragem no estuário do rio Paciência. (c) Canais de maré: (1) Iguaíba, (2) Grande e (3) Cristóvão.129

Figura 2. Curvas de dominância cumulativa e parcial por espécies ordenadas por canal de maré, para as espécies de peixes amostradas no estuário do rio Paciência. Abundância (quadrado) e Biomassa (circulo). W = Índice ABC. (—) espécies que contribuíram <50%.132

Figura 3. Distribuição da estatística W obtidas através das curvas ABC para os canais de maré e meses que foram realizadas as capturas no estuário do rio Paciência.....133

Figura 4. Variação espacial e temporal do Índice de Integridade Biótica (IIB) em três canais de maré do estuário do rio Paciência, entre Janeiro/2006 e Setembro/2007, com indicações das classes de qualidade da água.133

Figura 5. Distribuição percentual das amostras por classe de Integridade Biótica, nos três canais de maré estudados no estuário do rio Paciência.134

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 1. Medidas das características de paisagem dos canais de maré do estuário do rio Paciência, Maranhão.....	28
Tabela 2. Localização geográfica dos locais de captura no estuário do rio Paciência.....	29

CAPÍTULO II

Tabela I - Lista taxonômica com as respectivas, variação do comprimento total (CT, cm), demonstrando o intervalo (Min. - Máx), a biomassa total (BT, g.ha ⁻¹) e as respectivas Médias, o número de indivíduos (N), a porcentagem do total capturado (%) e os estádios de desenvolvimento (J= juvenil; A=Adulto), das espécies de peixes capturadas entre Janeiro/06 e Setembro/07, em três canais de maré do estuário do rio Paciência. (IN) Indeterminado. (*) Sem informação.....	63
Tabela II - Densidade (nº indivíduos.ha ⁻¹) por espécie e mês de captura. Espécies ordenadas pela densidade relativa total.....	69
Tabela III - Análise de similaridade de percentagens (SIMPER) a partir dos grupos identificados na análise de agrupamento. Espécies identificadas nos grupos correspondem a 50% da contribuição total.....	73

CAPÍTULO III

Table 1 - Comparative overview of relative biomass of taxonomic, functional and feeding categories of fish fauna in seven estuarine systems along coast of states of Pará and Maranhão, Brazil; (-) no data.....	88
---	----

CAPÍTULO IV

Table 1. Total abundance of fish species sampled in three tidal creeks of the Paciência estuary.....	119
Table 2. Results of co-inertia analysis performed between fish assemblages of tidal creeks and environmental parameters; Bold numbers indicate major contributions to each axis.....	121
Table 3. Average values and standard deviation (in parentheses) of environmental variables by tidal creek and season; DS = dry season; RS = rainy season. Summary of results of Factorial ANOVA (F) and Kruskal-Wallis test (H) for environmental variables	

are indicated. Asterisk indicates significant critical values and significantly different pairs in the Tukey test are indicated by boldface letters.....123

CAPÍTULO V

Tabela 1. Pontuação de Integridade Biótica, classes e atributos.....131

Tabela 2. Pontuações utilizadas na determinação da Integridade Biótica para a comunidade de peixes do rio Paciência - MA, adaptadas por SOUSA e CASTRO (2010).....131

CAPÍTULO I: CARACTERIZAÇÃO DO ESTUDO



Seguidas as normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT NBR 14724:2011), disponíveis para consulta gratuitamente no endereço eletrônico:
http://www.ufpa.br/bc/site/index.php?option=com_content&view=article&id=94:disponibilizacao-de-normas-da-abnt&catid=4:paginas-dinamicas&Itemid=24

1. INTRODUÇÃO

O aproveitamento dos recursos marinhos e estuarinos na produção de alimento em larga escala, constitui atualmente uma das metas prioritárias dos estados costeiros. Entretanto, em relação aos estuários da região Nordeste do país, a ausência quase total de avaliação dos recursos pesqueiros, principalmente de caráter quantitativo, que permitam uma estimativa do potencial representado por esses ecossistemas, tem sido um entrave à efetivação de investimentos no setor pesqueiro por parte dos órgãos governamentais (CASTRO, 1997).

As condições fisiográficas e geográficas da costa do Maranhão contribuem positivamente para a existência de ambientes favoráveis ao desenvolvimento de uma grande diversidade de peixes. Pois sua faixa litorânea possui características geoambientais bastante variadas, com amplitudes de marés bem acentuadas, que podem chegar a 8 metros nas marés de sizígia (RAMOS & CASTRO, 2004), cujas características influenciam na ocorrência de várias espécies. Além desta forçante física, a elevada turbidez gerada pela intensa atividade fluviomarinha também contribui para o elevado aporte de matéria orgânica para a zona estuarina. Essas características, favorecem a existência de uma heterogeneidade de elementos para a formação da cadeia alimentar, da qual se nutrem os peixes (SUDENE, 1983).

A alta produtividade primária, decorrente da imensa carga de nutrientes lançada pelos rios que compõem as nove grandes bacias hidrográficas do Estado, é sustentada pela vasta e rasa plataforma continental (CEPENE, 2007). Segundo AZEVEDO *et al.* (2008), o teor de clorofila *a*, principalmente nos estuários do Golfão Maranhense, indica que esta região é bastante produtiva, alcançando valores de $72,3 \text{ mg.m}^{-3}$, superando outras áreas estuarinas, como os estuários do rio Una ($1,68$ a $36,30 \text{ mg.m}^{-3}$) (BASTOS *et al.* 2005), o estuário do rio Jaguaribe ($1,35$ a $38,47 \text{ mg.m}^{-3}$) (SANTOS-FERNANDES *et al.* 1998) e o estuário de Barra das Jangadas ($0,57$ a $59,84 \text{ mg.m}^{-3}$) (BRANCO *et al.* 2002). Acrescenta-se ainda, a grande quantidade de materiais nutrientes lançados pelos rios ao mar e a contribuição em matéria orgânica produzida por uma larga faixa de manguezais profundamente recortados (IBAMA, 2006), que influenciam diretamente na grande diversidade e biomassa de peixes existente na costa (MORAIS, 2008). Por esta razão, esse complexo estuarino vem representar um dos recursos

necessariamente considerado no desenvolvimento econômico do Estado (CASTRO, 1997).

Pesquisas executadas por CASTRO (2001) e ALMEIDA (2008) sobre os recursos pesqueiros nos sistemas estuarinos maranhenses, indicam que entre os principais recursos potencialmente exploráveis, destacam-se as populações de peixes. Estes autores afirmam que a importância do grupo é dada pela existência de uma alta densidade, notável biomassa disponível e pela expressiva fonte de suprimento alimentar de proteínas. Sob o ponto de vista ecológico, o balanço energético dentro do sistema estuarino é regulado pela comunidade ictiofaunística que desempenham importante função através dos processos de transformação, condução, troca e armazenamento de energia nos vários níveis tróficos do ecossistema (Yãnes-Arancibia *et al.*, 1988). Por este motivo, as comunidades de peixes são mais frequentemente usadas para avaliar ou monitorar mudanças em ambientes estuarinos (CASTRO *et al.*, 2010). Mas para isso, surge a necessidade de se conhecer o que existe sobre a biologia e ecologia das espécies que ocorrem nesse sistema (CASTRO, 1997).

LOWE-McCONNELL (1999) aborda que aspectos biológicos, como a estrutura da população e reprodução de uma determinada espécie fazem parte da sua dinâmica e interferem diretamente na comunidade a qual está inserida. Além disso, esta autora enfatiza que esses aspectos constituem subsídios básicos para a compreensão da dinâmica das comunidades e contribuem efetivamente para a conservação do ambiente através de um monitoramento mais abrangente. Por outro lado, OLIVEIRA (2007) explica que o monitoramento dos processos ecológicos, é essencial para gerar informações acerca da atual condição ambiental e suas tendências em séries temporais. Segundo este autor, a diversidade biológica sofre perdas à medida que as condições ambientais são alteradas, sendo importante, buscar soluções que englobem o sistema como um todo, considerando os aspectos biológicos e seus processos ecológicos em escalas apropriadas. MATTHEWS (1998) recomenda que estudos sobre os fatores que controlam as características da ictiofauna, sejam feitos mediante o pressuposto de que não há um único fator controlador primário. A presença e abundância de peixes em assembléias locais podem ser influenciadas por numerosos fatores bióticos e abióticos que funcionam e interagem em escalas espaciais e temporais diversas.

Pelo exposto acima, CASTRO (1997) afirma que a ampliação do conhecimento sobre a assembléia de peixes, no tocante a estrutura e organização dos seus componentes ictiofaunísticos, constitui mais um instrumento para auxiliar na gestão adequada desses recursos naturais. Dentro de uma perspectiva mais ampla, o autor argumenta que tais informações, podem auxiliar no ordenamento integrado dos sistemas estuarinos, sendo imprescindíveis para subsidiar as ações de manejo pesqueiro baseado no ecossistema (GASALLA & SOARES, 2001).

2. OBJETIVOS

2.1 GERAL

Analisar a assembléia de peixes em alguns canais de maré do estuário do rio Paciência, para compreender a biologia e ecologia dos peixes que apresentam seu ciclo de vida associados ao estuário e utilizar estas informações como medida de monitoramento ambiental, para aprimorar a conservação deste recurso pesqueiro.,

2.2 ESPECÍFICOS

- Caracterizar as estratégias de utilização da ictiofauna em três canais de maré do estuário do rio Paciência na Ilha de São Luís – MA;
- Determinar as distribuições espaciais e temporais e explicar as características comportamentais e ecológicas das principais espécies que ocupam estes ambientes;
- Comparar a composição da biomassa relativa e as guildas ecológicas e funcionais da assembleia de peixes que ocorrem em sistemas estuarinos ao longo da costa Norte do Brasil;
- Investigar a correlação entre variáveis bióticas e abióticas e identificar a influência dos fatores ambientais na estrutura espaço-temporal de padrões biológicos observados na ictiofauna;

- Utilizar a assembléia de peixes para identificar alterações na integridade biótica do sistema estuarino e verificar a qualidade ambiental das áreas de estudo;

3. HIPÓTESES

Foram consideradas como hipóteses deste trabalho:

- Não existem diferenças entre os canais de maré e meses de captura, na composição da ictiofauna, de acordo com o período hidrológico. .
- Não existe variação espacial e sazonal na composição, estrutura e diversidade da assembléia de peixes e grupos funcionais entre canais de maré dos sistemas estuarinos ao longo da costa Norte.
- A estrutura espacial e temporal da comunidade de peixes é influenciada pelas variáveis ambientais associadas aos canais de maré do estuário do rio Paciência.
- As alterações ocorridas nos canais de maré do estuário do rio Paciência estariam associadas a mudanças na estrutura da ictiofauna, sendo diagnosticadas por atributos e indicadores biológicos de espécies de peixes bioindicadoras.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Em função das distintas características definidas pelo relevo, geologia e clima, os estudos de MARANHÃO (1998) e SANTOS (2001) apresentam uma breve descrição da área de estudo.

A Ilha do Maranhão¹ tem extensão areal de aproximadamente 700 km², e situa-se na costa setentrional do Brasil, mais precisamente no Golfão Maranhense. Essa ilha é constituída na sua totalidade de rochas sedimentares da formação Barreiras e

¹ A denominação Ilha de São Luís ou Ilha do Maranhão é motivo de controvérsia entre os pesquisadores. Entretanto, há uma tendência à maior aceitação desta última, devido à profundidade e ao embasamento teórico preferidos, entre outros, por D'ABEVILLE (1975), MEIRELLES (1982), Ab'SABER (1987) e FEITOSA (1990). Logo, para efeito deste estudo, será considerado o termo Ilha do Maranhão.

Itapecuru e de depósitos recentes nas suas áreas de marés e aluvionais. O relevo da Ilha é caracterizado por ondulações suaves com altitudes máximas em torno de 60 m, favorecendo a intrusão marinha em direção aos rios e formando extensas áreas estuarinas. O litoral é extremamente recortado, com perímetro de 626 km, sendo revestido por manguezais em cerca de 90% dessa extensão.

O rio Paciência encontra-se localizado numa faixa insular do Golfão Maranhense e nasce na parte central da ilha do Maranhão, no município de São Luís, abrangendo cerca de 27 km, da cabeceira à foz. A partir da direção nordeste, passa por parte do meio rural dos municípios de São José de Ribamar e Paço do Lumiar, desembocando, na baía de São José, em frente à ponta do Curupu.

A região de pesquisa envolve o estuário do rio Paciência que está situado na porção nordeste da Ilha do Maranhão, compreendido entre os paralelos 2° 23' a 2° 32' de latitude Sul e entre os meridianos 44° 1' a 44° 7' Oeste de Greenwich, constituindo parte integrante da Área de Proteção Ambiental do Itapiracó e de Upaon-Açu/Miritiua (Figura 1). O estuário do rio paciência possui um perímetro de 58 km, com 11 km de comprimento e área de 5 km². O ambiente é coberto por aproximadamente 10 km² de manguezal. A composição florística do manguezal é formada por *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* (L) Stearn e *Laguncularia racemosa* (L) Gaertn.

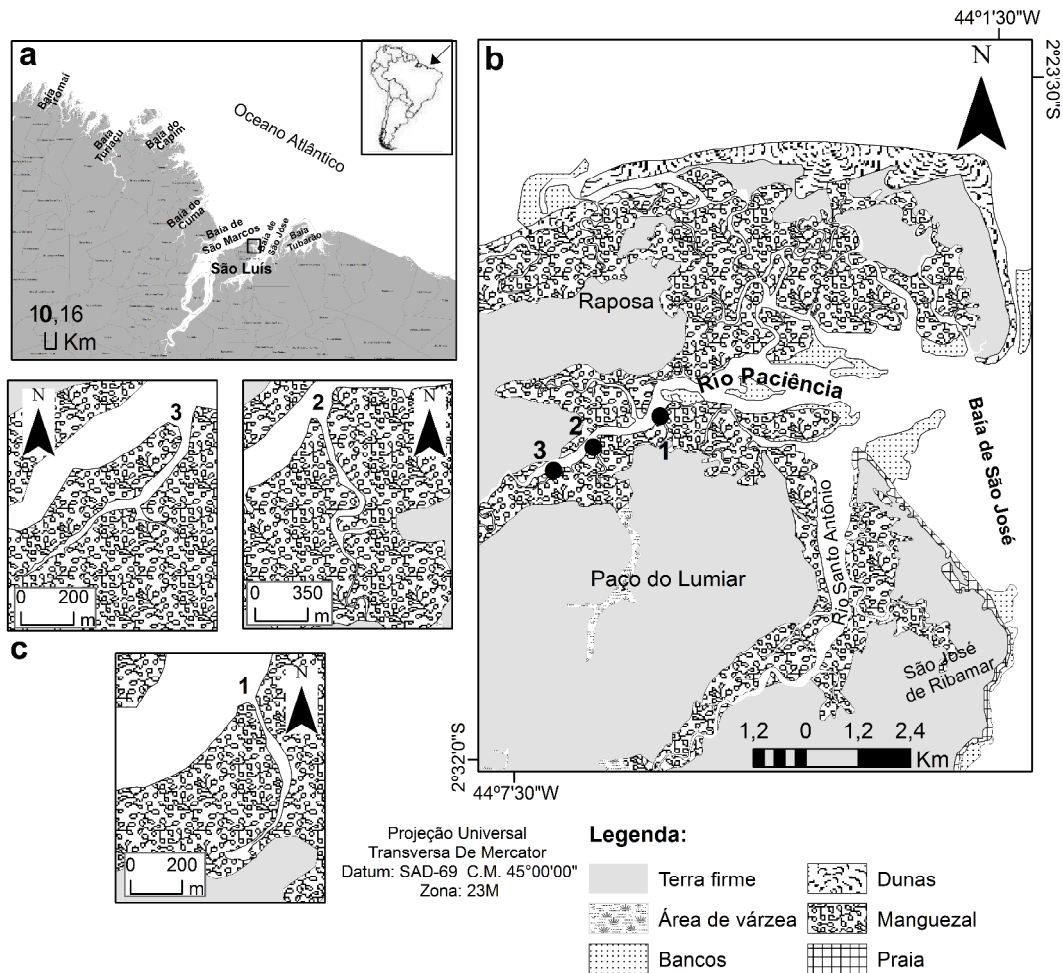


Figura 1. (a) Localização geográfica da área de estudo na Ilha do Maranhão. (b) Locais de amostragem no estuário do rio Paciência. (c) Canais de maré: (1) Iguaíba, (2) Grande e (3) Cristóvão.

O estuário se caracteriza por uma hidrodinâmica regida pelo sistema de marés semi-diurnas (duas preamares e duas baixa-mares por dia lunar com intervalos proporcionais de cerca de 6h), com amplitude média de 4,6m, podendo atingir 7,2m quando das grandes sizígias; porém, em 75% do tempo, as amplitudes de maré são inferiores a 5,5m, que causa correntes de maré de até 7 nós (FERREIRA, 1989).

O clima é tropical chuvoso, a temperatura média do ar fica em torno de 28°C e a precipitação média anual é 2.325 mm os dados históricos de seis anos da ANA (2009), e um período chuvoso que vai de janeiro a junho com média pluviométrica de 300 mm e estiagem de julho a dezembro com media de 30 mm.

As medidas dos canais de maré foram geradas a partir de imagem do satélite CBERS 2 sensor CCD orbita 156 data de passagem 02/06/2007, que foram usadas para demonstrar algumas de suas características físicas. A partir dessas medidas

foram gerados os mapas para cada canal. A área de inundação (m²) para uma fase de maré vazante média foi medida para cada canal usando o *software* SPRING 5.1.3.

Tabela 1. Medidas das características de paisagem dos canais de maré do estuário do rio Paciência, Maranhão.

Características físicas	Canais de maré		
	Iguaíba	Grande	Cristóvão
Área inundada (m ²)	17797,58	59154,29	23601,57
Perímetro da área inundada (m)	1924,68	4560,77	2383,13

4.2. COLETA DE DADOS

4.2.1 Dados sobre o estuário do rio Paciência

As informações reunidas provêm de uma extensa revisão da literatura de estudos pretéritos sobre o estuário do rio Paciência, baseada nos trabalhos de SUDENE (1976), MARTINS-JURAS *et al.* (1987), MARTINS-JURAS (1989), STRIDE (1992), STRIDE *et al.* (1993), TROVÃO (1995), CASTRO (1997, 2001), MARANHÃO (1998), ROCHA FILHO (1999), SANTOS (2001), MENDES (2003), CEPENE (2004), IBAMA (2001, 2003, 2004a, 2004b, 2005, 2008), CARDOSO (2007), FSADU (2007), MOREIRA (2007), SOARES (2007) e MONTELES (2008).

4.2.2 Dados Abióticos

As amostras foram coletadas na camada superficial de água, utilizando-se garrafa do tipo Van Dorn, nos mesmos locais e períodos em que foram realizadas as capturas da ictiofauna, para determinação das variáveis físico-químicas, temperatura (°C), concentração do oxigênio dissolvido (mg/L), salinidade superficial da água e pH. Estas variáveis foram medidas *in situ* com o analisador de água eletrônico, kit multiparâmetro Horiba U-10. Em seguida, as amostras foram resfriadas, e levadas ao laboratório para posterior determinação dos nutrientes inorgânicos dissolvidos: amônio, pelo método de KOROLEFF (1969), nitrato, pelo método da redução quantitativa sob coluna de cádmio de WOOD *et al.* (1967); STRICKLAND & PARSON (1972), fosfato, pelo método de MURPHY & RIDLEY (1972) e silicato, pelo método de MULLIN &

RILEY (1955) adaptada por STRICKLAND & PARSON (1972), todos esses métodos foram descritos por AMINOT & CHAUSSEPIED (1983) e determinados através de espectrofotômetro de marca SHIMADZU UV – 160 1PC.

Dados de precipitação mensal nos anos de 2006 e 2007 foram disponibilizados pela ANA (Agência Nacional de Águas). Considerando que o estuário do rio Paciência não possui uma estação de coleta de dados de precipitação, foram consideradas as estações de coleta mais próximas ao rio, situadas no município de São Luís.

O nível do mar (preamar e baixamar) no momento da coleta foi obtido através da tábua de maré da Diretoria de Hidrografia e Navegação (DHN), considerando os valores para o Porto de Itaqui.

4.2.3 Dados Ictiofaunísticos

Foram efetuadas capturas bimestrais em três canais de maré (Tabela 1), entre janeiro/2006 e setembro/2007, através de onze campanhas de campo, em três dias consecutivos. Este esquema de amostragem rendeu um total de 33 amostras. Os locais de captura foram definidos de forma a amostrar os trechos inferior, médio e superior do estuário do rio Paciência. As pescarias foram realizadas durante a maré vazante de Quarto Crescente, em períodos diurnos, procurando manter os mesmos horários e períodos da maré, coincidindo com a diminuição da intensidade da corrente.

Tabela 2. Localização geográfica dos locais de captura no estuário do rio Paciência.

Estação	Local de captura (Canais de maré)	Coordenadas geográficas	Localização zona estuarina
1	Iguaíba	02°27'S 44°05'43"W	inferior
2	Grande	02°28'S 44°06'W	média
3	Cristóvão	02°28'S 44°07'W	superior

As pescarias foram realizadas utilizando rede de espera (malhadeira) e de tapagem de canal de maré. Foi realizada uma amostragem por local e por bimestre.

Nos canais de maré, as capturas foram efetuadas em locais pré-determinados, utilizando redes de emalhar de nylon monofilamento, que é um apetrecho de pesca passiva, onde são empregadas bóias de cortiça ou isopor e pesos de chumbo para

mantê-las no sentido vertical, atravessando a correnteza em posição de pesca (Figura 2a). A rede variou de 110 a 220 m de comprimento e 4,4 a 5,5 m de altura (dependendo do local a ser lançada), com abertura de malha de 2 a 10 cm entre nós opostos. Ao serem lançadas, as malhas ficaram em atividade por três horas e encostadas no fundo ou a certa distância do mesmo por meio de pesos suficientes para neutralizar a flutuabilidade das bóias. Teve-se o cuidado da instalação de redes nos locais mais profundos, para coleta de espécies pelágicas e demersais.

A rede de tapagem (Figura 2b) é um aparelho de pesca fixo que têm como finalidade fechar completamente a saída do canal de maré na preamar para recolher os peixes que margeiam o mangue ou que penetram parcialmente nele. A pesca foi realizada com redes que variaram de 100 a 200 m, possuindo malha de 2 cm entre nós opostos e altura de 4 a 5 m. A altura da tapagem foi regulada de tal forma que a rede ultrapassasse em 1 m o nível da água na preamar tendo, assim, altura máxima entre 4 e 5 m. As redes foram sustentadas por varas de mangues fincadas no leito, sendo ainda seguras por uma corda que atravessou o canal de maré e amarrada nas margens dos mangues. A instalação desse apetrecho foi iniciada durante a baixamar, quando as redes foram colocadas com a parte inferior fixa com o auxílio de varas de mangue. Na estôfa de preamar a rede foi suspensa, retendo os peixes que saíam com a vazante da maré. O período de permanência da tapagem foi durante toda a maré vazante, totalizando um esforço de seis horas.





Figura 2. (a) - Rede de espera (malhadeira); (b) - Rede de tapagem utilizada para captura da ictiofauna nos canais de maré, entre janeiro/2006 e setembro/2007.

Todos os peixes coletados foram acondicionados em sacos plásticos etiquetados com informações do local, horário e data da captura, após a anotação das informações, foram colocados em caixas de isopor contendo gelo e transportados para o Laboratório de Ictiologia do Departamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Maranhão, onde foram realizados os procedimentos biométricos. O comprimento total (em centímetros - da ponta do focinho até a parte posterior da nadadeira caudal) de cada indivíduo foi medido, com auxílio de um ictiômetro, com precisão de 0,1 cm; a seguir, os exemplares foram pesados em balança semi-analítica com precisão de 0,01 g. Através de uma incisão ventro-longitudinal por onde as gônadas foram extraídas, foi avaliado, quando possível, o desenvolvimento gonadal de cada peixe, usando o método de observação macroscópica adotada por VAZZOLER (1996): Estádio A, imaturo, estágio B, em maturação, estágio C, maduro e estágio D, esgotado. Os estômagos foram examinados e caracterizados como: 1, vazio, 2, parcialmente vazio, 3, parcialmente cheio, 4, cheio. Os indivíduos com gônadas amadurecidas e desovadas (estádios C e D, respectivamente) foram considerados adultos, os com gônadas imaturas (estádios A e B) foram considerados jovens e indivíduos com alimento em seus estômagos (índices de repleção 2, 3 e 4) indicaram que os canais de maré foram usados como área de alimentação. Os dados de biometria de cada espécime foram registrados em planilha, juntamente com o local e data da coleta.

Todos os peixes foram identificados em nível de espécie, com base na literatura especializada: CERVIGÓN *et al.* (1993) e CARPENTER (2002). Os nomes científicos foram padronizados de acordo com a base Fishbase (<http://www.fishbase.org>),

,nomenclatura atual definida por FROESE & PAULY (2010). Espécimes testemunho foram depositadas na coleção científica do Laboratório de Hidrobiologia do Departamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Maranhão.

No contexto dos níveis de organização da comunidade em grupos funcionais, as espécies de peixes foram classificadas quanto a sua guilda ecológica, de acordo com a abordagem e a classificação proposta por ELLIOT *et al.* (2007): Para a caracterização das guildas ambientais, classificou-se os indivíduos de acordo com sua tolerância a salinidade e o stress fisiológico natural das águas transicionais em: Marinhos visitantes ocasionais (MV), marinhos estuarino-oportunistas (EO) e estuarino dependentes (ED), estuarino residentes (ER) e água doce (AD). Adicionalmente, para a caracterização das guildas alimentares, foram agrupados os indivíduos que utilizam recursos alimentares semelhantes em: Herbívoros, Onívoros, Detritívoros, Piscívoros, Zoobentívoros e Zooplânctívoros.

A partir da definição proposta por ROOT (1967), ELLIOT *et al.* (2007) propõem que guilda é um grupo de espécies que exploram de maneira similar a mesma classe de recursos ambientais e alimentares, definiram esses grupos funcionais para categorizar as guildas ecológicas e tróficas das comunidades de peixes estuarinos, de forma a permitir comparações entre diferentes regiões biogeográficas. Seguindo esses critérios, as guildas representaram a combinação da tolerância à salinidade, em relação ao comportamento migratório, o uso sazonal do ambiente estuarino, sua posição trófica e a distribuição de frequência em que as espécies foram capturadas, entre os meses e os locais de captura. Além dessa classificação, foram realizadas consultas em literatura pertinente, BARLETTA (1999), BARLETTA *et al.* (2003), KRUMME *et al.* (2004) e GIARRIZZO & KRUMME (2007).

4.3 ANÁLISE DOS DADOS

4.3.1 Ictiofauna

Composição e Estrutura da Ictiofauna

A partir do banco de dados foi elaborada uma lista de espécies indicando o nome científico e vulgar além de informações biométricas (tamanho e peso), assim como a abundância de cada espécie capturada no estuário do rio Paciência.

Índices de Abundância Relativa

Segundo as recomendações de CLARKE & WARWICK (2001), o número de espécies foi primeiramente reduzido, restando somente aquelas que apresentaram mais do que 1% do número efetivo de ocorrências, em qualquer canal de maré, de acordo com (TER-BRAAK, 1990).

$$N_2A = \frac{1}{\sum_{i=1}^n p_i^2}$$

Onde:

N_2A = número efetivo de ocorrências

p_i = proporção de ocorrência da espécie por amostra

A partir dos resultados obtidos foi calculada a densidade e a biomassa de cada espécie, por bimestre e local de captura, de cada canal de maré. A densidade foi calculada dividindo-se o número de indivíduos pela área de inundação ($N^\circ \text{ indiv.}/\text{m}^2$), de cada canal, e a biomassa foi calculada dividindo-se o peso (g) capturado, pela área de inundação (g/m^2). Deste modo, as capturas em abundância e peso foram padronizadas para densidade (D) e biomassa (B), respectivamente.

A partir dessa padronização, foi construída uma matriz, para o cálculo dos índices de estrutura da comunidade, sendo também utilizada como entrada de dados para as análises estatísticas, devido aos valores serem representativos dos espécimes capturados.

Índices de Estrutura da Comunidade

Para a caracterização ecológica da relação da abundância das espécies nas comunidades ícticas amostradas, foram empregados índices que estimam a diversidade, equitabilidade e a riqueza de espécies. O Índice de Integridade Biótica KARR (1981) também foi aplicado, utilizando-se comunidade de peixes, para avaliar os efeitos das possíveis alterações ambientais nos canais de maré em que foram realizadas as capturas.

Diversidade

Os índices de diversidade foram utilizados para comparar a composição das espécies de acordo com variações espaciais (canais de maré) e temporais (meses de captura), com o objetivo de avaliar as mudanças sobre a comunidade biológica.

Para estimar a diversidade, equitabilidade e riqueza das espécies na comunidade de peixes foram utilizados os quatro índices a seguir:

Índice de Simpson (λ) (SIMPSON, 1949)

O índice de Simpson enfatiza melhor as espécies dominantes na comunidade, sendo, conseqüentemente, mais sensível a mudanças que ocorrem nestas espécies (KREBS, 1989). É um índice de dominância que reflete a probabilidade de dois indivíduos escolhidos ao acaso na comunidade pertencerem à mesma espécie (BUENO *et al.*, 2003). A vantagem é que o índice não somente considera o número de indivíduos na espécie e o total de números de indivíduos, mas também a proporção do total de ocorrência de cada espécie. O índice foi utilizado para detectar se existe dominância entre as espécies.

Equitatividade de Simpson (E_s)

A equitatividade mede a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies (LUDWIG & REYNOLDS, 1988). Sendo proporcional à diversidade e inversamente proporcional a dominância, que compara o índice de diversidade de Simpson com o número de espécies amostradas, o que maximiza a diversidade (RODRIGUES, 2007). Valores encontrados acima de 0,5 indicam que os indivíduos estão bem distribuídos entre as diferentes espécies.

Índice de Shannon-Weaver (H') (SHANNON & WEAVER, 1949)

A diversidade de Shannon é um conjunto de como algumas espécies estão presentes na coleção (riqueza) e quão similar é sua abundância (equitabilidade) (RICE, 2000). O índice de Shannon é um índice de diversidade utilizado para medir a biodiversidade. Ele mede o grau de incerteza em prever a que espécie pertencerá um indivíduo escolhido, ao acaso, de uma amostra com S espécies e N indivíduos (URAMOTO *et al.*, 2005). Essa incerteza seria baixa em comunidades simples dominadas por poucas espécies e alta em comunidades diversificadas (FAUSCH *et al.*, 1990).

O índice de Shannon (H') foi usado com o Log na base 2, pois, segundo PINTO-COELHO (2000) este logaritmo expressa os resultados em unidades binárias, preferidas na teoria da informação.

Um baixo valor de diversidade H' significa dominância de um determinado táxon e um elevado valor significa distribuição semelhante de espécies, ou seja, um ambiente

mais diverso. Este índice é bastante sensível a alterações nas espécies raras amostradas (MELO, 2009).

Estimativa da riqueza de espécies

Índice de Margalef (d') (MARGALEF, 1958)

O índice de riqueza de Margalef (d') é uma medida utilizada para estimar a abundância numérica de uma comunidade com base na distribuição numérica dos indivíduos das diferentes espécies. Quanto maior for o valor do índice maior é a biodiversidade das comunidades amostrada (MELO, 2009).

A diferença deste teste para a riqueza observada é que ele expressa a riqueza ponderada pelo tamanho amostral, ou seja, que supostamente existe uma relação linear entre a riqueza das espécies e o número de indivíduos (MATOS et al., 1999; BUENO et al., 2003).

Todos os índices foram calculados com o auxílio do pacote computacional DivEs versão 2.0.

Curva de abundância e biomassa (ABC)

O método de comparação abundância/biomassa, proposto por Warwick (1986), também conhecido como ABC (Abundance Biomass Comparison), está, atualmente, bem difundido na literatura especializada. Esse método, inicialmente desenvolvido para a comunidade bentônica e adaptado para a comunidade íctica, compara a dominância em termos de abundância e de biomassa.

De acordo com Clarke & Warwick (2001), as curvas ABC podem ser empregadas para monitorar perturbações (efeito de poluição) sofridas pela ictiofauna. Esse método compara a dominância em termos de abundância e biomassa, onde as espécies são posicionadas em ordem decrescente de dominância no eixo x (escala logarítmica) e a percentagem de dominância, em escala cumulativa, no eixo y. Neste caso, a abundância reflete a biomassa e a energia no sistema, enquanto que o número de espécies a diversidade de hábitat e o comportamento do peixe (PINTO et al., 2006).

Estas curvas fundamentam-se na teoria evolutiva clássica das seleções dos r e k estrategistas. Assim, em ambientes sob condições estáveis, onde os distúrbios não são muito frequentes, a comunidade é supostamente dominada por espécies k-estrategistas (de crescimento lento, grandes e de maturação tardia), estas espécies raramente são dominantes numericamente, mas são dominantes em termos de

biomassa e a curva da biomassa se estende acima da curva de abundância, classificando o ambiente como sendo não-poluído. Quando a poluição afeta a comunidade, espécies de crescimento lento não conseguem acompanhar, e o sistema se torna cada vez mais dominado por espécies r-estrategistas (de rápido crescimento, pequenos e oportunistas), que se tornam dominantes quanto à biomassa, bem como dominantes numericamente e as curvas tendem a ser bastante próximas, podendo se cruzar ao curso de seu comprimento, indicando um ambiente moderadamente poluído. Contudo, ambientes onde o nível de poluição é bastante severo, a curva de abundância está acima da curva de biomassa, indicando que o ambiente está severamente poluído (YEMANE *et al.*, 2005)

A analogia estabelecida entre as curvas resultantes foi utilizada para classificar a qualidade do ambiente. Sendo que a diferença entre as duas curvas foi estimada através da estatística *W* que representa a área entre elas. Valor negativo indica que a curva da biomassa está em baixo da curva da abundância e sugere um ambiente perturbado, quando o valor é próximo de zero e as curvas estão muito próximas, indica um ambiente moderadamente perturbado e quando o valor de *W* é positivo e a curva de biomassa supera a de abundância, indicam condições de áreas não perturbadas (ambiente sem estresse ambiental). As diferenças na forma das curvas foram interpretadas como uma resposta a possíveis processos, como a atividade pesqueira ou degradação (CLARKE & WARWICK, 2001; MAGURRAN, 2004, YEMANE *et al.*, 2005).

A vantagem deste método de comparação de curvas ABC consiste em que não é necessário possuir um controle ou valores de referência nas escalas espacial e/ou temporal, com os quais os valores de *W* devam ser comparados, pois a biomassa é confrontada com a abundância, para o mesmo período e o mesmo ambiente (CLARKE & WARWICK, 2001).

Índice de Integridade Biótica

A integridade biótica de um ecossistema é a capacidade de suportar e manter uma comunidade balanceada, integrada e adaptável de organismos, com riqueza de espécies, composição e organização funcional comparáveis à de ecossistemas não perturbados por atividades humanas (KARR & DUDLEY, 1981). A utilização da comunidade de peixes é um indicador sensível do estresse direto e indireto do

ecossistema aquático inteiro, tendo grande aplicação em monitoramento biológico, por sua importância biológica e socioeconômica, para avaliar o status ecológico dos ambientes aquáticos (FAUSCH *et al.*, 1990; ROSET *et al.*, 2007).

No presente estudo foi utilizado o Índice de Integridade Biótica (IIB) para a comunidade de peixes, o qual foi desenvolvido por KARR (1981) para avaliar a degradação ambiental em rios dos Estados Unidos, integrando fatores ambientais e ecológicos. Segundo o IIB, o ambiente é classificado em seis classes de qualidade de água (Excelente, Bom, Razoável, Pobre, Muito Pobre e Sem Peixes) (Anexo A). Este índice se baseou em vários atributos da comunidade de peixes para avaliar os efeitos de alteração ambiental. Tais atributos cobrem uma amplitude de níveis ecológicos de indivíduos até população, comunidades e ecossistemas, e foram relacionadas a três categorias de variáveis: (1) composição e riqueza de espécies; (2) composição trófica; e (3) abundância e condição morfológica dos peixes (Anexo B) (ARAÚJO, 1998). Paralelamente foram observados aspectos da anatomia externa dos peixes, para eventual detecção de anomalias, tumores, deformações ou outras doenças.

O IIB sumariza os dados das assembléias de peixes em 12 medidas (KARR, 1981). A cada atributo foi dada uma nota que variou entre 5 (situação boa), 3 (regular) e 1 (ruim), para acomodar as variações ecológicas e evolutivas de cada atributo. O valor final do índice foi representado pela soma das notas de cada medida. Essas categorias deveriam ser comparadas a valores esperados em um estuário relativamente livre de degradação, de tamanho semelhante e da mesma região ecológica. Visto que na área de estudo é impossível encontrar locais com comunidade de peixes inalterada, então se tornou necessário adotar critérios próprios tanto na composição dos atributos, quanto nas faixas de pontuação, porém com base na metodologia delineada por (ANGERMEIER & KARR, 1986). Esses critérios tomaram como base os levantamentos ictiofaunísticos realizados por MARTINS-JURAS *et al.* (1989), CASTRO (1997) e SOARES (2007) nas comunidades de peixes da Ilha do Maranhão.

Para avaliar os efeitos das alterações ambientais em ambientes estuarinos da Ilha de São Luís, tais medidas foram modificadas e adaptadas por SOUSA e CASTRO (2010), que adequaram o IIB para as condições ecológicas dos estuários da Ilha e sua adaptação foi tomada como base para aplicação desta metodologia na área de estudo.

Os autores selecionaram as características das assembléias de peixes, com as devidas adaptações às características físicas dos canais de maré da Ilha do Maranhão e à composição da ictiofauna. O IIB foi calculado para cada local e mês que foram realizadas as coletas, com base nos métodos delineados por Karr *et al.* (1986). A relação entre os 12 atributos que caracterizam o IIB com o valor final do índice de cada campanha, foi quantificada por meio de correlação linear simples. A existência da correlação foi testada pelo valor do coeficiente de correlação linear de Pearson (r), sendo consideradas significativas apenas as correlações $p < 0,05$.

Diferentemente dos métodos multivariados, estas distribuições podem extrair características universais da estrutura da comunidade, que não são função de um taxa específico presente, podendo, assim, serem relacionados a diferentes níveis de estresse biológico (CLARKE & WARWICK, 2001).

4.3.2 Tratamento dos Dados

Para todos os estudos, foram executadas análises de variância (ANOVA). Para a realização das análises paramétricas de variância, primeiramente foi testada a homocedasticidade das variâncias, através do teste de Qui-quadrado de Bartlett e a distribuição normal dos dados foi testada através do teste de Kolmogorov-Smirnov (SOKAL & ROHLF, 1995). Quando alguma das condições testadas não satisfizesse os requisitos para a realização da Análise de Variância, foi usada a transformação $\text{Log}_{(x+1)}$ ou $\sqrt{x}$, para cumprir as suposições da ANOVA. Após a transformação dos dados, a homogeneidade das variâncias e a distribuição normal foram novamente testadas. Assim, à medida que os dados apresentaram os pressupostos de homocedasticidade e normalidade, foram executadas ANOVA (uni/multifatorial) para testar as hipóteses de efeitos espaciais e temporais e se houve interação entre elas, sobre as variáveis bióticas e abióticas, determinando se houve diferenças significativas nos parâmetros da comunidade. Posteriormente, foi utilizado o teste de comparações múltiplas de Tukey ($p < 0,05$), para determinação de quais médias foram significativamente diferentes, toda vez que a hipótese nula foi rejeitada (ZAR, 1996). Nos casos em que algum dos pressupostos da ANOVA não foi atendido, utilizou-se o teste não-paramétrico de

Kruskall-Wallis, para comparar uma variável de cada vez (DAY & QUINN, 1989; ZAR, 1996).

As análises foram realizadas utilizando o pacote computacional STATISTICA, versão 7.0 (Statsoft Corp).

4.3.3 Análise Multivariada

As técnicas de análise multivariada objetivam detectar e descrever padrões estruturais, espaciais e temporais que são úteis na ordenação das assembléias de peixes, permitindo que variáveis biológicas implícitas entre grupos ou indivíduos, possam ser mais facilmente detectadas e interpretadas através de técnicas que evidenciam e hierarquizam os fatores responsáveis pela variabilidade dos dados e da estrutura do sistema estudado (CAVALCANTI & LOPES, 1993; REIS, 1988; VALENTIN, 2000). Através dessas técnicas, também pode ser analisada a discriminação entre grupos intra-específicos ou populações geográficas, obtidas em conjunto com as variáveis medidas (SHIBATTA & GARAVELLO, 1993; CAMPELLO & BEMVENUTI, 2002).

O interesse da utilização destas técnicas é verificar como a comunidade de peixes se relacionam, ou seja, o quanto estas são semelhantes levando em consideração, a influência dos canais de maré, as variáveis ambientais e a época do ano, em relação à estrutura da comunidade de peixes (CHRISTOFOLETTI *et al.*, 2005).

Segundo as recomendações de CLARKE & WARWICK (2001), o número de espécies foi reduzido, para remover os efeitos provocados pelas espécies raras, restando para as análises estatísticas, somente aquelas que apresentaram acima de 1% do número efetivo de ocorrências (TER-BRAAK, 1990).

Para explicar a distribuição das assembléias de peixes nos canais de maré, foram realizadas, uma análise de agrupamento (cluster) e uma ordenação de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), sendo que esta última foi baseada na semelhança de distribuição das espécies. Estas análises permitiram à identificação das assembléias que frequentam os canais de maré do estuário do rio Paciência, com base na similaridade da densidade em relação aos três canais de maré analisados e aos bimestres que foram realizadas as capturas.

A análise de agrupamento (cluster) é uma técnica multivariada que engloba diferentes algoritmos de classificação para organizar informações sobre variáveis e formar grupos homogêneos ("to cluster" = agrupar) (MELO, 2009). Essa análise consiste em uma técnica exploratória, descritiva, para agrupar indivíduos ou amostras em grupos, de modo que as observações de um mesmo grupo pareçam-se mais entre si do que com as observações de outros grupos (HAIR *et al.*, 2005). Sendo utilizada quando se deseja explorar as similaridades, definindo-se grupos que consideram simultaneamente, todas as variáveis observadas em cada indivíduo, entre as espécies de peixes, ou todos os indivíduos nos quais foram feitas as medidas, entre as amostras realizadas (CHRISTOFOLETTI *et al.*, 2005).

O algoritmo de agrupamento utilizado foi o hierárquico aglomerativo, através do método do centróide, onde os objetos, inicialmente isolados, foram reunidos em um grande grupo de amostras e de acordo com a similaridade entre as amostras foram formando grupos menores, seguindo uma hierarquia de importância, resultando em uma árvore hierárquica (dendrograma), onde no eixo x foram representadas as amostras e no eixo y o grau de similaridade em porcentagem (VIANA, 2006; LIMA, 2007). O critério da fusão entre os grupos foi a relação entre o grau de maior similaridade entre eles (VALENTIN, 2000).

A estrutura da comunidade foi avaliada por meio da estimativa da distância entre os objetos, usando a distância de Hellinger, como critério de agrupamento (CLARKE & WARWICK, 2001). A vantagem de se usar essa medida de distância, é que ela depende somente do par tratado, não sendo alterada quando um conjunto estendido é considerado e não dependendo do tamanho da amostra, existindo flexibilidade na escolha dos pesos. Sendo que ela também preserva melhor a distância no espaço reduzido (RAO, 1995).

O teste de Perfil de Similaridade (SIMPROF) que explora a estrutura multivariada dos dados foi executado como teste de permutação da hipótese nula (pelo menos para ≥ 1000 permutações), juntamente com a análise de agrupamento, procurando uma evidência estatisticamente significativa ($p < 0,05$), de conjuntos "verdadeiros" nos grupos formados.

Posteriormente, para confirmar os agrupamentos e identificar possíveis padrões na estrutura temporal e espacial da comunidade de peixes dos canais de maré

estudados, os dados da matriz de distância, foram submetidos a uma ordenação de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) (VALENTIN, 2000; CLARKE & WARWICK, 2001). A proposta da análise de nMDS foi construir um “mapa” de configuração das amostras em um número específico de dimensões, o qual tentou satisfazer todas as circunstâncias impostas pela matriz de (dis) similaridade (CLARKE & WARWICK, 2001).

O método nMDS levou em consideração a ocorrência e densidade das espécies durante o ordenamento, e distribui espacialmente os sistemas (espécies ou amostras) de tal maneira que a ordem das distâncias esteja de acordo com a ordem das associações (LEGENDRE & LEGENDRE, 1998; CLARKE & WARWICK, 2001), ou seja, sistemas similares aparecem com coeficientes de valores próximos, em um plano bi ou tridimensional. A seleção dos grupos ocorreu a partir da análise conjunta do dendrograma e do gráfico gerado pelo MDS não métrico. Por meio desta análise obteve-se um índice de confiança (stress) que foi utilizado como medida da representatividade dos agrupamentos, determinando o grau de proximidade da representação gráfica aos dados reais. Valores de stress abaixo de 0,20 indicam uma boa ordenação sem qualquer perspectiva real de interpretação enganosa. Entretanto, valores no limite superior deste intervalo reduzem a confiança na interpretação dos detalhes da representação gráfica, sugerindo a superposição de agrupamentos como complementação da análise (CLARKE & WARWICK, 2001).

