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

RORY ROMERO DE SENA OLIVEIRA

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA DE POÇAS DE MARÉ DE UM ESTUÁRIO AMAZÔNICO: INTERAÇÃO DE FATORES

BELÉM, PA

2012

RORY ROMERO DE SENA OLIVEIRA

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA DE POÇAS DE MARÉ DE UM ESTUÁRIO AMAZÔNICO: INTERAÇÃO DE FATORES

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca da Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia Aquática e Pesca, cuja banca examinadora foi constituída pelos professores listados abaixo, tendo obtido o conceito excelente.

Dissertação apresentada em 28 de fevereiro de 2012.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Tommaso Giarrizzo – Orientador
Universidade Federal do Pará (PPGEAP/UFPA, Belém)

Prof. Dr. Jorge Luiz Silva Nunes – Membro titular
Universidade Federal do Maranhão (GEEM/UFMA, Maranhão)

Prof. Dr. André Luiz Machado Pessanha – Membro titular
Universidade Estadual da Paraíba (UEPB, Paraíba)

Profª. Drª. Victoria Judith Isaac Nahun – Membro titular
Universidade Federal do Pará (PPGEAP/UFPA, Belém)

Profª. Drª. Bianca Bentes da Silva – Membro suplente
Universidade Federal do Pará (UFPA, Bragançá)

Dados Internacionais da Catalogação-na-Publicação (CIP)
Biblioteca de Pós-Graduação do ICB-UFPA – Belém (PA)

Oliveira, Rory Romero de Sena

Distribuição espaço-temporal da ictiofauna de poças de maré de um estuário amazônico: interação de fatores / Rory Romero de Sena Oliveira; orientador, Tommaso Giarrizzo. – 2012.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, Belém, 2012.

1. Ictiologia – Curuçá, Rio (PA). 2. Peixe - Curuçá, Rio (PA). 3. Peixe – Ecologia. 4. Peixe – Identificação. I. Título.

CDD – 22. ed. 597.098115

APOIO

FONTES FINANCIADORAS:

A minha mãe Rosa Sena, minha irmã Raisa Sena e minha noiva Danielly Brito. Obrigado por todo apoio e dedicação.

“O medo do desconhecido.

É o medo dele que impele todo mundo para os sonhos,

às ilusões, as guerras, a paz, o amor, o ódio, tudo isso – é ilusão.

É isso o desconhecido.

Aceite o desconhecido e será uma viagem tranquila.

Tudo é desconhecido – aí você estará à frente do jogo.

É o que é.

(...) Faça seu próprio sonho”.

John Lennon

AGRADECIMENTOS

Agradeço a **Deus** por toda proteção e ajuda até aqui, sem ele nada seria.

A minha mãe **Rosa Sena**, por toda a força e paciência que teve comigo e criação que me deu e minha irmã **Raisa Sena**, que me apoiou e incentivou a nunca desistir, sempre lembrando que nossos problemas são pequenos quando olhamos ao nosso redor.

A minha noiva **Dany Brito** por toda dedicação, companheirismo, amor, paciência e por toda ajuda em campo e na elaboração deste trabalho, tão merecedora quanto eu desta vitória. Aos meus sogros **Daniel Filho** e **Suely Brito** pela amizade e força.

Ao meu orientador **Dr. Tommaso Giarrizzo** por todo apoio, conselhos e por ter abraçado este projeto.

Aos menbros da banca **Prof. Dr. Jorge Nunes**, **Prof. Dr. André Pessanha**, **Prof^{a}. Dr^{a}. Victoria Isaac** e **Prof^{a}. Dr^{a}. Bianca Bentes** pelas contribuições e correções sempre bem vindas.

Ao Dr. **James Lee** e Dr. **Maurício Camargo** pelas ótimas idéias e critícas para este trabalho durante a qualificação.

A **Prof^{a}. Dr^{a}. Jussara Martinelli** pela amizade, incetivo para este trabalho e pelo exemplo de vida.

Aos pesquisadores **Raphael Macieira** e **Gustavo Castellanos-Galindo**, pelo incentivo e sugestões para este trabalho.

Aos amigos, **Allan Jamenson**, **Marcelo Andrade** por toda ajuda e apoio neste trabalho, **Fabíola Seabra**, por toda ajuda em campo e força para a conclusão deste e **Sarita Loureiro** pelo apoio e torcida.