Após o agrupamento e o ordenamento, a análise de percentual de similaridade (SIMPER) foi computada a fim de identificar quais espécies contribuíram para a formação dos grupos. Esta análise foi feita com o objetivo de identificar as espécies que, primariamente, são responsáveis para discriminação entre dois grupos de amostras observadas na análise de aglomeração e identificar a importância de cada espécie dentro do grupo formado através do produto entre a dissimilaridade e o desvio padrão (CLARKE & GORLEY, 2001). A análise evidenciou a contribuição das espécies responsáveis pela similaridade (até o nível de 50% de contribuição) dentro de cada grupo e entre os grupos formados a partir da análise de *cluster* e pelo nMDS. A percentagem de dessemelhança entre conjuntos (espécies mais discriminantes), juntamente com a lista ordenada de espécies por grupo apresentou uma avaliação da distinção da ictiofauna para cada agrupamento de amostras, onde foi calculada a

contribuição de cada uma, através de sua ocorrência relativa em cada grupo (CLARKE & WARWICK, 2001).

Numa tentativa de demonstrar até que ponto os dados físico-químicos e os nutrientes inorgânicos dissolvidos considerados individualmente e combinados, influenciam na distribuição espaço-temporal da ictiofauna estuarina e podem explicar os padrões biológicos observados, as matrizes dos dados bióticos e abióticos foram comparadas através da Análise de Co-Inércia (COIA). Esta aplicação revelou quais as variáveis abióticas mais importantes para a estruturação das espécies nos canais de maré do estuário do rio Paciência. Para realização desta análise, primeiramente a matriz de dados bióticos foi convertida em valores de presença/ausência, para evitar a influência da frequência de cada espécie. Todos os dados foram agrupados por canal de maré e período hidrológico (chuvoso e estiagem). Posteriormente, as matrizes foram submetidas separadamente a uma Análise de Componente Principal, com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados, com a menor perda de informação de sua estrutura original, a fim de encontrar padrões na estrutura da assembléia de peixes, relacionados às variáveis ambientais (McCUNE & GRACE, 2002).

No caso da ictiofauna uma PCA foi realizada através de uma matriz de variância-covariância, que é recomendada quando dados faunísticos são medidos usando o mesmo tipo unidade. Já para as variáveis ambientais, a PCA foi realizada usando matriz de correlação, que permite a comparação de dados medidos em unidades diferentes (DOLÉDEC & CHESSEL, 1991). A colinearidade, entre as variáveis ambientais, resultante da PCA, foi testada através do coeficiente de correlação de Spearman (ZAR, 1998). Os eixos Componentes Principais, formados por uma função linear de todos os descritores ponderados em relação à sua contribuição na formação do eixo, refletiram uma porcentagem da variabilidade total dos dados amostrados (FÁVARO, 2004). Foram consideradas variáveis importantes para a interpretação da análise, aquelas que apresentaram combinações lineares nos componentes principais 1 e 2. A contribuição em cada eixo forneceu uma visão clara de quais variáveis podem ficar juntas e quantas variáveis podem ser consideradas impactantes para o estudo.

Os resultados de cada PCA foram submetidos a uma Análise de Co-Inércia (COIA). Esta análise procurou os pares de eixos com covariância máxima, o que resultou na maximização simultânea da correlação e da variância projetada dos pares

dos eixos selecionados. Este procedimento garantiu que os eixos tiveram uma boa correlação entre si e um significado real em relação a cada uma das matrizes, ou seja, uma alta percentagem da variância explicada. Foram assim determinados dois conjuntos de coordenadas fatoriais das amostras: um representando a ordenação segundo as variáveis ambientais, e outro representando a ordenação segundo a presença/ausência das espécies por amostragem (CARVALHO *et al.*, 2002).

A ordenação multivariada de COIA foi usada, porque ela é sensível até quando o número de amostragens é reduzido, ajudando na identificação de padrões na assembléia de peixes, resultantes da influência das variáveis ambientais consideradas (DOLÉDEC & CHESSEL, 1994; McCUNE & GRACE, 2002). A co-estrutura, entre a assembléia de peixes e as variáveis ambientais, resultante da Análise de Co-Inércia, foi avaliada através do teste de Monte Carlo (1000 permutações; $p < 0,05$), a fim de verificar se a co-estrutura formada entre os variáveis ambientais-peixes era aleatória. O princípio do teste de Monte Carlo usado na Análise de Co-Inércia foi baseado na permutação das linhas de cada matriz. Se uma relação existe entre as linhas das matrizes, então a permutação cancelará esta relação. O critério computado para cada permutação foi a inércia total (soma das covariâncias entre pares sucessivos dos eixos). A distribuição do critério foi plotada e o valor observado (sem permutação) foi comparado a esta distribuição. A significância do teste foi dada diretamente pela frequência das permutações que indica um valor do critério, comparado ao observado (THIOULOUSE *et al.*, 1996).

O tratamento estatístico dos dados foi realizado e fundamentado nas técnicas multivariadas, utilizando os pacotes computacionais; PRIMER 6.0 (software ©PRIMER-E Ltd) e ADE-4 (software livre) (THIOULOUSE *et al.*, 2001).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A. N. Geomorfologia da região Corredor Carajás-São Luiz. In: (Ed.). **Carajás. Desafio Político, Ecologia e Desenvolvimento**. São Paulo: CNPq, 1986. p.88-123.

ALMEIDA, Z. S. **Os recursos pesqueiros marinhos e estuarinos do Maranhão: biologia, tecnologia, socioeconomia, estado de arte e manejo**. 2008. 283 p. Tese

(Doutorado). Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará, Belém.

AMINOT, A.; CHAUSSEPIED, M. **Manuel des analyses chimiques en milieu marin**. 1983.

ANGERMEIER, P. L.; KARR, J. R. Applying an index of biotic based on stream-fish communities: considerations in sampling and interpretation. **North American Journal of Fisheries**, v. 6, p. 418-429, 1986.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 547-558, 1998.

AZEVEDO, A. C. G. D.; FEITOSA, F. A. N.; KOENING, M. L. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 3, p. 870-877, 2008.

BARLETTA, M. **Seasonal changes of density, biomass and species composition of fishes in different habitats of the Caeté estuary (North Brazilian coast-east Amazon)**. 1999. 115 p. ZMT Bremen Contribution Bremen

BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U.; HUBOLD, G. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). **Marine Ecology Progress Series**, v. 256, p. 217-228, 2003.

BASTOS, R. B.; FEITOSA, F. A. N.; MUNIZ, K. Variabilidade espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrológica no estuário do rio Una (Pernambuco-Brasil). **Tropical Oceanography**, v. 33, p. 1-18, 2005.

BRANCO, E. S.; FEITOSA, F. A. N.; FLORES-MONTES, M. J. Variação sazonal e espacial da biomassa fitoplanctônica relacionada com parâmetros hidrológicos no estuário de Barra das Jangadas (Jaboatão dos Guararapes - Pernambuco - Brasil). **Tropical Oceanography**, v. 30, p. 79-96, 2002.

BUENO, A. A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, p. 115-125, 2003.

CAMPELLO, F. D.; BEMVENUTI, M. A. Diferenciação morfométrica e osteológica entre *Ramnogaster arcuata* (Jenyns) e *Platanichthys platana* (Regan) (Teleostei, Clupeidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 3, n. 19, p. 757-766, 2002.

CARDOSO, G. M. **Uso de geotecnologias como subsídio a plano diretor de drenagem: estudo de caso de bacias hidrográficas dos rios Anil e Paciência – MA**. 2007. 60 p. Monografia (Graduação). Ciências Aquáticas, Universidade Federal do Maranhão, São Luís.

CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. Rome: FAO, 2002. 600

CARVALHO, P.; FIGUEIRA, R.; JONES, M.; SÉRGIO, C.; SIM-SIM, M. Biodiversidade da vegetação epifítica líquênica no litoral alentejano. Área de sines. **Portugaliae Acta Biologica**, v. 20, p. 225-248, 2002.

CASTRO, A. C. L. Características ecológicas da ictiofauna da ilha de São Luís - MA. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 10, p. 1-18, 1997.

_____. Diversidade da assembléia de peixes em igarapés do estuário do rio Paciência (MA – Brasil). **Atlântica**, v. 23, p. 39-46, 2001.

CASTRO, A. C. L.; CASTRO, K. D. D.; PORTO, H. L. R. Distribuição da assembléia de peixes na área de influência de uma indústria de alumínio na Ilha de São Luís – MA. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 43, n. 2, p. 71 - 78, 2010.

CEPENE. **Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Brasil – 2005**. Tamandaré: IBAMA/CEPENE, 2007.

CERVIGÓN, F.; CIPRIANI, R.; FISCHER, W.; GARIBALDI, L.; HENDRICKX, M.; LEMUS, A. J.; MÁRQUEZ, R.; POUTIERS, J. M.; ROBAINA, G.; RODRÍGUEZ, B. **FAO species identification sheets for fishery purposes: Field guide to the commercial marine and brackish-water resources of the northern coast of South America**. Rome: FAO, 1993.

CHRISTOFOLETTI, S. R.; THOMAZELLA, H. R.; MORENO, M. M. T.; MASSON, M. R. Utilização da análise estatística multivariada no tratamento de dados aplicados a matérias-primas cerâmicas. **Revista do Instituto Geológico**, v. 26, p. 19-29, 2005.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Software PRIMERv6: User Manual/Tutorial**. Plymouth: 2001. 91 p.

CLARKE, K. R.; SOMERFIELD, P. J.; GORLEY, R. N. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 366, n. 1-2, p. 56-69, 2008.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation**. United Kingdom: Natural Environment Research Council, 2001. 144 p.

D'ABBEVILLE, C. **História da missão dos padres capuchinhos na Ilha do Maranhão e terras circunvizinhas**. São Paulo: EdUSP, 1975.

DAY, R. W.; QUINN, G. P. Comparisons of treatments after analysis of variance in ecology. **Ecological Monographs**, v. 59, p. 433–463, 1989.

DOLÉDEC, S.; CHESSEL, D. Recent developments in liner ordination methods for environmental sciences. **Advances in Ecology**, v. 1, p. 133-155, 1991.

_____. Co-inertia analyses: an alternative method for studying species-environment relationship. **Freshwater Biology**, v. 31, p. 277-294, 1994.

ELLIOTT, M.; WHITFIELD, A. K.; POTTER, I. C.; BLABER, S. J. M.; CYRUS, D. P.; NORDLIE, F. G.; HARRISON, T. D. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. **Fish and Fisheries**, v. 8, n. 3, p. 241-268, 2007.

FAUSCH, K. D.; LIONS, J.; KARR, J. R.; ARGEMEIERE, P. L. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: ADAMS, S. M. (Ed.). **Biological indicators of stress in fish**. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society Symposium, v.8, p.123-144. 1990.

FÁVARO, L. F. **A ictiofauna de áreas rasas do complexo estuarino baía de Paranaguá, Paraná**. 2004. 80 p. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação de Ecologia e Recursos Naturais, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos

FERREIRA, H. O. **Contribuição ao estudo das correntes de maré do estreitos de Coqueiros e Mosquitos**. São Luís: LABOHIDRO: 7 p. 1989.

FROESE, R.; PAULY, D. **FishBase. World Wide Web electronic publication**. 2010. Disponível em: <<http://www.fishbase.org>> version (03/2010). Acesso em 18.05.2010.

FSADU. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Polo Ecoturístico Floresta dos Guarás**. Universidade Federal do Maranhão/ Fundação Sôsa André de Apoio e Desenvolvimento da UFMA/ Laboratório de Hidrobiologia. São Luís, 286 p. 2001

GASALLA, M. D. L. A.; SOARES, L. S. H. Comentários sobre os estudos tróficos de peixes marinhos no processo histórico da ciência pesqueira e modelagem ecológica. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 27, n. 2, p. 243-259, 2001.

GIARRIZZO, T.; KRUMME, U. Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, North Brazil. **Bulletin of Marine Science** v. 80, n. 3, p. 739–754, 2007.

HAIR, J. F.; TATHAM, R. L.; ANDERSON, R. E.; BLACK, W. **Multivariate Data Analysis**. 5ª. New Jersey: Prentice-Hall, 2005.

IBAMA. **Estatística da Pesca, 2000. Brasil: Grandes regiões e unidades da Federação**. Tamandaré: MMA/ IBAMA/CEPENE: 16 p. 2001.

_____. **Estatística da pesca, 2001. Brasil. Grandes regiões e unidades da Federação**. Tamandaré: MMA / IBAMA/CEPENE: 124 p. 2003.

_____. **Estatística da pesca, 2002. Brasil. Grandes regiões e unidades da Federação**. Tamandaré: MMA/ IBAMA/CEPENE: 129 p. 2004a.

_____. **Estatística da pesca, 2003. Brasil. Grandes regiões e unidades da Federação**. Brasília: MMA/ IBAMA: 137 p. 2004b.

_____. **Estatística da pesca, 2004. Brasil. Grandes regiões e unidades da Federação**. Brasília: MMA/ IBAMA: 136 p. 2005.

_____. **Monitoramento da atividade pesqueira no litoral do Brasil – Projeto Estatpesca**. Brasília: SEAP/PROZEE/IBAMA: 328 p. 2006.

_____. **Estatística da Pesca, 2005, Brasil: Grandes regiões e unidades da Federação**. Brasília: MMA/ IBAMA: 181 p. 2008.

CEPENE. **Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Brasil – 2003**. Tamandaré: IBAMA/CEPENE: 197 p. 2004.

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

KARR, J. R.; DUDLEY, D. R. Ecological perspective on water quality goals. **Environmental Management**, v. 11, p. 249 – 256, 1981.

KARR, J. R.; FAUSCH, K. D.; ANGERMEIER, P. L.; YANT, P. R.; SCHLOSSER, I. J. **Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale**. Urbana, USA: Illinois Natural History Survey, 28 p. 1986.

KRUMME, U.; SAINT-PAUL, U.; ROSENTHAL, H. Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil. **Aquatic Living Resources**, v. 17, p. 215–229, 2004.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. Amsterdam: Elsevier, 1998.

LIMA, C. R. A. **Utilização de técnicas multivariadas e de morfometria geométrica na discriminação de espécies do gênero *Rhinobatos* (Família Rhinobatidae) do Nordeste do Brasil**. 2007. 80 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Pernambuco, Recife.

LOWE-McCONNEL, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP, 1999. 534 p.

LUDWIG, J. A. R., J. F. **Statistical ecology: A Primer on Methods and Computing**. New York: John Wiley & Sons, 1988. 337 p.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. USA: Blackwell Science Ltd, 2004.

MARANHÃO. **Diagnóstico Ambiental da Microrregião da Aglomeração Urbana de São Luís e dos municípios de Alcântara, Bacabeira e Rosário: estudo hidrológico**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 1998. 55 p.

MARTINS JURAS, I. A. G.; JURAS, A. A.; MENEZES, N. A. Relação preliminar dos peixes da Ilha de São Luís, MA, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 4, n. 2, p. 105-113, 1987.

MARTINS-JURAS, I. A. G. **Ictiofauna estuarina da Ilha do Maranhão (MA – Brasil)**. 1989. 184 p. Tese (Doutorado). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MATOS, R. M. B.; SILVA, E. M.; BERBARA, R. L. L. **Biodiversidade e índice**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 1999.

MATTHEWS, W. J. **Patterns in freshwater fish ecology**. Chapman & Hall & International Thompson Publishing, 1998. 756 p.

McCUNE, B.; GRACE, J. B. **Analysis of ecological communities**. Gleneden Beach, Oregon: 2002.

MELO, Y. P. D. C. **Caracterização da ictiofauna durante o período seco, na Baía do Guajará e Baía do Marajó**. 2009. 107 p. Dissertação (Mestrado). Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Universidade Federal do Pará, Belém.

MENDES, H. J. G. **Aplicação de métodos e conceitos da agroecologia e da perícia ambiental no levantamento e avaliação dos impactos causados pelos agentes de poluição e atividades extrativas na bacia do rio paciência, São Luís - MA**. 2003. Dissertação (Mestrado). Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão, São Luís.

MONTELES, J. S. **Identificação de áreas potenciais á recarga de aquífero na Bacia do Paciência por meio do índice topográfico**. 2008. 50 p. Monografia (Graduação em Ciências Aquáticas). Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão, São Luís.

MORAIS, G. C. **Variação na dieta natural de *Cynoscion microlepidotus* (Pisces, Sciaenidae) capturados na região portuária da Baía de São Marcos.** 2008. 77 p. Monografia (Graduação). Departamento de Química e Biologia, Universidade Estadual do Maranhão, São Luís.

MOREIRA, I. C. N. **Impactos do extrativismo de *Anomalocardia brasiliana* (Gmelin, 1791) nos estuários dos rios Paciência e Cururuca, São Luís, Maranhão: uma visão etnoconservacionista.** 2007. 59 p. Dissertação (Mestrado). Biodiversidade e Conservação, Universidade Federal do Maranhão, São Luís.

OLIVEIRA, D. M. **A pesca artesanal da frota de Mosqueiro (Belém – Pará) e o uso do ambiente pela dourada (*Brachyplatystoma rousseauxii* - Castelnau, 1855).** 2007. 123 p. Dissertação (Mestrado). Ciência Animal, UFPA/ EMBRAPA - Amazônia Oriental/ UFRA, Belém.

PINTO, B. C. T.; G., P. M.; ARAÚJO, F. G. Effects of the proximity from an industrial plant on fish assemblages in the rio Paraíba do Sul, southeastern Brazil. **Neotropica Ichthyology**, v. 4, n. 1, p. 269-278, 2006.

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em Ecologia.** Porto Alegre: Artmed, 2000.

RAMOS, R. S.; CASTRO, A. C. L. Monitoramento das variáveis físico-químicas no cultivo de *Crassostrea rhizophorae* (Mollusca) (Guilding, 1928) no estuário de Paquatua - Alcântara/ MA, Brasil. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, v. 17, p. 29-42, 2004.

RAO, C. R. Use of Hellinger distance in graphical displays. In: TIIT, E.-M.; KOLLO, T. e NIEMI, H. (Ed.). **Multivariate statistics and matrices in statistics.** Leiden Brill Academic Publisher, p.143-161. 1995.

REIS, S. F. Morfometria e estatística multivariada em biologia evolutiva. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 5, n. 4, p. 571 - 580, 1988.

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

ROCHA FILHO, L. A. **Composição e estrutura da comunidade de peixes do Parque Estadual Marinho do Parcel de Manuel Luís, Maranhão, Brasil.** 1999. 147 p.

Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

RODRIGUES, W. C. **DivEs - Diversidade de Espécies - Guia do Usuário**. Seropédica: Entomologistas do Brasil, 2007. 9 p. Disponível em: <<http://www.ebras.bio.br/dives/>>. >.

ROOT, R. B. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. **Ecological Monographs**, v. 37, p. 317 - 350, 1967.

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

SANTOS, L. C. A. **Estudo da Bacia do Rio Paciência-MA por meio da análise cartográfica**. 2001. 178 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual Paulista - UNESP, Presidente Prudente.

SANTOS-FERNANDES, T. L.; PASSAVANTE, J. Z. O.; KOENING, M. L.; MACÊDO, S. J. Fitoplâncton do estuário do rio Jaguaribe (Itamaracá, Pernambuco, Brasil): Biomassa. **Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal do Pernambuco**, v. 26, p. 1-18, 1998.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W. **The Mathematical Theory of Communication**. Urbana: University of Illinois Press, 1949. 117

SHIBATTA, O. A.; GARAVELLO, J. C. Estudo da variação geográfica em *Salminus hilarii* Valenciennes, 1849, das Bacias do alto Paraná e São Francisco, através da análise morfométrica multivariada em componentes principais. **Naturalia**, v. 18, p. 109 - 116, 1993.

SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. In: **Nature**. London, 1949. p.688.

SOARES, L. S. **Ictiofauna do estuário do rio Paciência, Ilha do Maranhão – Brasil: Aspectos de diversidade e integridade biótica** 2007. 67 p. Monografia (Graduação). Ciências Aquáticas, Universidade Federal do Maranhão, São Luís.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. W. H. Freeman and Company, 1995. 859

SOUSA, M. R. D. J.; CASTRO, A. C. L. D. Comunidade de peixes como indicador de qualidade ambiental na área de influência da Indústria ALUMAR, Ilha de São Luís - MA. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, São Luís, v. 23, n. 2, 2010.

STRIDE, R. K. **Diagnóstico da pesca artesanal marinha do estado do Maranhão**. São Luís: CORSUP/EDUFMA, 1992.

STRIDE, R. K.; ALVES, M. I. M.; RAPOSO, L. A. B. **Pesca experimental de camarão com redes tresmalhos no litoral maranhense**. CORSUP/EDUFMA, 1993. 125 p.

SUDENE. **Pesquisas dos recursos pesqueiros da plataforma continental maranhense**. Recife: Divisão de Reprografia: 67 p. 1976.

_____. **Pesquisas dos Recursos Pesqueiros da Plataforma Continental Maranhense**. Recife: SUDENE/ Governo do Estado do Maranhão. Séries de Estudos de Pesca, 6: 67 p. 1983.

TER-BRAAK, C. J. F. **Updated notes: CANOCO version 3.10**. Wageningen: Agricultural Mathematics Group, 1990. 35 p.

THIOULOUSE, J.; CADET, P.; ALBRECHT, A. The use of permutation tests in co-inertia analysis: Application to the study of nematode-soil relationships. **Biometric Bulletin**, v. 13, p. 10, 1996.

THIOULOUSE, J.; CHESSEL, D.; DOLEDEC, S.; OLIVER, J. M.; GOREAUD, F.; PELESSIER, R. **Ecological data analysis: exploratory and Euclidian in Environmental Sciences**. Version 2001 ©CNRS 1995–2001. 2001.

TROVÃO, J. R. **Transformações sociais e econômicas no espaço rural da ilha do Maranhão**. 1995. 178 p. Tese (Doutorado). Instituto de Geociências e Ciências Exatas, UNESP, Rio Claro.

URAMOTO, K.; WALDER, J. M. M.; ZUCCHI, R. A. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de *Anastrepha* (Diptera: Tephritidae) no campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. **Neotropical Entomology**, v. 34, p. 33-39, 2005.

VALENTIM, J. L. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de**

dados. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2000. 118 p.

VAZZOLER, A. E. A. M. **Biologia e reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática.** Editora da Universidade Estadual de Maringá, 1996. 169 p.

VIANA, A. P. **Ictiofauna como indicadora da qualidade ambiental na baía do Guajará (Belém-PA), estuário amazônico.** 2006. 160 p. Dissertação (Mestrado). Ciência Animal, Universidade Federal do Pará, Belém.

VIANA, A. P. *et al.* Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon estuary. **Journal of Fish Biology**, v. 76, n. 3, p. 467-486, 2010.

WARWICK, R. M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. **Marine Biology**, v. 92, p. 557-562, 1986.

YÁÑEZ-ARANCIBIA, A.; LARA-DOMÍNGUEZ, A. L.; ROJAS-GALAVIZ, J. L.; SÁNCHEZ-GIL, P.; DAY JR., J. W.; MADDEN, C. J. Seasonal biomass and diversity of estuarine fishes coupled with tropical habitat heterogeneity (southern Gulf of Mexico). **Journal of Fish Biology**, v. 33, p. 191-200, 1988.

YEMANE, D.; FIELD, J. G.; LESLIE, R. W. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. **ICES Journal of Marine Science**, v. 62, p. 374-379, 2005.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis.** 3rd. New Jersey: Prentice Hall International Editions, 1996. 662

_____. **Biostatistical Analysis.** Prentice Hall, 1998.

CAPÍTULO II: CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA DE TRÊS CANAIS DE MARÉ DO ESTUÁRIO DO RIO PACIÊNCIA, ILHA DE SÃO LUÍS – MA



Artigo submetido para publicação no periódico **ARQUIVOS DE CIÊNCIAS DO MAR** ISSN 0374-5686 (impresso). Foram respeitadas todas as normas de apresentação de artigos da revista, excetuando-se as Margens, para fins de padronização do layout de apresentação desta tese. Normas de publicação no [ANEXO C](#).

CARACTERIZAÇÃO DA ICTIOFAUNA DE TRÊS CANAIS DE MARÉ DO ESTUÁRIO DO RIO PACIÊNCIA, ILHA DE SÃO LUÍS – MA

Characterization of ichthyofauna in three tidal creeks of Paciência River estuary, São Luís Island, Maranhão, Brazil

Milton G. Silva Júnior¹; Antonio Carlos L. Castro² & Ulrich Saint-Paul³

RESUMO

Os canais de maré de ecossistemas estuarinos funcionam como importantes áreas de refúgio, alimentação e crescimento para várias espécies de peixes. Este trabalho teve como objetivo determinar as distribuições espaciais e temporais da ictiofauna e explicar as características comportamentais e ecológicas das principais espécies que ocupam os canais de maré estudados. As pescarias foram realizadas bimestralmente entre Janeiro/2006 e Setembro/2007 durante a maré vazante. Foram capturados com o auxílio de redes de emalhar e tapagem 12.219 indivíduos pertencentes a 55 espécies de peixes. Sciaenidae, Ariidae, Carangidae, Engraulidae e Mugilidae foram as famílias que apresentaram maior riqueza de espécies. Dez espécies dominaram nas áreas amostradas, totalizando 81,3% de todas as capturas, com destaque para *Ariopsis bonillai* e *Cetengraulis edentulus*, que apresentaram maior contribuição para a formação dos grupos de similaridade, sendo que *Stellifer naso* e *Cynoscion acoupa* foram os maiores responsáveis pelas diferenças na densidade da assembléia de peixes. Considerando o grau de maturação, 66% dos peixes capturados foram representados por indivíduos jovens. Das espécies que ocorreram nos quatro estádios de maturação, apenas *Cathorops spixii* obteve uma alta densidade de indivíduos adultos, devido a sua migração reprodutiva.

Palavras-chaves: Peixes, gradiente estuarino, Maranhão

ABSTRACT

Tidal creeks in estuarine ecosystems are important areas of refuge, feeding and growth for various fish species. The aim of the present study was to determine the spatial and temporal distribution of fish fauna and explain the behavioral and ecological characteristics of species that occupy tidal creeks. Sampling was carried out bimonthly between January 2006 and September 2007 during ebb tide. Using block nets and gillnets, 12,219 individuals belonging to 55 species of fish were captured. Sciaenidae, Ariidae, Carangidae, Engraulidae and Mugilidae were the families with the greatest species richness. Ten species dominated the samples, accounting for 81.3% of the total catch, highlighting *Ariopsis bonillai* and *Cetengraulis edentulus*, which made a major contribution to the formation of groups of similarity. *Stellifer naso* and *Cynoscion acoupa* were responsible for the greatest differences in the density of the fish assemblage. Regarding maturation stage, 66% of the caught fish were juveniles. Among the species that occurred in all four stages of maturation, only *Cathorops spixii* obtained a high density of adults due to its reproductive migration.

Key words: Fish, estuarine gradient, Maranhão

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Universidade Federal do Pará – PPGEAP/UFPA. Rua Augusto Corrêa, s/n. Bairro: Guamá. CEP: 66075-110. Belém - PA; Email: peixista@yahoo.com.br. Bolsa CNPq 141642/2008-4

² Departamento de Oceanografia e Limnologia, Universidade Federal do Maranhão – DEOLI/UFMA. Av. dos Portugueses s/n, CEP 65080 – 040. São Luís - MA; Email: alec@ufma.br

³ Leibniz Center for Tropical Marine Ecology (ZMT), Fahrenheitstr. 6, 28359 Bremen, Germany; Email: ulrich.saint-paul@zmt-bremen.de

INTRODUÇÃO

Os Estuários são ecossistemas de transição entre o continente e o oceano. A hidrodinâmica desses ambientes está sujeita à intensa ação da descarga de água proveniente do continente associada às correntes de fluxo e de derrame da plataforma interna, juntamente com o atrito das margens e da irregularidade do assoalho estuarino (Miranda *et al.*, 2002; Oliveira-Silva *et al.*, 2008). As oscilações de maré proporcionam, além da mistura das águas, o desenvolvimento vertical do corpo do estuário, que promovem a ciclagem dos nutrientes produzidos pelo manguezal. Esse conjunto de fatores é essencial ao desenvolvimento dos recursos pesqueiros de importância econômica e ambiental.

A alta produtividade dos ambientes estuarinos pode ser atribuída à regeneração rápida dos nutrientes e aos insumos externos trazidos pelos rios e fluxos de marés (Ricklefs, 2003). Segundo Barletta-Bergan *et al.* (2002) e Ikejima *et al.* (2003), essas características, credenciam os estuários como criadouro de diversas espécies de peixes, inclusive de importância comercial.

Com base no comportamento das espécies relacionado ao seu ciclo reprodutivo, tempo de permanência e migração, as espécies presentes, são classificadas como residentes, transitórias ou migradoras, sendo consideradas membros sazonais das comunidades estuarinas (Castro, 1997). Estas comunidades podem também utilizar este habitat, estritamente como via de migração entre áreas de alimentação e desova, utilizando os canais entre as florestas de manguezais, através do fluxo da maré (Costa *et al.*, 1994). Os canais de maré então funcionam como ambientes de criação, selecionados por algumas espécies de peixes para o seu crescimento, sendo importantes áreas de refúgio e alimentação, por fornecerem proteção, devido à baixa transparência (Paterson & Whitfield, 2000; Manderson *et al.*, 2004).

As comunidades ictiofaunísticas representam um componente dominante da macrofauna da biota estuarina, constituindo cerca de 99% das espécies nectônicas e desempenhando um importante papel ecológico neste sistema (Andrade-Tubino *et al.*, 2008). Os autores consideram os peixes importantes, pois conduzem energia dos níveis tróficos inferiores para os superiores, trocam e/ou armazenam energia com os ecossistemas vizinhos, através das espécies que penetram nos estuários e passam grande parte de suas vidas nestes ambientes.

Muitos estudos têm focado nos seus modelos de distribuição espacial e temporal, pois alguns mecanismos acabam influenciando essa distribuição nos sistemas costeiros (Martino & Able, 2003). Assim, a variação espacial, garante uma não uniformidade da comunidade ao longo de diversos pontos do estuário e a temporal, o movimento da assembléia de peixes entre as zonas de maré, o que reduz a competição trófica, favorecendo o crescimento das espécies (Oliveira-Neto *et al.*, 2004).

Identificar a estrutura das assembléias de peixes e entender como distúrbios nas características físicas, químicas e biológicas dos habitats estuarinos alteram os padrões de distribuição, alimentação, crescimento, reprodução e comportamento tanto de espécies transientes quanto de espécies residentes, é essencial para gerenciar o ecossistema (Whitfield & Elliot, 2002; Vendel *et al.*, 2003).

Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo caracterizar as estratégias de utilização da ictiofauna em três canais de maré do estuário do rio Paciência na Ilha de São Luís – MA, para determinar as distribuições espaciais e temporais e explicar as características comportamentais e ecológicas das principais espécies que ocupam estes ambientes.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estuário do rio Paciência possui aproximadamente 58 km de perímetro, com 11 km de comprimento e área de 5 km² e está localizado entre as coordenadas 2° 23' e 2° 32' Sul e 44° 1' e 44° 7' Oeste (Figura 1) (Maranhão, 1998).

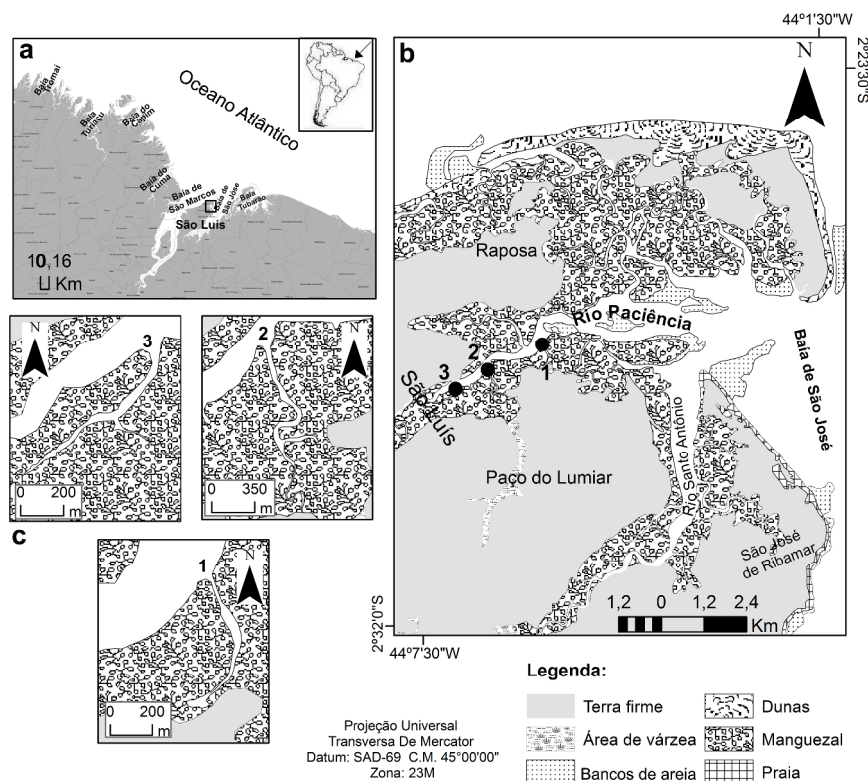


Figura 1 - (a) Localização da Ilha do Maranhão, (b) estuário do rio Paciência, (c) Canais de maré: (1) Iguaíba, (2) Grande, (3) Cristóvão.

O clima é tropical chuvoso, tendo 2325 mm de precipitação média anual ANA (2009), com um período chuvoso de janeiro a junho e estiagem de julho a dezembro. A área de inundação (m^2) dos canais, para uma fase de maré vazante média foi medida para cada canal usando o programa SPRING 5.1.3.

Coleta de dados

Foram efetuadas capturas nos canais de maré, (1) Iguaíba, (2) Grande e (3) Cristóvão (Figura 1), entre janeiro/2006 e setembro/2007, com frequência bimestral. Os locais de captura foram definidos de forma a amostrar os trechos inferior, médio e superior do estuário do rio Paciência. As pescarias foram realizadas bimestralmente durante a maré vazante, na fase da lua de Quarto Crescente, em períodos diurnos, utilizando redes de emalhar com (110 a 220 m de comprimento, 4,4 a 5,5 m de altura, e tamanho de malha de 2 a 10 cm entre nós opostos), por três horas. Outro apetrecho utilizado foi a rede de tapagem de canal de maré com (100 a 200 m de comprimento, 4 a 5 m de altura e tamanho de malha de 2 cm entre nós opostos), que ficou geralmente 1 m acima do nível da água na preamar, totalizando um esforço de seis horas.

Para cada espécime coletado foi determinado o comprimento total e o peso, quando possível, realizou-se a identificação macroscópica do sexo e do estágio de maturação gonadal, adotada por (Vazzoler, 1996): Estádio A, imaturo, estágio B, em maturação, estágio C, maduro e estágio D, esgotado. Os indivíduos com gônadas amadurecidas e desovadas (estádios C e D, respectivamente) foram considerados adultos, indivíduos com gônadas imaturas (estádio A e B), foram considerados jovens. Todos os peixes foram identificados em nível de espécie, com base na literatura especializada e padronizados segundo informações do Fishbase (Froese & Pauly, 2010). Espécimes testemunho foram depositados na coleção científica do Laboratório de Hidrobiologia do Departamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Maranhão.

Nos mesmos locais e bimestre em que foram realizadas as capturas da ictiofauna, amostras foram coletadas na camada superficial de água, para determinação *in situ* dos parâmetros salinidade, temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L) e pH, através do kit multiparâmetro Horiba U-10.

Análise dos Dados

A partir dos resultados obtidos, as capturas em abundância e peso foram padronizadas para densidade (D) (nº indiv./m²) e biomassa (B) (g/m²).

Para a caracterização ecológica da relação da densidade das espécies nas comunidades ícticas amostradas, foram empregados índices definidos por (Simpson, 1949), que estimam a diversidade (λ), para detectar se existe dominância entre as espécies e equitabilidade (E_s), para medir a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies, e a riqueza das mesmas (d'), através da combinação do número de espécies amostradas e a densidade total encontrada, segundo (Margalef, 1992). Os atributos ecológicos da comunidade foram estimados, para comparar a composição das espécies de acordo com as variações espaciais (canais de maré) e temporais (meses de captura), com o objetivo de avaliar as mudanças sobre a comunidade biológica.

Para a realização de análises paramétricas de variância, primeiramente foi testada a homocedasticidade das variâncias, através do teste de Qui-quadrado de Bartlett e a distribuição normal dos dados foi testada através do teste de Kolmogorov-Smirnov (Sokal & Rohlf, 1995). Assim, à medida que os valores médios apresentaram

os pressupostos de homocedasticidade e normalidade, foram executadas as análises de variância uni/multifatorial (ANOVA [Teste F]) para testar as hipóteses de efeitos espaciais e temporais e se houve interação entre elas, sobre as variáveis abióticas, biomassa, densidade, número de espécies, diversidade, equitatividade e riqueza de espécies da ictiofauna, determinando se houve diferenças significativas nos parâmetros da comunidade.

Quando alguma das condições testadas não satisfizesse os requisitos para a realização da análise de variância, foram usadas as transformações $\log_{(x+1)}$ ou raiz quarta, para cumprir as suposições da ANOVA. Após a transformação dos dados, a homogeneidade das variâncias e a distribuição normal foram novamente testadas. Mas quando satisfeitos os requisitos necessários, as análises de variâncias foram realizadas, e encontrando diferenças significativas, em seguida foi utilizado o teste de Tukey, para determinar quais médias apresentaram-se significativamente diferentes. Para os dados heterocedásticos utilizou-se o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis (Teste H), para comparar uma variável de cada vez.

O número de espécies foi reduzido, para remover os efeitos provocados pelas espécies raras, restando para as análises estatísticas, somente aquelas que apresentaram acima de 1% do número efetivo de ocorrências (Ter-Braak, 1990).

Para explicar a distribuição da assembléia de peixes em escala temporal, foi realizada, uma análise de agrupamento (*cluster*), que explora as similaridades e uma ordenação de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), baseada na semelhança de distribuição das espécies. O teste de Perfil de Semelhança (SIMPROF) foi executado como teste de permutação da hipótese nula, juntamente com a análise de agrupamento, procurando uma evidência estatisticamente significativa ($p < 5\%$), de conjuntos “verdadeiros” nos grupos formados. Estas análises permitiram a identificação das assembléias que frequentam o estuário do rio Paciência, com base na similaridade da densidade em relação aos três canais de maré analisados e aos bimestres que foram realizadas as capturas. Para essas análises os dados biológicos de densidade foram transformados em $\log_{(x+1)}$, permutando a contribuição de espécies e a estrutura da comunidade foi avaliada usando a distância de Hellinger, como critério de agrupamento conforme Legendre & Legendre (1998) e Clarke & Warwick (2001).

A análise de percentual de similaridade (SIMPER) foi computada a fim de identificar quais espécies foram mais similares para a formação dos grupos e as mais discriminantes, demonstrando a dissimilaridade entre esses grupos. A análise evidenciou a contribuição das espécies até o nível de 50%, dentro e entre os grupos formados de acordo com Clarke & Warwick (2001). As análises foram realizadas utilizando-se os programas DivEs 2.0, Primer 6.0 e Statistica 7.0.

RESULTADOS

Parâmetros Ambientais

A partir dos dados obtidos no trabalho de campo, observou-se que a salinidade, a temperatura, o oxigênio dissolvido e o pH não apresentaram uma variação significativa entre os canais de maré, durante o período estudado, muito embora estas variações estejam presentes na região estuarina.

A salinidade apresentou uma grande amplitude de variação (11,5 a 35,0), com o mês de maio/07, apresentando a menor salinidade e o mês de setembro/07, sendo o mais salino, respectivamente (Figura 2a). Foram encontradas diferenças significativas entre os meses de coleta ($H=29,43$, $p<0,05$), constatando, uma variação sazonal significativa com os menores valores no mês de maio/2007 (período chuvoso), e os valores máximos entre novembro/2006 e setembro/2007 (período de estiagem). A salinidade também apresentou um gradiente decrescente na escala temporal entre os canais de maré, com exceção do mês de maio/2007 (Figura 2a).

A temperatura apresentou diferença significativa ($H=23,68$, $p<0,05$) entre os meses que foram realizadas as coletas. Nos canais de maré estudados ela demonstrou o padrão sazonal esperado, com as menores medidas 25,0 e 26,0°C nos meses de janeiro e março/06 (período chuvoso), e maior 33,0°C em setembro/07 (período de estiagem) (Figura 2b). Entre os meses de março/2006 e setembro/2007, foram observadas as maiores diferenças significativas.

O oxigênio dissolvido apresentou diferenças significativas em escala temporal ($H=24,44$ $p<0,05$), com variação expressiva entre março e julho/2007 (Figura 2c). A sua diferença mínima e máxima, ficou entre 2,38 em março/2006 e 6,8 mg/L em julho/2007, ambos no canal de maré Cristóvão. Os valores mais elevados foram determinados no período de estiagem.

Para o pH, os valores medidos também apresentaram-se significativamente diferentes ao longo do período estudado ($H=25,78$, $p<0,05$), principalmente entre os meses de janeiro/2006 e julho/2007 (Figura 2d), que correspondem ao início do período chuvoso e de estiagem, respectivamente. A água manteve-se neutra a alcalina, com uma amplitude de variação do pH entre 6,35 no canal Cristóvão em janeiro/2006 e 8,15 no Iguaíba em novembro/2006 e houve uma baixa variação nos valores de pH durante o período estudado (Figura 2d).

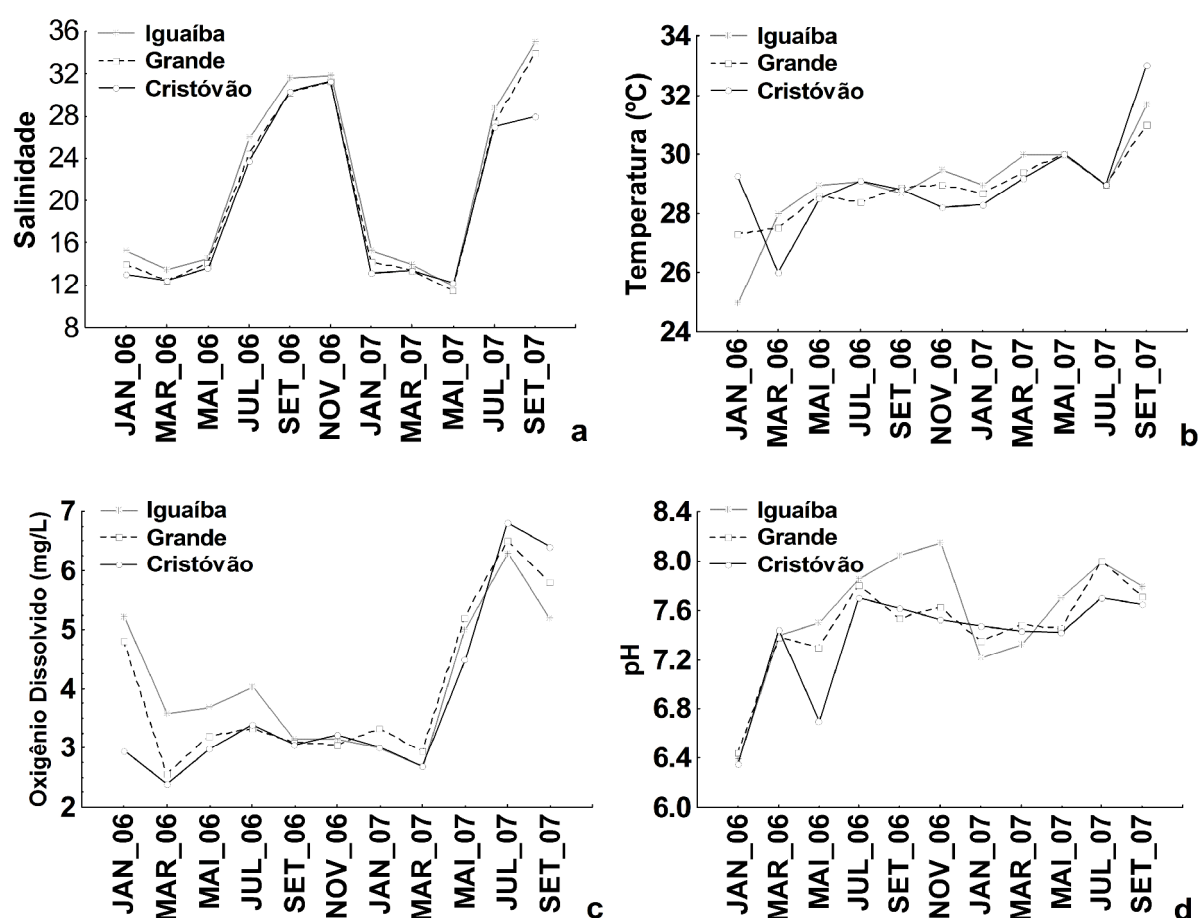


Figura 2 - Variação dos parâmetros ambientais em cada canal de maré amostrado, durante o período de janeiro/2006 a setembro/2007.

Ictiofauna

A partir das campanhas realizadas, foram identificadas 11 ordens, 27 famílias e 55 espécies de peixes, correspondendo a 12.219 indivíduos capturados. Das famílias capturadas, as que apresentaram maior riqueza de espécies, foram Sciaenidae com 10, Ariidae com 6, Carangidae com 5 e seguidas de Engraulidae e Mugilidae com 4 espécies (Tabela I).