Ao grupo Gpeca pela força, torcida e ajuda em campo.

Aos pescadores, em especial ao **Sr. Tarrafa** por ceder sua casa em todas as campanhas, ao **Sr. Tostão** e família, **Seu Zé**, **Zé Carlos**, **Melque** e **Tufão** pela confiança e apoio ao projeto.

A **Sandra** por ceder a Casa do Pescador sempre que necessário para a equipe e a **Colônia de Pescadores Z-05**, na figura do Brigith por toda ajuda com transporte para a ilha.

Ao Laboratório de Biologia Pesqueira e Recursos Aquáticos pelo espaço físico, em especial ao **Grupo de Ecologia Aquática**, ao qual faço parte.

Ao **Instituto Brasileiro de Educação** (IEB) e **Fundação Betty More** pela bolsa concedida, através do programa BECA, processo B/2008/01/PAB/09.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Pará (**FAPESPA**) (Projeto número: 137/2008 – Universal).

Ao **IBAMA** pela concessão da licença (n° 16346-3) de coleta de material biológico.

A todos que direta e/ou indiretamente contribuíram na concretização deste estudo e pela torcida, que citei aqui e aos que talvez tenham sido esquecidos, meu muito obrigado.

RESUMO

A ictiofauna de poças de maré tem sido bem estudada em regiões temperadas e tropicais do Pacifico. No Brasil, ainda é incipiente o conhecimento ecológico das poças de maré e das assembléias de peixes que as habitam. O presente estudo pretendeu investigar a composição e distribuição espaço-temporal das assembléias de peixes associadas às poças de maré em habitats de afloramento rochoso, floresta de mangue e marismas da Ilha do Areuá, estuário inferior do rio Curuçá, Norte do Brasil. Amostragens trimestrais foram realizadas entre fevereiro e novembro de 2009, durante a maré baixa de sizígia (lua nova), utilizando metodologia padronizada. As variáveis ambientais sofreram modificações ao longo do gradiente vertical e foram responsáveis pela distribuição espacial e temporal da ictiofauna no afloramento rochoso. A salinidade, profundidade média e heterogeneidade do substrato foram as variáveis que mais explicaram as variações na distribuição da ictiofauna. A comparação entre os habitats de afloramento rochoso, floresta de mangue e marismas evidenciou que as assembléias de peixes do afloramento rochoso são claramente distintas daquela presente nos habitats vegetados (floresta de mangue e marismas). Os resultados deste estudo sugerem que há preferências pela ictiofauna por determinados habitats em função das variáveis ambientais e heterogeneidade do substrato, porém mais estudos devem ser realizados levando em consideração relações inter e intra-especificas.

Palavras-chave: habitats, poças de maré, distribuição, assembléia de peixes.

ABSTRACT

The intertidal rockpool ichthyofauna has been studied for several years in temperate and tropical regions at the Pacific Coast, however, in Brazil, the knowledge about it is still incipient. The aim of the present study was to investigate the fish assemblages in tidepools located in three different habitats: rocky outcrop, mangrove forest and salt marsh, at Areuá Island, Curuçá river estuary, North Brazil. Samples were taken quarterly from February 2009 to November 2009, during the spring tide, following a standardized methodology. The physicochemical parameters changed along a topographic gradient and were responsible for the spatio-temporal distribution of fish fauna at rocky outcrop tidepools. Salinty, mean depth and substrate heterogeneity were the parameters that more explained the variations in fish fauna distribution A clear segregation of fish assemblages was found between the tidepools of rocky outcrop and vegetated habitats (tideools in mangrove forest and saltmarsh). These findings suggest that the fish fauna has preferences for some habitats influenced by environmental variables and substrate heterogeneity. However, more researches should be conducted taking into account inter-and intra-specific relationships.

Keywords: habitats, tidepools, distribution, fish assemblages.