Tabela I - Lista taxonômica com as respectivas, variação do comprimento total (CT, cm), demonstrando o intervalo (Min.- Máx), a biomassa total (BT, g.ha⁻¹) e as respectivas Médias, o número de indivíduos (N), a porcentagem do total capturado (%) e os estádios de desenvolvimento (J= juvenil; A=Adulto), das espécies de peixes capturadas entre Janeiro/06 e Setembro/07, em três canais de maré do estuário do rio Paciência. (IN) Indeterminado. (*) Sem informação.

Família/Espécie	CT (cm)		BT (g.ha ⁻¹)		Estádio	Total	
	Min - Máx	Média	BT	Média		N	%
Achiridae							
<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	7,7 - 29,2	15,7	1288,6	27,4	J-A	47	<1%
Anablepidae							
<i>Anableps anableps</i> (Linnaeus, 1758)	15,6 - 30,9	22,2	4408,6	42,4	J-A	104	<1%
Ariidae							
<i>Amphiarus rugispinis</i> (Valenciennes, 1840) (Amru)	11,5 - 29,3	15,9	1008,8	16,0	J-A	63	<1%
<i>Ariopsis bonillai</i> (Miles, 1945) (Arbo)	2,2 - 30,2	16,9	47952,5	17,6	J-A	2732	22,4
<i>Aspistor quadriscutis</i> (Valenciennes, 1840)	21,7 - 28,0	25,2	520,4	74,3	J-A	7	<1%
<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	20,2 - 24,8	22,5	25,2	12,6	J	2	<1%
<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829) (Casp)	1,0 - 23,3	12,2	6395,2	8,9	J-A	718	5,9
<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794) (Sche)	2,2 - 46,3	19,5	30112,7	28,7	J-A	1051	8,6
Aspredinidae							
<i>Aspredinichthys tibicen</i> (Valenciennes, 1840) (Asti)	15,3 - 27,4	21,9	1512,9	8,6	J-A	176	1,4
Auchenipteridae							
<i>Pseudauchenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794) (Psno)	7,9 - 21,3	13,0	1088,5	8,2	J-A	132	1,1
Batrachoididae							
<i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch & Schneider, 1801) (Basu)	3,0 - 43,5	24,3	8873,2	87,0	J-A	102	<1%
<i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876	13,5 - 18,0	15,0	206,6	34,4	J-A	6	<1%
Belonidae							
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	47,2 - 61,0	52,5	344,6	114,9	A	3	<1%
Carangidae							
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	8,2 - 24,2	13,3	407,6	14,6	J-A	28	<1%
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	8,5 - 12,5	10,9	18,3	4,6	J	4	<1%
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	11,1 - 35,4	16,3	1860,6	14,2	J-A	131	1,1
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	14	*	11,4	11,4	J	1	<1%
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758) (Trfa)	9 - 17,9	13,8	453,6	10,5	J-A	43	<1%
Centropomidae							
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	13,1 - 31,5	19,9	1240,7	31,0	J	40	<1%
<i>Centropomus pectinatus</i> Poey, 1860	14,5 - 41,3	22,0	2511,5	40,5	J	62	<1%
Cichlidae							
<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)	8,6	*	5,9	5,9	IN	1	<1%
Clupeidae							
<i>Sardinella janeiro</i> (Eigenmann, 1894)	12,5 - 15,5	14,3	64,5	10,7	IN	6	<1%
Cynoglossidae							
<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)	6,1 - 17,9	12,5	459,6	8,2	J	56	<1%
Elopidae							
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	9,8 - 34,8	27,1	1347,8	43,5	J	31	<1%
Engraulidae							
<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	12,2 - 16,5	13,7	82,1	9,1	J	9	<1%
<i>Anchovia clupeioides</i> (Swainson, 1839)	8,7 - 16,7	12,0	767,0	6,8	J	112	<1%
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829) (Ceed)	8,5 - 19,0	13,0	12044,1	7,6	J-A	1586	13,0
<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linnaeus, 1766) (Ptat)	5,7 - 17,8	13,2	89,3	5,6	J-A	16	<1%
Ephippidae							
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	5,3 - 21,0	10,0	1109,6	15,9	J	70	<1%
Gerreidae							
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	1,2 - 22,9	11,7	9858,5	10,0	J	987	8,1
Haemulidae							
<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790) (Gelu)	7,4 - 23,4	13,0	7067,7	17,8	J-A	397	3,2
<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	9,7 - 16,7	14,5	1919,7	24,0	J-A	80	<1%
Loricariidae							
<i>Pterygoplichthys joselimaianus</i> (Weber, 1991)	15,3 - 44,5	28,2	582,5	64,7	A	9	<1%
Lutjanidae							
<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801) (Lujo)	12,0 - 23,6	16,9	912,4	31,5	J-A	29	<1%
Megalopidae							
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	37,6	*	100,3	100,3	IN	1	<1%
Mugilidae							

<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836 (Mucu)	7,6 - 30,2	17,7	13452,2	20,5	J-A	657	5,4
<i>Mugil gaimardianus</i> Desmarest, 1831	2,1 - 26,0	17,6	1286,9	21,1	J	61	<1%
<i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830	19,1 - 43,0	31,1	135,1	67,5	J-A	2	<1%
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	27,5 - 55,6	41,6	100,8	50,4	J	2	<1%
Muraenidae							
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	26,8 - 79,5	60,7	147,5	49,2	J	3	<1%
Polynemidae							
<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	12,7 - 19,0	16,0	60,9	20,3	J	3	<1%
Sciaenidae							
<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830) (Bairo)	11,7 - 21,7	15,2	8933,2	15,8	J-A	567	4,6
<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801) (Cyac)	2,4 - 39,5	22,3	23758,8	45,7	J-A	520	4,3
<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830) (Cyle)	5,6 - 32,3	17,9	5912,5	29,6	J-A	200	1,6
<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	19,1 - 27,7	23,6	651,0	65,1	J	10	<1%
<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	13,0 - 26,5	19,4	1341,2	33,5	J-A	40	<1%
<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	22,7	*	68,7	68,7	J	1	<1%
<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823) (Mifu)	12,5 - 22,3	17,2	1636,0	24,8	J-A	66	<1%
<i>Nebris microps</i> Cuvier, 1830 (Nemi)	7,3 - 32,4	21,5	1197,7	41,3	J-A	29	<1%
<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889) (Stna)	8,2 - 23,0	14,3	9390,0	13,2	J-A	713	5,8
<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889) (Stra)	8,0 - 17,3	12,6	2064,5	9,5	J-A	218	1,8
Serranidae							
<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	15,5 - 17,2	16,3	101,0	33,7	J	3	<1%
Tetraodontidae							
<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801) (Cops)	8,9 - 32,0	19,7	13082,3	72,3	J-A	181	1,5
<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758) (Spte)	5,7 - 18,1	15,5	2229,8	37,2	J-A	60	<1%
Trichiuridae							
<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	54,5 - 95,7	70,9	4665,3	113,8	J-A	41	<1%
Total	1 - 95,7	18,4	236867,8	19,4	*	7269	*

Quanto à abundância relativa, Ariidae (37,4%), Sciaenidae (19,3%), Engraulidae (14,1%), Gerreidae (8,1%), Mugilidae (5,9%), Haemulidae (3,9%) e Tetraodontidae (2,0%), apresentaram maior número de indivíduos totalizando 90,7% das capturas. Ao nível de espécie, dominaram nas áreas amostradas *Ariopsis bonillai* (Miles, 1945) (22,4%), *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829) (13,0%), *Sciades herzbergii* (Bloch, 1794) (8,6%), *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) (8,1%), *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) (5,9%), *Stellifer naso* (Jordan, 1889) (5,8%), *Mugil curema* Valenciennes, 1836 (5,4%), *Bairdiella ronchus* Cuvier, 1830 (4,6%), *Cynoscion acoupa* (Lacepède, 1801) (4,3%) e *Genyatremus luteus* (Bloch, 1790) (3,2%), totalizando 81,3% de todas as capturas.

Do total de táxons, *Crenicichla reticulata* (Heckel, 1840) e *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) ocorreram apenas com um indivíduo cada no Iguaíba, no mês de janeiro, e *Megalops atlanticus* Valenciennes, 1847 também ocorreu com apenas um indivíduo, no canal de maré Grande, no mês de maio, os meses correspondem ao período chuvoso nesses locais de captura (Tabela I).

Quando os canais de maré analisados foram considerados separadamente, observou-se 48 espécies no Iguaíba, 44 no Grande e 47 no Cristóvão, sendo consideradas espécies exclusivas por canal, *C. reticulata*, *Epinephelus itajara*

(Lichtenstein, 1822), *M. americanus* e *Strongylura marina* (Walbaum, 1792), só ocorreram no Iguaíba, *Bagre bagre* (Linnaeus, 1766), *M. atlanticus* e *Mugil incilis* Hancock, 1830, no Grande e *Anchovia clupeoides* (Swainson, 1839), *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus, 1766) e *Selene vomer* (Linnaeus, 1758) no canal de maré Cristóvão.

Considerando o grau de maturação dos peixes capturados, cerca de 66% representam indivíduos jovens. O comprimento total dos exemplares capturados apresentou uma média de 16,24 cm ($\pm 5,75$ cm). O menor indivíduo apresentou 1 cm e foi representado por *C. spixii*, enquanto o maior apresentou 95,7 cm, sendo representado por *Trichiurus lepturus* Linnaeus, 1758. O peso médio dos peixes capturados foi de 50,1 g ($\pm 58,7$ g). O menor peso individual foi registrado para *A. clupeoides* (0,4 g). Valores extremos do peso foram encontrados para *Batrachoides surinamensis* (Bloch & Schneider, 1801) (1281,1 g), e *S. herzbergii* (943,9 g).

Em relação à frequência de ocorrência dos espécimes por classe de comprimento, grande parte dos indivíduos capturados nos canais de maré estava na classe de tamanho entre 13,8 e 20,1 cm, e pesava até 98,6 g. Contudo, *T. lepturus*, apresentou comprimento total variando entre 54,5 e 95,7 cm e *S. marina* (47,2 a 61,0 cm), na sua maioria representada por peixes com pesos até 475,0 g.

Das dez espécies dominantes, a que apresentou maior amplitude de tamanho nas classes de comprimento total no período de captura foi *D. rhombeus* (3,9 a 81,6 cm). As que apresentaram menor amplitude na variação do tamanho foram *C. edentulus* (8,5 a 20 cm) e *B. ronchus* (11,7 a 22,7 cm). A maior média ocorreu em *D. rhombeus* (26,4 cm). As demais espécies em média mediram entre 12,2 e 22,3 cm. As dez espécies também apresentaram classes de tamanho com maior frequência relativa de indivíduos, onde as classes 14,1 a 16,1 cm para *S. naso* e 9,7 a 12,7 cm para *C. spixii* representaram (59% dos indivíduos), 13,5 a 19,1 para *S. herzbergii* (56%), 16,5 a 19,4 para *M. curema* (48%), 13,1 a 16,7 para *A. bonillai* (47%), 21,5 a 26,2 para *C. acoupa* (43%), 11,7 a 13,8 para *G. luteus* (42%), 23,3 a 33,0 para *D. rhombeus* (41%), 14,3 a 15,7 para *C. edentulus* (32%), 13,1 a 14,5 para *B. ronchus* (30%) (Figura 3).

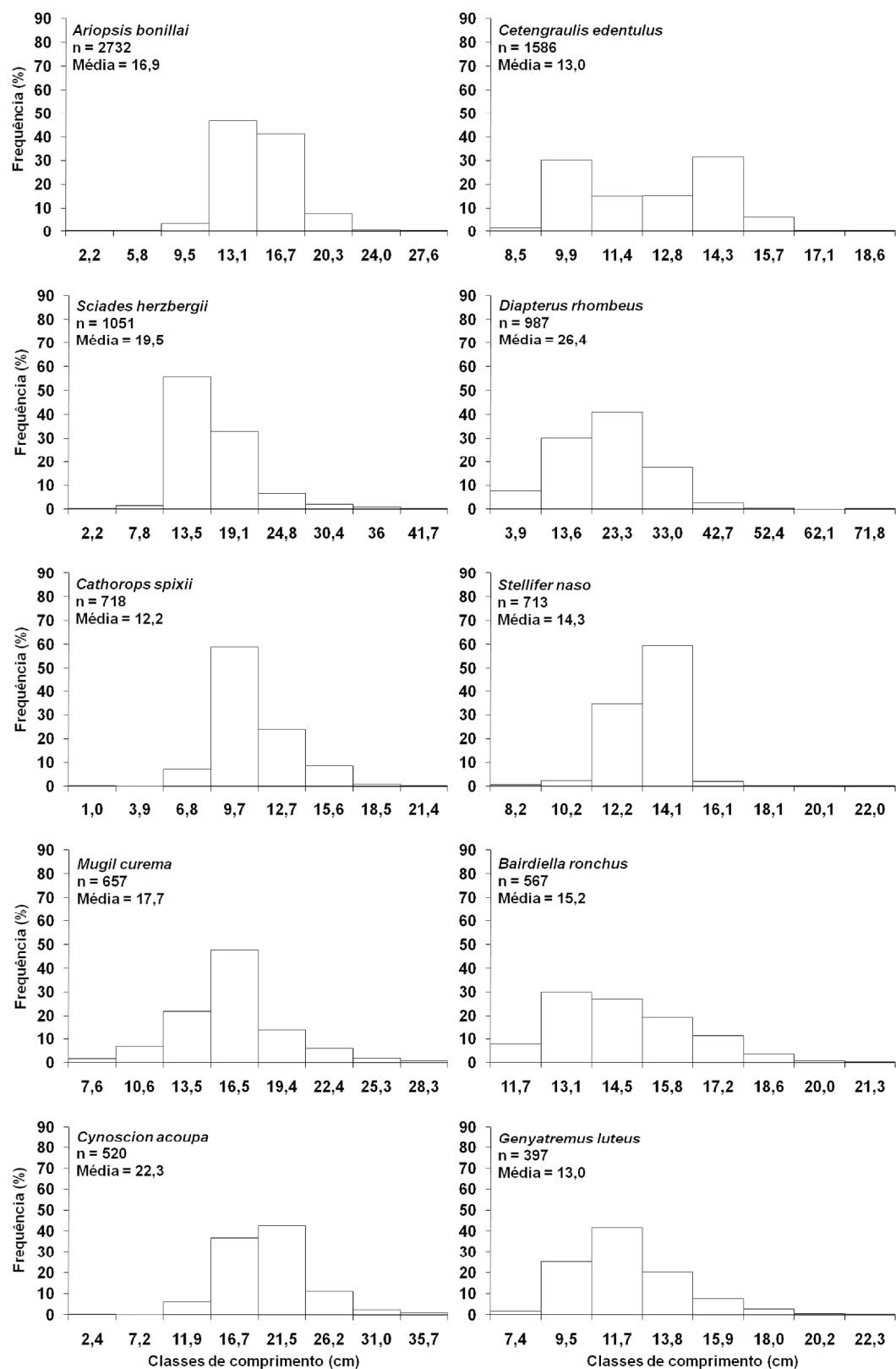


Figura 3 - Distribuição da frequência relativa dos indivíduos por classe de comprimento total (cm) das espécies mais abundantes. (n= número de indivíduos).

Do total de indivíduos capturados, foram identificadas 4326 fêmeas (63,1%) e 2535 machos (36,9%). A densidade das fêmeas foi significativamente maior do que a dos machos ($F=9,6$, $p<0,05$). Quando se verificou a relação de cada sexo por canal de maré, foram constatadas diferenças significativas ($F=156,9$, $p<0,05$), na densidade de indivíduos capturados. Nos três canais de maré, 38% da ictiofauna estavam no estágio A (2476 imaturos), 28% no estágio B (1827 em maturação) e 34% nos estádios C e D (2193 adultos). *A. rugispinis*, *A. bonillai*, *A. tibicen*, *B. ronchus*, *B. surinamensis*, *C. spixii*, *C. edentulus*, *C. psittacus*, *C. acoupa*, *C. leiarchus*, *G. luteus*, *L. jocu*, *M. furnieri*, *M. curema*, *N. microps*, *P. nodosus*, *P. atherinoides*, *S. herzbergii*, *S. testudineus*, *S. naso*, *S. rastrifer* e *T. falcatus*, foram às únicas que apresentaram espécimes em todos os estádios de desenvolvimento gonadal. Para *A. lineatus*, *A. quadriscutis*, *C. latus*, *M. ancylodon*, *M. incilis*, *P. corvinaeformis*, *P. joselimaianus*, *S. marina*, *T. nattereri* e *T. lepturus*, foram identificadas gônadas maduras, já as demais espécies foram identificadas somente nos estádios imaturos e em maturação, com exceção de *C. reticulata*, *M. atlanticus* e *S. janeiro*, que devido ao baixo número de indivíduos não foi possível realizar a identificação.

Das 22 espécies que ocorreram nos quatro estádios de maturação, apenas *C. spixii*, obteve uma alta densidade de indivíduos adultos. Sendo que *A. rugispinis*, *C. acoupa*, *C. leiarchus*, *G. luteus*, *M. furnieri* e *S. herzbergii*, apresentaram densidade de juvenis (>50%), nos ambientes estudados. Já as demais espécies capturadas estavam passando pelo período de amadurecimento gonadal e apresentaram densidade intermediária de indivíduos (Figura 4).

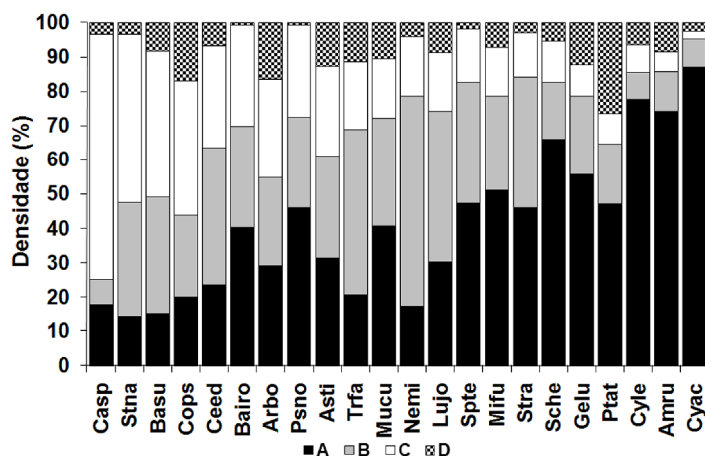


Figura 4 - Densidade relativa (g.m^{-2}) por estádios de maturação gonadal das 22 espécies que ocorreram nos quatro estádios de maturação. (Siglas, ver Tabela I). (A) imaturo, (B) em maturação, (C) maduro e (D) esgotado.

Em relação à interação dos estádios de maturação gonadal por canal de maré a densidade dos espécimes foi significativamente diferente ($F=191,0$, $p<0,05$), com a densidade dos indivíduos jovens sendo significativamente maior do que a dos adultos. Entre as famílias, Sciaenidae e Ariidae, foram as que tiveram proporcionalmente o maior número de espécies em atividade reprodutiva, com maior incidência das espécies no canal de maré Cristóvão (estuário superior).

Das espécies em que foram identificados os quatro estádios de maturação, foi avaliada a estrutura reprodutiva, apenas daquelas que ocorreram em todos os meses que foram realizadas as capturas. Assim sendo, *A. bonillai* apresentou um maior volume de indivíduos em atividade reprodutiva no período chuvoso, com maior densidade dos espécimes maduros no início das chuvas na região (Figura 5a). O investimento reprodutivo de *C. edentulus* também se concentra no período chuvoso, com baixa atividade nos períodos de transição, predominando uma alta densidade de jovens entre os meses estudados (Figura 5b). *C. acoupa* apresentou baixa atividade reprodutiva, pois em grande parte dos meses em que foram realizadas as capturas, ocorreu uma alta densidade de indivíduos jovens (Figura 5c). *G. luteus* apresentou indivíduos maduros e desovados tanto no período chuvoso quanto na estiagem, reproduzindo ao longo do ano (Figura 5d).

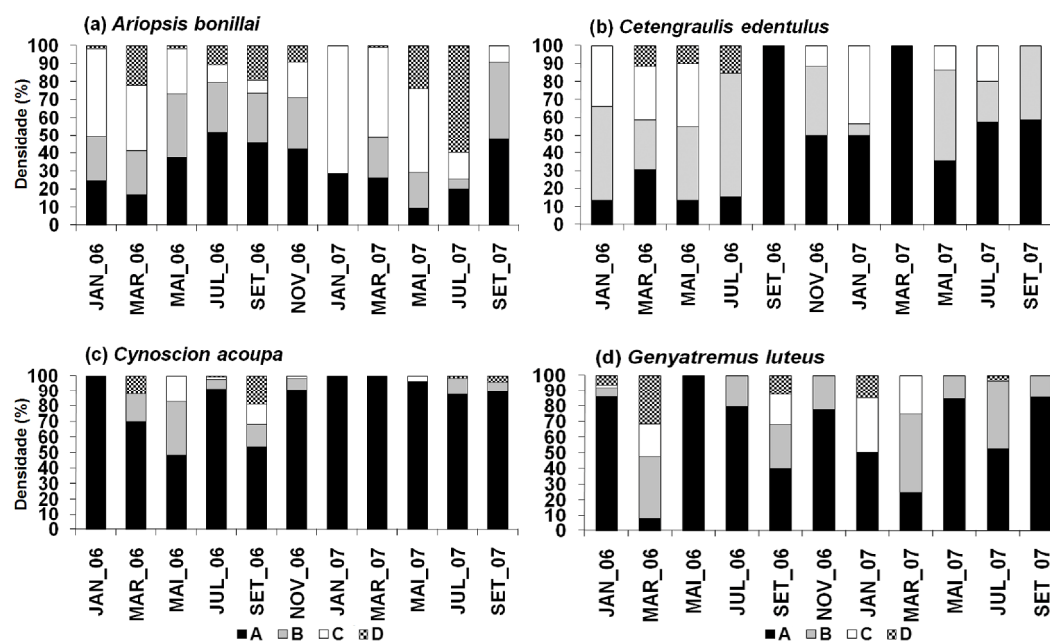


Figura 5 - Densidade relativa das espécies nos quatro estádios de maturação gonadal entre janeiro/2006 e setembro/2007. (A) imaturo, (B) em maturação, (C) maduro e (D) esgotado.

A. bonillai, *B. ronchus*, *C. edentulus*, *C. acoupa*, *D. rhombeus*, *G. luteus* e *S. herzbergii* ocorreram em todos os meses em que as capturas foram realizadas. Sendo que *A. bonillai* apresentou a maior contribuição de indivíduos (21,3%), em relação à densidade relativa total e a maior densidade absoluta foi encontrada para *C. spixii* (313,6 indivíduos.ha⁻¹), na estiagem. Em relação à densidade das espécies por período hidrológico, vemos que *A. clupeoides* e *M. incilis* estiveram presentes somente na estiagem, já *B. bagre*, *C. reticulata*, *E. itajara*, *M. atlanticus*, *M. americanus*, *S. janeiro*, *S. vomer* e *T. falcatus* somente no chuvoso e todas tiveram densidade relativa total (<1%). As demais espécies (37) apresentaram densidade nos dois períodos hidrológicos (Tabela II).

Tabela II - Densidade (nº indivíduos.ha⁻¹) por espécie e mês de captura. Espécies ordenadas pela densidade relativa total.

Espécies	2006						2007						%
	Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Nov	Jan	Mar	Mai	Jul	Set	Total	
<i>Ariopsis bonillai</i>	171,3	207,0	40,9	68,6	82,7	130,5	117,6	45,6	76,2	41,3	36,6	21,3	
<i>Cetengraulis edentulus</i>	60,4	20,9	177,1	41,3	18,7	164,4	35,2	1,7	27,3	25,7	20,0	12,4	
<i>Sciades herzbergii</i>	296,1	21,3	16,2	17,1	6,2	17,7	25,4	1,7	4,1	0,6	45,2	9,4	
<i>Diapterus rhombeus</i>	10,4	16,4	11,3	132,7	59,0	25,9	39,5	0,8	54,4	5,6	18,2	7,8	
<i>Cathorops spixii</i>	5,1	0,0	0,2	14,4	0,0	313,6	3,6	0,0	0,3	0,9	0,0	7,1	
<i>Stellifer naso</i>	37,0	12,6	3,0	44,5	138,9	27,9	25,8	2,7	0,0	0,0	5,0	6,2	
<i>Mugil curema</i>	88,9	9,5	1,7	17,3	4,4	37,6	29,3	0,0	1,2	12,5	28,0	4,8	
<i>Bairdiella ronchus</i>	73,7	2,9	2,5	11,5	77,9	41,7	4,7	1,2	1,4	0,2	0,6	4,6	
<i>Cynoscion acoupa</i>	9,0	4,7	3,3	58,2	14,8	31,2	2,4	1,7	15,5	40,7	30,2	4,4	
<i>Genyatremus luteus</i>	31,8	28,4	9,1	27,6	18,9	14,6	7,9	1,1	3,6	6,1	6,6	3,3	
<i>Stellifer rastrifer</i>	0,0	2,7	4,0	33,1	9,6	27,2	6,7	1,3	0,0	0,3	2,2	1,8	
<i>Aspredinichthys tibicen</i>	0,0	1,7	0,8	22,2	19,9	0,0	0,0	20,2	16,6	0,0	1,7	1,7	
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0,0	8,6	5,5	7,2	12,8	17,9	8,4	0,0	0,4	8,8	8,6	1,6	
<i>Colomesus psittacus</i>	4,8	9,6	3,6	9,3	6,4	20,6	10,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	
<i>Oligoplites palometa</i>	1,0	2,8	0,0	6,2	14,6	7,8	6,7	1,6	0,3	5,1	3,7	1,0	
<i>Anchovia clupeoides</i>	0,0	0,0	0,0	47,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1	
<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	11,4	2,4	0,0	1,0	1,7	2,5	20,6	0,2	2,2	0,8	3,7	<1	
<i>Anableps anableps</i>	4,3	0,8	2,5	0,3	1,9	32,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,4	<1	
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	9,3	11,4	1,1	0,0	0,0	0,0	17,6	<1	
<i>Batrachoides surinamensis</i>	1,1	5,4	7,8	12,7	3,9	2,4	2,8	0,0	0,0	0,0	0,6	<1	
<i>Micropogonias furnieri</i>	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	9,3	3,7	0,8	3,8	1,7	6,1	<1	
<i>Sphoeroides testudineus</i>	0,0	0,0	0,4	0,8	18,8	2,9	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0	<1	
<i>Centropomus pectinatus</i>	0,6	4,5	3,1	1,7	2,3	2,7	4,3	0,8	0,0	0,2	4,1	<1	
<i>Chaetodipterus faber</i>	0,8	0,9	7,7	5,5	3,4	0,7	4,0	0,0	1,0	0,0	0,0	<1	
<i>Amphiarus rugispinis</i>	0,0	4,4	0,0	0,0	0,4	7,4	1,5	0,0	0,0	1,4	8,3	<1	

<i>Symphurus plagusia</i>	0,4	3,1	0,8	2,4	3,4	0,0	11,0	1,7	0,0	0,0	0,6	<1
<i>Mugil gaimardianus</i>	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	21,5	<1
<i>Achirus lineatus</i>	1,0	3,3	0,0	6,1	0,7	2,9	2,8	0,6	0,0	0,4	0,0	<1
<i>Centropomus parallelus</i>	8,4	0,0	0,3	1,6	1,3	2,1	1,3	0,2	0,4	0,6	0,8	<1
<i>Trichiurus lepturus</i>	0,0	0,0	4,9	5,8	2,1	1,9	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Macrodon ancylodon</i>	0,0	1,3	11,2	0,0	0,2	0,6	0,0	0,0	0,0	1,1	0,0	<1
<i>Elops saurus</i>	0,0	0,0	0,0	5,6	2,9	0,4	0,0	0,0	0,2	3,2	0,0	<1
<i>Nebris microps</i>	0,0	0,0	0,6	1,4	2,2	4,3	0,2	0,0	1,8	1,0	0,4	<1
<i>Trachinotus falcatus</i>	0,0	0,0	5,4	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	5,6	0,0	0,0	<1
<i>Caranx latus</i>	0,0	0,0	0,2	0,6	0,0	1,5	6,0	0,0	1,1	0,2	1,5	<1
<i>Lutjanus jocu</i>	0,0	3,5	1,2	3,1	0,6	0,0	0,6	0,0	1,1	0,6	0,0	<1
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,8	0,0	1,3	1,5	<1
<i>Pterengraulis atherinoides</i>	0,0	1,2	0,6	0,0	0,0	0,8	0,0	0,9	0,8	0,0	0,0	<1
<i>Anchoa spinifer</i>	0,6	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	<1
<i>Pterygoplichthys joselimaianus</i>	0,6	0,6	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,2	1,0	0,0	0,4	<1
<i>Aspistor quadriscutis</i>	0,0	0,0	2,1	0,4	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Sardinella janeiro</i>	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Thalassophryne nattereri</i>	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4	0,6	0,0	0,6	0,0	0,2	0,6	<1
<i>Bagre bagre</i>	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Strongylura marina</i>	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	0,0	0,0	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	<1
<i>Selene vomer</i>	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Crenicichla reticulata</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Megalops atlanticus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	<1
<i>Mugil incilis</i>	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Mugil liza</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Gymnothorax funebris</i>	0,6	0,0	0,4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Polydactylus virginicus</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Menticirrhus americanus</i>	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1
<i>Epinephelus itajara</i>	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<1

Em média, a biomassa não se diferenciou entre os meses que foram realizadas as capturas. Porém, o volume capturado no canal de maré Iguaiába apresentou uma média significativamente maior do que o do Grande e do Cristóvão. A densidade apresentou o mesmo padrão demonstrado para biomassa, com uma média significativa do volume dos indivíduos capturados, sendo maior no Iguaiába do que nos outros dois canais (Figura 6a,b).

Em relação ao número de espécies, não houve variação significativa entre os meses e também, os canais não se diferenciaram estatisticamente (Figura 6c). O índice

de riqueza de Margalef apresentou médias homogêneas nos três canais ao longo dos meses estudados (Figura 6d). A diversidade e equitatividade de Simpson, também não apresentaram diferenças significativas entre os canais e meses que foram realizadas as capturas, mas foram em média maiores no período de estiagem do que no chuvoso (Figura 6e,f).

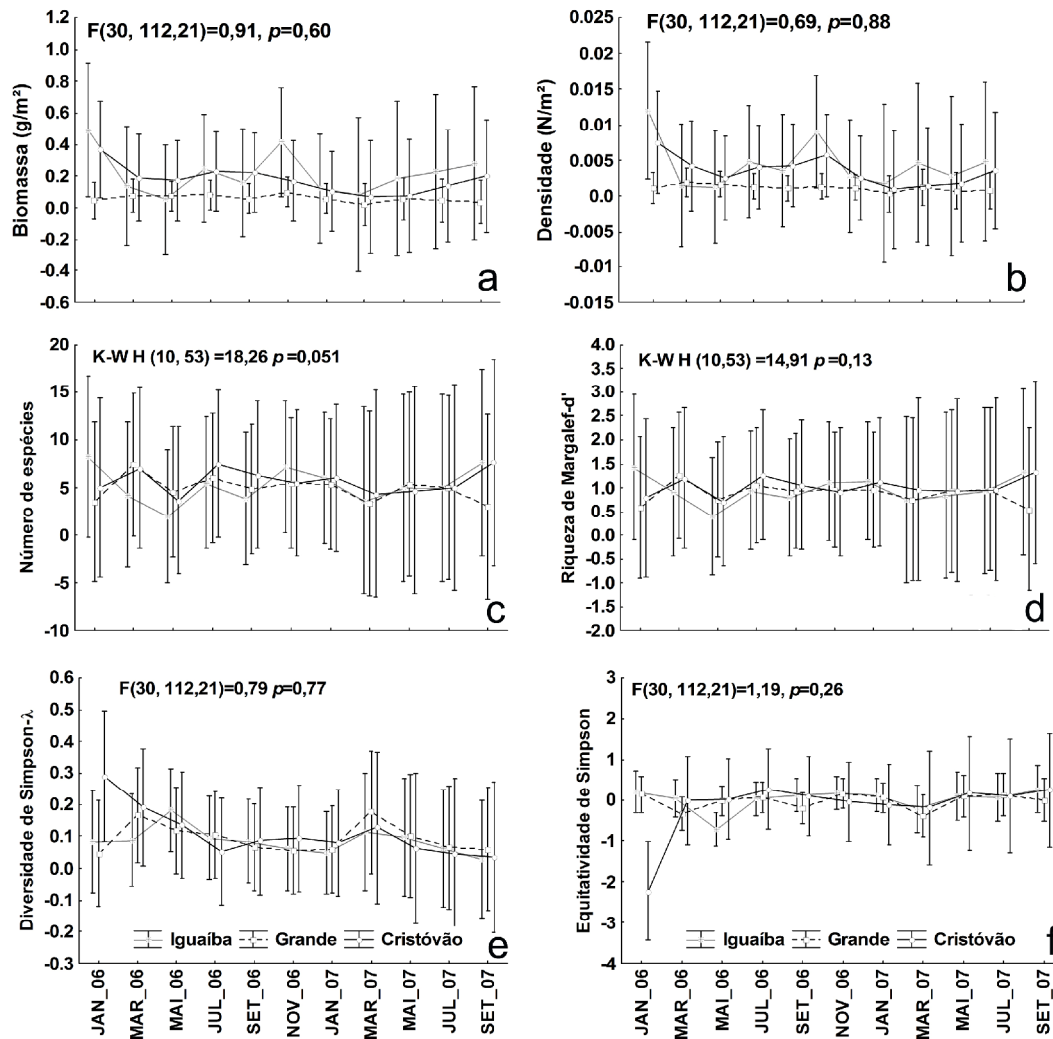


Figura 6 - Efeito espaço-temporal nas medidas de biomassa, densidade e número de espécies e nos índices de riqueza de Margalef, diversidade e equitatividade de Simpson. (□ Média, barras verticais ($\pm 95\%$) intervalo de confiança).

O dendrograma resultante da análise permitiu evidenciar que os três canais de maré, analisados ao longo dos meses que foram realizadas as capturas, se ligam em dois grupos distintos em um nível de corte de 0,75 de distância, caracterizando-os de acordo com o período hidrológico, que estiveram relacionados à sazonalidade. Apesar da formação dos dois grupos, o teste do Perfil de Similaridade revelou que só existe diferença significativa entre os grupos a um nível de distância de 0,75, não encontrando

evidência estatística para qualquer sub-estruturação dos agrupamentos. Logo, observa-se no grupo (I), uma significativa similaridade entre a densidade de peixes capturados em maio e julho/2007, agrupando as espécies que ocorrem na transição do período chuvoso para a estiagem. No grupo (II), os meses amostrados em 2006 apresentaram a densidade de indivíduos semelhante ao dos meses de janeiro e setembro/2007, sendo composto por espécies com densidade variável entre os dois períodos hidrológicos. Contudo, a densidade das espécies capturadas no mês de março/2007 diferenciou-se significativamente dos outros dois grupos, por se tratar de táxons do período chuvoso (Figura 7a,b).

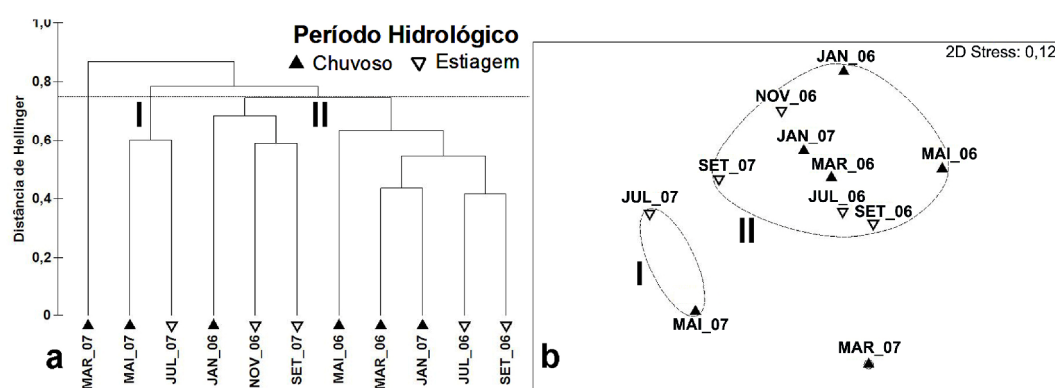


Figura 7 - Dendrograma de agrupamento hierárquico e escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), utilizando a densidade das espécies capturadas, com sobreposição do *cluster* delimitando os agrupamentos, através das ligações completas da distância de Hellinger, entre os meses que foram realizadas as capturas.

A porcentagem de similaridade interna média, entre os meses do grupo I foi (63%) e do grupo II (64%) e as espécies que mais contribuíram para a formação desses grupos foram *A. bonillai* e *C. edentulus*. No entanto, outra espécie representativa do grupo I foi *C. acoupa*, enquanto do grupo II foram *D. rhombeus*, *S. herzbergii* e *S. naso*. A dissimilaridade média entre os grupos identificados pelo *cluster* foi de 43%, sendo que, *S. naso* e *C. acoupa*, foram os maiores responsáveis pelas diferenças na densidade da assembléia de peixes. O mês de março/2007 apresentou uma dissimilaridade média de 48% em relação ao grupo I e de 44% em relação ao II e *A. tibicen* foi a espécie que mais contribuiu para essas dissimilaridades (Tabela III).

Tabela III - Análise de similaridade de percentagens (SIMPER) a partir dos grupos identificados na análise de agrupamento. Espécies identificadas nos grupos correspondem a 50% da contribuição total.

Similaridade média (%)	Grupos		Dissimilaridade média (%)	Grupos	
	I (62,8)	II (63,8)		I x II (42,9)	
Espécies	Contribuição (%)		Espécies	Contribuição (%)	
<i>Ariopsis bonillai</i>	23,3	15,5	<i>Stellifer naso</i>	7,9	
<i>Cetengraulis edentulus</i>	18,6	11,2	<i>Cynoscion acoupa</i>	7,0	
<i>Cynoscion acoupa</i>	14,9		<i>Sciades herzbergii</i>	6,1	
<i>Diapterus rhombeus</i>		8,3	<i>Aspredinichthys tibicen</i>	5,2	
<i>Sciades herzbergii</i>		7,9	<i>Diapterus rhombeus</i>	4,8	
<i>Stellifer naso</i>		7,1	<i>Bairdiella ronchus</i>	4,6	
			<i>Mugil curema</i>	4,5	
			<i>Cynoscion leiarchus</i>	4,1	
			<i>Colomesus psittacus</i>	3,9	
			<i>Stellifer rastrifer</i>	3,8	

DISCUSSÃO

As áreas transicionais, como os canais de maré, são regiões de grande dinamismo e de uma heterogeneidade constante. A aparente constância é decorrente de um equilíbrio dinâmico entre os parâmetros físicos, químicos e biológicos atuantes no espaço e no tempo. As oscilações entre os parâmetros permitem que a biota utilize estas áreas, como ponte entre ambientes, para alimentação, reprodução ou crescimento (Attrill & Rundle, 2002; Barrella, 2003; Henry, 2009).

A oscilação do gradiente de salinidade é interpretada por Barletta *et al.* (2005) e Harrison & Whitfield (2006), como um fator determinante na ocorrência e distribuição das espécies. De modo geral, as alterações da temperatura ocorreram em função da zona estuarina, onde os valores apresentaram-se elevados, do canal de maré Cristóvão (estuário superior) para o Iguaiá (estuário inferior), seguindo um padrão descrito por Miranda *et al.* (2002), para regiões tropicais.

As maiores diferenças nas concentrações do oxigênio dissolvido foram encontradas no canal Cristóvão, por estar inserido em uma área urbanizada. Demonstrando que as variações de saturação desse parâmetro foram afetadas pela natureza do sedimento e pela fauna e flora. Os valores de pH foram influenciados pela alternância de período hidrológico, apresentando-se mais neutro no chuvoso e mais alcalino na estiagem. As oscilações nas variáveis ambientais foram originadas devido à hidrodinâmica de rios costeiros serem influenciadas sazonalmente pela entrada de água doce e salobra, que gerencia a presença ou ausência de espécies de peixes no sistema (Ley *et al.*, 1999).

Castro (2001) demonstrou que o canal de maré Iguaíba, também revelou uma maior participação em número de indivíduos. Segundo esse autor, a distribuição dos espécimes na zona estuarina inferior, reflete provavelmente os impactos na porção superior do estuário. No presente estudo, o maior número de indivíduos foi encontrado no canal Cristóvão. O que não demonstra de forma clara, que os efluentes lançados no canal, são responsáveis pela distribuição da ictiofauna nas zonas estuarinas. O acréscimo de matéria orgânica, na região superior do estuário, pode acarretar em uma bioestimulação da comunidade de peixes pelo ambiente.

Ariidae, Engraulidae, Sciaenidae e Gerreidae, são consideradas por Castro (2001) e Barletta *et al.* (2003), as famílias mais representativas dos estuários brasileiros. O predomínio deve-se ao fato, das espécies de Engraulidae e Sciaenidae formarem cardumes e da abundância de exemplares jovens de Gerreidae em certas épocas do ano em sistemas estuarinos (Menezes & Figueiredo, 1980). Além do mais, Sciaenidae e Ariidae apresentaram maior riqueza de espécies nos ambientes estudados. Camargo & Isaac (2004), também constataram que elas, distribuem-se amplamente, entre os habitats estuarinos ao longo da costa norte brasileira, devido a suas tolerâncias a variações de salinidade.

Quando se considerou o número de espécies capturadas, observou-se uma diminuição em comparação a levantamentos já realizados. No presente estudo, foram capturadas 55 espécies, sendo que *A. bonillai*, *C. edentulus* e *S. herzbergii* foram dominantes nas amostras. Foram registradas por Castro (2001), 75 espécies para os mesmos canais de maré amostrados neste trabalho, sendo que, *M. curema*, *S. herzbergii* e *G. luteus* ficaram entre as mais abundantes em percentagem do peso total. Segundo Castro (2001), as variações de salinidade e os fenômenos associados a esta, seriam responsáveis pelo controle da abundância das espécies potencialmente dominantes, sem contudo restringir a presença de espécies potencialmente competitivas.

Nas capturas realizadas, foi constatada a ocorrência de *Crenicichla reticulata*, que ocorreu no canal de maré Iguaíba durante o período chuvoso. A irradiação adaptativa desta espécie dulcícola, a canais de maré, está no fato dos ciclídeos apresentarem habilidade de se adequar facilmente a condições extremas de habitats e nichos (Albertson & Kocher, 2006).

O único indivíduo capturado de *Menticirrhus americanus* encontrava-se canal Iguaíba. Porque os juvenis saem de áreas mais rasas para a ocupação de regiões mais profundas com o aumento de tamanho (Giannini & Paiva-Filho, 1992). O espécime capturado media 22,7 cm, tamanho muito inferior aos 50 cm descrito por (Froese & Pauly, 2010).

Megalops atlanticus, segundo Mcmillen-Jackson *et al.* (2005), pode alcançar 250 cm e pesar 161 kg. Na fase juvenil, essa espécie permanece estagnada nas águas costeiras, movimentando-se da água doce até a hipersalina, fazendo conexões intermitentes com o oceano (Burger *et al.*, 1992). As informações obtidas pelos autores corroboraram com os dados desse estudo, pois o espécime capturado era jovem, com 38 cm e 594 g aproximadamente, e se encontrava na porção intermediária do estuário (canal Grande), no final do período chuvoso.

As maiores capturas em densidade e biomassa ocorreram na estiagem, período em que as temperaturas estão mais elevadas no estuário. Felix *et al.* (2006) explica que o fato acontece, devido ao aumento da produção primária e disponibilidade de alimento, o que favorece a aproximação de grandes cardumes de espécies filtradoras, como o de *C. edentulus*, também capturada neste trabalho. Fato constatado por Camargo & Isaac (2003) na região norte do Brasil, indicando que apesar da espécie ser tipicamente marinha, ela também utiliza o estuário no período de estiagem.

Para os canais de maré estudados, foi amostrado em sua maioria indivíduos com baixo comprimento e peso, indicando que essas áreas são ambientes propícios para o recrutamento das espécies de peixes. Almeida & Branco (2002), enfatizam que o recrutamento é um dos fatores que seguramente influencia a alteração no peso médio dos peixes em escala temporal. Das espécies capturadas *C. edentulus* e *S. naso* apresentaram comprimentos médios muito próximos dos comprimentos máximos registrado por Froese & Pauly (2010). Já *A. bonillai*, *B. ronchus*, *C. spixii*, *C. acoupa*, *D. rhombeus*, *G. luteus*, *M. curema* e *S. herzbergii* apresentaram comprimento médio inferior ao registrado na literatura, confirmando que uma das características da população de peixes em ambientes de águas salobras costeiras é a abundância de juvenis (Spach *et al.* 2004).

Na área de estudo foi nítida a dominância de cianídeos (pescadas), em atividade reprodutiva, fato também observado por Godefroid *et al.* (2004) e Carvalho Neta &

Castro (2008). A coexistência de grande número de cianídeos pode ser compensada em parte pelas diferenças nas distribuições espaciais e temporais. Os ariídeos (bagres), também apresentaram riqueza de espécies em atividade reprodutiva nos canais amostrados, com maior ocorrência na parte superior do estuário. Moyle & Cech-Junior (2000), verificaram que esses peixes geralmente procuram a embocadura dos rios e regiões lagunares na época da desova. Em virtude destas afirmações, Betancur-R. *et al.* (2007) sugerem que os ariídeos têm uma capacidade de dispersão bastante limitada. Estando restritos a plataforma continental, devido a seus hábitos reprodutivos especializados.

Das espécies que apresentaram todos os estádios de maturação, *A. bonillai*, *B. surinamensis*, *C. edentulus*, *C. psittacus* e *S. naso*, usam as três zonas estuarinas tanto para crescimento e recrutamento, como reprodução. Na Baía de Cartagena, Ospina *et al.* (2008), constatou que *A. bonillai* utiliza a área para recrutamento e reprodução. Artigas *et al.* (2003), detectou juvenis de *B. surinamensis*, que utilizam os estuários da Guiana Francesa, como local de crescimento. *Cetengraulis edentulus*, foi capturado por Osorio-Dualiby & Báez-Hidalgo (2002) no setor costeiro da Ilha de Salamanca em sua fase juvenil e durante a época de desova. Krumme, *et al.* (2007) observaram que no estuário do rio Caeté, *C. psittacus* utiliza os canais de manguezal de entre maré, para alimentação e crescimento. A utilização dos canais de maré do rio Paciência por *S. naso*, como área de criação foi citado por (Lima da Silva *et al.*, 2007). Segundo Chaves & Corrêa (2000), indivíduos de *Pomadasys corvinaeformis* (Steindachner, 1868) utilizam o manguezal em fase anterior à de maturação para depois desovarem na plataforma. *Cathorops spixii* utilizou o ambiente estuarino durante sua fase adulta, com maior densidade de indivíduos sendo capturada no período de estiagem. Resultados similares foram encontrados no estuário do rio Caeté – PA, por Barletta (1999). De acordo com este autor, o comportamento da espécie está ligado à migração reprodutiva que ela realiza.

A variação significativa da diversidade, nos canais de maré do estuário do rio Paciência, ocorreu no período de estiagem. Evento semelhante foi analisado por Ribeiro Neto *et al.* (2004), onde a abundância de peixes e a riqueza de espécies que estão associadas à heterogeneidade ambiental e à disponibilidade de abrigo em cada área, respondeu a variação da cunha salina. Em contrapartida, Araújo *et al.* (2009)

explicam, que a estação chuvosa tem maior número de espécies se comparada com a estação seca. Nesta estação, os autores expõem que, ocorre a formação de um maior número de microhabitats e utilização de recursos disponíveis, devido a níveis da água mais altos.

A análise de agrupamento e a técnica não métrica do MDS demonstraram uma ocorrência sazonal das espécies em relação aos períodos hidrológicos, diferenciando a assembléia de peixes entre eles. Spach *et al.* (2004) encontraram resultados parecidos quando analisaram a estrutura de comunidade de peixe em um canal maré. De acordo com os autores, os grupos foram formados segundo a alternância de domínio marinho (nas estações secas) e estuarino (estações chuvosas). Nos estudos de Ikejima *et al.* (2003), a diferença na assembléia de peixes, também refletiu a importância da salinidade, como fator ambiental responsável, pela estruturação da ictiofauna no ambiente estuarino. Já Santana & Severi (2009), sugerem que a ocorrência de algumas espécies somente no período de estiagem ou chuvoso, está relacionada à sua dinâmica reprodutiva e ao papel sazonal diferenciado deste ambiente.

Os padrões de ocorrência temporal das espécies *A. bonillai* e *C. edentulus*, foram determinantes para as similaridades entre os meses que foram realizadas as capturas. Acero (2002) encontrou que *A. bonillai* é restrita a água doce e salobra e tem preferência por ambiente fluvial e de baixa salinidade, tanto no período chuvoso como na estiagem. Essas afirmações feitas pelo autor foram confirmadas no presente estudo. *Ariopsis bonillai* foi agrupada com maior contribuição no período de transição chuvoso - estiagem, com o mesmo padrão sendo identificado para *C. edentulus*.

Em relação às espécies que mais contribuíram para as dissimilaridades na comparação entre os dois grupos, *S. naso* e *C. acoupa*, foram as mais discriminantes. Segundo os resultados de Silva Júnior *et al.* (2007), a ocorrência de *S. naso* no estuário inferior, durante o período de estiagem, indica que esta espécie têm preferência por ambiente com maior influência marinha. Os resultados obtidos pelos autores foram confirmados no presente estudo, pois a espécie apresentou uma maior biomassa nessa zona estuarina. Já *Cynoscion acoupa* é dependente de ecossistemas estuarinos para completar seu ciclo de vida. Seus espécimes juvenis são restritos às águas salobras e doces, e os adultos preferem águas de baixa salinidade (Barletta-Bergan *et al.* 2002; Matos & Lucena, 2006). *Aspredinichthys tibicen* (Valenciennes,

1840) apresentou-se diferente dos grupos formados porque sua maior contribuição ocorreu no período chuvoso. Conforme descrito por Lana *et al.* (2000), a descarga pluvial, é um dos fatores responsáveis pelo aporte de nutrientes nos estuários. O que segundo os autores, determina a estrutura da assembléia dessa espécie.

A dominância de espécimes juvenis, que ocorreram nas capturas, demonstrou a importância dos canais de maré, como área de desenvolvimento de diferentes espécies de peixes. Esta função ecológica indica a necessidade de preservação dos ambientes estuarinos, entre outros habitats utilizados para o crescimento e alimentação dos peixes conforme anteriormente proposto por (Felix *et al.* 2006).

Essas conclusões também foram ressaltadas por Carvalho Neta & Castro (2008), indicando em seus estudos, que os estuários apresentam um importante papel ecológico de criadouro de peixes de importância econômica para a pesca artesanal no Maranhão. Por outro lado, Blaber (2000) observa que áreas de pesca próximas ao estuário, podem provocar a desestruturação na comunidade estuarina. O autor indica que esse processo ocasiona a diminuição do potencial reprodutivo e consequentemente recrutas no estuário, por mudanças causadas pela mortalidade por pesca.

Assim, todos os conhecimentos obtidos com esse trabalho revelam somente algumas características gerais da biologia e ecologia da assembléia de peixes estuarinos de alguns canais de maré do rio Paciência, o que impõem a necessidade de estudos mais aprofundados sobre a estrutura e composição da ictiofauna desses ambientes subtidais e pulsos de marés.

Agradecimentos - Ao CNPq, pela concessão da bolsa de doutorado (Processo nº 141642/2008-4), ao primeiro autor. Ao Laboratório de Hidrobiologia da Universidade Federal do Maranhão, na pessoa do Professor Dr. Antonio Carlos Leal de Castro, por possibilitar o uso das instalações físicas para a execução do trabalho. A Gisele Cardoso, pelo geoprocessamento das imagens e aos revisores anônimos pelas sugestões e críticas ao manuscrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acero, A. Order Siluriformes, Family Ariidae, p. 831-852, in CARPENTER, K. E. (eds.), *The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 2: Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)*: FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication, 1374 p., Rome, 2002.

- Albertson, R.C. & Kocher, T.D. Genetic and Development Basis of Cichlid Trophic Diversity. *Hered.*, Sheffield, v.97, p.211-221, 2006.
- Almeida, L.R. & Branco, J.O. Aspectos biológicos de *Stellifer stellifer* na pesca artesanal do camarão sete-barbas, Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. *Rev. Bras. Zoo.*, Curitiba, v.19, n.2, p.601-610, 2002.
- ANA: Agência Nacional das Águas. 2009. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em 04.08.2009.
- Andrade-Tubino, M.F.; Ribeiro, A.L.R. & Vianna, M. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: Uma síntese. *Oecol. Bras.*, Rio de Janeiro, v.12, n.4, p.640-661, 2008.
- Araújo, F.G.; Pinto, B.C.T. & Teixeira, T.P. Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobio.*, Dordrecht, v.618, p.89-107, 2009.
- Artigas, L.F.; Vendeville, P.; Leopold, M.; Guiral, D. & TERNON, J.-F. Marine biodiversity in French Guiana: estuarine, coastal, and shelf ecosystems under the influence of amazonian waters. *Gaya.*, v.67, n.2, p.302-326, 2003.
- Attrill, M.J. & Rundle, S.D. Ecotone or ecocline: ecological boundaries in estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.55, p.929-936, 2002.
- Barletta, M. *Seasonal changes of density, biomass and species composition of fishes in different habitats of the Caeté estuary (North Brazilian coast-east Amazon)*. ZMT Bremen Contribution Bremen, 115 p., Bremen, 1999.
- Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U. & Hubold, G. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, Oldendorf, v.256, p.217-228, 2003.
- Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U. & Hubold, G. The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *J. Fish Biol.*, London, v.66, p.45-72, 2005.
- Barletta-Bergan, A.; Barletta, M. & Saint-Paul, U. Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté River Estuary in North Brazil. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.54, p.193-206, 2002.
- Barrella, W. Ecótono água, terra e mar do sul de São Paulo, p.161-176, in Henry, R. (eds.), *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. RIMA, 349 p., São Carlos, 2003.
- Betancur-R., R.; Acero, A.; Bermingham, E. & Cooke, R. Systematics and biogeography of New World sea catfishes (Siluriformes: Ariidae) as inferred from mitochondrial, nuclear, and morphological evidence. *Mol. Phylo. Evo.*, Detroit, v.45, p.339-357, 2007.
- Blaber, S.J.M. *Tropical estuarine fishes: ecology, exploitation and conservation*. Blackwell Science, 372 p., Oxford, 2000.
- Burger, J.; Cooper, K.; Gochfeld, D.J.; Salvia, J.E.; Safina, C.; Lipsky, D. & Gochfeld, M. Dominance of *Tilapia mossambica*, an introduced fish species, in three Puerto Rican estuaries. *Estua.*, Lawrence, v.15, p.239-245, 1992.
- Camargo, M. & Isaac, V. Food categories reconstruction and feeding consumption estimatives for the Sciaenids *Macrodon ancylodon* (Bloch & Schneider), and the cogenetic fishes *Stellifer rastrifer* (Jordan) e *Stellifer naso* (Jordan) (Pisces, Perciformes) in the Caeté Estuary, Northern Coast of Brazil. *Rev. Bras. Zoo.*, Curitiba, v.21, n.1, p.85-89, 2004.
- Camargo, M. & Isaac, V. Ictiofauna estuarina, in Fernandes, M.E.B. (eds.), *Os manguezais da costa norte brasileira*. Fundação Rio Bacanga, 142 p., São Luís, 2003.
- Carvalho Neta, R.N.F. & Castro, A.C.L. Diversidade das assembléias de peixes estuarinos da Ilha dos Caranguejos, Maranhão. *Arqui. Ciên. Mar*, Fortaleza, v.41, n.1, p.48-57, 2008.
- Castro, A.C.L. Características ecológicas da ictiofauna da ilha de São Luís - MA. *Bol. Lab. Hidro.*, São Luís, v.10, p.1-18, 1997.

Castro, A.C.L. Diversidade da assembléia de peixes do estuário do Rio Paciência (MA –Brasil). *Atlân.*, Rio Grande, v.23, p.39-46, 2001.

Chaves, P. T. & Corrêa, C. E. Temporary use of a coastal ecosystem by fish: *Pomadasys corvinaeformis* (Perciformes: Haemulidae) at Guaratuba Bay, Brazil. *Rev. Bras. Ocean.*, São Paulo, v.48, n.1, p.1-7, 2000.

Clarke, K.R. & Warwick, R.M. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*, 2nd edition. PRIMER-E Ltd, Plymouth, 144 p., United Kingdom, 2001.

Costa, M.J.; Costa, J.L.; Almeida, P.R. & Assis, C.A. Do eel grass beds and salt marsh borders act as preferential nurseries and spawning grounds for fish? an example of the Mira estuary in Portugal. *Eco. Eng.*, Columbus, v.3, p.187-195, 1994.

Felix, F.C.; Spach, H.L.; Hackradt, C.W.; Moro, P.S. & Rocha, D.C. Abundância sazonal e a composição da assembléia de peixes em duas praias estuarinas da Baía de Paranaguá, Paraná. *Rev. Bras. Zoocien.*, Porto Alegre, v.8, n.1, p.35-47, 2006.

Froese, R. & Pauly, D. 2010. *FishBase. World Wide Web electronic publication*. Disponível em: <<http://www.fishbase.org>> version (03/2010). Acesso em 18.05.2010.

Giannini, R. & Paiva-Filho, A.M. Aspectos da bioecologia de *Menticirrhus americanus* (Linnaeus,1758) (Teleostei, Sciaenidae) na Baía de Santos, SP, Brasil. *Bol. Insti. Pesc.*, São Paulo, v.19, p.1-15, 1992.

Godefroid, R.S.; Spach, H.L.; Santos, C.; MacLaren, G. & Schwarz Jr, R. Mudanças temporais na abundância e diversidade da fauna de peixes do infralitoral raso de uma praia, sul do Brasil. *Iher., Ser. Zoo.*, Porto Alegre, v.94, p.95-104, 2004.

Harrison, T.D. & Whitfield, A.K. Temperature and salinity as primary determinants influencing the biogeography of fishes in South African estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.66, p.335-345, 2006.

Henry, R. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema, na zona de sua desembocadura na represa de Jurumirim 1, p.1-28, in Henry, R. (eds.), *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. RIMA, 360 p., São Carlos, 2009.

Ikejima, K.; Tongnunui, P.; Medej, T. & Taniuchi, T. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.56, n.3-4, p.447-457, 2003.

Krumme, U.; Keuthen, H.; Saint-Paul, U. & Villwock, W. Contribution to the feeding ecology of the banded puffer fish *Colomesus psittacus* (Tetraodontidae) in north Brazilian mangrove creeks. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v.67, n.3, p.383-392, 2007.

Lana, P.C.; Marone, E.; Lopes, R.M. & Machado, E.C. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil, p.131-146, in Seeliger, U.; Lacerda, L.D. & Kjerfve, B. (eds.), *Eco. Stud. Coast. Mar. Ecosys. Lat. Amer.*. Springer-Verlag, v.144, 360 p., Berlin Heidelberg, 2000.

Legendre, P. & Legendre, L. *Numerical ecology*, 2nd England ed. Elsevier Scientific Publishing Company, 853 p., Amsterdam, 1998.

Ley, J.A.; Mcivor, C.C. & Montague, C.L. Fishes in mangrove prop-root habitats of Northeastern Florida Bay: distinct assemblages across an estuarine gradient. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.48, p.701-723, 1999.

Lima da Silva, A.C.F.; Ribeiro, E.B.; Paixão, V.M.; Coelho, A.P.; Oliveira, T.S.; Alvite, T.U.; Macedo, A.R.C.; Sousa, A.F.A. & Carvalho Neta, R.N.F. Regime alimentar de *Stellifer naso* (Perciformes, Sciaenidae) em três igarapés do rio Paciência, Ilha de São Luís, Maranhão, in *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil*, Caxambu, 2007.

Manderson, J.P.; Pessutti, J.; Hilbert, J.G. & Juanes, F. Shallow water predation risk for a juvenile flatfish (winter flounder; *Pseudopleuronectes americanus*, Walbaum) in a northwest Atlantic estuary. *J. Exp. Mar. Biol. Eco.*, Amsterdam, v.304, p.137-157, 2004.

Maranhão. *Diagnóstico Ambiental da Microrregião da Aglomeração Urbana de São Luís e dos municípios*

de Alcântara, Bacabeira e Rosário: estudo hidrológico. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 55p., São Luís, 1998.

Margalef, R. *A view of the Biosphere*. 213 p., Moscow, 1992.

Martino, E.J. & Able, K.W. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.56, p.969-987, 2003.

Matos, I.P. & Lucena, F. Descrição da pesca da pescada-amarela, *Cynoscion acoupa*, da costa do Pará. *Arqui. Ciên. Mar*, Fortaleza, v.39, p.66-73, 2006.

Mcmillen-Jackson, A.L.; Bert, T.M.; Cruz-Lopez, H.; Seyoum, S.O.,T. & Crabtree, R.E. Molecular genetic variation in tarpon (*Megalops atlanticus* Valenciennes) in the northern Atlantic Ocean. *Mar. Biol.*, Berlin, v.146, p.253-261, 2005.

Menezes, N. & Figueiredo, J. *Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil*. Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 96 p., São Paulo, 1980.

Miranda, L.B.; Castro, B.M. & Kjerfve, B. *Princípios de Oceanografia Física de Estuários*. EDUSP, 414 p., São Paulo, 2002.

Moyle, P.B. & Cech-Junior, J.J. *Fishes: an introduction to ichthyology*, 4th ed. Prentice-Hall, 611p., New Jersey, 2000.

Oliveira Neto, J.F.; Godefroid, R.S.; MacLaren, G.N.Q. & Schwarz Jr, R. Variação diuturna na captura de peixes em uma planície de maré da Baía de Paranaguá, PR. *Acta Bio. Leopold.*, São Leopoldo, v.26, n.1, p.125-138, 2004.

Oliveira-Silva, J.T.; Peso-Aguiar, M.C. & Lopes, P.R.D. Ictiofauna das praias de Cabuçu e Berlinque: Uma contribuição ao conhecimento das comunidades de peixes na Baía de Todos os Santos - Bahia - Brasil. *Biote.*, Florianópolis, v.21, n.4, p.105-115, 2008.

Osorio-Dualiby, D. & Báez-Hidalgo, M. Un análisis de la pesquería de la bocona *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829) (Pisces: Clupeiformes) en el sector costero, isla de Salamanca, Caribe Colombiano. *Rev. Inves. Mar.*, Cartagena, v.23, n.2, p.105-112, 2002.

Ospina, J.F.; Pardo, F.I. & Álvarez, R. Madurez gonadal de la ictiofauna presente en la bahía de Cartagena, Caribe Colombiano. *Bol. Cien. Mus. Hist. Nat.*, Cartagena, v.12, p.117-140, 2008.

Paterson, A.W. & Whitfield, A.K. Do shallow-water habitats function as refugia for Juvenile Fishes?. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Oxford, v.51, p.359-364, 2000.

Ribeiro Neto, F.B.; Ishikawa-Ferreira, L. & Höfling, J.C.A comunidade de peixes do Reservatório de Salto Grande, in Espíndola, E.L.G.; Leite, M.A. & Dornfeld, C.B (eds.), *Reservatório de Salto Grande (Americana, SP): caracterização, impactos e propostas de manejo*. RIMA, 484 p., São Carlos, 2004.

Ricklefs, R.E.A. *Economia da Natureza: Um livro-texto em ecologia básica*. Guanabara Koogan, 503 p., Rio de Janeiro, 2003.

Santana, F.M.S. & Severi, W. Composição e estrutura da assembléia de peixes da zona de arrebentação da praia de Jaguaribe, Itamaracá (PE). *Bioik.*, Campinas, v.23, n.1, p.3-17, 2009.

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. *Bol. Lab. Hidro.*, São Luís, v.20, p.23-30, 2007.

Simpson, E. H. *Measurement of diversity*. Nature. 688 p., London, 1949.

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W H Freeman and Company, 887 p., New York, 1995.

Spach, H.L.; Santos, C.; Godefroid, R.S.; Nardi, M. & Cunha, F. A study of the fish community structure in a tidal creek. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v.64, n.2, p.337-351, 2004

Ter-Braak, C.J.F. *Updated notes: CANOCO version 3.10*. Agricultural Mathematics Group, 35 p., Wageningen, 1990.

Vazzoler, A.E.A.M. *Biologia e reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática*. Editora da Universidade

Estadual de Maringá, 169 p., Maringá, 1996.

Vendel, A.L.; Lopes, S.B.; Santos, C. & Spach, H.L. Fish assemblages in a tidal flat. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, Curitiba, v.52, n.1, p.233-242, 2003.

Whitfield, A. K. & Elliott, M. Fishes as indicators of environment & ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *J. Fish Biol.*, London, v.61, Supplement A, p.229-250, 2002.

**CAPÍTULO III: COMPARATIVE ANALYSIS OF DISTRIBUTION OF INTERTIDAL
FISH ASSEMBLAGES IN DIFFERENT ESTUARINE SYSTEMS ON NORTHERN
COAST OF BRAZIL**



Artigo submetido para publicação no periódico **BRAZILIAN ARCHIVES OF BIOLOGY AND TECHNOLOGY** ISSN 1516-8913 (impresso) e ISSN 1678-4324 (online). Foram respeitadas todas as normas de apresentação de artigos da revista, excetuando-se as Margens, para fins de padronização do layout de apresentação desta tese. Normas de publicação no [ANEXO D](#).

Comparative analysis of distribution of intertidal fish assemblages in different estuarine systems on northern coast of Brazil

Milton Gonçalves da Silva Júnior^{1*}; Antonio Carlos Leal de Castro² and Ulrich Saint-Paul³

¹ CNPq Grant holder; Doctoral Student in Aquatic and Fishery Ecology, Biology Department, Guamá Campus, Universidade Federal do Pará, Rua Augusto Corrêa, s/n. Bairro: Guamá. CEP: 66075-110. Belém -PA, Brazil,

²Department of Oceanography and Limnology, Bacanga Campus, Universidade Federal do Maranhão, Av. dos Portugueses s/n, CEP 65080 – 040. São Luís – MA, Brazil, ³Leibniz Center for Tropical Marine Ecology (ZMT), Fahrenheitstr. 6, 28359 Bremen, Germany

ABSTRACT

The present study compares the fish fauna composition in different estuarine systems along the northern coast of Brazil. A total of 140 species were recorded in this and seven other studies between the Marajoara and Maranhense Gulfs. Ariidae, Engraulidae, Haemulidae, Sciaenidae and Mugilidae were the most representative families in the Maranhense Gulf and Tetraodontidae occurred almost exclusively in the estuarine systems of the state of Pará. Marine “occasional visitor” species were only occasionally collected and few freshwater fish occurred in the sample. Marine estuarine opportunists and estuarine-dependent species made major contributions to the catches in the estuarine systems of Maranhense Gulf, whereas estuarine residents had high biomass values in all tidal creeks investigated. Detritivores and zoobenthivores occurred mainly in the estuarine systems on the coast of the states of Pará and Maranhão, respectively. In all estuarine systems, the occurrence of piscivores was inversely proportional to the abundance of juveniles.

Keywords: Ichthyofauna; fish fauna composition; functional and ecological guilds; tidal creeks

* Author to whom correspondence should be addressed. Tel.: +55 98 8125 0077; email: peixista@hotmail.com

INTRODUCTION

The northern coast of Brazil hosts the longest continuous stretch of coastline colonized by estuarine mangrove forests in the world, accounting for 56.6% of all mangroves in South America (Souza Filho, 2005). In this region, more than 30 estuaries are distributed along 650 km of coastline (Barletta *et al.*, 2010), nine of which have been designated marine extractive reserves (Giarrizzo and Krumme, 2009).

Mangroves and their tidal creeks, which cover the estuarine system on the coast of the states of Pará and Maranhão, function as exporters of biomass, a source of nutrients and sediment maintainers and are conditioned by both tidal patterns and freshwater flow from hydrographic basins (MMA, 2002). These conditions favor the presence of relatively large fish communities in estuarine environments (Rozas and Zimmerman, 2000; Vidy, 2000). However, published information on the fish fauna in tidal creeks in northern Brazil is only available for some mangrove systems (Barletta *et al.*, 2010). In general, most studies investigate the ichthyofauna communities of specific tidal creeks or analyze temporal patterns (Rountree and Able, 1997; Barletta-Bergan *et al.*, 2002a; Layman and Silliman, 2002; Barletta *et al.*, 2003; Spach *et al.*, 2004).

Comparative studies between fish estuarine communities in different tidal creeks are less common (Giarrizzo and Krumme, 2007, 2008; Viana *et al.*, 2010). For instance, Barletta *et al.* (2003) identified seasonal changes in the composition of fish assemblages in a macro-tidal region of the estuary of the Caeté River. Krumme *et al.* (2004) investigated the intertidal movements of fish (*sensu* Gibson, 1982) in the sub-tidal estuarine compartments of the Caeté River and its intertidal tributaries. Giarrizzo and Krumme (2007) described the composition of and seasonal changes in fish assemblages in four intertidal mangrove creeks in a

homogeneous salinity zone of the mangrove estuary of the Curuçá River.

The choice of the study area in the present investigation was based on the fact that it has been poorly investigated with regard to estuarine fish fauna in comparison in mangrove tidal creeks using the same fishing gear. To date, records have been published by Giarrizzo and Krumme (2008) and Viana *et al.* (2010), who carried out comparisons of the fish fauna in tidal creeks, estuaries and non-estuarine bays along the northern coast of Brazil.

The main objective of the present study was to compare the composition of the relative biomass of taxonomic, functional and ecological guilds of the fish assemblages occurring in estuarine systems along the northern coast of Brazil, testing the null hypothesis that there is no spatial or seasonal variation in the composition, structure and diversity of fish assemblages and functional groups between tidal creeks in the estuarine systems investigated.

MATERIALS AND METHODS

Study Area

The study area of the present comparative analysis extended from the southeastern edge of the Marajoara Gulf to the western edge of the Maranhense Gulf (Fig. 1). The continental shelf is 562 to 640 km wide, with islands, sand banks and intertidal creeks. The high-intertidal zone is covered by approximately 7000 km² of mangrove forests (Kjerfve and Lacerda, 1993).

The local estuarine systems are differently influenced by the Amazon estuary, approximately 250 km west of the Marajoara Gulf. Therefore, the Gurupi River, which divides this tract of coastline into two approximately equal parts, was used as a geographic reference to separate the estuaries into two groups: those to the west of this river (Curuçá and Caeté estuaries in the state of Pará) and those to the east of it (Anil, Caranguejos Island, Cururuca, Paciência and

Tibiri estuaries in the state of Maranhão) (Fig. 1).

The estuaries west of the Gurupi River are characterized by semi-diurnal, meso-tidal to macro-tidal regimens (range: 2 to 5 m) and relatively little freshwater input. In fact, the estuarization of the continental shelf and the high degree of turbidity of the waters in this area are largely determined by the Amazon River (Krumme and Saint-Paul, 2010).

The estuaries west of the Gurupi River have dynamic aspects similar to the Amazon estuary due to the greater amount of

discharge. These rivers have vast floodplains with a strong marine influence and a greater variation in tidal range than the other group (up to 7 m) (Stride, 1992; MMA, 2002) as well as a wider range of salinity in the mangrove systems (Giarrizzo and Krumme, 2007). The vegetation is predominantly mangrove and forms a belt of up to 30 km wide, penetrating as many as 40 km inland as mangrove forests. The mangroves are almost exclusively composed of *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* (L) Stearn and *Laguncularia racemosa* (L) Gaertn.

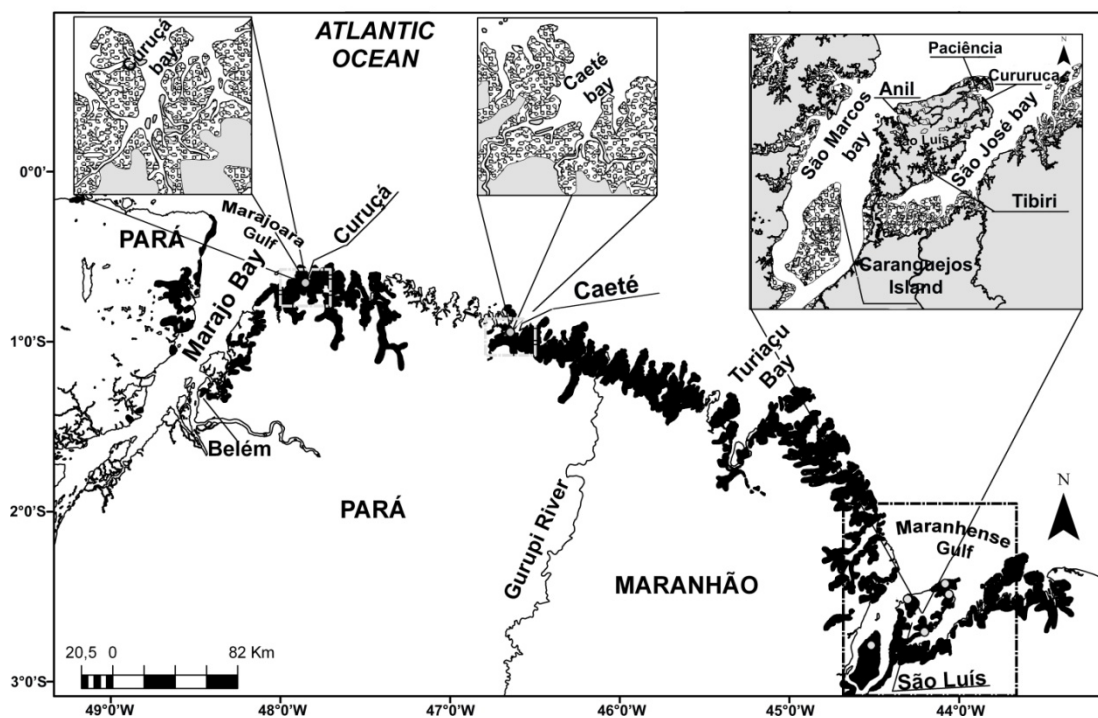


Figure 1 - Northern coast of Brazil between states of Pará and Maranhão

Sampling and data analysis

The Paciência estuary (Maranhense Gulf) was sampled bimonthly with block nets between January 2006 and September 2007. Samples were collected in the same tidal creeks as those sampled by Castro (2001).

A comparative analysis among different estuarine systems was performed using data from SUDAM/UFMA (1983), Batista and Rego (1996), Castro (2001), Barletta *et al.* (2003), Pinheiro-Junior *et al.* (2005), Giarrizzo and Krumme (2007) and Carvalho-Neta and Castro (2008). In these studies, all sampling surveys were carried out using

fixed fishing gear (block nets) set at the mouths of intertidal mangrove creeks.

Species nomenclature was standardized based on information from the FishBase (Froese and Pauly, 2010). The Shannon-Wiener diversity index was used to compare species compositions and explore the geographical variation in the ichthyofauna. Cluster analysis was conducted to explore the similarity among fish assemblages in different estuaries in terms of species composition. The matrix consisted of presence/absence data (Jaccard similarity index; PRIMER 6.0) software ©PRIMER-E Ltd). A similarity profile (SIMPROF) was

built to test the statistical significance of the clusters (Clarke and Warwick, 2001). All analyses were performed using the DivEs 2.0, PRIMER 6.0 and STATISTICA 7.0 programs.

Ecological classification

Fish species were ecologically classified based on estuary use and functional feeding mode, following Elliott *et al.* (2007). Five guilds defined different primary estuary use: occasional marine visitors, marine estuarine-opportunists, marine estuarine-dependent species, estuarine residents and freshwater species. Six guilds defined different feeding strategies: herbivores, omnivores, detritivores, piscivores, zoobenthivores and zooplanktivores.

RESULTS

The broadest salinity range was recorded in the Curuçá, Caeté, Cururuca and Paciência estuaries (Table I). A total of 139 fish species were recorded in the entire dataset and are given as supplementary material in Appendix 1. However, only eight species were found in all the estuaries surveyed: *Batrachoides surinamensis* (Bloch and Schneider, 1801) *Cetengraulis edentulus* (Cuvier, 1829), *Chaetodipterus faber* (Broussonet, 1782), *Cynoscion acoupa* (Lacepède, 1801), *Cynoscion leiarchus* (Cuvier, 1830), *Genyatremus luteus* (Bloch, 1790), *Pseudauchenipterus nodosus* (Bloch, 1794) and *Sciades herzbergii* (Bloch, 1794). Thirty-two species were located only in the estuaries west of the Gurupi River and 55 species were captured exclusively in the Maranhense Gulf (state of Maranhão).

The highest number of families and species was recorded by Castro (2001) in the Paciência estuary. The abundance of juveniles was > 80% in the Caeté, Curuçá and Cururuca estuaries and < 70% in the other estuaries.

Based on the findings of the survey, the Caeté and Curuçá estuarine systems (state of

Pará) are apparently more diverse with regard to the number of families and species than the other estuaries (Maranhão). This interpretation is supported by a similar species-to-family ratio (Table I). The Shannon-Wiener diversity index also revealed similar values in the environments studied (Table I).

On a 25-year time scale since the first records on fish fauna in the Paciência estuary, a sharp decline in species and family richness in the fish assemblages has been recorded (Table I). The opposite occurred with the Shannon-Wiener diversity index, which revealed an increase in variation over the same time period (Table I).

Most families identified exhibit a pattern of spatial occurrence. Comparing the percentage of biomass of the catches, several dominant families exhibit a spatial pattern. The highest percentage of Ariidae biomass was obtained in the tidal creeks of Caranguejos Island and the Anil estuary, where *Sciades herzbergii* (Bloch, 1794) contributed most to the catches. In the Tibiri estuary, the largest contribution was provided by *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829) and, in the Caeté estuary, *Cathorops agassizii* made the largest contribution to the catch (Eigenmann and Eigenmann, 1888).

The families Engraulidae and Haemulidae were poorly represented in the biomass from the tidal creeks. Only the tidal creeks of the Cururuca estuary exhibited a high abundance of *C. edentulus* and *Genyatremus luteus*. In the Caeté estuary, *Anchovia clupeioides* (Swainson, 1839) accounted for the highest percentage of engraulid biomass in the first group of estuaries. Within Mugilidae, *Mugil curema* Valenciennes, 1836 and *Mugil incilis* Hancock, 1830 contributed most to the values recorded in the Paciência estuary and *Mugil gaimardianus* Desmarest, 1831 contributed most to those recorded in the Anil estuary.

In the Paciência and Tibiri estuaries, the family Sciaenidae was mainly represented by *Cynoscion acoupa*. A sharply larger relative

biomass of species of Tetraodontidae was recorded in the Curuçá and Caeté estuaries, with larger catches in comparison to the other estuaries. Among the species that contributed most to the catches, only *Ariopsis bonillai* (Miles, 1945) and *C. spixii* have no commercial value.

The samples contained relatively few marine occasional visitors and freshwater fish. Marine occasional visitors were virtually

absent from the estuarine system located in the inner region of the Maranhense Gulf. Freshwater fish were more abundant in the Cururuca and Anil estuaries.

Marine species contributed > 50% to the total biomass collected in the second group of estuaries, but < 6% in the first group. Moreover, estuarine residents contributed > 85% in the first group, and only 65.4% in the second one.

Table 1 - Comparative overview of relative biomass of taxonomic, functional and feeding categories of fish fauna in seven estuarine systems along coast of states of Pará and Maranhão, Brazil; (–) no data

	Estuarine systems							
	Pará				Maranhão			
	Caeté ^a	Curuçá ^b	Cururuca ^c	Tibiri ^d	Paciência ^e	Anil ^f	Caranguejos Island ^g	Paciência (present study)
Salinity range	6.0 - 35.0	6.1 - 40.8	1.5 - 38.0	2.3 - 28.1	2.6 - 38.3	–	5.0 - 25.0	11.5 - 35.0
Number of families	26	31	21	22	33	23	19	27
Number of fish species	49	65	49	34	75	43	32	55
Number of species exclusively caught in the study	8	21	7	1	13	3	1	7
Species/family ratio	1.9	2.1	2.3	1.5	2.3	1.9	1.7	2.0
Abundance of juveniles (%)	80.0	90.0	79.6	52.4	–	–	65.5	66.2
Shannon–Wiener diversity index	0.6 - 1.1	–	1.1	1.3 - 1.7	1.2 - 1.4	0.8	1.8 - 2.5	0.3 - 1.2
Dominant families (% total catch mass)								
Ariidae	41.9	4.3	19.0	42.8	13.6	52.1	52.7	35.2
Engraulidae	14.3	3.0	17.6	2.1	1.2	1.3	0.6	5.9
Haemulidae	1.7	0.5	13.9	2.9	8.2	0.4	2.1	3.5
Mugilidae	0.9	1.5	20.2	6.1	26.8	27.9	2.4	7.2
Sciaenidae	3.3	0.8	9.9	29.7	18.0	3.0	6.8	22.4
Tetraodontidae	27.1	88.4	0.4	2.3	4.1	3.7	7.9	7.1
Estuarine Use Functional Group (% total catch mass) ^h								
Marine occasional visitors	0.3	<0.1	0.5	–	2.4	–	–	–
Marine estuarine-opportunist	5.5	2.9	50.4	19.7	21.6	18.5	8.5	22.2
Marine estuarine dependent	4.6	2.0	24.4	27.7	47.7	26.5	23.2	27.7
Estuarine residents	87.7	94.9	20.5	51.5	27.7	46.7	65.4	49.3
Freshwater fishes	1.8	0.2	4.1	1.1	0.6	8.3	3.0	0.8
Feeding Mode Functional Group (% total catch mass) ^h								
Herbivore	16.1	4.4	37.8	9.9	30.3	29.5	19.9	14.6
Omnivore	<0.1	–	1.6	–	2.7	0.2	0.2	<0.1
Detritivore	75.4	94.2	27.4	26.0	36.1	55.1	47.6	37.8
Piscivore	1.6	0.3	8.1	29.1	12.5	3.8	20.1	16.3
Zoobenthivore	5.8	0.8	20.2	34.9	18.0	11.3	11.4	31.1
Zooplanktivore	1.1	0.3	5.0	0.2	0.4	<0.1	0.9	0.2

a (Barletta *et al.* , 2003);

b (Giarrizzo & Krumme, 2007);

c (SUDAM & UFMA, 1983);

d (Batista & Rêgo, 1996);

e (Castro, 2001);

f (Pinheiro-Junior *et al.* , 2005);

g (Carvalho-Neta & Castro, 2008);

h (Elliott *et al.* , 2007).

With regard to feeding mode functional groups, detritivores accounted for > 70% of the relative biomass in the systems of the first group, but only 26.0 to 55.1% in those of the second group (Table I). Detritivores and zoobenthivores accounted for > 50% of the fish biomass collected in the second group. Zooplanktivores and herbivores were more represented in the second group, where the estuarine systems are under a greater marine influence, as was the case of engraulids. Omnivores were the least abundant category in all the systems studied, except the Paciência and Anil estuaries, where they were only more abundant than zooplanktivores (Table I).

The cluster analysis based on presence/absence data (Fig. 2) separated the estuaries into two distinct groups (A and B – west and east of the Gurupi river, respectively), with a similarity level of only 30%. The SIMPROF test confirmed that significant differences between these groups only exist in relation to geographical proximity.

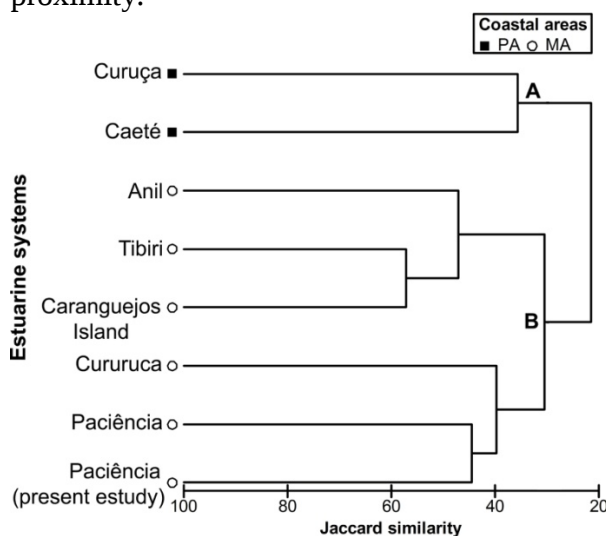


Figure 2 - Dendrogram of cluster analysis of matrix presence/absence data, demonstrating similarity of estuarine systems of northern Brazil in terms of fish assemblage composition

DISCUSSION

According to Barletta *et al.* (2003, 2005), the variation in the salinity gradient occurred due to salinity, demonstrating a seasonal trend in the estuarine environments. Previous studies indicate that fluctuations in salinity may be considered a primary factor influencing the distribution patterns of juvenile fish along an estuarine ecocline (Barletta *et al.*, 2005, 2008). However, Blaber (2007) states that substrate type, depth and turbidity may be more important factors to determining the distribution of juvenile fish in tropical estuaries than salinity.

The data from the present study corroborate Blaber's statements, as the Curuçá and Caeté estuaries in the state of Pará are influenced by the Amazon River, where the high degree of turbidity and sedimentation make the environment propitious to the development of estuarine species. These features can therefore be considered determinants of the occurrence of juveniles in these estuarine systems. In the Cururuca estuary, the broad tidal ranges, together with the availability of detritus from the mainland, contribute toward waters rich in suspended matter, favoring the occurrence of a large number of juveniles in this estuary.

Krumme and Liang (2004) report that the number of species and species-to-family ratio are likely linked to habitat accessibility and food availability. This is observed in the estuaries of the state of Pará (influenced by discharge from the Amazon River) and in the Maranhense Gulf, which is a macro-tidal zone. Thus, it remains unclear whether there are latitudinal trends in the species-to-family ratio and its ecological potential or biogeographical significance (Moraes *et al.*, 2009).

The diversity values found on the coast of Pará and Maranhão were lower than those recorded in similar studies on fish assemblages carried out in northeastern Brazil. In the state of Paraíba, Nunes and Rose (1998) report a maximal diversity of

2.46. Santos (2000) reports diversity exceeding 3.0 on the coast of Pernambuco. Moraes *et al.* (2009) obtained an accumulated diversity of 2.79 on the coast of Ilhéus in the state of Bahia. The difference in diversity values may have been caused by changes in biotic and/or abiotic variables. However, the discrepancy in values in relation to those from previous studies may have been influenced by the characteristics of each ecosystem.

With regard to the reduction in the occurrence of species and the increase in diversity in the Paciência estuary, Barletta *et al.* (2005) report that seasonal changes in estuarine fish assemblages may be determined by a combination of temporal fluctuations in the abundance of species induced by rainfall as well as the reproduction and recruitment of marine, estuarine and freshwater species.

According to Barletta and Blaber (2007), the considerable tolerance of Ariidae species to areas with turbid waters and low salinity explains why this family is dominant in estuarine-resident fish assemblages throughout its worldwide distribution. Carvalho Neta *et al.* (2006) state that, in addition to these features, *C. spixii*, *C. agassizii* and *S. herzbergii* have generalist opportunist feeding habits, which enable juveniles and adults to remain longer in estuaries. These findings were corroborated in the present study, as Ariidae species did not exhibit a defined geographic distribution among the tidal creeks west and east of the Gurupi River. However, Giarrizzo and Krumme (2008) found a greater abundance of Ariidae in the estuarine system of the Caeté estuary in comparison to the Curuçá estuary. The authors conclude that this occurrence may be associated with greater input in the Caeté system and, hence, a larger drift of sediment, than an increase in the number of individuals from this family in the tidal creeks of the Caeté estuary.

In the São Marcos and São José bays, adults of the most abundant engraulids use the

coastal habitat and migrate to the inner waters of the estuary to spawn. However, these fish use the area under the greatest influence by the ocean for recruitment and development (Pessanha *et al.*, 2000). Spatial separation may reflect adaptations to different environmental conditions or a strategy to avoid competition (Silva *et al.*, 2003). In the Caeté estuary, the increase in Engraulidae biomass is likely related to an increased production of plankton toward the mouth of the Amazon River (DeMaster and Pope, 1996; Krumme and Saint-Paul, 2010). The considerable abundance of Haemulidae and Mugilidae is likely due to a strong marine influence on São Luís Island (Giarrizzo and Krumme, 2008). Moreover, Vieira and Music (1994) report the numerical dominance of Haemulidae and Mugilidae, mainly associated with the tropical estuaries of the region. These studies indicate a trend similar to that found in the tidal creeks analyzed in the present investigation.

Cynoscion acoupa occurred in both the outer and inner portions of the Maranhense Gulf, because fish of the family Sciaenidae tolerate a wide range of salinity, which allows them to inhabit estuaries under the strong influence of freshwater (Camargo and Isaac, 2003; Matos and Lucena, 2006). With regard to Tetraodontidae, Giarrizzo and Krumme (2008) state that the strong marine influence and huge tidal range in São Marcos Bay can influence the proportion of low-mass species from this family on São Luís Island.

Regarding the classification of species according to functional group based on estuary use, Elliot *et al.* (2007) argue that the low contributions of marine “occasional visitor” species and freshwater species reflects the physiologically stressful nature of transitional waters of the freshwater-seawater interface. The absence of marine “occasional visitor” species in the inner portion of the Maranhense Gulf was likely due to the low salinity (< 16), which is reported to be a stressor for marine fish,

restricting the type and number of species in a particular area (Bulger *et al.*, 1995).

Garcia and Vieira (2001) and Barletta and Saint-Paul (2010) argue that the greater relative biomass of freshwater species in estuarine environments may be due mainly to the high degree of river discharge. The authors also assume that the freshwater level and flow toward the estuary increase in the late rainy season, leading to a decline in salinity, which enables creatures from freshwater environments to reach estuarine environments. However, the group of marine species had a low contribution in catches in the tidal creeks on the coast of Pará, indicating that this group of marine species only enters this region to perform certain biological functions, such as feeding and breeding (Carvalho-Neta and Castro, 2008). According to Barletta-Bergan (2010), these habitats are not preferred by the larvae of many marine species due to the high degree of turbidity and seasonal variations in salinity. The author states that the sciaenid *C. acoupa* is the only marine species with extensive use of mangrove intertidal creeks in the Caeté estuary as nurseries.

According to a survey carried out by Andrade-Tubino *et al.* (2008), the northern and northeastern regions of the Brazilian coast have the highest numbers of estuarine-resident species. This pattern of occurrence is due to environmental characteristics and the behavior of species, which is mainly related to trophic and reproductive migrations, with a uniformity of occurrence among the fish fauna in estuarine environments (Castro, 1997).

Regarding the feeding pattern of the species, detritivores occurred preferentially along of estuarine systems of the coast of the state of Pará. In a previous study carried out in the same estuary region, Krumme *et al.* (2004) also found that detritivores dominated the fish fauna of the mangrove tidal creeks of the Caeté estuary. When the food supply is mainly based on the consumption of debris, most of the fish production is trapped in the

near-shore estuarine system (Krumme and Saint-Paul, 2010). Studies addressing trophic guilds in the tidal creeks in the Maranhense Gulf indicate uniformity in the diet of the fish species caught, mainly because few tropical species have specialized feeding habits (Abelha, 2001). Most species are generalists, with some degree of preference in the use of available resources in the environment (Pereira *et al.*, 2007).

Based on the feeding mode functional group, more than half the species occurring in the Maranhense Gulf were detritivores and zoobenthivores. In a comparative study, Giarrizzo and Krumme (2008) also found that the contribution of zoobenthivorous species in the creeks of Maranhão was approximately fivefold greater than in the creeks of Pará. In the present study, engraulids exhibited zooplanktivorous and herbivorous habits, especially in tidal creeks under greater marine influence. Addressing the feeding habits of two species of Engraulidae, Sergipense *et al.* (1999) stress the fact that these are typically planktivorous fish. However, different species have different food preferences (zooplankton or phytoplankton).

The contrast of the low occurrence of piscivores in relation to the high abundance of juveniles in the Pará and Maranhão estuarine systems, demonstrates that intertidal mangrove creeks are important nursery areas for many fish populations along the northern coast of Brazil (Barletta-Bergan *et al.*, 2002b; Giarrizzo and Krumme, 2008; Krumme and Saint-Paul, 2010). According to a number of authors, a high occurrence of juveniles may be associated with the high productivity of a given system (Clough, 1998; Dittmar and Lara, 2001), the low risk of predation due to the structural heterogeneity of mangrove habitats (Laegdsgaard and Johnson, 2001) and a high degree of water turbidity (Krumme *et al.*, 2004). This underscores the importance of this ecosystem to the

development of recruits (Dantas *et al.*, 2010).

According to the information available in the relevant literature, the spatial and seasonal differences in the fish assemblages in each region may be linked to spatial heterogeneity and the characteristics of the adjacent marine areas as well as the considerable tolerance of species to variations in salinity. Moreover, landscape factors, such as the position of the creeks relative to the ocean or continent, likely also play a significant role in the differences in the composition of the fish fauna in intertidal creeks of mangroves, regardless of salinity (Giarrizzo and Krumme, 2007). This suggests that the combination of the geomorphology of the estuary and drainage of the river basin influences the distribution of fish assemblages in the ecocline of an estuarine ecosystem (Barletta *et al.*, 2010).

Understanding the variations in the fish fauna on different spatial and temporal scales can provide valuable insights for management and conservation strategies (Barletta *et al.*, 2010). Moreover, it is postulated that trophic relationships and breeding cycles also have critical importance in the spatial-temporal distribution of estuarine fish fauna (Andrade-Tubino *et al.*, 2008).

In conclusion, the present investigation indicates that the coastal region between the states of Pará and Maranhão (Brazil) is characterized by high dynamics and environmental heterogeneity, particularly with regard to changes in river discharge and tidal fluctuations. In relation to the dominance of juveniles of almost all fish species, the tidal creeks analyzed provide important ecological conditions to the breeding of fish assemblages, which are targets for local fishing activities. Tetraodontidae were the most representative group on the coast of Pará and the abundance of species from this family was strongly influenced by the hydrodynamics of the Amazon River. Consequently, the increased

discharge of fresh water in estuaries in the state of Pará favors the occurrence of this group.

The environmental characteristics of the northern coast of Brazil create favorable conditions for the occurrence of estuarine species, but do not limit the presence of marine and freshwater species, allowing these groups to contribute to local catches. Thus, the protection of tidal creeks should be considered an essential action for the management of fishery resources, since there is a strong relationship between abundance of fish fauna and composition of the habitat. However, although this coastal region is very rich and has one of the largest continuous areas of mangrove in the world, there is insufficient information on the northern coast of Brazil for an accurate determination of the general spatial relationship between the characteristics of the intertidal creeks of the mangrove and the fish assemblage structure. Therefore, additional studies on trophic ecology associated with other biological aspects of the species can provide important information for planning the rational management of fishery resources in the coastal region between the states of Pará and Maranhão, Brazil.

Appendix

Supplementary material

Supplementary material associated with this article, containing a list of species according to estuary use and functional feeding mode in estuarine systems.

ACKNOWLEDGMENTS

The first author is grateful to Nivaldo Magalhães Piorski for reviewing and contributing to this manuscript and the two anonymous reviewers for their constructive comments. This study received financial support from the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) through a scholarship (Process N°

141642/2008-4) granted to the first author through the Postgraduate Program in Aquatic Ecology and Fisheries (PPGEAP/UFGA).

RESUMO

O presente estudo comparou a composição da fauna de peixes em diferentes sistemas estuarinos ao longo da costa norte do Brasil. Um total de 140 espécies foram registradas por este e outros sete estudos entre o Golfo Marajoara e Maranhense. Ariidae, Engraulidae, Haemulidae, Sciaenidae e Mugilidae foram as mais representativas no Golfo Maranhense e Tetraodontidae ocorreu quase exclusivamente nos sistemas estuarinos do estado do Pará. As espécies marinhas visitantes ocasionais somente foram coletadas ocasionalmente e poucos peixes de água doce ocorreram nas amostras. Espécies marinhas estuarino-opportunistas e estuarino dependentes apresentaram maior contribuição nas capturas realizadas nos sistemas estuarinos do Golfo Maranhense, já as espécies estuarino residentes apresentaram biomassa elevada em todos os canais de maré investigados. Detritívoros e zoobentívoros ocorreram principalmente nos sistemas estuarinos da costa do Pará e Maranhão, respectivamente. Em todos os sistemas estuarinos a ocorrência de piscívoros foi inversamente proporcional a abundância de juvenis.

REFERENCES

- Abelha, M. C. F.; Agostinho, A. A. and Gourlat, E. (2001), Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scie.*, **23**, 425-434.
- Andrade-Tubino, M. F.; Ribeiro, A. L. R. and Vianna, M. (2008), Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: Uma síntese. *Oecol. Bras.*, **12**, 640-661.
- Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U. and Hubold, G. (2003), Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **256**, 217-228.
- Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U. and Hubold, G. (2005), The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *J. Fish Biol.*, **66**, 45-72.
- Barletta, M. and Blaber, S. J. M. (2007), Comparison of fish assemblage and guilds in tropical habitats of the Embury (Indo-West Pacific) and Caeté (Western Atlantic) estuaries. *Bull. Mar. Sci.*, **80**, 647-680.
- Barletta, M.; Amaral, C. S.; Corrêa, M. F. M.; Guebert, F.; Dantas, D. V.; Lorenzi, L. and Saint-Paul, U. (2008), Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. *J. Fish Biol.*, **73**, 1314-1336.
- Barletta, M.; Jaureguizar, A. J.; Baigun, C.; Fontoura, N. F.; Agostinho, A. A.; Almeida-Val, V. M. F.; Val, A. L.; Torres, R. A.; Jimenes-Segura, L. F.; Giarrizzo, T.; Fabré, N. N.; Batista, V. S.; Lasso, C.; Taphorn, D. C.; Costa, M. F.; Chaves, P. T.; Vieira, J. P. and Corrêa, M. F. M. (2010), Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *J. Fish Biol.*, **76**, 2118-2176.
- Barletta, M. and Saint-Paul, U. (2010), Distribution Pattern of Fish in a Mangrove Estuary. In- *Mangrove Dynamics and Management in North Brazil*, eds. Saint-Paul, U. and Schneider, H., Ecological Studies, Berlin Heidelberg: **211**, 171-188.
- Barletta-Bergan, A.; Barletta, M. and Saint-Paul, U. (2002a), Community structure and temporal variability of ichthyoplankton in North Brazilian mangrove creeks. *J. Fish Biol.*, **61**, 33-51.
- Barletta-Bergan, A.; Barletta, M. and Saint-Paul, U. (2002b), Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté River Estuary in North Brazil. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **54**, 193-206.
- Barletta-Bergan, A. (2010), An Evaluation of the Larval Fish Assemblage in a North Brazilian Mangrove Area. In- *Mangrove Dynamics and Management in North Brazil*, eds. Saint-Paul, U. and Schneider, H., Ecological Studies, Berlin Heidelberg: **211**, 209-220.
- Batista, V. D. S. and Rêgo, F. N. (1996), Análise de associações de peixes em igarapés do estuário do rio Tibiri, Maranhão. *Rev. Bras. Biol.*, **56**, 163-176.
- Blaber, S. J. M. (2007), Mangroves and fishes: Issues of diversity, dependence, and dogma. *Bull. Mar. Sci.*, **80**, 457-472.
- Bulger, A. J.; Lowery, T. A. and Monaco, M. E. (1995), Characterizing the estuarine-catadromus life history strategy. In- *Estuarine-catadromy: a life history strategy coupling marine and estuarine environments via coastal inlets*, eds. Bulger, A. J.; Lowery, T. A. and Monaco, M. E., Silver Springer: **14**, 1-44.
- Camargo, M. and Isaac, V. (2003), Ictiofauna estuarina. In- *Os manguezais da costa norte brasileira*, eds. Fernandes, M. E. B., Fundação Rio Bacanga, p. 142.
- Carvalho Neta, R. N. F.; Sousa-Neto, A. M. S. and Silva, F. H. R. (2006), Dieta de *Arius herzbergii* na Ilha dos Caranguejos, Maranhão. In- *Resumos do XXVI Congresso Brasileiro de Zoologia*, Londrina.
- Carvalho Neta, R. N. F. and Castro, A. C. L. (2008), Diversidade das assembléias de peixes estuarinos da Ilha dos Caranguejos, Maranhão. *Arqui. Ciên. Mar.*, **41**, 48-57.

- Castro, A. C. L. (1997), Características ecológicas da ictiofauna da Ilha de São Luís - MA. *Bol. Lab. Hidro.*, **10**, 1-18.
- Castro, A. C. L. (2001), Diversidade da assembléia de peixes em igarapés do estuário do rio Paciência (MA – Brasil). *Atlân.*, **23**, 39-46.
- Clarke, K. R. and Warwick, R. M. (2001), *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, Plymouth.
- Clough, B. (1998), Mangrove forest productivity and biomass accumulation in Hinchinbrook Channel, Australia. *Mangr. Salt Marsh.*, **3**, 9-15.
- Dantas, D. V.; Barletta, M.; Costa, M. F.; Barbosa-Cintra, S. C. T.; Possatto, F. E.; Ramos, J. A. A.; Lima, A. R. A. and Saint-Paul, U. (2010), Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. *J. Fish Biol.*, **76**, 2540-2557.
- Demaster, D. J. and Pope, R. H. (1996), Nutrient dynamics in Amazon shelf waters: results from AMASEDS. *Conti. Shelf Res.*, **16**, 263-289.
- Dittmar, T. and Lara, R. J. (2001), Driving forces behind nutrient and organic matter dynamics in a mangrove tidal creek in North Brazil. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **52**, 249-259.
- Elliott, M.; Whitfield, A. K.; Potter, I. C.; Blaber, S. J. M.; Cyrus, D. P.; Nordlie, F. G. and Harrison, T. D. (2007), The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fishes.*, **8**, 241-268.
- Froese, R. and Pauly, D. (eds.) (2010), FishBase. Accessed July 21, 2006. Available from: <http://www.fishbase.org>.
- Garcia, A. M. and Vieira, J. P. (2001), O aumento da diversidade de peixes no estuário da lagoa dos patos durante o episódio El niño 1997-1998. *Atlân.*, **23**, 133-152.
- Giarrizzo, T. and Krumme, U. (2007), Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, North Brazil. *Bull. Mar. Sci.*, **80**, 739-754.
- Giarrizzo, T. and Krumme, U. (2008), Heterogeneity in intertidal fish fauna assemblages along the world's longest mangrove area in northern Brazil. *J. Fish Biol.*, **72**, 773-779.
- Giarrizzo, T. and Krumme, U. (2009), Temporal patterns in the occurrence of selected tropical fishes in mangrove creeks: implications for the fisheries management in north Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.*, **52**, 679-688.
- Gibson, R. N. (1982), Recent studies on the biology of intertidal fishes. *Ocea. Mar. Biol. Ann. Rev.*, **20**, 363-414.
- Kjerfve, B. and Lacerda, L. D. (1993), Mangroves of Brazil. In- *Mangrove ecosystems technical reports ITTO TS-13*, eds. Lacerda, L. D., pp. 245-272.
- Krumme, U. and Liang, T. H. (2004), Tidal induced changes in a copepod dominated zooplankton community in a macrotidal mangrove channel in northern Brazil. *Zoo. Stud.*, **43**, 404-414.
- Krumme, U.; Saint-Paul, U. and Rosenthal, H. (2004), Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil. *Aqua. Liv. Resou.*, **17**, 215-229.
- Krumme, U. and Saint-Paul, U. (2010), Dynamics in Mangrove Fish Assemblages on a Macrotidal Coast. In- *Mangrove Dynamics and Management in North Brazil*, eds. Saint-Paul, U. and Schneider, H., Ecological Studies, Berlin Heidelberg: **211**, 189-207.
- Laegdsgaard, P. and Johnson, C. R. (2001), Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? *J. Exp. Mar. Biol. Eco.*, **257**, 229-253.
- Layman, C. A. and Silliman, B. R. (2002), Preliminary survey and diet analysis of juvenile fishes of an estuarine creek on Andros Island, Bahamas. *Bull. Mar. Sci.*, **70**, 199-210.
- Matos, I. P. and Lucena, F. (2006), Descrição da pesca da pescada-amarela, *Cynoscion acoupa*, da costa do Pará. *Arqui. Ciên. Mar.*, **39**, 66-73.
- MMA (2002), *Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. MMA/SBF, Brasília.
- Moraes, L. E.; Romero, R. D. M.; Rocha, G. R. A. and Moura, R. L. D. (2009), Demersal ichthyofauna of the inner continental shelf of Ilhéus, Bahia, Brazil. *Bio. Neotr.*, **9**, 163-168.
- Nunes, C. R. R. and Rosa, R. S. (1998), Composição e distribuição da ictiofauna acompanhante em arrastos de camarão na costa da Paraíba, Brasil. *Trab. Ocean. Uni. Fed. Per.*, **26**, 67-83.
- Pereira, P. R.; Agostinho, C. S.; Oliveira, R. J. and Marques, E. E. (2007), Trophic guilds of fishes in sandbank habitats of a Neotropical river. *Neo. Ichthyol.*, **5**, 399-404.
- Pessanha, A. L. M.; Araújo, F. G.; Azevedo, M. C. C. and Gomes, I. D. (2000), Variações temporais e espaciais na composição e estrutura da comunidade de peixes jovens da baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. *Rev. Bras. Zoo.*, **17**, 251-261.
- Pinheiro-Júnior, J. R.; Castro, A. C. L. and Gomes, L. N. (2005), Estrutura da comunidade de peixes do estuário do rio Anil, Ilha de São Luís, Maranhão. *Arqui. Ciên. Mar.*, **38**, 29 - 37.
- Rountree, R. A. and Able, K. W. (1997), Nocturnal fish use of New Jersey marsh creek and adjacent bay shoal habitats. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **44**, 703-711.
- Rozas, L. P. and Zimmerman, R. J. (2000), Small-scale patterns of nekton use among marsh and adjacent shallow nonvegetated areas of the Galveston Bay Estuary, Texas (USA). *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, **193**, 217-239.
- Santos, M. C. F. (2000), Diversidade biológica da ictiofauna acompanhante nas pescarias de camarões

em Tamandaré (Pernambuco – Brasil). *Bol. Téc. Cient. CEPENE*, **8**, 165-183.

Sergipense, S.; Caramaschi, E. P. and Sazima, I. (1999), Morfologia e hábitos alimentares de duas espécies de Engraulidae (Teleostei, Clupeiformes) na baía de Sepetiba, RJ. *Rev. Bras. Ocean.*, **47**, 173-188.

Silva, M. A.; Araújo, F. G.; Azevedo, M. C. C. and Mendonça, P. (2003), Distribuição espacial e temporal de *Cetengraulis edentulus* (Cuvier) (Actinopterygii, Engraulidae) na Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Zoo.*, **20**, 577-581.

Souza Filho, P. W. M. (2005), Costa de manguezais de macromaré da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação a partir de dados de sensores remotos. *Rev. Bras. Geof.*, **23**, 427-435.

Spach, H. L.; Santos, C.; Godefroid, R. S.; Nardi, M. and Cunha, F. (2004), A study of the fish community structure in a tidal creek. *Braz. J. Biol.*, **64**, 337-351.

Stride, R. K. (1992), *Diagnóstico da pesca artesanal marinha do estado do Maranhão*. CORSUP/EDUFMA, São Luís.

SUDAM/UFMA (1983), Caracterização ambiental e prospecção pesqueira do estuário do rio Cururuca - Maranhão. (SUDAM, ed.), p. 141. Belém, Publicações SUDAM.

Viana, A. P.; Lucena Frédou, F.; Frédou, T.; Torres, M. F. and Bordalo, A. O. (2010), Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon estuary. *J. Fish Biol.*, **76**, 467-486.

Vidy, G. (2000), Estuarine and mangrove systems and the nursery concept: which is which? The case of the Sine Saloum system (Senegal). *Wetl. Ecol. Man.*, **8**, 37-51.

Vieira, J. P. and Music, J. A. (1994), Fish faunal composition in warm-temperate and tropical estuaries of western Atlantic. *Atlân.*, **16**, 31-53.

Appendix 1 - List of species according to their estuary use: (MV) occasional marine visitors, (EO) marine estuarine-opportunists, (ED) marine estuarine dependent, (ER) estuarine residents, (F) freshwater and functional feeding mode: (HV) herbivore, (OV) omnivore, (DV) detritivore, (PV) piscivore, (ZB) Zoobenthivore, (ZP) zooplanktivore for estuarine system: (An) Anil, (Ca) Caeté, (Cu) Curuçá, (Cur) Cururuca, (CaI) Caranguejos Island, (Pa) Paciência, (Paps) Paciência [present study], (Ti) Tibiri.

Family	Species	Ecological Classification		
		Estuary Use	Feeding Strategies	Estuarine systems
Achiridae	<i>Achirus achirus</i> (Linnaeus, 1758)	ER	DV	An, Cu, CaI, Pa, Ti
	<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	ER	DV	Ca, Cu, Paps
	<i>Trinectes paulistanus</i> (Miranda Ribeiro, 1915)	ED	ZB	Pa
Anablepidae	<i>Anableps anableps</i> (Linnaeus, 1758)	ER	HV	An, Ca, Cu, CaI, Pa, Paps, Ti
Ariidae	<i>Amphiarus rugispinis</i> (Valenciennes, 1840)	ER	ZB	Paps
	<i>Ariopsis bonillai</i> (Miles, 1945)	ER	ZB	Paps
	<i>Arius rugispinis</i> Valenciennes, 1840	ED	ZB	CaI, Ti
	<i>Arius</i> sp.	ED	ZB	An.
	<i>Aspistor quadriscutis</i> (Valenciennes, 1840)	ED	ZB	Cur, Pa, Paps
	<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	ED	PV	Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Cathorops agassizii</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	ER	ZB	Ca, CaI
	<i>Cathorops</i> sp.	ER	ZB	Cu, Pa
	<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	ER	ZB	Cu, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Notarius grandicassis</i> (Valenciennes, 1840)	EO	ZB	Cur
	<i>Potamarius grandoculis</i> (Steindachner, 1877)	F	ZB	Cur
	<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	ER	DV	An, Ca, Cu, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Sciades passany</i> (Valenciennes, 1840)	ED	DV	Ca
	<i>Sciades proops</i> (Valenciennes, 1840)	ED	PV	Cur, CaI
Aspredinidae	<i>Aspredinichthys tibicen</i> (Valenciennes, 1840)	ER	DV	Ca, Cu, CaI, Pa, Paps, Ti
Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i> (Quoy & Gaimard, 1825)	ER	ZP	Cu
Auchenipteridae	<i>Ageneiosus</i> sp.	F	PV	Ti
	<i>Pseudauchenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794)	F	DV	An, Ca, Cu, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
Batrachoididae	<i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch & Schneider, 1801)	ER	ZB	An, Ca, Cu, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876	ER	ZB	Cu, Paps
Belonidae	<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	EO	ZP	An, CaI, Pa, Paps
	<i>Strongylura timucu</i> (Walbaum, 1792)	EO	PV	Ca, Cu
Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i> Linnaeus, 1758	F	OV	Pa
Carangidae	<i>Carangoides bartholomaei</i> (Cuvier, 1833)	EO	PV	Ca
	<i>Caranx crysos</i> (Mitchill, 1815)	EO	PV	Ca, Pa
	<i>Caranx hippos</i> (Linnaeus, 1766)	ED	PV	An, Ca, Pa
	<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	ED	DV	Ca, Cu, Pa, Paps
	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	ED	ZP	Ca, Cu, Cur, Pa, Paps
	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> (Cuvier, 1833)	EO	ZB	Cur, Pa
	<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	ED	PV	Cu, Cur, Pa, Paps
	<i>Oligoplites saliens</i> (Bloch, 1793)	ED	PV	Ca
	<i>Oligoplites saurus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	ED	PV	An, Ca, Cu, CaI, Pa, Ti
	<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	ED	ZP	Ca, Cu, Cur, Pa, Paps, Ti
	<i>Trachinotus carolinus</i> (Linnaeus, 1766)	EO	ZB	Cur
	<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	EO	ZB	Pa, Paps

Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	EO	PV	An, Ca, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Centropomus pectinatus</i> Poey, 1860	EO	ZB	Cu, Paps
	<i>Centropomus undecimalis</i> (Bloch, 1792)	ED	ZB	Cu, Cur, Pa
Characidae	<i>Astianax</i> sp.	F	ZP	Cu
Cichlidae	<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)	F	PV	Paps
Clupeidae	<i>Odontognathus mucronatus</i> Lacepède, 1800	ED	ZP	Cu
	<i>Opisthonema oglinum</i> (Lesueur, 1818)	ED	ZB	Cur, Pa, Ti
	<i>Rhinosardinia amazonica</i> (Steindachner, 1879)	F	ZP	Ca, Cu, Pa
	<i>Sardinella janeiro</i> (Eigenmann, 1894)	ED	ZP	An, CaI, Paps
Cynoglossidae	<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)	ED	DV	Cu, Paps
Dasyatidae	<i>Dasyatis guttata</i> (Bloch & Schneider, 1801)	EO	DV	Cur
Diodontidae	<i>Chilomycterus spinosus</i> (Linnaeus, 1758)	EO	ZB	Ca
Echeneidae	<i>Echeneis naucrates</i> Linnaeus, 1758	ED	ZB	Cu, Pa
Eleotrinae	<i>Guavina guavina</i> (Valenciennes, 1837)	ER	PV	Pa
Elopidae	<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	EO	ZB	An, Cur, Pa, Paps, Ti
Engraulidae	<i>Anchoa hepsetus</i> (Linnaeus, 1758)	ED	ZP	Cu
	<i>Anchoa spinifer</i> (Valenciennes, 1848)	ED	ZP	An, Ca, CaI, Paps, Ti
	<i>Anchovia clupeoides</i> (Swainson, 1839)	ER	HV	Ca, Cu, Pa, Paps
	<i>Anchoviella guianensis</i> (Eigenmann, 1912)	F	HV	Cu
	<i>Anchoviella lepidentostole</i> (Fowler, 1911)	EO	HV	Cu
	<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	EO	HV	An, Ca, Cu, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Lycengraulis batesii</i> (Günther, 1868)	F	ZP	Cu
	<i>Lycengraulis grossidens</i> (Agassiz, 1829)	ER	ZP	Ca, Cu, Pa,
Ephippidae	<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linnaeus, 1766)	ER	ZB	An, Ca, Cu, Pa, Paps
	<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	EO	DV	An, Ca, Cu, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Diapterus auratus</i> Ranzani, 1842	ED	DV	Cu
	<i>Diapterus olisthostomus</i> (Goode & Bean 1882)	EO	DV	Pa
	<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	ED	DV	An, Ca, Cur, CaI, Pa, Paps
	<i>Eucinostomus argenteus</i> Baird & Girard, 1855	ED	OV	An, Cur, Pa
	<i>Eucinostomus gula</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	ED	DV	Cur, Pa
	<i>Eucinostomus melanopterus</i> (Bleeker, 1863)	ED	DV	Cu, Pa
Gobiidae	<i>Ctenogobius smaragdus</i> (Valenciennes, 1837)	ER	DV	Cu
	<i>Ctenogobius</i> sp.	ER	DV	Cu
	<i>Gobionellus oceanicus</i> (Pallas, 1770)	ER	DV	Ca, Cu
	<i>Gobiosoma hemigymnum</i> (Eigenmann & Eigenmann, 1888)	ER	DV	Cu
Gymnuridae	<i>Gymnura micrura</i> (Bloch & Schneider, 1801)	ED	ZB	Cur
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i> (Linnaeus, 1758)	EO	ZB	Cur
	<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	ED	DV	An, Ca, Cu, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Orthopristis ruber</i> (Cuvier, 1830)	EO	ZB	Pa
	<i>Pomadasy corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	EO	ZB	Cur, Pa, Paps
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus roberti</i> (Valenciennes, 1847)	ED	ZP	Cu
Lobotidae	<i>Lobotes surinamensis</i> (Bloch, 1790)	ED	ZB	An, Cur
Loricariidae	<i>Hypostomus plecostomus</i> (Linnaeus, 1758)	F	DV	Cu
	<i>Hypostomus verres</i> Valenciennes, 1840	F	DV	CaI, Pa, Ti
	<i>Pterygoplichthys joselimaianus</i> (Weber, 1991)	F	DV	Paps
Lutjanidae	<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	ED	ZB	Ca, Cu, Cur, Pa, Paps
	<i>Lutjanus synagris</i> (Linnaeus, 1758)	EO	PV	An, Pa,
Megalopidae	<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	ED	PV	An, Ca, Cur, Pa, Paps, Ti

Mugilidae	<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	EO	HV	An, Cu, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Mugil gaimardianus</i> Desmarest, 1831	ED	HV	An, Pa, Paps
	<i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830	ED	HV	An,Cu,Cur,CaI,Pa,Paps,Ti
	<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	EO	HV	Paps
	<i>Mugil</i> sp.	EO	HV	Cu
	<i>Mugil</i> sp. 1	ER	HV	Ca
	<i>Mugil</i> sp. 2	EO	HV	Ca
	<i>Mugil trichodon</i> Poey, 1875	ER	ZP	Pa
Muraenidae	<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	EO	PV	Paps
Ogcocephalidae	<i>Ogcocephalus vespertilio</i> (Linnaeus, 1758)	EO	ZB	Pa
Ophichthidae	<i>Myrophis punctatus</i> Lütken, 1852	ER	DV	Cu
	<i>Ophichthus cylindroideus</i> (Ranzani, 1839)	ER	PV	Cu
Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i> Evermann & Marsh, 1900	ER	ZB	Ca
	<i>Citharichthys spilopterus</i> Günther, 1862	EO	DV	Cu, Pa
	<i>Etropus crossotus</i> Jordan & Gilbert, 1882	ED	ZB	Pa
	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Ranzani, 1842)	EO	ZB	CaI
	<i>Paralichthys</i> sp.	ER	PV	Pa
Poeciliidae	<i>Poecilia vivipara</i> Bloch & Schneider, 1801	F	ZP	Cu
	<i>Tomeurus gracilis</i> Eigenmann, 1909	F	HV	Cu
Polynemidae	<i>Polydactylus oligodon</i> (Günther, 1860)	EO	ZB	Pa
	<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	ED	OV	An, Ca, Cur, Paps
Rhinopterinae	<i>Rhinoptera bonasus</i> (Mitchill, 1815)	MV	ZB	Pa
Sciaenidae	<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	ED	DV	An, Ca, Cur, CaI, Pa, Paps
	<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	ED	PV	An, Ca, Cu, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Cynoscion jamaicensis</i> (Vaillant & Bocourt, 1883)	ED	PV	Cu
	<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	EO	PV	An, Ca, Cu, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	ED	PV	An, Ca, Cu, Pa, Paps, Ti
	<i>Cynoscion steindachneri</i> (Jordan, 1889)	EO	OV	An, Ca, Cur, CaI, Pa
	<i>Isopisthus parvipinnis</i> (Cuvier, 1830)	ED	ZB	An, Pa,
	<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	EO	PV	An, Cur, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	ED	ZB	Cur, Pa, Paps
	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	ED	DV	An, Ca, Cur, Pa, Paps, Ti
	<i>Nebris microps</i> Cuvier, 1830	EO	ZB	Paps
	<i>Ophioscion punctatissimus</i> Meek & Hildebrand, 1925	ED	ZB	An
	<i>Stellifer brasiliensis</i> (Schultz, 1945)	ED	OV	An
	<i>Stellifer microps</i> (Steindachner, 1864)	ER	DV	Cu
	<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889)	ED	DV	An, Ca, Cu, CaI, Pa, Paps, Ti
	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	ER	DV	An, Ca, Cu, Cur, CaI, Paps, Ti
	<i>Stellifer</i> sp.	ER	DV	Cu
	<i>Stellifer stellifer</i> (Bloch, 1790)	ER	ZB	Ca,Cu,
Scombridae	<i>Scomberomorus maculatus</i> (Mitchill, 1815)	ED	PV	Ca
Scorpaenidae	<i>Scorpaena plumieri</i> Bloch, 1789	EO	PV	Pa
Serranidae	<i>Diplectrum radiale</i> (Quoy & Gaimard, 1824)	EO	ZB	Cur, Pa,
	<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	EO	ZB	An, Ca, Cu, Cur, Pa, Paps, Ti
	<i>Rypticus randalli</i> Courtenay, 1967	EO	PV	An, Pa, Ti
Sparidae	<i>Archosargus probatocephalus</i> (Walbaum, 1792)	ER	ZB	Pa
Sphyrnidae	<i>Sphyrna tudes</i> (Valenciennes, 1822)	MV	PV	Cur
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)	EO	ZB	Cur, Pa, Ti

	<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	ER	DV	An, Ca, Cu, CaI, Pa, Paps, Ti
Tetraodontidae	<i>Lagocephalus laevigatus</i> (Linnaeus, 1766)	MV	DV	Cu, Cur
	<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	EO	DV	An, Ca, Cu, Pa, Paps
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	EO	PV	An, Ca, Cu, Cur, Pa, Paps

**CAPÍTULO IV: INFLUENCE OF ENVIRONMENTAL VARIABLES ON FISH
ASSEMBLAGES OF THE PACIÊNCIA ESTUARY, SÃO LUÍS ISLAND, MA**



Artigo elaborado para publicação no periódico **NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY** ISSN - 1679-6225 (impresso) e ISSN - 1982-0224 (online). Foram respeitadas todas as normas de apresentação de artigos da revista, excetuando-se as Margens, para fins de padronização do layout de apresentação desta tese. Normas de publicação no [ANEXO E](#).

Influence of environmental variables on fish assemblages of the Paciência estuary, São Luís
Island, MA

Milton Gonçalves da Silva Júnior¹; Antônio Carlos Leal de Castro² & Ulrich Saint-Paul³

¹Bolsista CNPq. Doutorando em Ecologia Aquática e Pesca, Departamento de Biologia, Campus Universitário do Guamá - UFPA. Rua Augusto Corrêa, s/n. Bairro: Guamá. CEP: 66075-110. Belém - PA, Brazil

²Departamento de Oceanografia e Limnologia, Campus Universitário do Bacanga, - UFMA. Av. dos Portugueses s/n, CEP 65080 – 040. São Luís – MA, Brazil. Alec@ufma.br

³Leibniz Center for Tropical Marine Ecology (ZMT), Fahrenheitstr. 6, 28359 Bremen, Germany. ulrich.saint-paul@zmt-bremen.de

Keywords: Ichthyofauna, ecological interactions, co-inertia analysis, mangrove tidal creek.

The response of fish assemblages to environmental variables on a spatial-temporal scale is one of the major difficulties in the study of estuarine fish fauna in tropical regions. The aim of the present study was to determine the influence of environmental variables on the spatiotemporal structure of the fish assemblage. Sampling was carried out bimonthly in three tidal creeks of the Paciência estuary between January 2006 and September 2007, using gill nets and block nets. Parallel samples were collected from the surface layer of the water for the determination of physicochemical parameters and dissolved inorganic nutrients. Data analysis involved univariate (ANOVA, Kruskal-Wallis) and multivariate (co-inertia analysis) methods. A total of 12,219 fish distributed among 55 species were caught. Co-inertia analysis indicated that the variables salinity, pH, silicate, ammonium, phosphate and nitrate influenced the ichthyofauna structure. None of the fish species was associated with high concentrations of inorganic nutrients. *Symphurus plagusia* was associated with high concentrations of salinity and pH. The results of the present study suggest that the co-structure encountered exhibited differences related to seasonality per hydrological period. The data also indicate that the concentrations of inorganic nutrients demonstrated an inverse relation to the distribution of the ichthyofauna.

A resposta da assembléia de peixes às variáveis ambientais em uma escala espaço-temporal é uma das maiores dificuldades no estudo da ictiofauna estuarina de regiões tropicais. O objetivo do presente estudo foi determinar a influência das variáveis ambientais na estrutura espaço-temporal da assembléia de peixes. Foram realizadas amostragens bimestrais em três canais de maré do estuário do rio Paciência, entre Janeiro/2006 e Setembro/2007, utilizando redes de emalhar e tapagem. Paralelamente, amostras, na camada superficial da água, foram coletadas, para determinação dos parâmetros físico-químicos e nutrientes inorgânicos dissolvidos. A análise dos dados consistiu na aplicação de técnicas univariadas (ANOVA, Kruskal-Wallis) e multivariada (Análise de Co-Inércia). Foram capturados 12.219 peixes distribuídos em 55 espécies. A análise de Co-Inércia indicou que as variáveis salinidade, pH,

silicato, amônio, fosfato e nitrato influenciaram a estrutura da ictiofauna. Nenhuma espécie de peixe foi associada a ambientes com elevadas concentrações de nutrientes inorgânicos. *Symphurus plagusia* foi associada a elevadas concentrações de salinidade e pH. Os resultados encontrados sugerem que a co-estrutura encontrada demonstrou diferenças relacionadas à sazonalidade por período hidrológico. Além disso, os dados aqui apresentados também indicam que a concentração dos nutrientes inorgânicos demonstrou uma relação inversa com a distribuição da ictiofauna.

Introduction

Estuaries are some of the most productive and diverse aquatic habitats and support a rich variety of plants and animals (Eddy, 2005). These ecosystems are transition zones that exhibit extreme spatial and temporal variability with regard to physical, chemical and biological features. In a transitional ecosystem, the diversity of the fish community is an important feature of the dynamics of the system, as it reflects changes in processes such as productivity, energy flow, abiotic stress and biological interactions (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2008). A major difficulty in the study of estuarine ichthyofauna in tropical regions is the determination and quantification of the effects of abiotic parameters on spatial-temporal variations in the composition of the community, as the synergetic interaction of these factors occurs differently in different locations (Blaber, 2002).

Species inhabiting estuaries can tolerate or avoid a wide range of salinity, temperature and dissolved oxygen limits as well as high levels of turbidity (Selleslagh & Amara, 2008). Thus, estuaries are the object of considerable ichthyological research, including the investigation of biotic and abiotic environmental variables that affect the community structure of estuarine fish (Elliott *et al.*, 2007). Environmental variables exert considerable influence over aquatic environments and the composition of the fish community varies in response to these variables (Araújo *et al.*, 2009). The challenge to fish ecology is obtaining a functional knowledge of the response of populations and communities to changes on a spatial and temporal scale (Winemiller *et al.*, 2000).

According to Vaslet *et al.* (2010), a considerable amount of research is currently focused on interactions between fish assemblages and mangrove habitats. The correlation between these aspects provides important information on the interaction between the distribution of fish and environmental variables such as salinity (Krumme *et al.*, 2004; Barletta *et al.*, 2005; Giarrizzo & Krumme, 2007; Bachman & Rand, 2008), temperature (Paperno & Brodie 2004;

Cortés *et al.*, 2008), dissolved oxygen (Gardner, 2006; Barletta *et al.*, 2010), ammonium (Eddy, 2005), nitrate (Gutiérrez-Estrada *et al.*, 2008), phosphate and silicate (Chagas & Suzuki, 2005). Accordingly, Blanc *et al.* (2001) the variables (salinity, temperature, nitrate and silicate) together with the other cited previously, may be involved in structuring the coastal fish community.

Knowledge on the responses of estuarine fish to changing environmental conditions increases scientific understanding of biological processes in the fish fauna of estuarine systems and contributes toward an understanding of the potential effects of anthropogenic impacts on estuarine fish assemblages (Selleslagh & Amara, 2008). Therefore, understanding the influences of the environmental variables on the fish assemblage structure requires an analysis of the biotic and abiotic factors that influence the assemblages in a wide range of space and environmental conditions (Araújo *et al.*, 2009). From an ecological point of view, it is important to analyze the impact of environmental variables of the water on patterns of distribution and abundance in estuarine fish populations (Prista *et al.*, 2003).

The purpose of the present study was (i) to investigate correlations between biotic and abiotic variables and (ii) identify the influence of environmental factors on the spatial-temporal structure of biological patterns observed in the ichthyofauna in three tidal creeks located in the Paciência estuary, São Luís, Maranhão, exploring the hypothesis that the spatial and temporal structure of the fish community is influenced by environmental factors associated with these tidal creeks.

Material and Methods

Study area

The Paciência estuary is located in the northeastern portion of Maranhão Island between 2°26' to 2°29' S and 44°4' to 44°7' W (Fig. 1). This estuary has a perimeter of 58 km, a length of 11 km and an area of 5 km². The tidal creeks studied was divided into three regions, Iguaíba (lower estuary) that is influenced by offshore waters, Grande (middle estuary) that is characterized by intermediate salinity values and Cristóvão (upper estuary) where the lower salinity values due to the freshwater influence. All tidal creeks are located on the right side of the Paciência estuary (Fig. 1). The surrounding environment is covered by approximately 10 km² of mangrove (Maranhão, 1998). The floristic composition of the mangrove of the

Paciência estuary is formed by *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* (L) Stearn e *Laguncularia racemosa* (L) Gaertn (Santos, 2001). The climate is tropical wet, with a mean air temperature of around 28° C and mean annual rainfall of 2325 mm (Agência Nacional de Águas, 2009). The rainy season lasts from January to June, with a mean rainfall index of 300 mm, and the dry season spans July to December, with a mean rainfall index of 30 mm.

[insert Fig. 1]

The estuary is characterized by hydrodynamics governed by the semi-diurnal tide system (two high tides and two low tides per lunar day, with proportional intervals of approximately 6 h), with a mean amplitude of 4.6 m, reaching as high as 7.2 m during large events. However, the tide range is less than 5.5 m, which causes tidal currents as fast as 7 knots (Ferreira, 1989).

Sampling protocols

Bimonthly catches were performed in the Iguaíba, Grande and Cristóvão tidal creeks (Fig. 1) between January 2006 and September 2007 during eleven field campaigns of three consecutive days each, totaling of 33 sampling sessions. The catch locations were defined to sample the lower, middle and upper portions of the estuary. Fishing was carried out during the ebb phase of the crescent moon in diurnal periods with an attempt to maintain the same time of the day and tidal period coinciding with the decrease in current intensity.

In the tidal creeks, catches of 3 hours duration were performed using gill nets ranging from 110 to 220 m in length and 4.4 to 5.5 m in height, with mesh sizes ranging from 20 to 10 cm between opposing knots. Another device used was a block nets of mangrove tidal creek, ranging from 100 to 200 m in length, 4 to 5 m in height and a mesh size of 2 cm between opposing knots. These block nets generally stood 1 m above the water at high tide and remained deployed throughout the ebb tide, for a total of six hours of effort.

The specimens collected were placed in labeled plastic bags and kept on ice for transport to the Ichthyology Laboratory, Oceanography and Limnology Department of the *Universidade Federal do Maranhão* (UFMA, Brazil), where the biometric procedures were performed. All fish were identified to the species level based on specialized literature: Cervigón *et al.* (1993) and Carpenter (2002), and scientific names were standardized based on the information

found in FishBase (Froese & Pauly, 2010). Specimens voucher were deposited in the ichthyological collection of the Hydrobiology Laboratory, UFMA, São Luís, Maranhão. From the same sites as the catches, bimonthly sampling was carried out of the surface layer of the water column in order to determine the following physicochemical parameters: temperature (° C), dissolved oxygen (mg / L), salinity and pH. These parameters were measured *in situ* with a Horiba U-10 multiparameter kit. The water samples were then cooled and brought to the laboratory for the determination of the following dissolved inorganic nutrients: ammonium (µM), nitrate (µM), phosphate (µM), and silicate (µM). All these methods were described by Aminot & Chaussepied (1983) and determined using a SHIMADZU UV-160 1PC spectrophotometer.

Data analysis

The fish-environmental relationship was analyzed through a multivariate ordination denominated co-inertia analysis, which helps to identify patterns in fish assemblages resulting from the influence of environmental variables and is sensitive even with a small sample size (Dolédec & Chessel, 1994).

Initially and based on Clarke & Warwick (2001), the number of species was first reduced, retaining only those with more than 1% of the effective number of occurrences in any tidal creek (Ter-Braak, 1990). The fish species data (presence/absence) and the environmental variables were organized separately by tidal creek sampling. Afterwards, both data matrices were converted into binary and submitted separately to a Principal Component Analysis (PCA) using the covariance method for fish data, which is recommended when data is measured using the same unit, and the correlation method for environmental variables, which allows the comparison of data measured in different units (Dolédec & Chessel, 1991). Collinearity between environmental variables resulting from the PCA was tested using Spearman's correlation (Zar, 1998). The results of each PCA were subjected to a co-inertia analysis. The co-structure between fish assemblages and environmental variables established by co-inertia analysis was tested using a Monte Carlo test (1000 permutations, $p < 0.05$) to determine whether the co-structure was encountered by chance. All tests were performed using ADE-4 free software (Chessel *et al.*, 2011).

The assumptions of normality (Kolmogorov-Smirnov test) and homocedasticity (Bartlett test) were evaluated, if necessary, $\log_{(x+1)}$ or $\sqrt[4]{x}$ transformations were performed. Afterwards, Factorial Analyses of Variance (two-way ANOVA) were performed separately and tested interactive effects of tidal creek and season. When the two-way ANOVA detected significant effects, a post hoc Tukey test was conducted to determine which means were significantly different ($p < 0.05$). The variables that did not meet the ANOVA assumptions were tested using the non-parametrical analysis of Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1995) by tidal creeks and seasons. All analyses were performed using the STATISTICA 7.0 software.

Results

A total of 12,219 specimens were collected, representing 11 orders, 27 families and 55 species (Table 1). Co-inertia analysis indicated a significant co-structure ($p = 0.009$) between fish assemblages and environmental variables, as the variance explained by Axis 1 corresponded to 46.0% and that explained by Axis 2 corresponded to 19.0%; thus, the two axes explained 65% of the total inertia. The co-structures identified were highly correlated on Axes 1 ($r = 0.8$) and Axes 2 ($r = 0.7$) (Table 2). Ammonium, nitrate, phosphate and silicate (Axis 1) as well as pH and salinity (Axis 2) influenced the structure of the fish assemblages in the three tidal creeks studied (Table 2, Fig. 2).

[insert Table 2]

[insert Fig. 2]

Axis 1 reveals that the Iguaíba, Grande and Cristóvão tidal creeks were ordinated by the oscillation of ammonium, nitrate, phosphate and silicate along the sampling period. Thus, high concentrations of ammonium, nitrate, phosphate and silicate were characteristic of sampling 1, 3, 8-11 during the rainy and dry season, but none of the species of fish was associated with this type of environment. Conversely, the species *Batrachoides surinamensis* (Bloch & Schneider, 1801), *Stellifer rastrifer* (Jordan, 1889), *Sphoeroides testudineus* (Linnaeus, 1758), *Cynoscion leiarchus* (Cuvier, 1830), *Sciades herzbergii* (Bloch, 1794) and *Chaetodipterus faber* (Broussonet, 1782) and others were associated with low concentrations of these variables in the water, especially in the Cristóvão tidal creek, which is farthest from the mouth of the estuary, both in the rainy and dry seasons, with the exception of C3, C9-C11 in the rainy season (Table 2, Fig. 2). On Axis 2, elevated values of water salinity and pH

variables were associated with the specie *Symphurus plagusia* (Bloch & Schneider, 1801) in the Grande (G5, G6, G11) and Iguaíba (I5, I6, I11) tidal creeks, both of which are located near the mouth of the estuary (Table 2, Fig. 2).

Considering the two axes, the co-ordination structures found (fish-environmental variables) in the three tidal creeks reveal inter-species differences related to seasonality (rainy and dry seasons). On the other hand, intra-species variability in the temporal co-structure was higher throughout the dry season in the three tidal creeks, as evidenced by the formation of two groups – one formed by collections (I4-I6, G4-G6, C4- C6) and the other formed by (I10, I11, G10, G11, C10 and C11). Unlike the dry season, the rainy season exhibited a small degree of temporal variability among individuals (Fig. 2).

Seasonality influenced the environmental variables salinity, pH (both resulting of factorial ANOVA analysis) and dissolved oxygen (Kruskal-Wallis analysis) independent of the tidal creek sampled. Elevated values of these variables were displayed during the dry season than the rainy one (Table 3). On the other hand, the Kruskal-Wallis analysis pointed out that there were significant differences between tidal creeks considering the variables ammonium, phosphate and silicate (Table 3), with the Cristóvão tidal creek displaying the highest values.

[insert Table 3]

Discussion

The mangrove ecosystem and its surrounding areas play an important ecological role in fish communities as a nursery, food source and shelter (Blaber, 2007). Thus, there is a growing concern regarding the sustainable management of this type of ecosystem. There is also a need to understand the interrelationships between this habitat and fish fauna in order to provide arguments for the conservation of this ecosystem and estimate its value as a fish habitat (Blaber, 2002, 2007; Faunce & Serafy, 2006).

The prevailing view on estuaries is that they are complex, individual environments in which the distribution of organisms, whether migratory or resident, is related to the ability of these organisms to withstand daily changes and seasonal environmental conditions (Eddy, 2005) as well as factors that limit their ability to exploit the present abundant food resources (Attrill & Power, 2004). Understanding how environmental variables and their spatial-temporal variations influence the structure of fish communities is an important issue to environmental

management (Araújo *et al.*, 2009). This importance has been tested by Vega-Cendejas & Santillana (2004), who put forth the hypothesis that abiotic factors such as environmental stressors influence the spatial patterns of fish assemblages, which undergo constant adjustment in response to seasonal changes and salinity gradients.

In the present study, among the eight environmental variables measured, pH, salinity, ammonium, nitrate, phosphate and silicate structured the fish assemblages sampled in the tidal creeks. This interrelationship proved to be governed by hydrological periods. Araújo *et al.* (2009) also measured environmental influences on the distribution of fish species and pointed out that environmental variables may influence the composition and structure of fish communities, resulting in a significant correlation of co-occurrence in catch fluctuations and levels of certain environmental variables.

The absence of a fish assemblage in the area investigated in this study was observed under conditions of high concentrations of the dissolved inorganic nutrients ammonium, phosphate and silicate. The introduction of excessive phosphorus in the aquatic environment can stimulate the growth of photosynthetic organisms, triggering undesirable, opportunistic blooms that can reduce oxygen availability and biodiversity in aquatic environments (Baumgarten & Pozza, 2001). This situation has also been reported by Araújo *et al.* (2002) in Sepetiba Bay (state of Rio de Janeiro), where the drift of inorganic nutrients from urban areas to the inner bay zone was found to enrich the water and only a few species of fish were able to tolerate these conditions and remain in the area. On the other hand, the fish assemblage found during the rainy season in the Cristóvão tidal creek in the present study was also associated with low concentrations of inorganic nutrients. According to Pagliosa *et al.* (2005), this situation is due to nitrogen and phosphate exhibiting a tendency toward dilution as a result of the river influx. Nitrate was found at insignificant concentrations in the tidal creeks, as natural waters usually contain nitrates in solution, especially in the case of waters that receive sewage. This inorganic nutrient also did not vary between hydrological periods, as its substances are rapidly oxidized in the water due to the presence of nitrifying bacteria. The life history of many tropical flounders has not been extensively studied, mainly because of their low economic importance. Nevertheless, these fish have considerable ecological importance due to the high number of species and broad geographic distribution, as is the case of the genus *Symphurus* Rafinesque, 1810, which is distributed throughout the world,

prevalent in tropical environments and more diverse in coastal regions of the Americas than in the rest of the world (Munroe *et al.*, 1991; Mendonça & Araújo, 2002). In the present study, *Symphurus plagusia* exhibited a distribution pattern associated with high concentrations of salinity and pH only in the tidal creeks with greater marine influence. This may be related to the broad distribution of this species in shallow waters of the tropical western Atlantic (Carpenter, 2002) and the wide salinity range (0-43), which makes this species more euryhaline and permits its inhabitation in the lower course of an estuary (Munroe, 1998). According to Elliott *et al.* (2007), an estuarine-dependent species requires protected estuarine habitats in its juvenile phase and lives in coastal zones in adulthood, where it remains dependent on this type of habitat. This was confirmed in the present study by the greater occurrence of this species in the Iguaiá and Grande tidal creeks and demonstrates that this region is the limit for the distribution of *Symphurus plagusia*.

Ostrand & Wilde (2002) suggest that the structure of fish assemblages is more determined by persistent differences in environmental conditions between locations than the seasonal variation in environmental conditions. However, the findings of the present study contradict the statements raised by these authors, as the fish assemblage displayed an occurrence pattern related to the hydrological period (dry and rainy seasons). Jaureguizar *et al.* (2003) report a similar finding, stating that the inner area of the estuary expands with the increase in mainland water discharge into the salt water and the influence of environmental changes can be detected in the shift in the geographical limits of the assemblages of species. Due to such events, the structure of the assemblage in the present study was divided into two subgroups in the dry season, but remained clustered in the rainy season.

According to Tejerina-Garro & Mérona (2010), the variability in the ichthyofauna of coastal rivers in South America also occurs on a spatial-temporal scale, due is to the constant demand for optimizing the balance between supply and growth as well as reproduction and protection from predators. The authors state that the reproduction, growth and mortality of each individual in the assemblage influence changes in the relative abundance of the species. Regarding the degree of influence of environmental variables in the present study, a significantly higher pH value ranging from 7.5 to 8.2 was observed in the dry season. The increase in the concentration of the hydrogen potential was influenced by the marine discharge in the lower course of the tidal estuary. According to Kubitza (1999), the positive

consequence of this event resides in the fact that pH values ranging between 6.5 and 8.0 are more suitable for fish growth and reproduction. The author also states that values above or below this range can affect the development of species and, in extreme conditions, cause the death of fish.

Regarding the influence of salinity, Fernández-Delgado *et al.* (2007) and Kimmerer (2002) state that factors that alter the position of the salinity gradient may cause a reduction or expansion in the spatial distribution of the inhabitants of estuarine areas, depending on the magnitude of freshwater input into the estuary. This event was observed in the tidal creeks examined in the present study, as the temporal influence (determined by the hydrological period) determined the occurrence of species in this system. Consequently, the temporal displacement of the estuarine gradient through freshwater discharge and high salinity fluctuations acts as a barrier against the estuarine penetration of marine stenohaline species. Dissolved oxygen is the most important gas to the dynamics and characterization of aquatic ecosystems (Esteves, 1998). This variable exhibits considerable variability in concentration throughout a water course and is influenced by wind velocity, current, thermal effects and the decomposition of organic matter throughout the entire hydrological cycle (Bayley, 1995). As the study area in the present investigation exhibited these characteristics, the concentration of dissolved oxygen varied significantly throughout the hydrological periods. Barletta *et al.* (2005, 2008) and Dantas *et al.* (2010) suggest that seasonal fluctuations in environmental variables (salinity and dissolved oxygen) greatly affect the structure of fish assemblages in estuaries.

The surface temperature of the water did not influence the composition or community structure of fish in the Paciência estuary. Camargo & Isaac (2003) report the same finding for coastal and estuarine areas on the northern coast of Brazil. The authors state that, as water temperature in the region does not vary significantly throughout the year, it has no effect on the spatial and temporal distribution of fish.

Along with the direct effects of these variables, Almeida-Val *et al.* (1999) state that the dynamics of an environment also cause a large number of changes in environmental variables, potentially affecting all organisms. Barletta *et al.* (2010) complement this statement, indicating that, with the occurrence of exceptional changes in dissolved oxygen and other variables, environmental dynamics can cause differentiated responses in different fish

assemblages. In the present study, the seasonality of the hydrological period was the environmental dynamic responsible for the occurrence of fish in the tidal creeks studied. When the influence of the seasonality of hydrological periods on the pattern of species occurrence was verified in the literature, the present study was found to corroborate findings described by Barletta & Saint-Paul (2010), Giarrizzo & Saint-Paul (2008), Barletta *et al.* (2003, 2005) and Barletta-Bergan *et al.* (2002) for estuaries on the coast of the state of Pará (northern Brazil) and Carvalho-Neta & Castro (2008), Pinheiro Jr *et al.* (2005) and Castro (2001) for estuaries in the Gulf of Maranhão. These studies also report the positive and negative effects on estuarine fish populations caused by the alternation between rainy and dry seasons. The positive effects seem to stem mainly from the injection of nutrients through the river discharge and the resulting stimulation of primary and secondary production. The negative effects are mainly due to osmotic stress in marine species caused by the influx of fresh water (Govoni, 1997; Kimmerer, 2002).

The effect of dissolved inorganic nutrients in estuarine systems is discussed in studies carried out by Braga *et al.* (2000) for the Baixada Santista (state of São Paulo, Brazil). The authors state that changes in the salinity gradient induce the buildup of phosphate sediment. The input of silicate in the system varies with the dilution of nutrient salts. Ammonium generally originates from the decomposition of organic matter and urea hydrolysis and its concentration increases with the influx of illegal garbage and sewage. Matejicek *et al.* (2003) also report that concentrations of dissolved inorganic nutrients vary between the upper and lower course of an estuary and that differences in land cover (forest, agricultural areas or urban areas) lead to such unequal discharges.

The high values of inorganic nutrients measured in the tidal creek located in the upper reaches of the estuary confirmed that the antagonistic effect between the concentrations of salinity and phosphate and the combination of saltwater intrusion, residue input and the clearing of the forests are responsible for the high concentrations of inorganic nutrients in this part of the estuary. The organic matter recorded in the present study was probably carried from agricultural areas to the tidal creek and may also be due to the input of nutrients from the Paciência River after passing through the municipalities of Maranhão Island. A number of studies have demonstrated that high concentrations of inorganic nutrients can result in

changes in fish assemblage, with consequent changes in the food chain, as well as reproductive problems and histopathological changes in fish populations (Braga *et al.*, 2000). This study allows us to conclude that the tidal creeks of the Paciência estuary are characterized by an environmental gradient, in which salinity, pH, ammonium, phosphate and silicate exert considerable influence over the occurrence of fish species. The temporal displacement of freshwater discharge and saltwater intrusion between the rainy and dry seasons controls the distribution of species in the estuarine environment. The concentration of dissolved inorganic nutrients has an inverse relationship with the distribution of fish fauna in the tidal creeks studied. The seasonality of the hydrological periods also guides the structuring of fish assemblages on the temporal scale. The tidal creeks located near the mouth of the estuary are adjacent areas for the occurrence of *Symphurus plagusia* due to its association with high concentrations of salinity and pH. Therefore, the co-structure observed between environmental variables and fish assemblages demonstrates that the tidal creeks in the mangrove region of the Paciência estuary are highly dynamic environments and favorable to the development of species, providing suitable conditions for the life of fish.

Acknowledgements

The authors are grateful to the Brazilian fostering agency National Council of Scientific and Technological Development (CNPq) for granting a doctoral scholarship (Process nº. 141642/2008-4) to the first author through the PPGEAP/UFGA program, which was fundamental to carrying out this study, as well as Tatiana Lima Melo for her help with the ADE-4 and the reviewers for their criticisms, comments and suggestions.

Literature Cited

Almeida-Val, V. M. F.; Val, A. L. and Walker, I. (1999), Long- and short-term adaptation of Amazon fishes to varying O₂-levels: intra-specific phenotypic plasticity and interspecific variation. In- *Biology of Tropical Fishes*, eds. Val, A. L. and Almeida-Val, V. M. F., INPA, Manaus, pp. 185-206.

Aminot, A. and Chaussepied, M. (1983), *Manuel des analyses chimiques en milieu marin*.

Agência Nacional das Águas. (2009), (accessed 04.08. 2009). Available from:
<http://www.ana.gov.br>.

Araújo, F. G.; Azevedo, M. C. C. D.; Silva, M. D. A.; Pessanha, A. L. M.; Gomes, I. D. and Cruz-Filho, A. G. D. (2002), Environmental influences on the demersal fish assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries*, **25**, 441–450.

Araújo, F. G.; Pinto, B. C. T. and Teixeira, T. P. (2009), Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia*, **618**, 89-107.

Attrill, M. J. and Power, M. (2004), Partitioning of temperature resources amongst an estuarine fish assemblage. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **61**, 725-738.

Bachman, P. M. and Rand, G. M. (2008), Effects of salinity on native estuarine fish species in South Florida. *Ecotoxicology*, **17**, 591–597.

Barletta, M.; Amaral, C. S.; Corrêa, M. F. M.; Guebert, F.; Dantas, D. V.; Lorenzi, L. and Saint-Paul, U. (2008), Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical–subtropical estuary. *Journal of Fish Biology*, **73**, 1314-1336.

Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U. and Hubold, G. (2003), Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Marine Ecology Progress Series*, **256**, 217-228.

Barletta, M.; Barletta-Bergan, A.; Saint-Paul, U. and Hubold, G. (2005), The role of salinity in structuring the fish assemblages in a tropical estuary. *Journal of Fish Biology*, **66**, 45-72.

Barletta, M.; Jaureguizar, A. J.; Baigun, C.; Fontoura, N. F.; Agostinho, A. A.; Almeida-Val, V. M. F.; Val, A. L.; Torres, R. A.; Jimenes-Segura, L. F.; Giarrizzo, T.; Fabré, N. N.; Batista, V. S.; Lasso, C.; Taphorn, D. C.; Costa, M. F.; Chaves, P. T.; Vieira, J. P. and Corrêa, M. F. M. (2010), Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, **76**, 2118–2176.

Barletta, M. and Saint-Paul, U. (2010), Distribution pattern of fish in a mangrove estuary. In: *Mangrove dynamics and management in North Brazil*, eds. Saint-Paul, U. and Schneider, H., Ecological Studies Berlin Heidelberg: **211**, pp. 171-188.

- Barletta-Bergan, A.; Barletta, M. and Saint-Paul, U. (2002), Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté river estuary in North Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **54**, 193-206.
- Baumgarten, M. G. Z. and Pozza, A. S. (2001), *Qualidade de água: descrição de parâmetros químicos referidos na legislação ambiental*. Ed. da FURG, Rio Grande.
- Bayley, P. B. (1995), Understanding large river-floodplain ecosystems: significant economic advantages and increased biodiversity and stability would result from restoration of impaired systems. *Bioscience*, **45**, 153-158.
- Blaber, S. J. M. (2002), "Fish in hot water": The challenges facing fish and fisheries research in tropical estuaries. *Journal of Fish Biology*, **61**, 1–20.
- Blaber, S. J. M. (2007), Mangroves and fishes: issues of diversity, dependence, and dogma. *Bulletin of Marine Science*, **80**, 457–472.
- Blanc, L.; Aliaume, C.; Zerbi, A. and Lasserre, G. (2001), Spatial and temporal co-structure analyses between ichthyofauna and environment: an example in the tropics. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie*, **324**, 635-646.
- Braga, E. S.; Bonetti, C. V. D. H.; Burone, L. and Bonetti Filho, J. (2000), Eutrophication and bacterial pollution caused by industrial and domestic wastes at the Baixada Santista estuarine system - Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **40**, 165-173.
- Camargo, M. and Isaac, V. (2003), Ictiofauna estuarina. In- *Os manguezais da costa norte brasileira*, eds. Fernandes, M. E. B., Fundação Rio Bacanga, p. 142.
- Carpenter, K. E. (2002), *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. FAO, Rome.
- Carvalho-Neta, R. N. F. and Castro, A. C. L. (2008), Diversidade das assembléias de peixes estuarinos da Ilha dos Caranguejos, Maranhão. *Arquivos de Ciências do Mar* **41**, 48-57.
- Castro, A. C. L. (2001), Diversidade da assembléia de peixes em igarapés do estuário do rio Paciência (MA – Brasil). *Atlântica*, **23**, 39-46.
- Cervigón, F.; Cipriani, R.; Fischer, W.; Garibaldi, L.; Hendrickx, M.; Lemus, A. J.; Márquez, R.; Poutiers, J. M.; Robaina, G. and Rodríguez, B. (1993), *FAO species identification sheets for fishery purposes: Field guide to the commercial marine and brackish-water resources of the northern coast of South America*. FAO, Rome.

- Chagas, G. G. and Suzuki, M. S. (2005), Seasonal hydrochemical variation in a Tropical Coastal Lagoon (Açu Lagoon, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, **65**, 597-607.
- Chessel, D.; Dufour, A.-B.; Jombart, T.; Lobry, J. R.; Ollier, S.; Pavoine, S. and Thioulouse, J. (2011), *Analysis of ecological data: exploratory and euclidean methods in environmental sciences*. Version 1.4-17, Lyon.
- Clarke, K. R. and Warwick, R. M. (2001), *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Natural Environment Research Council, United Kingdom.
- Cortés, F.; Jaureguizar, A. J.; Menni, R. C. and Guerrero, R. A. (2008), Habitat preferences of *Mustelus schmitti* in two Southwestern atlantic coastal systems. In *VI Reunión de la Sociedad Brasileira para o Estudo de Elasmobrânquios (SBEEL)*. Fortaleza: Conference Abstract
- Dantas, D. V.; Barletta, M.; Costa, M. F.; Barbosa-Cintra, S. C. T.; Possatto, F. E.; Ramos, J. A. A.; Lima, A. R. A. and Saint-Paul, U. (2010), Movement patterns of catfishes (Ariidae) in a tropical semi-arid estuary. *Journal of Fish Biology*, **76**, 2540-2557.
- Dolédec, S. and Chessel, D. (1991), Recent developments in liner ordination methods for environmental sciences. *Advances in Ecology*, **1**, 133-155.
- Dolédec, S. and Chessel, D. (1994), Co-inertia analyses: an alternative method for studying species-environment relationship. *Freshwater Biology*, **31**, 277-294.
- Eddy, F. B. (2005), Ammonia in estuaries and effects on fish. *Journal of Fish Biology*, **67**, 1495-1513.
- Elliott, M.; Whitfield, A. K.; Potter, I. C.; Blaber, S. J. M.; Cyrus, D. P.; Nordlie, F. G. and Harrison, T. D. (2007), The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*, **8**, 241-268.
- Esteves, F. A. (1998), *Fundamentos da limnologia*. Interciências FINEP, Rio de Janeiro.
- Faunce, C. H. and Serafy, J. E. (2006), Mangroves as fish habitat: 50 years of field studies. *Marine Ecology Progress Series*, **318**, 1–18.
- Fernández-Delgado, C.; Baldã, F.; Vilas, C.; Garcia-González, D.; Cuesta, J.; González-Ortegán, E. and Drake, P. (2007), Effects of the river discharge management on the nursery function of the Guadalquivir river estuary (SW Spain). *Hydrobiologia*, **587**, 125-136.
- Ferreira, H. O. (1989), Contribuição ao estudo das correntes de maré do estreitos de Coqueiros e Mosquitos. p. 7. São Luís: LABOHIDRO.

- Froese, R. and Pauly, D. (2010), (eds.). FishBase. World Wide Web electronic publication, Available from: <http://www.fishbase.org>, version (01/2010).
- Gardner, L. R.; Kjerfve, B. and Petrecca, D. M. (2006), Tidal fluxes of dissolved oxygen at the North Inlet-Winyah Bay national estuarine research reserve. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **67**, 450-460.
- Giarrizzo, T. and Krumme, U. (2007), Spatial differences and seasonal cyclicity in the intertidal fish fauna from four mangrove creeks in a salinity zone of the Curuçá estuary, North Brazil. *Bulletin of Marine Science* **80**, 739–754.
- Giarrizzo, T. and Saint-Paul, U. (2008), Ontogenetic and seasonal shifts in the diet of the pemecou sea catfish *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae), from a macrotidal mangrove creek in the Curuçá estuary, Northern Brazil. *Journal of Tropical Biology*, **56**, 861-873.
- Govoni, J. J. (1997), The association of the population recruitment of gulf menhaden, *Brevoortia patronus*, with Mississippi river discharge. *Journal of Marine Systems*, **12**, 101–108.
- Gutiérrez-Estrada, J. C.; Vasconcelos, R. and Costa, M. J. (2008), Estimating fish community diversity from environmental features in the Tagus estuary (Portugal): multiple linear regression and artificial neural network approaches. *Journal of Applied Ichthyology*, **24**, 150–162.
- Jaureguizar, A. J.; Menni, R.; Bremec, C.; Mianzan, H. and Lasta, C. (2003), Fish assemblage and environmental patterns in the Río de la Plata estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **56**, 921–933.
- Kimmerer, W. J. (2002), Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms: physical effects or trophic linkages? *Marine Ecology Progress Series*, **243**, 39-55.
- Krumme, U.; Saint-Paul, U. and Rosenthal, H. (2004), Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil. *Aquatic Living Resources*, **17**, 215–229.
- Kubitza, F. (1999), *Qualidade da Água na Produção de Peixes*. Degaspari, Jundiaí.
- Maranhão (1998), *Diagnóstico ambiental da microrregião da aglomeração urbana de São Luís e dos municípios de Alcântara, Bacabeira e Rosário: estudo hidrológico*. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

- Matejícek, L.; Benesová, L. and Tonika, J. (2003), Ecological modelling of nitrate pollution in small river basins by spreadsheets and GIS. *Ecological Modelling*, **170**, 245-263.
- Mendonça, P. and Araújo, F. G. (2002), Composição das populações de linguados (Osteichthyes, Pleuronectiformes) da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **19**, 339 - 347.
- Munroe, T. A. (1998), Systematics and ecology of tonguefishes of the genus *Symphurus* (Cynoglossidae, Pleuronectiformes) from the western Atlantic Ocean. *Fishery Bulletin*, **96**, 1-182.
- Munroe, T. A.; Nizinski, M. and Mahadeva, M. N. (1991), *Symphurus prolatinaris*, a new species of shallow-water tonguefish (Cynoglossidae: Pleuronectiformes) from the eastern Pacific. *Proc. Biol. Soc. Wash*, **104**, 488-458.
- Ostrand, K. G. and Wilde, G. R. (2002), Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Ecology of Freshwater Fish*, **11**, 137–149.
- Pagliosa, P. R.; Fonseca, A.; Bosquilha, G. E.; Braga, E. S. and Barbosa, F. A. R. (2005), Phosphorus dynamics in water and sediments in urbanized and non-urbanized rivers in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, **50**, 965-974.
- Paperno, R. and Brodie, R. B. (2004), Effects of environmental variables upon the spatial and temporal structure of a fish community in a small, freshwater tributary of the Indian River Lagoon, Florida. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **61**, 229-241.
- Pinheiro-Júnior, J. R.; Castro, A. C. L. and Gomes, L. N. (2005), Estrutura da comunidade de peixes do estuário do rio Anil, Ilha de São Luís, Maranhão. *Arquivos de Ciências do Mar*, **38**, 29 - 37.
- Prista, N.; Vasconcelos, R. P.; Costa, M. J. and Cabral, H. (2003), The demersal fish assemblage of the coastal area adjacent to the Tagus estuary (Portugal): relationships with environmental conditions. *Oceanologica Acta*, **26**, 525-536.
- Santos, L. C. A. (2001), Estudo da bacia do rio Paciência-MA por meio da análise cartográfica. Dissertação, Universidade Estadual Paulista - UNESP, Presidente Prudente.
- Selleslagh, J. and Amara, R. (2008), Environmental factors structuring fish composition and assemblages in a small macrotidal estuary (eastern English Channel). *Estuarine Coastal & Shelf Science*, **79**, 507-517.

- Sokal, R. R. and Rohlf, F. J. (1995), *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W H Freeman and Company, New York.
- Tejerina-Garro, F. L. and Mérona, B. D. (2010), Flow seasonality and fish assemblage in a tropical river, French Guiana, South America. *Neotropical Ichthyology*, **8**, 145-154.
- Ter-Braak, C. J. F. (1990), *Updated notes: CANOCO version 3.10*. Wageningen: Agricultural Mathematics Group.
- Vaslet, A.; Bouchon-Navaro, Y.; Charrier, G.; Louis, M. and Bouchon, C. (2010), Spatial patterns of mangrove shoreline fish communities in relation with environmental variables in Caribbean lagoons. *Estuaries and Coasts*, **33**, 195-210.
- Vega-Cendejas, M. E. and Santillana, M. H. D. (2004), Fish community structure and dynamics in a coastal hypersaline lagoon: Rio Lagartos, Yucatán, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **60**, 285–299.
- Whitfield, A. K. (1999), Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **9**, 151-186.
- Winemiller, K. O.; Tarim, S.; Shormann, D. and Cotner, J. B. (2000), Fish assemblage structure in relation to environmental variation among Brazos river oxbow lakes. *Transactions of the American Fisheries Society*, **129**, 451-468.
- Zar, J. H. (1998), *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall.

Table 1. Total abundance of fish species sampled in three tidal creeks of the Paciência estuary.

ORDER			ORDER		
Family			Family		
<i>Genus and species</i>	Code	Total	<i>Genus and species</i>	Code	Total
ANGUILLIFORMES			Haemulidae		
Muraenidae			<i>Genyatremus luteus</i> (Bloch, 1790)	Genlut	397
<i>Gymnothorax funebris</i> Ranzani, 1839	Gymfun	3	<i>Pomadasys corvinaeformis</i> (Steindachner, 1868)	Pomcor	80
BATRACHOIDIFORMES			Lutjanidae		
Batrachoididae			<i>Lutjanus jocu</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Lutjoc	29
<i>Batrachoides surinamensis</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Batsur	102	Polynemidae		
<i>Thalassophryne nattereri</i> Steindachner, 1876	Thanat	6	<i>Polydactylus virginicus</i> (Linnaeus, 1758)	Polmr	3
BELONIFORMES			Sciaenidae		
Belonidae			<i>Bairdiella ronchus</i> (Cuvier, 1830)	Bairron	567
<i>Strongylura marina</i> (Walbaum, 1792)	Strmar	3	<i>Cynoscion acoupa</i> (Lacepède, 1801)	Cynaco	520
CLUPEIFORMES			<i>Cynoscion leiarchus</i> (Cuvier, 1830)	Cynlei	200
Clupeidae			<i>Cynoscion microlepidotus</i> (Cuvier, 1830)	Cynmic	10
<i>Sardinella janeiro</i> (Eigenmann, 1894)	Sarjan		<i>Macrodon ancylodon</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Macanc	40
Engraulidae		6	<i>Menticirrhus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	Mename	1
<i>Anchoa spiniifer</i> (Valenciennes, 1848)	Ancspi	9	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)	Micfur	66
<i>Anchovia clupeoides</i> (Swainson, 1839)	Anclup	112	<i>Nebris microps</i> Cuvier, 1830	Nebmic	29
<i>Cetengraulis edentulus</i> (Cuvier, 1829)	Cetede	1586	<i>Stellifer naso</i> (Jordan, 1889)	Stenas	713
<i>Pterengraulis atherinoides</i> (Linnaeus, 1766)	Pteath	16	<i>Stellifer rastrifer</i> (Jordan, 1889)	Steras	218
CYPRINODONTIFORMES			Serranidae		
Anablepidae			<i>Epinephelus itajara</i> (Lichtenstein, 1822)	Epita	3
<i>Anableps anableps</i> (Linnaeus, 1758)	Anana	104	Trichiuridae		
ELOPIFORMES			<i>Trichiurus lepturus</i> Linnaeus, 1758	Trilep	41
Elopidae			PLEURONECTIFORMES		
<i>Elops saurus</i> Linnaeus, 1766	Elosau	31	Achiridae		
Megalopidae			<i>Achirus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Achlin	47
<i>Megalops atlanticus</i> Valenciennes, 1847	Magatl	1	Cynoglossidae		
MUGILIFORMES			<i>Symphurus plagusia</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Sympla	56
Mugilidae			SILURIFORMES		

<i>Mugil curema</i> Valenciennes, 1836	Mugcur	657	Ariidae		
<i>Mugil gaimardianus</i> Desmarest, 1831	Mugai	61	<i>Amphiarius rugispinis</i> (Valenciennes, 1840)	Amprug	63
<i>Mugil incilis</i> Hancock, 1830	Muginc	2	<i>Ariopsis bonillai</i> (Miles, 1945)	Aribon	2732
<i>Mugil liza</i> Valenciennes, 1836	Migliz	2	<i>Aspistor quadriscutis</i> (Valenciennes, 1840)	Aspqua	7
PERCIFORMES			<i>Bagre bagre</i> (Linnaeus, 1766)	Bagbag	2
Carangidae			<i>Cathorops spixii</i> (Agassiz, 1829)	Catspi	718
<i>Caranx latus</i> Agassiz, 1831	Carlat	28	<i>Sciades herzbergii</i> (Bloch, 1794)	Sciher	1051
<i>Chloroscombrus chrysurus</i> (Linnaeus, 1766)	Chlchr	4	Aspredinidae		
<i>Oligoplites palometa</i> (Cuvier, 1832)	Olipal	131	<i>Aspredinichthys tibicen</i> (Valenciennes, 1840)	Asptib	176
<i>Selene vomer</i> (Linnaeus, 1758)	Selvom	1	Auchenipteridae		
<i>Trachinotus falcatus</i> (Linnaeus, 1758)	Trafal	43	<i>Pseudauchenipterus nodosus</i> (Bloch, 1794)	Psenod	132
Centropomidae			Loricariidae		
<i>Centropomus parallelus</i> Poey, 1860	Cenpar	40	<i>Pterygoplichthys joselimaianus</i> (Weber, 1991)	Ptejos	9
<i>Centropomus pectinatus</i> Poey, 1860	Cenpec	62	TETRAODONTIFORMES		
Cichlidae			Tetraodontidae		
<i>Crenicichla reticulata</i> (Heckel, 1840)	Creret	1	<i>Colomesus psittacus</i> (Bloch & Schneider, 1801)	Colpsi	181
Ephippidae			<i>Sphoeroides testudineus</i> (Linnaeus, 1758)	Sphtes	60
<i>Chaetodipterus faber</i> (Broussonet, 1782)	Chafab	70			
Gerreidae					
<i>Diapterus rhombeus</i> (Cuvier, 1829)	Diarho	987			
Total		4068	Total		8151

Table 2. Results of co-inertia analysis performed between fish assemblages of tidal creeks and environmental parameters; Bold numbers indicate major contributions to each axis.

Description	Axis 1	Axis 2
Species' contribution (%)		
<i>Achirus lineatus</i>	20.2	9.5
<i>Amphiarius rugispinis</i>	6.7	31.0
<i>Anableps anableps</i>	1.3	7.2
<i>Anchoa spinifer</i>	1.1	0.0
<i>Ariopsis bonillai</i>	4.8	1.3
<i>Aspistor quadriscutis</i>	12.1	6.2
<i>Aspredinichthys tibicen</i>	0.2	6.5
<i>Bairdiella ronchus</i>	13.5	2.9
<i>Batrachoides surinamensis</i>	56.3	6.7
<i>Caranx latus</i>	3.3	41.4
<i>Cathorops spixii</i>	12.0	25.6
<i>Centropomus parallelus</i>	17.4	3.4
<i>Centropomus pectinatus</i>	24.3	3.5
<i>Cetengraulis edentulus</i>	10.7	0.7
<i>Chaetodipterus faber</i>	29.0	0.4
<i>Colomesus psittacus</i>	64.8	4.8
<i>Cynoscion acoupa</i>	2.9	29.1
<i>Cynoscion leiarchus</i>	34.5	12.6
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	0.1	20.1
<i>Diapterus rhombeus</i>	29.0	1.1
<i>Elops saurus</i>	1.8	0.9
<i>Genyatremus luteus</i>	14.8	6.8
<i>Lutjanus jocu</i>	9.5	12.0
<i>Macrodon ancylodon</i>	6.7	8.3
<i>Micropogonias furnieri</i>	3.8	59.3
<i>Mugil curema</i>	14.9	17.6
<i>Mugil gaimardianus</i>	6.6	3.0
<i>Nebris microps</i>	9.6	5.5
<i>Oligoplites palometa</i>	19.9	0.4
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	15.7	14
<i>Pseudauchenipterus nodosus</i>	8.8	4.8
<i>Pterengraulis atherinoides</i>	13.9	2.4
<i>Sciades herzbergii</i>	29.7	2.5
<i>Sphoeroides testudineus</i>	36.3	1.0
<i>Stellifer naso</i>	20.6	13.1
<i>Stellifer rastrifer</i>	39.5	6.8
<i>Symphurus plagusia</i>	24.4	30.0
<i>Trachinotus falcatus</i>	0.0	4.4
<i>Trichiurus lepturus</i>	16.5	0.8

Variables' contribution (%)		
Dissolved Oxygen	17.3	19.4
pH	12.4	54.3
Salinity	6.6	59.8
Water temperature	23.1	28.3
Ammonium	64.2	11.2
Nitrate	56.4	5.8
Phosphate	58.5	18.1
Silicate	79.1	1.9
Statistics		
Eigenvalue	1.2	4.8
Explained inertia (%)	46.0	19.0
Total inertia explained (%)	65.0	
Correlation (r) fish species - environmental parameters	0.8	0.7
Monte Carlo test (1000 permutations)	0.009	

Table 3. Average values and standard deviation (in parentheses) of environmental variables by tidal creek and season; DS = dry season; RS = rainy season. Summary of results of Factorial ANOVA (F) and Kruskal-Wallis test (H) for environmental variables are indicated. Asterisk indicates significant critical values and significantly different pairs in the Tukey test are indicated by boldface letters.

Environmental variables	Tidal creeks					
	Iguaíba		Grande		Cristóvão	
	DS	RS	DS	RS	DS	RS
Dissolved Oxygen (mg/L)	4.4 (1.4)	3.9 (1.0)	4.4 (1.7)	3.7 (1.1)	4.6 (1.9)	3.1 (0.7)
pH	8.0 (0.1)	7.3 (0.5)	7.7 (0.2)	7.2 (0.4)	7.6 (0.1)	7.1 (0.5)
Salinity	30.7 (3.4)	14.1 (1.3)	29.5 (3.7)	13.3 (1.1)	28.1 (3.0)	13.0 (0.6)
Water temperature (°C)	29.6 (1.6)	28.5 (1.9)	29.3 (1.0)	28.6 (1.0)	29.6 (1.7)	28.6 (1.4)
Ammonium (µM)	3.1 (0.2)	2.1 (0.3)	3.9 (0.7)	3.0 (0.7)	5.6 (0.7)	5.8 (0.8)
Nitrate (µM)	5.8 (2.0)	5.6 (3.4)	6.6 (2.3)	7.8 (4.5)	8.5 (3.1)	8.9 (5.6)
Phosphate (µM)	0.7 (<0.1)	0.6 (0.1)	0.8 (<0.1)	0.8 (0.1)	1.0 (0.1)	1.0 (0.1)
Silicate (µM)	30.9 (9.3)	23.3 (12.8)	37.0 (8.6)	31.4 (11.5)	41.9 (7.5)	39.9 (6.6)
	Main effect		Interaction		Tukey test	
	Tidal creek	Season			(1)	(2)
	(1)	(2)	(1) x (2)		(1)	(2)
F test						
pH	1.1	23.5*	16146.45*		▷G>C	DS>RS
Salinity	1.7	388.9*	2809.0*		▷G>C	DS>RS
H test						
Dissolved Oxygen (mg/L)	1.4	4.9*	–		–	–
Water temperature (°C)	0.7	1.4	–		–	–
Ammonium (µM)	23.5*	2.0	–		–	–
Nitrate (µM)	3.2	0.0	–		–	–
Phosphate (µM)	27.6*	0.4	–		–	–
Silicate (µM)	9.0*	1.1	–		–	–

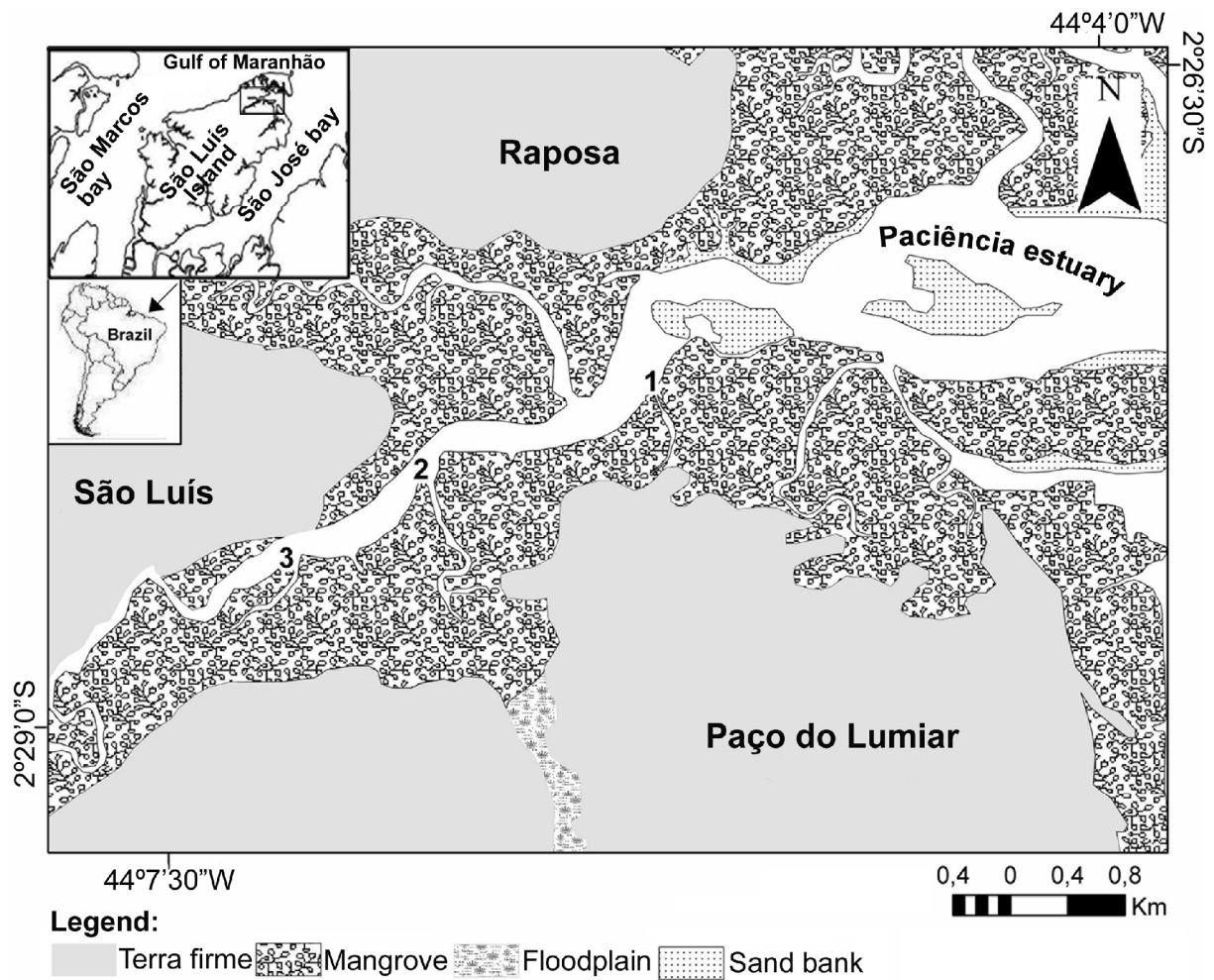
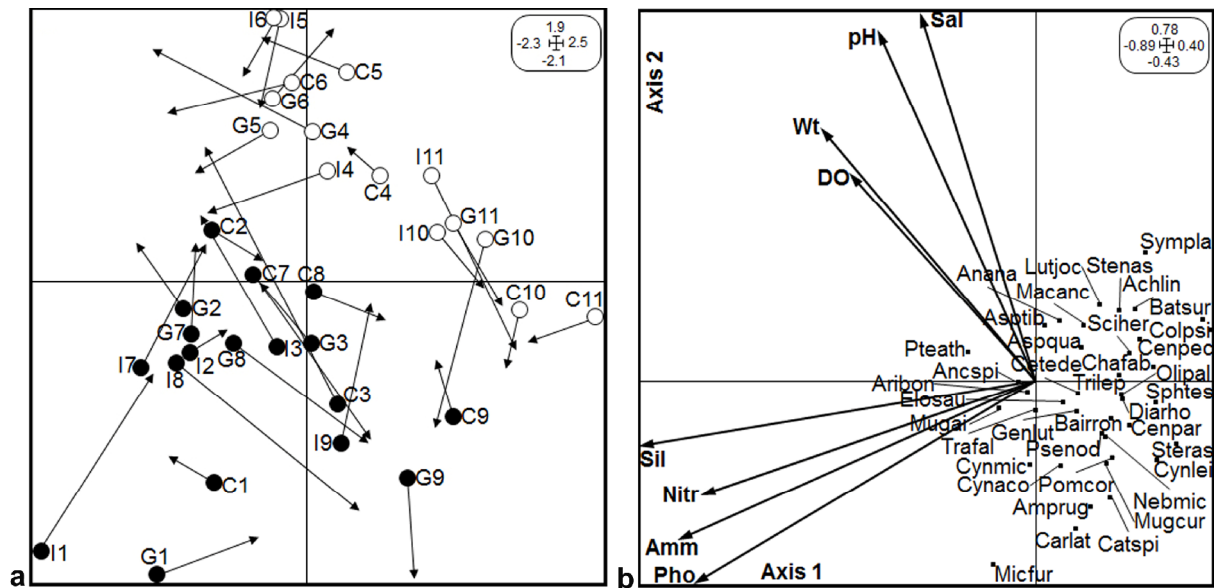


Fig. 1. Location of (1) Iguaíba, (2) Grande and (3) Cristóvão tidal creeks in Paciência estuary.



**CAPÍTULO V: COMUNIDADE DE PEIXES COMO INDICADOR DE QUALIDADE
AMBIENTAL DE ALGUNS CANAIS DE MARÉ DO ESTUÁRIO DO RIO
PACIÊNCIA, SÃO LUÍS – MA**



Artigo publicado no periódico **BOLETIM DO LABOHIDRO** ISSN - 0102-4337 (impresso) e ISSN - 1982-6421 (online). Foram respeitadas todas as normas de apresentação de artigos da revista, excetuando-se as Margens, para fins de padronização do layout de apresentação desta tese. Normas de publicação no [ANEXO F](#). Este artigo encontra-se pré-formatado para publicação no referido periódico.

Apesar de não ser o primeiro autor, contribui em todas as etapas do processo de desenvolvimento e submissão do estudo.

COMUNIDADE DE PEIXES COMO INDICADOR DE QUALIDADE AMBIENTAL DE ALGUNS CANAIS DE MARÉ DO ESTUÁRIO DO RIO PACIÊNCIA, SÃO LUÍS – MA

Leonardo Silva Soares¹
Milton Gonçalves da Silva Júnior²
Antonio Carlos Leal de Castro¹
Ulrich Saint-Paul³

RESUMO

Nas análises de bioavaliação da qualidade dos ambientes aquáticos, têm sido essencial a aplicação de indicadores para avaliar a higidez da comunidade de peixes e determinar o status ambiental. Neste sentido, o presente estudo teve como objetivo identificar alterações na integridade biótica de alguns canais de maré do estuário do rio Paciência. Foram realizadas amostragens bimestrais nos canais de maré Iguaiá, Grande e Cristóvão, no período de janeiro/2006 a setembro/2007. Para avaliar as possíveis alterações na estrutura da ictiofauna foram utilizadas as curvas (ABC) e o Índice de Integridade Biótica. As curvas demonstraram que o ambiente estuarino encontra-se moderadamente perturbado, enquanto o Índice de Integridade caracterizou a qualidade ambiental dos canais de maré entre muito pobre a regular. Alguns autores apresentam evidências que o estresse ambiental está associado à fragmentação da mata ciliar, ao aporte de efluentes líquidos e a interferência antrópica. Presume-se que o aumento dos níveis de perturbação nos canais de maré do estuário do rio Paciência poderá acarretar alterações na comunidade ictiofaunística destes locais. Os resultados sinalizam que os índices ecológicos estudados refletem eficientemente a qualidade ambiental dos canais de maré e as modificações ambientais sofridas pelo sistema estuarino.

Palavras-chave: Ictiofauna, indicadores ecológicos, qualidade ambiental, estuário do rio Paciência

ABSTRACT

Fish community as indicator of environmental quality in tidal creeks in estuary of Paciência river, São Luís, Brazil

In bioassessments of the quality of aquatic environments, the use of indicators for the evaluation of the health of the fish community and the determination of its environmental status is essential. The aim of the present study was to identify changes in the biotic integrity of tidal creeks in the estuary of the Paciência River in northern Brazil. Bi-monthly sampling was carried out in the Iguaiá, Grande and Cristóvão tidal creeks between January 2006 and September 2007. ABC curves and the Integrity Biotic Index were used for the assessment of possible changes in the structure of the ichthyofauna. The curves demonstrated that the estuarine environment is moderately disturbed and the Integrity Index characterized the environmental quality of the tidal creeks as very poor to fair. A number of authors offer evidence that environmental stress is associated to the fragmentation of riparian forests, the input of liquid effluents and anthropogenic interference. It is presumed that the increase in the degree of disturbance in the tidal creeks in the estuary of the Paciência River could trigger changes in the fish community in these creeks. The results indicate that the ecological indices studied efficiently reflect the environmental quality of the tidal creeks and environmental changes in the estuarine system.

Key-words: Ichthyofauna, ecological indicators; environmental quality, Paciência estuary

¹Departamento de Oceanografia e Limnologia/ UFMA, Av. dos Portugueses s/n, Campus Universitário do Bacanga CEP 65085-580 - São Luís-MA e-mail: leonardoufma@yahoo.com.br

²Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca/Centro de Ciências Biológicas/Universidade Federal do Pará.

³Leibniz Center for Tropical Marine Ecology (ZMT), Fahrenheitstr. 6, 28359 Bremen, Germany.

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas costeiros e estuarinos são alguns dos sistemas naturais mais fortemente usados e ameaçados globalmente (Lotze *et al.* 2006, Worm *et al.* 2006, Halpern *et al.* 2008). As zonas costeiras mundiais estão sob estresse ambiental como resultado das atividades humanas que incluem pesca, turismo, agricultura, aquicultura e atividade industrial (Raz-Guzman & Huidobro, 2002). Além dessas atividades, supressão de áreas de manguezais, construção de marinas e canais artificiais, também podem afetar radicalmente a integridade dos ambientes estuarinos (Otero *et al.*, 2006). Desta forma, os estuários estão sujeitos à entrada de altas cargas de compostos orgânicos e inorgânicos que levam a deterioração da qualidade da água (Breine *et al.*, 2007).

Embora seja comum o emprego de critérios químicos para detectar os danos causados aos ambientes aquáticos, avaliações dessa natureza geralmente subestimam a real magnitude dos danos (Karr & Chu, 1999). A análise de bioavaliação da qualidade dos ambientes aquáticos deveria, idealmente, incorporar atributos capazes de integrar o comportamento de elementos e processos biológicos, expressando interferência antrópica com comunidades aquáticas (Casatti *et al.*, 2009). As abordagens mais recentes de bioavaliação da qualidade da água empregam descritores físicos e químicos da água e informações sobre a biota aquática, visando combinar atributos que representem uma ampla existência de diversidade ecológica, em diferentes níveis de organização (Hughes, 1995; Ferreira & Casatti, 2006).

Nos últimos anos, os peixes têm sido utilizados como bioindicadores representativos para determinar o estado da saúde dos ecossistemas (Whitfield, 1996; Araújo, 1998; Whitfield & Elliot, 2002). As comunidades de peixes podem retratar o status ambiental ao disponibilizar

informações sobre o ciclo de vida de grande número de espécies, ao incluir uma variedade de níveis tróficos compreendendo alimentos tanto de origem aquática como terrestre e ao mudar sua estrutura e composição quando seus habitats são modificados. Além disto, as espécies são relativamente fáceis de serem identificadas, e situações críticas, como mortalidade de peixes, podem ser informadas pelo público em geral, o que pode chamar a atenção para alterações nas condições de qualidade de água dos ambientes (Araújo *et al.*, 2000; Araújo, 1998). Essas vantagens demonstram grande aplicação em programas de monitoramento biológico para avaliar a degradação ambiental (Fausch *et al.*, 1990). Neste contexto, é essencial o desenvolvimento de métodos para monitorar as respostas biológicas das assembléias de peixes a fatores naturais e antrópicos (Launois *et al.*, 2011).

Os índices de integridade biótica baseados em assembléias de peixes, inicialmente desenvolvidos para regiões temperadas (Deegan *et al.*, 1997; Hughes *et al.*, 2002; Harrison & Whitfield, 2004), foram adaptados no Brasil, para avaliar segmentos de grandes rios (Pinto & Araújo, 2007), reservatórios (Petesse *et al.*, 2007) e canais na região Sul (Bozzetti & Schulz, 2004) e Sudeste (Ferreira & Casatti, 2006). Entretanto, a ferramenta é pouco utilizada para avaliar o status ambiental de ecossistemas estuarinos, principalmente da costa Norte. Até o momento, Souza & Castro (2010) e Viana *et al.* (2010) realizaram estudos usando a ictiofauna como indicador ecológico da qualidade da água de ecossistemas estuarinos ao longo do litoral Norte brasileiro.

Este estudo ressalta a importância dos peixes como um indicador biológico, tendo como objetivo identificar alterações na integridade biótica do sistema estuarino, sob a hipótese de que as alterações ocorridas no ambiente estuarino estariam associadas a mudanças na estrutura das comunidades ictiofaunísticas, sendo diagnosticadas por

atributos e indicadores biológicos de espécies de peixes bioindicadoras.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estuário do rio Paciência localiza-se na porção nordeste da Ilha de São Luís, compreendido entre 2° 26' a 2° 29' S e 44° 4' a 44° 7' W (Figura 1). Possui um perímetro

de 58 km, com 11 km de comprimento e área de 5 km². O ambiente é coberto por aproximadamente 10 km² de manguezal (Maranhão, 1998). A composição florística do manguezal do estuário do rio Paciência é formada por *Rhizophora mangle* L., *Avicennia germinans* (L) Stearn e *Laguncularia racemosa* (L) Gaertn (Santos, 2001).

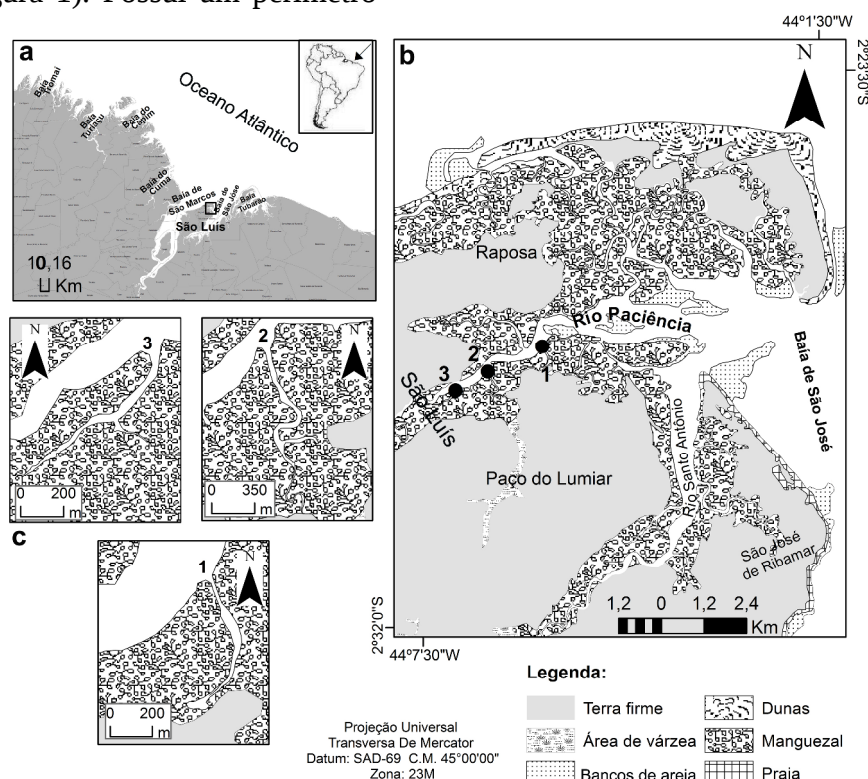


Figura 1. (a) Localização geográfica da área de estudo na Ilha do Maranhão. (b) Locais de amostragem no estuário do rio Paciência. (c) Canais de maré: (1) Iguaíba, (2) Grande e (3) Cristóvão.

O clima é tropical chuvoso, a temperatura média do ar fica em torno de 28°C e a precipitação média anual é 2.325 mm (ANA, 2009). O período chuvoso vai de janeiro a junho, com média pluviométrica de 300 mm, e a estiagem de julho a dezembro, com média de 30 mm de chuva no período.

O estuário se caracteriza por uma hidrodinâmica regida pelo sistema de marés semi-diurnas (duas preamares e duas baixas-mares por dia lunar com intervalos proporcionais de cerca de 6h), com amplitude média de 4,6m, podendo atingir 7,2m quando das grandes sizígias. Em média

as amplitudes de marés são inferiores a 5,5m, causando correntes de maré de até 7 nós (Ferreira, 1989).

Protocolo de amostragem

Foram efetuadas capturas bimestrais nos canais de maré (1) Iguaíba, (2) Grande e (3) Cristóvão (Figura 1), entre janeiro/2006 e setembro/2007, através de onze campanhas de campo, em três dias consecutivos, que rendeu um total de 33 amostras. Os locais de captura foram definidos de forma a amostrar os trechos inferior, médio e superior do

estuário. As pescarias foram realizadas durante a maré vazante na fase da lua de Quarto Crescente, em períodos diurnos, procurando manter os mesmos horários e períodos da maré, coincidindo com a diminuição da intensidade da corrente.

Nos canais de maré, as capturas foram efetuadas utilizando redes de emalhar e de tapagem. As redes de emalhar variaram de 110 a 220 m de comprimento e 4,4 a 5,5 m de altura, com tamanhos de malha variando de 2 a 10 cm entre nós opostos, ficando em atividade por 3 horas. A rede de tapagem foi instalada na foz do canal de maré de modo a fechar completamente a saída do canal com redes que variaram de 100 a 200 m de comprimento, possuindo malha de 2 cm entre nós opostos e altura de 4 a 5 m. A altura da tapagem foi regulada de tal forma que a rede ultrapassasse em 1 m o nível da água na preamar tendo, assim, altura máxima entre 4 e 5 m. O período de permanência da tapagem foi durante toda a maré vazante, totalizando um esforço de 6 horas.

Todos os indivíduos coletados foram acondicionados em sacos plásticos etiquetados conservados em gelo e transportados para o Laboratório de Ictiologia do Departamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Maranhão - DEOLI/UFMA, onde foram realizados os procedimentos biométricos. Todos os peixes foram identificados em nível de espécie, utilizando-se os trabalhos de Cervigón *et al.* (1993) e Carpenter (2002). A nomenclatura das espécies foi padronizada segundo informações do Fishbase (Froese & Pauly, 2011). Para cada espécime coletado foram determinadas as medidas biométricas (comprimento total (cm) e peso (g)), bem como observados aspectos de sua anatomia externa para eventual detecção de anomalias, tumores, deformações ou outras doenças para utilização no Índice de Integridade Biótica (IIB).

Análise dos dados

Para avaliar as possíveis alterações na estrutura da comunidade que indicassem impactos ambientais, foram utilizadas as curvas de porcentagem cumulativa de abundância e biomassa por espécie ranqueada (ABC) e as curvas de dominância parcial, que relacionam a sobreposição da curva de abundância sobre a curva de biomassa com a degradação ambiental, expressas neste trabalho pela estatística W. Valores negativos de W indicam relação de dominância em abundância (ambiente perturbado), valores próximos a zero indicam que as curvas estão muito próximas (ambiente moderadamente perturbado) e valores positivos indicam dominância em biomassa (ambiente sem estresse ambiental) (Clarke & Warwick, 2001; Yemane *et al.*, 2005).

Além das curvas ABC, foi utilizado o Índice de Integridade Biótica (IIB) (Karr, 1981) para avaliar os efeitos das possíveis alterações ambientais. O sistema pretende descrever o ambiente em seis classes de qualidade de água (Excelente, Bom, Razoável, Pobre, Muito Pobre e Sem Peixe) (Tabela 1).

Este índice se baseou em vários atributos da comunidade de peixes para avaliar os efeitos de alteração ambiental. Tais atributos cobrem uma amplitude de níveis ecológicos de indivíduos até população, comunidades e ecossistemas, e foram agrupados em três categorias: composição e riqueza de espécies, composição trófica e abundância de peixes e condições (Tabela 2) (Araújo, 1998). A cada atributo foi dada uma nota que variou entre 5 (situação boa), 3 (regular) e 1 (ruim), para acomodar as variações ecológicas e evolutivas de cada atributo. O valor final do índice foi representado pela soma das notas de cada medida. Sendo que o IIB foi calculado para cada local e mês que foram realizadas as coletas, com base nos métodos delineados por Karr *et al.* (1986).

Tabela 1. Pontuação de Integridade Biótica, classes e atributos

Classes de Integridade (Pontuação)	Atributos
Excelente (57-60)	Comparável às melhores situações sem a influência do homem; todas as espécies regionais esperadas para o habitat e tamanho do curso d'água presentes, incluindo as formas mais intolerantes, em todas as faixas de classes de idade e sexo; estrutura trófica balanceada.
Bom (48-52)	Riqueza de espécies um tanto abaixo da expectativa, especialmente devido à perda das formas mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.
Razoável (39-44)	Sinais de deterioração adicionais com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (por exemplo, aumento da frequência de onívoros); classes maiores de idade de predadores podem ser raras.
Pobre (28-35)	Dominada por onívoros, espécies tolerantes à poluição e generalistas em habitat; poucos carnívoros; taxas de crescimento e fator de condição diminuída; espécies híbridas e/ou doentes sempre presentes.
Muito pobre (< 24)	Poucos peixes presentes, principalmente introduzidos ou espécies muito tolerantes; híbridos frequentes; doenças comuns, parasitas, nadadeiras feridas e outras anomalias.
Sem peixe (0)	Repetidas pescarias sem capturar qualquer peixe.

Tabela 2. Pontuações utilizadas na determinação da Integridade Biótica para a comunidade de peixes do rio Paciência - MA, adaptadas por SOUSA e CASTRO (2010)

Categoria/Pontuação	Pontuação		
	5	3	1
Composição e riqueza de espécies			
1. Número de espécies	> 80	40 - 80	< 40
2. Presença de espécies intolerantes	> 5	3 - 5	< 3
3. Número de Clupeiformes	> 6	3 - 6	< 3
4. Número de Siluriformes	> 10	5 - 10	< 5
5. Número de Perciformes	> 36	18 - 36	< 18
6. Proporção de espécies muito tolerantes	> 2%	2 - 4%	> 4%
Composição trófica			
7. Proporção de onívoros	< 20%	20 - 45%	> 45%
8. Proporção de detritívoros	< 3%	3 - 5%	> 5%
9. Proporção de carnívoros	> 8%	4 - 8%	< 4%
Abundância e condições dos peixes			
10. Número de indivíduos	> 95	48 - 95	< 48
11. Proporção de peixes estuarino - oportunistas	> 24%	12 - 24%	< 12%
12. Proporção de peixes com anomalias, doenças, etc.	< 1%	1 - 3%	> 3%

Essas categorias deveriam ser comparadas a valores esperados em um estuário relativamente livre de degradação, de tamanho semelhante e da mesma região

ecológica. Entretanto, na área de estudo é impossível encontrar locais com comunidade de peixes inalterada. Diante disso, foi necessário adotar critérios próprios tanto na composição dos atributos, quanto nas faixas de pontuação, de acordo com a metodologia modificada e adaptada por Sousa & Castro (2010), que realizaram tais modificações para avaliar os efeitos das alterações ambientais em ambientes estuarinos da Ilha de São Luís. Os autores adequaram o IIB para as condições ecológicas dos estuários da Ilha e sua adaptação foi tomada como base para aplicação desta metodologia na área de estudo. A relação entre os 12 atributos que caracterizam o IIB com o valor final do índice de cada campanha foi quantificada por meio de correlação linear simples. A existência da correlação foi testada pelo valor do coeficiente de correlação linear de Pearson (r), sendo consideradas significativas apenas as correlações $p < 0,05$.

Análises estatísticas

Os padrões temporais e espaciais, quando atendidos os pressupostos (homogeneidade das variâncias e distribuição normal dos valores), foram testados através da Análise de Variância unifatorial (ANOVA). Quando o resultado indicava diferença significativa ($p < 0,05$), aplicou-se o teste a posteriori de Tukey, para identificar quais médias eram diferentes. Nos casos em que um dos pressupostos da ANOVA não foi atendido, aplicou-se o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (Sokal & Rohlf, 1995). Todas as análises foram realizadas utilizando-se os programas PRIMER 6.0 e STATISTICA 7.0.

RESULTADOS

As curvas de dominância cumulativa de abundância e biomassa, estimadas para os canais de maré Iguaíba, Grande e Cristóvão, demonstraram que o ambiente estuarino encontra-se moderadamente perturbado (Figura 2). Já as informações visuais

apresentadas através das curvas de dominância parcial, demonstraram que a condição ambiental dos canais de maré, foi resultante da dependência destas curvas a algumas espécies muito dominantes, que agregaram mais de 50% do peso amostrado (Figura 2b, 2d, 2f). Estas dominâncias foram relacionadas à captura de agregados de *Ariopsis bonillai* nos três canais de maré amostrados. Especificamente, no canal de maré Iguaíba, além dessa espécie, *Sciades herzbergii* também contribuiu para a distorção da curva. Já no Grande, a falsa impressão de distúrbio na ictiofauna também se deveu a captura de *Colomesus psittacus*.

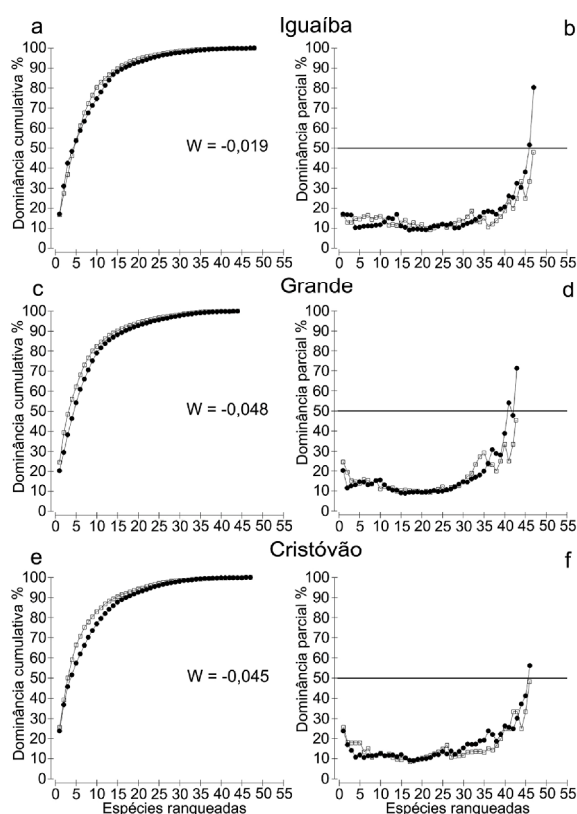


Figura 2. Curvas de dominância cumulativa e parcial por espécies ordenadas por canal de maré, para as espécies de peixes amostradas no estuário do rio Paciência. Abundância (quadrado) e Biomassa (circulo). W = Índice ABC. (—) espécies que contribuíram <50%.

De acordo com os valores estimados a partir da estatística W, a Análise de variância não detectou diferenças significativas entre os canais de maré amostrados ($F=0,41$; $p=0,67$) e nem entre os

meses que foram realizadas as capturas ($F=1,54$; $p=0,17$) (Figura 3).

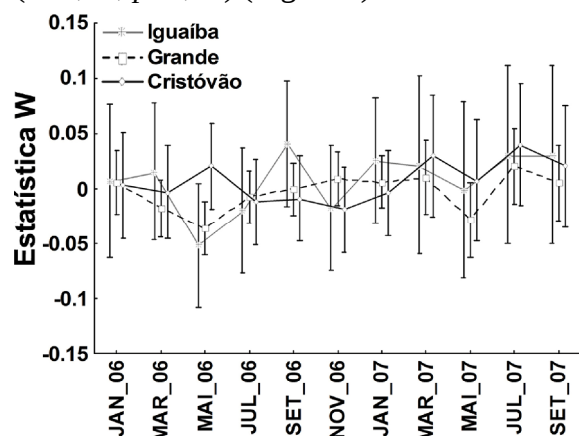


Figura 3. Distribuição da estatística W obtidas através das curvas ABC para os canais de maré e meses que foram realizadas as capturas no estuário do rio Paciência.

Para o índice de integridade biótica foi encontrado através do teste de Kruskal-

Wallis, que os valores das médias não demonstraram um padrão de variação espacial ($H=1,98$; $p=0,37$) (Figura 4a). A análise da variação temporal demonstrou em média diferenças significativas entre os valores do IIB ao longo do ano ($H=21,72$; $p=0,02$), nos canais de maré estudados. Sendo que em média o IIB se apresentou significativamente diferente somente entre setembro/2007 (período de estiagem) e março/2007 (período chuvoso), meses em que foram registrados em média a maior e menor pontuação do índice (Figura 4b). Quando se verificou a variação sazonal do índice por período hidrológico, foi identificado que a qualidade ambiental apresentou-se significativamente melhor no período de estiagem do que no chuvoso ($H=14,79$; $p=0,0001$).

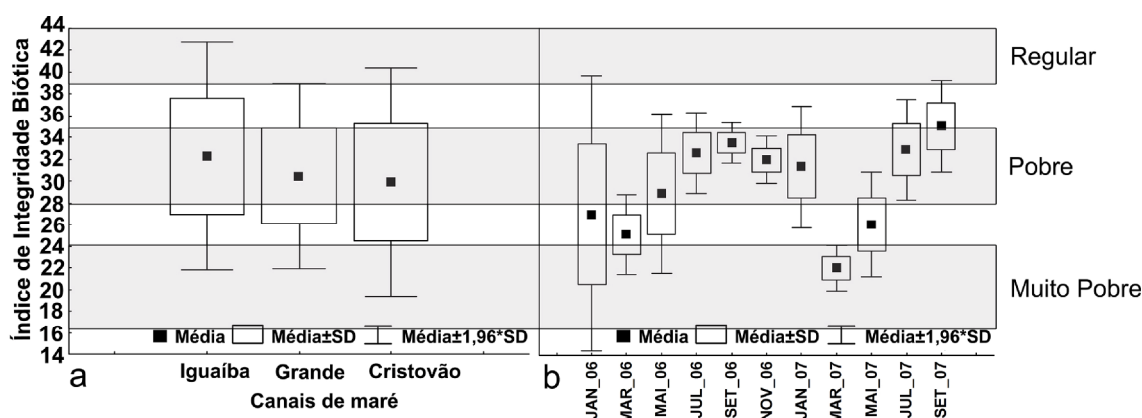


Figura 4. Variação espacial e temporal do Índice de Integridade Biótica (IIB) em três canais de maré do estuário do rio Paciência, entre Janeiro/2006 e Setembro/2007, com indicações das classes de qualidade da água.

Contudo, ficou caracterizado a partir das classes modais das amostras por canal de maré, que o IIB, apesar de não apresentar espacialmente diferenças estatisticamente significativas, sua qualidade ambiental variou de pobre a muito pobre no canal de maré Cristóvão (estuário inferior), melhorando para pobre, no Grande (parte média do estuário), e atingido a melhor classe de qualidade entre regular e pobre, no Iguaíba (estuário superior) (Figura 5).

A análise de correlação entre as categorias utilizadas na determinação da

integridade biótica para a comunidade de peixes foi altamente significativa entre a proporção de carnívoros (9) e a proporção de peixes estuarino – oportunistas (11). No entanto, não houve correlação com as categorias 1 (Número de espécies) e 5 (Número de Perciformes), devido ao baixo número de espécies e de Perciformes, fazendo com que os mesmos recebessem a mesma pontuação que a categoria 12 (Proporção de peixes com anomalias e/ou doenças).

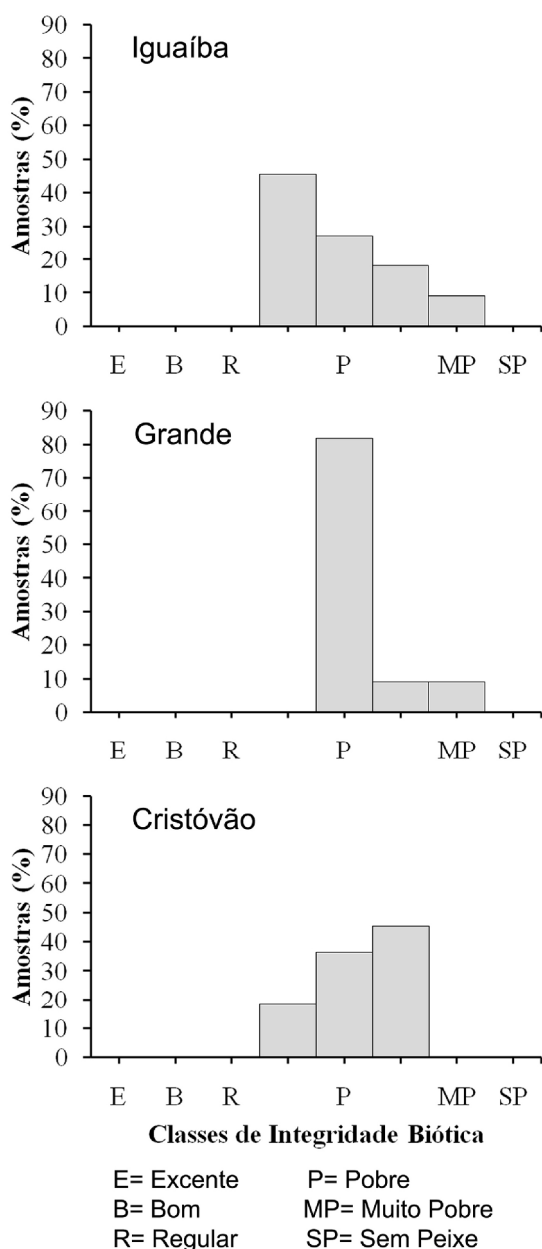


Figura 5. Distribuição percentual das amostras por classe de Integridade Biótica, nos três canais de maré estudados no estuário do rio Paciência.

DISCUSSÃO

Geralmente se relaciona agressão à integridade ambiental com decréscimo de diversidade, riqueza de espécies e equitabilidade, em consequência do aumento na dominância de espécies oportunistas. No entanto, teorias sobre a influência de distúrbios não naturais na diversidade sugerem que, em situações de estresse

mínimo, a diversidade diminui devido à exclusão causada pela competição interespecífica. Com o aumento dos níveis ou frequência dos distúrbios, a competição é reduzida resultando em um aumento da diversidade, até que grandes aumentos nos níveis ou frequência dos distúrbios passem a eliminar as espécies por estresse elevado, levando novamente a uma diminuição na diversidade. Assim, situações intermediárias de integridade ambiental são aquelas que retratam os maiores níveis de diversidade (Connell *et al.*, 2004; Huston, 2002).

As análises das curvas de porcentagem cumulativa de abundância e biomassa por espécies ordenadas corroboraram as observações levantadas por Connell *et al.* (2004); e Huston (2002), no que diz respeito à integridade ambiental, pois o estuário do rio Paciência encontra-se moderadamente perturbado. Este resultado supostamente parece indicar que não há nenhum problema decorrente da antropização na região estudada. Falcão *et al.* (2008) utilizando características da comunidade íctica para avaliar a qualidade ambiental no complexo estuarino de Paranaguá, também indicaram que em um primeiro momento as análises podem demonstrar que não há comprometimento ambiental do local. Por outro lado, os autores destacam que em longo prazo os problemas podem ser detectados.

Contudo, como algumas características do ambiente não são levadas em consideração na análise das curvas ABC, é possível que o método confunda a existência natural de uma grande quantidade de juvenis na região de estudo, com uma troca de dominância (baseada no gradiente de seleção r-k) gerada pela poluição (Jung, 2001). Além disso, a captura ocasional de uma espécie de grande porte pode indicar aparentemente que ela é residente permanente da área, indicando a presença de espécies do tipo k, quando na verdade ela não é encontrada na região com frequência, devido ao seu processo de migração (Gonçalves & Braga, 2008).

A condição ambiental dos canais de maré, demonstrada através das curvas de dominância parcial, indicou que a situação da qualidade ambiental do sistema estuarino do rio Paciência foi influenciada pela dominância em peso de *Ariopsis bonillai*, que segundo Almeida *et al.* (2005) é uma espécie onívora, tolerante a variações ambientais naturais e não naturais, e sua alimentação está associada ao consumo de matéria orgânica. Essas características acrescidas à entrada de nutrientes pelo rio Paciência podem ter influenciado positivamente na sua dieta, indicando uma falsa impressão de distúrbio na ictiofauna. *Sciades herzbergii* também causou alteração nas curvas, mas sua dominância em peso ocorreu devido a grande biomassa de indivíduos juvenis no canal de maré Iguaíba (estuário inferior). Este padrão de ocorrência também foi registrado por Giarizzo & Saint-Paul (2008) em estudos realizados na costa Norte do Brasil, onde os autores também encontraram juvenis de *S. herzbergii* na zona superior do estuário. Figueiredo & Menezes (2000) complementam que esse bagre geralmente procura a desembocadura dos rios, devido a alta disponibilidade de matéria orgânica para alimentação, fator atrativo para a ocorrência da espécie nesse trecho do ambiente estuarino. *Colomesus psittacus* também influenciou na curva de dominância parcial, pois segundo Castro (2001), Barletta *et al.* (2003), Krumme (2004) e Krumme *et al.* (2004) em manguezais ao longo da costa do Norte brasileira *C. psittacus* é um das espécies de peixe dominantes nos canais de maré durante o ano todo. Otero *et al.* (2006) relataram em seus estudos que a dominância de poucas espécies pode ser uma característica natural do ambiente estuarino.

A estatística W da relação abundância/biomassa apresentou-se negativa em todos os ambientes estudados, indicando distúrbio na ictiofauna provocado por interferência antrópica, mesmo não sendo significativamente diferente entre os canais de maré. Por outro lado, foi positiva em

alguns meses que foram realizadas as coletas, ainda que sem diferenças significativas, o que demonstrou, aparentemente, não haver impacto decorrente da poluição. Falcão *et al.* (2008) argumentam que essa normalidade não deve ser atribuída à mudança temporal no efeito da degradação ambiental, na maioria das vezes efeito crônico, com eventuais picos característicos de efeitos agudos. Os autores apontam que esta provável mudança na relação não estaria indicando uma atenuação do estresse ambiental, mas sim que a entrada de um grande número de recrutas, estaria causando consequente reversão da relação número/peso.

Dificuldades encontradas na utilização das curvas ABC para investigar a integridade ambiental através da comunidade de peixes também tem sido documentada em alguns estudos. Galves *et al.* (2007), por exemplo, observaram que alguns riachos na região do Parque Estadual Mata do Godoy, (Londrina – PR), apresentaram evidências de estresse ambiental associadas à fragmentação da vegetação ciliar e a uma maior deposição de matéria orgânica que favoreceu o surgimento de espécies oportunistas. Otero *et al.* (2006), por outro lado, investigando a relação abundância/biomassa na baía de Antonina e Paranaguá (PR), observaram que na maioria dos meses a curva de abundância superou a curva de biomassa. Porém não relacionaram seus resultados com a integridade ambiental, pois o padrão das curvas aparentemente estava correlacionado à ocorrência de juvenis e à seletividade dos artefatos de pesca utilizados sobre os indivíduos menores. Da mesma forma, Jung & Houde (2003) encontraram que a relação abundância/biomassa esteve diretamente relacionada à ocorrência de juvenis de peixes em áreas rasas da Baía de Chesapeake (EUA). Em sua pesquisa os autores não puderam ignorar a influência da arte de pesca utilizada sobre o tamanho dos indivíduos capturados. Então, aparentemente foram principalmente estes os fatores que

determinaram a relação abundância/biomassa, não sendo possível discriminar a influência da presença ou não de distúrbios antropogênicos através destas curvas (Otero *et al.*, 2006).

Os problemas na interpretação das curvas ABC demonstram que talvez esse método isoladamente não seja a melhor forma para avaliar a integridade ambiental do estuário do rio Paciência. A metodologia sozinha não é suficiente para um diagnóstico, mas é promissora quando analisada com outros indicadores ecológicos (Otero *et al.*, 2006; Falcão *et al.*, 2008). Um desses indicadores é o Índice de Integridade Biótica que reúne diversos atributos ecológicos baseados na estrutura e função da comunidade de peixes, integrados numa escala de índice numérico e que juntos podem refletir a higidez da comunidade biótica (Karr, 1993; Melo & Hepp, 2008).

Em relação à variação espacial da integridade biótica, o presente estudo corroborou com os resultados encontrados por Castro (2001), em estudos realizados nos mesmos canais de maré deste trabalho. O autor também encontrou que o canal de maré Iguaíba revelou uma melhor estrutura da ictiofauna, refletindo, provavelmente, os impactos na região superior do estuário (canal de maré Cristóvão), o qual funciona como portal de entrada e receptáculo de esgotos domésticos da comunidade residente no entorno da bacia hidrográfica do rio Paciência. O autor ainda complementa que em estudos anteriores realizados em estuários da Ilha de São Luís (Juras *et al.*, 1985; Batista & Rego, 1996), mostraram também um mesmo padrão, em relação a estrutura da ictiofauna, nos pontos de capturas localizados à jusante dos estuários investigados. Araújo (1998) complementa que as diferenças nas médias entre as estações de coleta, embora não suportem a afirmação de que esteja ocorrendo um processo de autodepuração, possivelmente está indicando uma tênue diminuição de qualidade da água em seu trecho mais crítico, com efeitos sendo amortecidos

gradativamente do alto para o baixo curso do rio.

A oscilação dos valores pode estar associada ao alto aporte de efluentes líquidos (domésticos e/ou industriais) para os canais de maré do sistema estuarino do rio Paciência. Braga *et al.* (2000) demonstraram que altas concentrações de nutrientes inorgânicos podem resultar em mudanças na abundância e diversidade, com consequentes alterações na teia trófica, problemas no sistema reprodutivo e mudanças histopatológicas em populações de peixes. Whitfield & Elliott (2002) complementam que em sistemas estuarinos sob estresse, além da diversidade ser mais baixa do que o esperado, há uma redução da disponibilidade de presas e consequente perda ou escassez das espécies sensíveis.

Quando foi verificada a influência da sazonalidade dos períodos hidrológicos no padrão de distribuição das espécies e sua relação com a qualidade ambiental dos canais de maré, o período de estiagem apresentou uma integridade biótica significativamente melhor do que o período chuvoso. A diferença parece operar principalmente pelo fato que no período chuvoso, há um maior aporte de resíduos para o leito do canal de maré no alto curso do estuário, fator que diminui a integridade biótica do canal de maré, por afetar potencialmente a ocorrência da ictiofauna, nesse período hidrológico. Os efeitos significativos da alternância entre período chuvoso e estiagem para as populações de peixes estuarinos, também foram verificados em outros estudos realizados no Golfão Maranhense, como os trabalhos de Castro (2001); Pinheiro Júnior *et al.* (2005) e Carvalho-Neta & Castro (2008). No entanto, para Tejerina-Garro & Mérona (2010) a variabilidade da ictiofauna em rios costeiros sul-americanos ocorre numa escala espaço-temporal, devido aos peixes constantemente buscarem otimizar o compromisso entre alimentação e crescimento, reprodução e proteção contra predadores. Assim o uso do habitat é potencialmente um dos critérios

mais informativos, para avaliar a integridade dos ecossistemas aquáticos (Casatti *et al.*, 2009). Ostrand & Wilde (2002) também sugerem que a estrutura da assembléia de peixes é determinada mais por diferenças persistentes nas condições ambientais entre locais, do que por variação sazonal nas condições ambientais.

Quando se realizou a correlação entre a pontuação de cada atributo ecológico por campanha realizada, a proporção de carnívoros e a proporção de estuarino – oportunistas, apresentaram-se positiva e altamente significativa. Isto ocorreu segundo Karr (1993) e Araújo *et al.* (2003), porque a presença de espécies carnívoras indica uma comunidade saudável e diversificada. Os autores ainda sugerem que quando a qualidade do ambiente declina, provavelmente essas populações tendem a diminuir ou desaparecer. Através uma perspectiva ecológica, Clarke & Warwick (2001) em seus estudos sobre mudanças nas comunidades marinhas, afirmam que quando fatores exógenos perturbam uma comunidade, espécies conservadoras são desfavorecidas e espécies oportunistas, frequentemente r-estrategistas, que apresentam pequeno porte, ciclo de vida curto e tolerância ao estresse, se tornam numericamente dominantes. As informações levantadas por esses autores associadas aos resultados encontrados no presente trabalho, demonstram que com o aumento dos níveis de perturbação nos canais de maré do estuário do rio Paciência, poderá ocorrer uma alteração na comunidade ictiofaunística destes locais.

Casatti *et al.* (2009) demonstram que a medida, “número de espécies” ou “número de espécies nativas”, como originalmente proposto por Karr (1981), indica que um algumas espécies podem ser perdidas devido a degradação do habitat (Karr *et al.*, 1986). Os autores ainda afirmam que essa medida de integridade biótica pode discriminar locais com boa condição física daquelas com condição pior. Eles acreditam que o número de espécies seja uma das medidas mais

confiáveis que indica condição relativamente livre de interferência antrópica. Além dessas características, Roth *et al.* (2000) ainda complementa que o conceito de riqueza de espécies tem sido extensivamente usado para inferir sobre a qualidade de sistemas ecológicos. Portanto, a diminuição do número de espécies (55 no presente estudo), nos sistemas de canais de maré do estuário do rio Paciência, em comparação com os estudos realizados por Castro (2001) que encontrou (75 espécies) nos mesmos canais de maré, demonstra que este atributo analisado é uma medida importante da integridade biótica do sistema estuarino, mesmo não se correlacionando com nenhuma categoria.

O número de Perciformes recebeu baixa pontuação em decorrência dos critérios estabelecidos por Souza & Castro (2010) para esta categoria, resultando em uma ausência de correlação com os demais atributos. Entretanto, dada a representatividade da ordem Perciformes em ambientes marinhos, Nelson, (2006); Helfman *et al.* (2009) e Casatti *et al.* (2009) sugeriram que em condições degradadas o ambiente pode ser dominado por Perciformes porque as espécies que compõem o grupo são mais tolerantes. Assim sendo, esta medida também demonstra ser um importante atributo para estabelecer a condição ambiental do sistema estuarino do rio Paciência.

No estuário do rio Paciência não foram identificados peixes com anomalias e/ou doenças, apesar desse ambiente sofrer pressão de natureza antrópica. Portanto este critério ecológico da comunidade de peixes não pôde refletir a integridade biótica do sistema estuarino, devido à ausência de correlação com as outras categorias utilizadas no índice. Para medir a influência real dos efluentes lançados nos canais de maré, sobre a ictiofauna estuarina, seria necessária a realização de estudos complementares com análises bioquímicas e bacteriológicas, para verificar o que está afetando a fauna de peixes de forma

sistêmica e sua associação com outras categorias do índice.

Neste quadro observado para o estuário do rio Paciência o levantamento ictiofaunístico mostrou uma tendência de mudança e melhora na qualidade da água, à medida que os canais de maré se afastam da área com maior introdução de matéria orgânica, denotando que a comunidade peixes presente nos canais de maré de ambientes semelhantes, pode atuar como indicador da qualidade de ecossistemas submetidos a pulsos de marés na Ilha de São Luís.

No estuário do rio Paciência, a utilização do Índice de Integridade Biótica, através da adaptação feita por Sousa & Castro (2010), parece refletir eficientemente a qualidade ambiental dos canais de maré. As tendências observadas coincidiram com as expectativas de alteração do estuário e confirmaram os resultados obtidos pelo método ABC, sugerindo que o sistema estuarino está sofrendo modificações ambientais. Por outro lado, é sugerido que outros índices sejam aplicados em conjunto e novos descritores sejam considerados, abordando a ictiofauna estuarina do litoral maranhense, para que seja desenvolvido um índice de integridade biológica que seja referência para avaliar a higidez da comunidade de peixes dos sistemas estuarinos do litoral do Maranhão.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Gisele Cardoso pela eficiente elaboração dos mapas; e aos revisores anônimos pelas úteis sugestões no manuscrito; Este estudo foi possível pela concessão da bolsa de doutorado (Processo nº 141642/2008-4) pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), através do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca (PPGEAP/UFPA), ao segundo autor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, Z.S.; SOUZA, R.F.C.;

FREDOU, F.L.; MORAIS, G.C.; SOUZA, G.C.; PERREIRA, M.E.G.S. & BRITO, T.P. 2005. Grupo Bióticos - Peixes. In: SOUZA, P.W.M.; CUNHA, E.R.S.P.D.; SALES, M.E.D.C.; SOUZA, L.F.M.O. & COSTA, F.R.D. (Orgs.). *Bibliografias da Zona Costeira Amazônica - Brasil*. 1ª ed. Belém: MPEG/UFPA/Petrobrás, v.1, p.400.

ANA: Agência Nacional das Águas. 2009. Disponível em: <http://www.ana.gov.br>. Acesso em 15.07.2009

ARAÚJO, F.G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Rev. Bras. Biol.*, 58(4): 547-558.

ARAÚJO, F.G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T. & PEIXOTO, M.G. 2003. A Preliminary Index of Biotic Integrity for Monitoring the Condition of the Rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. *Envir. Manag.*, 32(4): 516-526.

ARAÚJO, F.G.; WILLIAMS, W.P. & BAILEY, R.G. 2000. Fish assemblages as indicators of water quality in the middle Thames Estuary, England (1980-1989). *Estua.*, 23(3): 305-317.

BARLETTA, M.; BARLETTA-BERGAN, A.; SAINT-PAUL, U. & HUBOLD, G. 2003. Seasonal changes in density, biomass, and diversity of estuarine fishes in tidal mangrove creeks of the lower Caeté Estuary (northern Brazilian coast, east Amazon). *Mar. Eco. Progr. Ser.*, 256: 217-228.

BATISTA, V.D.S. & RÊGO, F.N. 1996. Análise de associações de peixes, em igarapés do estuário do rio Tibiri, Maranhão. *Rev. Bras. Biol.*, 56(1): 163-176.

BOZZETTI, M. & SCHULZ, U.H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobio.*, 529(1): 133-144.

- BRAGA, E.S.; BONETTI, C.V.D.H.; BURONE, L. & BONETTI FILHO, J. 2000. Eutrophication and Bacterial Pollution Caused by Industrial and Domestic Wastes at the Baixada Santista Estuarine System - Brazil. *Mar. Poll. Bull.*, 40(2): 165-173.
- BREINE, J.J.; MAES, J.; QUATAERT, P.; VAN DEN BERGH, E.; SIMOENS, I.; VAN THUYNE, G. & BELPAIRE, C. 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobio.*, 575(1): 141-159.
- CARPENTER, K.E. 2002. *The living marine resources of the Western Central Atlantic*. Rome: FAO. 600 p.
- CARVALHO-NETA, R.N.F. & CASTRO, A.C.L. 2008. Diversidade das assembléias de peixes estuarinos da Ilha dos Caranguejos, Maranhão. *Arq. Ciên. Mar.*, 41(1): 48-57.
- CASATTI, L.; FERREIRA, C. & LANGEANI, F. 2009. A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobio.*, 623(1): 173-189.
- CASTRO, A.C.L. 2001. Diversidade da assembléia de peixes em igarapés do estuário do rio Paciência (MA – Brasil). *Atlân.*, 23: 39-46.
- CERVIGÓN, F.; CIPRIANI, R.; FISCHER, W.; GARIBALDI, L.; HENDRICKX, M.; LEMUS, A.J.; MÁRQUEZ, R.; POUTIERS, J.M.; ROBAINA, G. & RODRÍGUEZ, B. 1993. *FAO species identification sheets for fishery purposes: Field guide to the commercial marine and brackish-water resources of the northern coast of South America*. Rome: FAO.
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. 2001. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. United Kingdom: Natural Environment Research Council. 144 p.
- CONNELL, J.H.; HUGHES, T.P.; WALLACE, C.C.; TANNER, J.E.; HARMS, K.E. & KERR, A.M. 2004. A long-term study of competition and diversity of corals. *Eco. Monog.*, 74(2): 179-210.
- DEEGAN, L.; FINN, J.; AYVAZIAN, S.; RYDER-KIEFFER, C. & BUONACCORSI, J. 1997. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. *Estu. and Coas.*, 20(3): 601-617.
- FALCÃO, M.G.; PICHLER, H.A.; FÉLIX, F.C.; SPACH, H.L.; BARRIL, M.E.; ARAÚJO, K.C.B.D. & GOLDEFROID, R.S. 2008. A ictiofauna como indicador de qualidade ambiental em planícies de maré do complexo estuarino de Paranaguá, Brasil. *Cad. Esc. Saú. Ciên. Bio.*, 1: 1-16.
- FAUSCH, K.D.; LIONS, J.; KARR, J.R. & ARGEMEIERE, P.L. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: ADAMS, S.M. (Orgs.). *Biological indicators of stress in fish*. Bethesda, Maryland: American Fisheries Society Symposium, v.8, cap., p.123-144.
- FERREIRA, C.D.P. & CASATTI, L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Bio. Neotro.*, 6(3): 1-25.
- FERREIRA, H.O. 1989. *Contribuição ao estudo das correntes de maré do estreitos de Coqueiros e Mosquitos*. São Luís: LABOHIDRO: 7 p.
- FIGUEIREDO, J.L. & MENEZES, N.A. 2000. *Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5)*. Universidade de São Paulo: Museu de Zoologia. 116 p.
- FROESE, R.; PAULY, D. 2011. FishBase.

Disponível em: <<http://www.fishbase.org>> version (06/2011). Acesso em: 06/06/2011.

GALVES, W.; JEREP, F.C. & SHIBATTA, O.A. 2007. Estudo da condição ambiental pelo levantamento da fauna de três riachos na região do Parque Estadual Mata dos Godoy (PEMG), Londrina, PR, Brasil. *Pan-Ame. Jour. Aqu. Scie.*, 2(1): 55-65.

GIARRIZZO, T. & SAINT-PAUL, U. 2008. Ontogenetic and seasonal shifts in the diet of the pemecou sea catfish *Sciades herzbergii* (Siluriformes: Ariidae), from a macrotidal mangrove creek in the Curuçá estuary, Northern Brazil. *Jour. Trop. Bio.*, 56(2): 861-873.

GONÇALVES, C.S. & BRAGA, F.M.S. 2008. Diversidade e ocorrência de peixes na área de influência da UHE Mogi Guaçu e lagoas marginais, bacia do alto Rio Paraná, São Paulo, Brasil. *Bio. Neotro.*, 8(2): 103-114.

HALPERN, B.S.; WALBRIDGE, S.; SELKOE, K.A.; KAPPEL, C.V.; MICHELI, F.; D'AGROSA, C.; BRUNO, J.F.; CASEY, K.S.; EBERT, C.; FOX, H.E.; FUJITA, R.; HEINEMANN, D.; LENIHAN, H.S.; MADIN, E.M.P.; PERRY, M.T.; SELIG, E.R.; SPALDING, M.; STENECK, R. & WATSON, R. 2008. A Global Map of Human Impact on Marine Ecosystems. *Scie.*, 319(5865): 948-952.

HARRISON, T.D. & WHITFIELD, A.K. 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Jour. Fish Bio.*, 65(3): 683-710.

HELFMAN, G.S.; COLLETTE, B.B.; FACEY, D.E. & BOWEN, B.W. 2009. *The Diversity of Fishes: Biology, Evolution and Ecology*. Hong Kong: Wiley-Blackwell. 2^a ed.

HUGHES, J.; DEEGAN, L.; WEAVER, M. & COSTA, J. 2002. Regional application of

an index of estuarine biotic integrity based on fish communities. *Estu. and Coas.*, 25(2): 250-263.

HUGHES, R.M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. In: DAVIS, W.S. & SIMON, T.P. (Orgs.). *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Florida: CRC Press Inc., p.31-47.

HUSTON, M.A. 2002. *Biological Diversity: The coexistence of species on changing landscapes*. United Kingdom: Cambridge University Press. 671 p.

JUNG, S. 2001. *Fish community structure and the spatial and temporal variability in recruitment and biomass production in Chesapeake Bay*. Faculty of the Graduate School of the University of Maryland, Maryland.

JUNG, S. & HOUDE, E.D. 2003. Spatial and temporal variabilities of pelagic fish community structure and distribution in Chesapeake Bay, USA. *Estu. Coas. Shelf Scie.*, 58(2): 335-351.

JURAS, A.A.; MARTINS-JURAS, I.A.G.M.; CASTRO, A.C.L. & COSTA, M.L. 1985. *Levantamento ictiofaunístico do estuário do rio Cururuca (Município de Paço do Lumiar – Ilha de São Luís – MA)*.

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

KARR, J.R. 1993. Defining and assessing ecological integrity: Beyond water quality. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12(9): 1521-1531.

KARR, J.R. & CHU, E.W. 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Washington DC: Island Press.

KARR, J.R.; FAUSCH, K.D.;

- ANGERMEIER, P.L.; YANT, P.R. & SCHLOSSER, I.J. 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Urbana, USA: Illinois Natural History Survey. 28 p.
- KRUMME, U. 2004. Patterns in tidal migration of fish in a Brazilian mangrove channel as revealed by a split-beam echosounder. *Fish. Resea.*, 70(1): 1-15.
- KRUMME, U.; SAINT-PAUL, U. & ROSENTHAL, H. 2004. Tidal and diel changes in the structure of a nekton assemblage in small intertidal mangrove creeks in northern Brazil. *Aqua. Liv. Resou.*, 17: 215–229.
- LAUNOIS, L.; VESLOT, J.; IRZ, P. & ARGILLIER, C. 2011. Selecting fish-based metrics responding to human pressures in French natural lakes and reservoirs: towards the development of a fish-based index (FBI) for French lakes. *Eco. Fresh. Fish*, 20(1): 120-132.
- LOTZE, H.K.; LENIHAN, H.S.; BOURQUE, B.J.; BRADBURY, R.H.; COOKE, R.G.; KAY, M.C.; KIDWELL, S.M.; KIRBY, M.X.; PETERSON, C.H. & JACKSON, J.B.C. 2006. Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Scie.*, 312(5781): 1806-1809.
- MARANHÃO. 1998. *Diagnóstico Ambiental da Microrregião da Aglomeração Urbana de São Luís e dos municípios de Alcântara, Bacabeira e Rosário: estudo hidrológico*. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 55 p.
- MELO, A.S. & HEPP, L.U. 2008. Ferramentas estatísticas para análise de dados provenientes de biomonitoramento. *Oeco. Brasil.*, 12(3): 463-486.
- NELSON, J.S. 2006. *Fishes of the World*. New York: John Wiley & Sons.
- OSTRAND, K.G. & WILDE, G.R. 2002. Seasonal and spatial variation in a prairie stream-fish assemblage. *Eco. Fresh. Fish*, 11: 137–149.
- OTERO, M.E.B.; SPACH, H.L.; QUEIROZ, G.M.L.N.D.; SANTOS, C. & SILVA, A.L.C.D. 2006. O uso de atributos das assembléias de peixes para avaliar a integridade biótica em habitats rasos das Baías de Antonina e Paranaguá, Paraná. *Acta Bio. Paran.*, 35(1-2): 69-82.
- PETESSE, M.L.; PETRERE, M. & SPIGOLON, R.J. 2007. Adaptation of the reservoir fish assemblage index (RFAI) for assessing the Barra Bonita Reservoir (Sao Paulo, Brazil). *Riv. Resea. Appl.*, 23: 595–612.
- PINHEIRO-JÚNIOR, J.R.; CASTRO, A.C.L. & GOMES, L.N. 2005. Estrutura da comunidade de peixes do estuário do rio Anil, Ilha de São Luís, Maranhão. *Arq. Ciên. Mar*, 38: 29 - 37.
- PINTO, B.J.T. & ARAÚJO, F.G. 2007. Assessing the biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazil. Arch. Bio. Techn.*, 50: 489–502.
- RAZ-GUZMAN, A. & HUIDOBRO, L. 2002. Fish communities in two environmentally different estuarine systems of Mexico. *Jour. Fish Bio.*, 61: 182-195.
- ROTH, N.E.; SOUTHERLAND, M.T.; CHAILLOU, J.C.; KAZYAK, P.F. & STRANKO, S.A. 2000. *Refinement and Validation of a Fish Index of Biotic Integrity for Maryland Streams*. Annapolis: Versar Inc. for Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-tidal Assessment Division 68 p.
- SANTOS, L.C.A. 2001. *Estudo da Bacia do Rio Paciência-MA por meio da análise*

cartográfica. 178 f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Estadual Paulista - UNESP, Presidente Prudente.

SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. New York: W H Freeman and Company. 887 p.

SOUSA, M.R.D.J. & CASTRO, A.C.L.D. 2010. Comunidade de peixes como indicador de qualidade ambiental na área de influência da Indústria ALUMAR, Ilha de São Luís - MA. *Bol. Lab. Hidrobio.*, 23(2): 1-16.

TEJERINA-GARRO, F.L. & MÉRONA, B.D. 2010. Flow seasonality and fish assemblage in a tropical river, French Guiana, South America. *Neotro. Ichthy.*, 8(1): 145-154.

VIANA, A.P.; LUCENA FRÉDOU, F.; FRÉDOU, T.; TORRES, M.F. & BORDALO, A.O. 2010. Fish fauna as an indicator of environmental quality in an urbanised region of the Amazon estuary.

Jour. Fish Bio., 76(3): 467-486.

WHITFIELD, A.K. 1996. Fishes and the environmental status of South African estuaries. *Fish. Manag. Eco.*, 3: 45-57.

WHITFIELD, A.K. & ELLIOTT, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, 61(Supplement A): 229-250.

WORM, B.; BARBIER, E.B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, J.E.; FOLKE, C.; HALPERN, B.S.; JACKSON, J.B.C.; LOTZE, H.K.; MICHELI, F.; PALUMBI, S.R.; SALA, E.; SELKOE, K.A.; STACHOWICZ, J.J. & WATSON, R. 2006. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Scie.*, 314(5800): 787-790.

YEMANE, D.; FIELD, J.G. & LESLIE, R.W. 2005. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves. *ICES Jour. Mar. Scie.*, 62: 374-379.

**

CONCLUSÕES GERAIS

Considerando a lacuna no conhecimento referente ao estudo de peixes que ocorrem no litoral do Maranhão, objetivou-se através deste estudo, aprimorar o conhecimento sobre a ictiofauna estuarina de canais de maré de um estuário da Ilha do Maranhão e descrever os processos biológicos e ecológicos de algumas espécies de peixes. De maneira geral, considerando os quatro estudos aqui apresentados, é possível concluir que:

- A dominância de juvenis, que ocorreram nas capturas, demonstrou que os canais de maré analisados, apresentam um importante papel ecológico como área de desenvolvimento de diferentes espécies de peixes.
- O estuário do rio Paciência e seus canais entre-maré de manguezais merecem maior atenção dos órgãos ambientais e de Pesquisa, pois possuem grande importância ecológica para a ictiofauna, por ser considerada área de berçário e alimentação de várias espécies, e conseqüentemente econômica, visto que há espécies de interesse comercial que residem e/ou passam parte do seu ciclo de vida nesse ambiente estuarino.
- A análise comparativa, entre a ictiofauna de diversos sistemas estuarinos, indicou que a região costeira entre o litoral do Pará e Maranhão, se caracterizou pela elevada dinâmica e heterogeneidade ambiental, principalmente quanto às alterações provenientes da descarga fluvial e das oscilações da maré.
- Os padrões biogeográficos de distribuição das espécies também devem ser considerados para explicar as diferenças na assembléia de peixes entre os estuários do litoral Pará e Maranhão.
- Em relação à dominância de juvenis de praticamente todas as espécies, os sistemas estuarinos analisados oferecem importantes condições ecológicas como criadouro das assembléias de peixes, que são alvo das atividades pesqueiras locais.
- No Golfão Maranhense, região no qual está localizado o estuário do rio Paciência, as forças físicas como macromarés e a alta turbidez são as principais características que tornam esse ecossistema estuarino um ambiente de vital importância para o ciclo de vida de várias espécies de peixes.

- A determinação da integridade biótica, a partir do levantamento ictiofaunístico, demonstrou uma tendência de mudança e melhora na qualidade da água, à medida que os canais de maré se afastam da área com maior introdução de matéria orgânica, denotando que a comunidade peixes presente nos canais de maré de ambientes semelhantes, possa atuar como indicador da qualidade de ecossistemas submetidos a pulsos de marés na Ilha de São Luís.
- No estuário do rio Paciência, a utilização do Índice de Integridade Biótica, através da adaptação feita por Sousa & Castro (2010), parece refletir eficientemente a qualidade ambiental dos canais de maré. As tendências observadas no IIB coincidiram com as expectativas de alteração do estuário e confirmaram os resultados obtidos pela curva ABC, sugerindo que o sistema estuarino está sofrendo modificações ambientais.
- A aplicação de outros índices em conjunto e a utilização de novos descritores, abordando a ictiofauna estuarina do litoral maranhense é sugerido, para que seja desenvolvido um índice de integridade biológica que se torne referência para avaliar a higidez da comunidade de peixes dos sistemas estuarinos do litoral do Maranhão.
- A co-estrutura observada entre as variáveis ambientais e a assembléia de peixes, demonstrou que os canais de maré do estuário do rio Paciência são caracterizados por um gradiente ambiental, onde salinidade, pH, amônio, fosfato e silicato tem grande influência na ocorrência das espécies de peixes.
- O deslocamento temporal da descarga de água doce e a intrusão salina, entre o período chuvoso e de estiagem, pode controlar a distribuição das espécies no ambiente estuarino. Assim, a sazonalidade dos períodos hidrológicos orienta a estruturação da assembléia de peixes.
- A concentração dos nutrientes inorgânicos dissolvidos analisados apresenta uma relação inversa com a distribuição da ictiofauna nos canais de maré estudados.
- A proteção dos sistemas estuarinos da costa Norte deve ser considerada uma ação essencial para o manejo dos recursos pesqueiros, uma vez que existe uma forte relação entre abundância da ictiofauna e a composição do habitat.
- Os sistemas estuarinos da costa Norte, não possuem informações suficientes para determinar precisamente as relações espaciais gerais entre as características dos canais entre-maré de manguezais e a assembléia de peixes. Frente aos resultados encontrados, estudos adicionais em ecologia trófica associados com outros aspectos da biologia das espécies poderão fornecer importantes informações para planejar a exploração racional dos

recursos pesqueiros ictiofaunísticos na região costeira entre os estados do Pará e Maranhão.

As informações sobre a assembléia de peixes que ocorreu nos canais de maré do estuário do rio Paciência auxiliaram no entendimento da ecologia e biologia das espécies, subsidiando informações para a avaliação dos estoques pesqueiros. No entanto, no litoral do Estado do Maranhão, trabalhos referentes ao estudo de peixes e sua relação com estuários e áreas adjacentes como os canais de maré, ainda são escassos, o que limita a utilização de metodologias padronizadas e a comparação com outras pesquisas. Assim, o presente estudo teve o intuito de contribuir para o conhecimento da ictiofauna e compreender sua relação com o ambiente estuarino. Nesta perspectiva, os dados obtidos no presente estudo, acrescentaram informações essenciais para o conhecimento das espécies de peixes da Ilha do Maranhão.

ANEXOS

ANEXO A - PONTUAÇÃO DE INTEGRIDADE BIÓTICA, CLASSES E ATRIBUTOS

Classes de Integridade (Pontuação)	Atributos
Excelente (57-60)	Comparável às melhores situações sem a influência do homem; todas as espécies regionais esperadas para o hábitat e tamanho do curso d'água presentes, incluindo as formas mais intolerantes, em todas as faixas de classes de idade e sexo; estrutura trófica b
Bom (48-52)	Riqueza de espécies um tanto abaixo da expectativa, especialmente devido à perda das formas mais intolerantes; algumas espécies com distribuição de abundância ou de tamanho inferior ao ótimo; estrutura trófica mostra alguns sinais de estresse.
Razoável (39-44)	Sinais de deterioração adicionais com menos formas intolerantes, estrutura trófica mais alterada (por exemplo, aumento da frequência de onívoros); classes maiores de idade de predadores podem ser raras.
Pobre (28-35)	Dominada por onívoros, espécies tolerantes à poluição e generalistas em hábitat; poucos carnívoros; taxas de crescimento e fator de condição diminuída; espécies híbridas e/ou doentes sempre presentes.
Muito pobre (< 24)	Poucos peixes presentes, principalmente introduzidos ou espécies muito tolerantes; híbridos frequentes; doenças comuns, parasitas, nadadeiras feridas e outras anomalias.
Sem peixe (0)	Repetidas pescarias sem capturar qualquer peixe.

ANEXO B - PONTUAÇÕES UTILIZADAS NA DETERMINAÇÃO DA INTEGRIDADE BIÓTICA PARA A COMUNIDADE DE PEIXES DO RIO PACIÊNCIA - MA, ADAPTADAS POR SOUSA E CASTRO (2010)

Categoria/Pontuação	Pontuação		
	5	3	1
Composição e riqueza de espécies			
1. Número de espécies	> 80	40 - 80	< 40
2. Presença de espécies intolerantes	> 5	3 - 5	< 3
3. Número de Clupeiformes	> 6	3 - 6	< 3
4. Número de Siluriformes	> 10	5 - 10	< 5
5. Número de Perciformes	> 36	18 - 36	< 18
6. Proporção de espécies muito tolerantes	> 2%	2 - 4%	> 4%
Composição trófica			
7. Proporção de onívoros	< 20%	20 - 45%	> 45%
8. Proporção de detritívoros	< 3%	3 - 5%	> 5%
9. Proporção de carnívoros	> 8%	4 - 8%	< 4%
Abundância e condições dos peixes			
10. Número de indivíduos	> 95	48 – 95	< 48
11. Proporção de peixes estuarino - oportunistas	> 24%	12 – 24%	< 12%
12. Proporção de peixes com anomalias, doenças, etc.	< 1%	1 – 3%	> 3%

**ANEXO C - (a) COMPROVANTE DE SUBMISSÃO E (b) NORMAS PARA
PUBLICAÇÃO DE MANUSCRITOS NO PERIÓDICO ARQUIVOS DE CIÊNCIAS
DO MAR.**

(a)



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR
Av. da Abolição 3207, Meireles

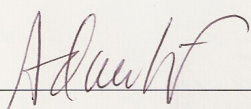
CEP.: 60.165-081 Fortaleza – Ceará – Brasil

Tel. (085) 3366 7000 / Telefax (085) 3366 7001

CARTA DE ACEITE

Declaro, na qualidade de Editor-Chefe, que o artigo “*Caracterização da ictiofauna de três canais de maré do estuário do Rio Paciência, Ilha de São Luís-MA*”, da autoria de MILTON GONÇALVES SILVA JUNIOR, ANTONIO CARLOS LEAL DE CASTRO e ULRICH SAINT-PAUL foi submetido ao Conselho Editorial do periódico *Arquivos de Ciências do Mar* em 22 de Novembro de 2010.

Fortaleza, 23 de setembro de 2011



Prof. Dr. Antonio Adaute Fonteles Filho

(b)



ARQUIVOS DE CIÊNCIAS DO MAR

INSTRUÇÕES AOS AUTORES

O periódico Arquivos de Ciências do Mar constitui o meio de comunicação científico do Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR), Universidade Federal do Ceará. Sua distribuição para cerca de 400 instituições nacionais e estrangeiras é gratuita, sendo este intercâmbio a principal fonte alimentadora do acervo da Biblioteca Setorial do LABOMAR. Esta revista tem periodicidade semestral, e se dedica à divulgação de pesquisas nos seguintes campos de estudo:

Oceanografias Física e Química
Geologia e Geoquímica Marinhas
Biologia
Bioecologia
Dinâmica Populacional
Prospecção Pesqueira
Maricultura
Microbiologia Ambiental e do Pescado
Tecnologia da Pesca e do Pescado

O setor administrativo do periódico é constituído de uma Comissão Editorial e de um Conselho Consultivo, encarregado de dar pareceres técnico-científicos sobre o mérito dos artigos submetidos, com indexação em: Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA), Índice de Revistas Latinoamericanas em Ciencias e Zoological Record.

Natureza do texto

Os trabalhos podem ser apresentados sob três

categorias: Artigo Original, Artigo de Revisão e Nota Científica.

Artigo Original – um texto será considerado original quando representa um avanço no conhecimento da área de estudo e permite ao leitor avaliar objetivamente os dados apresentados e sua fundamentação teórica.

Artigo de Revisão – trata-se da revisão geral de uma área do conhecimento, constando do processo de compilação, análise e discussão de informações já publicadas.

Nota Científica – trata-se de uma descrição concisa mas completa de um assunto sujeito a investigação de caráter limitado, e sem a mesma estrutura de um artigo original.

Preparação do texto

No preparo dos originais deve-se observar, sempre que possível, a estrutura convencional dos artigos científicos: Título, Resumo e *Abstract*, (com palavras-chaves e *key words*), Introdução, Material e Métodos, Resultados, Discussão e Referências Bibliográficas.

Título – deve ser breve e indicativo da exata finalidade do artigo, em letras maiúsculas, seguido de sua tradução para o Inglês, em letras minúsculas.

Autores – com seus nomes escritos em letras maiúsculas somente nas iniciais, seguidos de um número sobrescrito como chamada para o rodapé, onde devem ser citados: cargo que ocupa(m), instituição de origem, condição de bolsista do CNPq, CAPES ou outras organizações, e *e-mail*.

Resumo – em português, com no máximo 200 palavras, sem emprego de parágrafos. Deve ser conciso e claro, ressaltando os resultados mais importantes.

Abstract - em Inglês, com as mesmas características do Resumo.

Palavras-chaves (*key words*) – colocadas em seguida ao Resumo e Abstract, em número máximo de oito.

Introdução – deve estabelecer com clareza o objetivo do trabalho, relacionando-o com outros do mesmo campo e apresentado de forma sucinta a situação em que se encontra o problema investigado. Extensas revisões de literatura devem ser substituídas por referências aos trabalhos mais recentes.

Material e Métodos – a descrição dos métodos usados (inclusive a análise estatística) deve limitar-se ao suficiente, para possibilitar a perfeita compreensão dos mesmos. Processos e técnicas já descritos em outros trabalhos devem apenas citados, a menos que tenham sido bastante modificados.

Resultados – devem ser apresentados com clareza e, sempre que necessário, acompanhados de tabelas e material ilustrativo pertinentes à análise das informações.

• **Ilustrações** – todo material ilustrativo (gráficos, fotografias, desenhos, mapas) deve ser designado no texto como “Figura”, com numeração sequencial em algarismos arábicos. As legendas devem ser auto-explicativas e datilografadas em folha à parte. As ilustrações devem ser identificadas com a indicação do nome do autor e título abreviado do artigo. As letras e números das figuras devem ser suficientemente grandes para permitir uma redução que não as torne ilegíveis. As fotografias devem ser, de preferência, em preto e branco, e de boa qualidade.

• **Tabelas** – devem ter numeração sequencial em algarismos romanos, com título auto-explicativo e, se necessário, legenda colocada como rodapé, prescindindo do texto para sua compreensão.

• **Fotografias** - São aceitas fotos em preto e branco ou coloridas, desde que tenham resolução mínima (se escaneadas, de 200 dpi, ou se em câmera digital em dois megapixels) e sejam importantes para o conteúdo científico do trabalho.

Discussão – deve restringir-se à avaliação dos resultados obtidos e de suas possíveis causas e conseqüências, relacionando as novas contribuições aos conhecimentos anteriores. Evitar a linguagem científica utilizada em Dissertações e Teses, substituindo-se um tipo de frase muito comum, como por exemplo: “segundo Silva (1990) que, ao estudar o camarão *Xiphopenaeus kroyeri* na Baía de Todos os Santos, verificou que os indivíduos se distribuíam nos comprimentos de 65 a 138 mm”, por “o camarão *Xiphopenaeus kroyeri* se distribui na faixa de 65 – 138 mm de comprimento, na Baía de Todos os Santos (Silva, 1990)”.

Referências Bibliográficas – devem ser apresentadas em ordem alfabética por sobrenome do autor e, em caso de repetição da autoria, em ordem temporal. A seguir, as normas para os diversos tipos de contribuição e respectivos exemplos.

• **Artigo publicado em periódico** – nome do (s) autor (es) seguido das iniciais, título completo do artigo, nome abreviado do periódico (em itálico), cidade (sempre que possível), volume (v.), número (n.), número de páginas (p.) e ano de publicação.

Santos, E.P.; Alcântara Filho, P. & Rocha, C.A.S. Curvas de rendimento de

lagostas no Estado do Ceará (Brasil). *Arq. Ciên. Mar*, Fortaleza, v.13, n.1, p.9-12, 1973.

• **Livro** - nome do(s) autor(es) seguido das iniciais, título completo do livro (em itálico), editora, número de páginas, cidade, ano.

Fonteles-Filho, A.A. *Recursos pesqueiros: biologia e dinâmica populacional*. Imprensa Oficial do Ceará, XVI + 296 p., Fortaleza, 1989.

• **Capítulo de livro** - nome do(s) autor(es) seguido das iniciais, título completo do artigo, número de páginas do capítulo, nome do(s) editor (es), título do livro (em itálico), editora, número de páginas do livro, cidade, ano.

Lipcius, R.N. & Cobb, J.S. Introduction: ecology and fisheries of spiny lobsters, p.1-30, *in* Phillips, B.S.; Cobb, J.S & Kittaka, J. (eds.), *Spiny lobster management*. Fishing News Books, 550 p., Oxford, 1994.

• **Artigo em Anais de Congresso** - nome do(s) autor(es) seguido das iniciais, título completo do artigo, número de páginas do artigo, nome do(s) editor (es), título dos anais (em itálico), editora (se houver), número de páginas dos anais, cidade, ano.

Menezes, M.F. Alimentação da lagosta do gênero *Panulirus* White, na plataforma continental do Ceará, Brasil, pp. 67- 80, *in* *Anais do VI Congresso*

Brasileiro de Engenharia de Pesca, 273 p., Teresina, 1989.

• **Monografia, dissertação ou tese** - nome do(s) autor(es) seguido das iniciais, título completo do trabalho (em itálico), especificação do tipo (monografia, dissertação ou tese), nome do curso de pós-graduação, nome da universidade, do número de páginas, cidade, ano.

Ivo, C.T.C., 1996. *Biologia, pesca e dinâmica populacional das lagostas *Panulirus argus* e *Panulirus laevis* (Laterille) (Crustacea; Palinuridae), capturados ao longo da plataforma continental do Brasil, entre os Estados do Amapá e Espírito Santo*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, 279 p., São Carlos, 1996.

Apreciação do artigo para publicação

Este será analisado por dois membros do Conselho Consultivo, cujo parecer será encaminhado aos autores, juntamente com os originais, para que sejam realizadas as devidas correções.

Encaminhamento

As contribuições devem ser enviadas para o Editor-Chefe em CD, DVD ou por e-mail, digitadas em tamanho A4, com tipo Arial 12 do programa Microsoft Word, juntamente com uma cópia impressa.

ANEXO D - (a) COMPROVANTE DE SUBMISSÃO E (b) NORMAS PARA
PUBLICAÇÃO DE MANUSCRITOS NO PERIÓDICO BRAZILIAN ARCHIVES OF
BIOLOGY AND TECHNOLOGY.

(a)

TÈCPAR



Brazilian Archives of Biology and Technology

DECLARAÇÃO

Declaramos para os devidos fins que o artigo: "**Comparative analysis of distribution of intertidal fish assemblages in different estuarine systems on northern coast of Brazil**" de autoria de Milton Gonçalves da Silva Júnior, Antonio Carlos Leal de Castro e Ulrich Saint-Paul, foi recebido e está em processo de seleção no **Brazilian Archives of Biology and Technology - BAPT**, tendo como código de identificação o número 3315.

Curitiba, 25 de outubro de 2011.


Prof. Dr. Carlos Ricardo Soccol
Editor

1/1

■ ■ ■ INSTITUTO DE TECNOLOGIA DO PARANÁ
Rua Professor Algacyr Munhoz Mader, 3775 - CIC - CEP 81350-010 - Curitiba - Paraná - Brasil
Fone: (041)3316-3052 - Fax (041)3346-2872 - url: <http://www.tecpar.br> - email: babt@tecpar.br

(b)



BRAZILIAN ARCHIVES OF BIOLOGY AND TECHNOLOGY

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

Submission of papers

Brazilian Archives of Biology and Technology publishes original research papers, Short notes and Review articles in English in the interdisciplinary areas of biological sciences and engineering/technology. Submission of paper implies that it has not been published or being considered for publication elsewhere. Care should be taken to prepare a compact manuscript with precision in presentation, which will help authors in its acceptance. All the papers are subjected to review by referees.

Manuscript

Three copies of the single-spaced typed manuscript (maximum 12 pages) on a high grade A-4 size paper (210x297 mm), with margins (left 25, right 20, superior and inferior 30 mm) should be prepared. This should be divided under the following headings: ABSTRACT, INTRODUCTION, MATERIALS AND METHODS, RESULTS, DISCUSSION, ACKNOWLEDGEMENTS, RESUMO,

REFERENCES. These headings should be typed in bold upper case (12 font).

Title

The title (18 font, bold) of the paper should clearly reflect its contents. It should be followed by the name(s) of author(s) with expanded initials (12 font, bold) and the address(s) (italic, 10 font) of the institution(s) where the work has been carried out.

ABSTRACT

Each paper should be provided with an abstract (italic) of 100-150 words, describing briefly on the purpose and results of the study. It should be prepared as concisely as possible.

Key words

Authors should provide three to six key words that will be used in indexing their paper.

INTRODUCTION

This should describe the background and relevant information about the work. It should also state the objective of the work.

MATERIALS AND METHODS

Authors must take care in providing sufficient details so that others can repeat the work. Standard procedures need not be described in detail.

RESULTS AND DISCUSSION

Results and Discussion may be presented separately or in combined form (authors may decide easier way for them). Preliminary work or less relevant results are not to be described. The reproducibility of the results, including the number of times the experiment was conducted and the number of replicate samples should be stated clearly.

RESUMO

An abstract of the paper should also be prepared in Portuguese and placed before the list of References. Authors from other than Latin American countries can seek the help of Editor's office to prepare Portuguese resumo of their papers.

REFERENCES

References in the text should be cited at the appropriate point by the name(s) of the author(s) and year (e.g. Raimbault & Roussos, 1996; Raimbault et al., 1997). A list of references, in the alphabetic order (10 font), should appear at the end

of the manuscript. All references in the list should be indicated at some point in the text and vice versa. Unpublished results should not be included in the list. Examples of references are given below.

In journals:

Pandey, A. (1992), Recent developments in solid state fermentation. *Process Biochem.*, 27, 109-117

Thesis:

Chang, C. W. (1975), Effect of fluoride pollution on plants and cattle. PhD Thesis, Banaras Hindu University, Varanasi, India

In books:

Tengerdy, R. P. (1998), Solid substrate fermentation for enzyme production. In: *Advances in Biotechnology*, ed. A. Pandey. Educational Publishers & Distributors, New Delhi, pp. 13-16

Pandey, A. (1998), *Threads of Life*. National Institute of Science Communication, New Delhi

conferences:

Davison, A. W. (1982), Uptake, transport and accumulation of soil and airborne fluorides by vegetation. Paper presented at 6th International Fluoride Symposium, 1-3 May, Logan, Utah

Tables and Figures

Tables and figures, numbered consecutively with arabic numerals must

be inserted at appropriate place in the text. These should be used to present only those data, which can not be described in the text

Units and Abbreviations

The SI system should be used for all experimental data. In case other units are used, these should be added in parentheses. Only standard abbreviations for the units should be used. Full stop should not be included in the abbreviation (e.g. m, not m. or rpm, not r.p.m.). Authors should use '%' and '/' in place of 'per cent' and 'per'.

Manuscript lay-out

It is suggested that authors consult a recent issue of the journal for the style and layout. Except the title, abstract and key words, entire text should be placed in two columns on each page. Footnotes, except on first page indicating the corresponding author (8 font) should not be included. The entire manuscript should be prepared in Times New Roman, 11 font (except reference list, which should be in 10 font).

Spacing

Leave one space between the title of the paper and the name(s) of the author(s), and between the headings and the text. No space should be left between the paragraphs in the text. Leave 0.6-cm space between the two columns.

Electronic submission

Manuscript should be accompanied by a diskette indicating the name and version of the word processing programme used (use only MS Word 6/7 or compatible).

Referees

When submitting the manuscript authors may suggest up to three referees, preferably from other than their own countries, providing full name and address with email. However, the final choice of referees will remain entirely with the Editor.

Page charges and reprints

There will be no page charges. Reprints can be ordered up on acceptance of the paper. Manuscripts and all correspondence should be sent to the Editor, Prof. Dr. Carlos R. Soccol

ANEXO E - (a) NORMAS PARA PUBLICAÇÃO DE MANUSCRITOS NO PERIÓDICO NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY.

(a)



NEOTROPICAL ICHTHYOLOGY

INSTRUÇÕES PARA OS AUTORES

Forma e preparação de manuscritos

Manuscritos

- Os manuscritos deverão ser submetidos em arquivos Word para Windows ou em arquivos rtf.
- Fotos e figuras devem ser submetidas separadamente em arquivos tif ou jpg.

Formato

- Para artigos de sistemática consulte também: "***Neotropical Ichthyology* taxonomic contribution style sheet**", abaixo.
- O texto deve ser submetido em Inglês.
- O manuscrito deve conter, nesta ordem: Título, nome dos autores (*), endereço (não utilizar rodapé), palavras-chave (até cinco - não devem repetir palavras do título), Abstract, Resumo, Introdução, Material e Métodos, Resultados, Discussão, Agradecimentos, Referências Bibliográficas, Tabelas, Legendas das Figuras.
- Manuscritos não devem exceder 60 páginas, incluindo Figuras e Tabelas. Exceções serão analisadas pelo Corpo Editorial.
- Notas Científicas devem conter, nesta ordem: Título, nome dos autores (*), endereço (não utilizar rodapé), palavras-chave (até cinco - não devem repetir palavras do título), Abstract, Texto sem subtítulos, incluindo Introdução, Material e Métodos, Resultados e Discussão. Seguem Referências Bibliográficas, Tabelas, Legendas das Figuras. Notas Científicas somente serão aceitas caso contenham informações inéditas que justifiquem sua publicação imediata.

Texto

- O texto não deve conter cabeçalho e rodapé (exceto número de página), ou qualquer formatação de parágrafo. Nunca use hífen para a separação de sílabas ao longo do texto. Nunca use a tecla "Tab" ou "espaço" para formatar referências bibliográficas. O texto deve estar alinhado à esquerda, não justificado.
- Nomes de espécies, gêneros, e termos em latim (*et al.*, *cf.*, *aff.*, *in vitro*, *in vivo*, etc.) devem ser apresentados em itálico. Não sublinhe nada no texto.
- Somente os títulos das seguintes seções do manuscrito devem ser marcadas em Negrito: **Abstract, Introduction, Material and Methods, Results, Discussion, Acknowledgments, Literature cited.**
- As abreviaturas utilizadas no texto devem ser referidas em Material e Métodos, exceto abreviaturas de termos de uso comum como min, km, mm, kg, m, Seg, h, ml, L, g.
- Todas as medidas apresentadas devem empregar o sistema métrico.
- Todos os artigos devem obrigatoriamente conter a indicação (número de catálogo e instituição depositária) de espécimes-testemunho ("voucher specimens") dos organismos estudados.
- Agradecimentos devem ser concisos, com nome e sobrenome.
- Figuras e Tabelas devem ser numeradas sequencialmente na ordem em que aparecem no texto, e citadas nos seguintes formatos: Fig. 1, Figs. 1-2, Fig. 1a, Figs. 1a-b, Tabela 1, Tabelas 1-2.
- Nas legendas, as palavras **Tabela** e **Fig.** devem ser marcadas em negrito.
- Legendas de Figuras devem ser apresentadas no final do manuscrito.
- Tabelas devem ser construídas com linhas e colunas, não utilizando as teclas "Tab" ou "espaço". Tabelas não devem conter linhas verticais ou notas de rodapé. Arquivos digitais de Tabelas devem ser obrigatoriamente apresentados formatados em células. Arquivos digitais de Tabelas com colunas separadas por marcas de tabulação ou espaços vazios não serão aceitos.

- As Tabelas e suas respectivas legendas devem ser apresentadas ao final do manuscrito, no seguinte formato: **Table 1.** Variação mensal do IGS médio em *Diapoma speculiferum* Cope....
- Indicar ao longo do texto os locais sugeridos para inserção de Tabelas e Figuras.

Nomenclatura

- Nomes científicos devem ser citados de acordo com o ICZN (2000).
- Fornecer autoria no título e na primeira citação de cada nome científico de espécie ou gênero no texto em trabalhos taxonômicos. Não é necessário informar autoria no abstract.

Figuras

- Figuras devem conter alta qualidade e definição para serem aceitas.
- Fotos digitais serão aceitas somente se apresentarem alta definição.
- Textos contidos em gráficos ou figuras devem ter tamanho de fonte compatível com a redução para impressão na largura da página (175 mm) ou coluna (85 mm). Gráficos serão impressos preferencialmente em uma coluna (85 mm).
- Fotos coloridas somente serão aceitas se plenamente justificada a necessidade de impressão a cores. O custo adicional para a impressão será cobrado dos autores.
- Figuras compostas devem ser identificadas com as letras **a**, **b**, ..., em minúsculas, no canto esquerdo inferior de cada ilustração. As figuras compostas devem ser preparadas fazendo-se uso apropriado do espaço disponível (largura da página - 175 mm; coluna - 85 mm).
- Ilustrações devem conter escalas de tamanho ou indicação de tamanho na legenda.

Referências Bibliográficas

- Citar no texto nos seguintes formatos: Eigenmann (1915, 1921) ou (Eigenmann, 1915, 1921; Fowler, 1945, 1948) ou Eigenmann & Norris (1918) ou Eigenmann *et al.* (1910a, 1910b).
- Resumos de Eventos Científicos ou relatórios não devem ser citados e listados nas Referências Bibliográficas.

- Referências devem ser listadas em ordem alfabética, nos seguintes formatos:

Livros:

Campos-da-Paz, R. & J. S. Albert. 1998. The gymnotiform "eels" of Tropical America: a history of classification and phylogeny of the South American electric knifefishes (Teleostei: Ostariophysi: Siluriphysi). Pp. 419-446. In: Malabarba, L. R., R. E. Reis, R. P. Vari, Z. M. S. Lucena & C. A. S. Lucena (Eds.). *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre, Edipucrs, 603p.

Dissertações/Teses:

Langeani, F. 1996. Estudo filogenético e revisão taxonômica da família Hemiodontidae Boulenger, 1904 (*sensu* Roberts, 1974) (Ostariophysi, Characiformes). Unpublished Ph.D. Dissertation, Universidade de São Paulo, São Paulo. 171 p.

Artigo em revistas (listar nome do periódico por extenso):

Lundberg, J. G., F. Mago-Leccia & P. Nass. 1991. *Exallodontus aguanai*, a new genus and species of Pimelodidae (Teleostei: Siluriformes) from deep river channels of South America and delimitation of the subfamily Pimelodinae. *Proceedings of the Biological Society of Washington*, 104(4): 840-869.

Artigo no prelo:

Burns, J. R., A. D. Meisner, S. H. Weitzman & L. R. Malabarba. (in press). Sperm and spermatzeugma ultrastructure in the inseminating catfish, *Trachelyopterus lucenai* (Ostariophysi: Siluriformes: Auchenipteridae). *Copeia*, 2002: 173-179.

Documentos necessários após o aceite:

- Uma cópia digital da versão definitiva do manuscrito com:
 - o as devidas correções editoriais (mudanças em estilo e formato solicitadas pelo editor não são negociáveis e o seu não atendimento irá resultar da rejeição do manuscrito).
 - o as correções sugeridas pelos **Assessores Científicos** ou justificativa do autor para a não adoção de eventuais sugestões feitas pelos **Assessores Científicos** (lembre-se que as dúvidas ou questionamentos em relação ao manuscrito feitas pelo revisor

podem ser as mesmas de outros leitores, e procure corrigi-las ou respondê-las no corpo do texto).

- o Figuras originais digitais ou impressas.
- o A não observância de qualquer dos requisitos acima resultará na recusa do manuscrito. Se a versão definitiva do manuscrito retornar aos editores dois meses ou mais após o envio dos comentários dos **Assessores Científicos** aos autores, este será considerado como re-submetido.

Provas

As provas do artigo serão enviadas ao autor responsável pela correspondência, devendo ser conferida e devolvida no prazo máximo de uma semana. Provas não devolvidas no prazo serão corrigidas pelo editor.

**ANEXO F - (a) COMPROVANTE DE ACEITE E (b) NORMAS PARA
PUBLICAÇÃO DE MANUSCRITOS NO PERIÓDICO BOLETIM DO
LABOHIDRO.**

(a)



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFIA
LIMNOLOGIA
LABORATÓRIO DE HIDROBIOLOGIA**



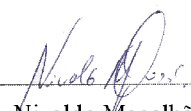
DECLARAÇÃO

Declaro para os devidos fins que o manuscrito intitulado:

**COMUNIDADE DE PEIXES COMO INDICADOR DE
QUALIDADE AMBIENTAL DE ALGUNS CANAIS DE MARÉ DO
ESTUÁRIO DO RIO PACIÊNCIA, SÃO LUÍS – MA**

de autoria de **Leonardo Silva Soares, Milton Gonçalves da Silva
Júnior, Antonio Carlos Leal de Castro e Ulrich Saint-Paul** foi Aceito
na forma atual, sem restrições e modificações, para publicação no
Boletim do Laboratório de Hidrobiologia no volume 24 nº 1 p. 01-16
(2011).

São Luís, 23 de junho de 2011



Dr. Nivaldo Magalhães Piorski
Editor

(b)



BOLETIM DO LABOHIDRO

INSTRUÇÕES PARA OS AUTORES

O **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia** é uma publicação organizada pelos pesquisadores do Laboratório de Hidrobiologia da Universidade Federal do Maranhão. Destina-se a publicar trabalhos científicos originais de pesquisadores brasileiros e estrangeiros na área de Biologia Aquática e outras ciências correlatas.

Os manuscritos escritos em português, espanhol, francês ou inglês encaminhados à publicação somente serão aceitos após avaliação pelo Conselho Técnico do **Boletim** e assessoria *ad hoc*.

Os trabalhos deverão seguir as seguintes normas:

1. Título

O título, em negrito e caixa alta, deverá ser o mais conciso possível e dar clara idéia sobre o conteúdo do artigo. Um título abreviado deve ser fornecido para impressão nas cabeças de páginas.

2. Autores

Os autores se obrigam a declarar que seu manuscrito, não está sendo

submetido, em partes ou no seu todo, à análise para publicação em outra revista.

Os nomes dos autores devem ser escritos em minúsculas e um abaixo do outro, como segue:

Zafira da S. de Alemida¹
Verônica Fonsêca-Genevois²

O endereço dos autores deverá vir em nota de rodapé, informando a instituição de origem e, se possível, o endereço eletrônico.

3. Resumo e Abstract

Todos os trabalhos deverão apresentar um resumo em português e inglês sumariando resultados e conclusões. Estes deverão constar no início do trabalho e iniciar com o título traduzido para o idioma correspondente.

4. Palavras-Chave

Os autores deverão apresentar de 3 a 5 palavras-chave em português e inglês.

5. Texto

O corpo principal do trabalho deverá ser dividido em Introdução, Material e Métodos, Resultados, Discussão, Agradecimentos e Referências

Bibliográficas. O título de cada uma das seções deverá estar centralizado e escrito em caixa alta. Sub-seções, quando houver, deverão ter seus títulos alinhados à margem esquerda e escritos em minúsculas.

Os relatos deverão basear-se nas técnicas mais avançadas e apropriadas à pesquisa. Quando apropriado, deverá ser atestado que a pesquisa foi aprovada pelo Comitê de Ética e Biossegurança da Instituição.

As equações deverão ser editadas utilizando software compatível com o editor de texto.

A **extensão máxima do material é de 25 páginas** para os artigos. O número de páginas deve incluir tabelas, figuras e bibliografia citada.

6. Citações Bibliográficas

No corpo principal do trabalho os autores deverão observar as seguintes normas: para um autor _ Tundisi (1993); para dois autores _ Sassaki & Felipe (1997); para três ou mais autores _ Guerra *et al.* (1997).

As abreviaturas dos nomes dos periódicos citados devem ser dispostas de acordo com o “*World List of Scientific Periodicals and Supplements*”.

No item Referências Bibliográficas os trabalhos citados no texto deverão ser apresentados da seguinte forma:

Livro

TUNDISI, J.G. 1993. Theoretical basis for reservoir management. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 25: 1153-1156.

SCHOWERBEL, J. 1975. *Métodos de hidrobiologia*. Madri: H. Blume. 262 p.

Capítulo de Livro

PARRA, J.R.P. 1991. *Consumo e utilização de alimentos por insetos e suas implicações no manejo de pragas*. São Paulo: Manole, cap. 3, p. 9-65.

Artigos

GUERRA, R.F., SILVEIRA, N.L.D. da, BERNARDI, N. & LEGAL, E.J. 1997. Hand preference during behavioral tests and spontaneous activity in two species of common marmoset (*Callithrix jacchus* and *Callithrix penicillata*). *Rev. Bras. Biol.*, 57(4): 563-570.

Monografia, Dissertação e tese

ASSIS, M.A. 1997. Digestibilidade *in vitro*, degradabilidade *in situ* e composição química de gramíneas do gênero *Cynodon* submetidas ou não a adubação nitrogenada. Dissertação (Mestrado em Zootecnia)-Universidade Estadual de Maringá, Maringá.

7. Ilustrações

Fotografias, desenhos, gráficos e mapas devem ser denominados **figuras**. As ilustrações devem ser preparadas levando-se em consideração que o tamanho da página útil é de 22,0 cm x 15,0 cm, e apresentadas em sentido vertical. Tabelas e figuras devem ser numeradas com algarismos arábicos e chamadas no texto em ordem crescente, logo após a sua citação (p.ex. Figura 1, Tabela 1). Tabelas e gráficos devem ser preparados em Excel 4.0 ou superior, armazenados e enviados em arquivos individuais. Desenhos e mapas esquemáticos devem ser feitos a traço de nanquim. Ilustrações em cores não serão aceitas para publicação. Figuras digitalizadas deverão ter 300 dpi de resolução.

A Comissão Editorial reserva-se o direito de configurar o material ilustrativo ao modo mais econômico, desde que não prejudique sua apresentação.

8. Considerações finais

Os trabalhos devem ser enviados em três vias impressas, duas delas, sem a identificação de autoria, digitados em papel A4, espaço duplo, com margens de 2,5 cm. Após as correções os autores devem enviar um original e cópia em disquete (Word 6.0 ou versão superior, Times New Roman, fonte 12).

Ao receber o manuscrito recomendado para publicação com as notas editoriais, o Autor deve corrigir imediatamente (**no prazo máximo de três semanas**) o manuscrito, tabelas e figuras e devolvê-lo ao Editor-Chefe, por meio eletrônico ou correspondência.

Para envio dos artigos os autores devem efetuar cadastro no site, para depois enviar o arquivo do artigo ou

nota. Caso prefira enviar o manuscrito pelos Correios, envie a correspondência para:

UNIVERSIDADE FEDERAL DO
MARANHÃO/

DEPARTAMENTO DE
OCEANOGRAFIA E LIMNOLOGIA/

LABORATÓRIO DE HIDROBIOLOGIA

Comissão Editorial do Boletim do
Laboratório de Hidrobiologia.

Av. dos Portugueses s/n - 65085-580 -
São Luis, MA – Brasil

Fone: 0xx98 2109-8185/ 8561

Fax: 0xx98 2109-8569/ 8186

e-mail: boletimlabohidro@yahoo.com.br

Maiores informações acesse
www.labohidro.ufma.br