SUMÁRIO

1. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO 10

CAPÍTULO 1 11

1. INTRODUÇÃO 12

2. OBJETIVOS 16

2.1. Geral 16

2.2. Específicos 16

3. Hipóteses 16

4. METODOLOGIA 17

4.1. Área de estudo 17

4.2. Desenho amostral 18

4.3. Coleta das variáveis ambientais 19

4.4. Coleta dos peixes 23

4.5. Processamento das amostras 23

4.6. Análises estatísticas 24

5. REFERÊNCIAS 26

CAPÍTULO 2 32

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA DE POÇAS DE MARÉ EM UM ESTUÁRIO DE MACROMARÉ TURVO DA AMAZÔNIA 33

RESUMO 33

INTRODUÇÃO 34

MATERIAL E MÉTODOS 35

Área de estudo 35

Método de Amostragem 36

Análise das amostras 38

Análises estatísticas 38

RESULTADOS 40

Variáveis ambientais 40

Composição da ictiofauna nas poças de maré 43

Variação espaço-temporal 47

DISCUSSÃO 50

AGRADECIMENTOS 56

REFERÊNCIAS 57

CAPÍTULO 3 63

EFEITOS SAZONAIS E DE DIFERENTES HABITATS NA ESTRUTURAÇÃO DA ICTIOFAUNA DE POÇAS DE MARÉ EM UM ESTUÁRIO DE MACROMARÉ AMAZÔNICO 64

RESUMO 64

INTRODUÇÃO 65

MATERIAL E MÉTODOS 67

Área de estudo 67

Método de amostragem 68

Análise estatísticas 70

RESULTADOS 71

Variáveis ambientais 71

Composição da ictiofauna nas poças de maré 74

Variação espaço-temporal dos peixes entre os habitats 80

DISCUSSÃO 84

AGRADECIMENTOS 88

REFERÊNCIAS 88

CAPÍTULO 4 94

CONCLUSÕES GERAIS E PERSPECTIVAS 95

1. ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

A estrutura da dissertação foi elaborada no formato de artigos, organizados em capítulos, conforme formatação proposta pelo Programa de Pós-graduação em Ecologia Aquática e Pesca – UFPA. Estes artigos serão submetidos a revistas internacionais de cunho ecológico.

O capítulo 1 (C1) contém uma breve introdução sobre a ecologia da área entremáres e das poças de maré, seguido pelos objetivos e metodologias gerais utilizadas para a obtenção dos resultados apresentados nos dos dois capítulos restantes da dissertação.

O capítulo 2 (C2) intitulado **Distribuição espaço-temporal da icitiofauna em poças de maré em um estuário de macromaré turvo Amazônico** apresenta uma avaliação dos padrões de distribuição espaço-temporal das assembléias de peixes que utilizam as poças de maré em um afloramento rochoso da Ilha do Areuá, estuário inferior do rio Curuçá (PA). Neste capítulo, as assembléias de peixes foram caracterizadas em relação ao gradiente vertical do afloramento rochoso, as estações e a complexidade estrutural das poças de maré.

O capítulo 3 (C3) intitulado **Efeito sazonal e de diferentes habitats na estruturação da icitofauna de poças de maré em um estuário de macromaré Amazônico,** aborda uma análise dos padrões de distribuição dos peixes em poças de maré localizadas em três habitats distintos: afloramento rochoso, floresta de mangue misto e manchas de marsimas da Ilha do Areuá, estuário inferior do rio Curuçá. O principal objetivo deste capítulo foi verificar padrões de distribuição das assembléias de peixes nos diferentes habitats e se estas distribuições foram influenciadas por variáveis ambientais características de cada habitat.

Por fim, no capítulo 4 (C4) foram apresentadas as conclusões gerais e as perspectivas de continuidade de estudos sobre a ecologia da ictiofauna de poças de maré em diferentes habitats.

CAPÍTULO 1

Introdução Geral

1. INTRODUÇÃO

A área de entremarés é definida como a faixa de transição entre o continente e o mar, periodicamente emersa e submersa pelo efeito das marés (CLARK, 1996; DAY, 2006), oferecendo habitats altamente produtivos, dinâmicos e ecologicamente importantes para muitos organismos (CONNELL, 1972; KNOX, 2001; AMARAL, 2008).

Nessas áreas de entremarés, consideradas estressantes e complexas, são encontradas as poças de maré, definidas como cavidades ou depressões onde a água do mar fica represada durante a maré baixa, sem que exista ligação direta com o mar (HORN; MARTIN; CHOTKOWSKI, 1999; ZANDER; NIEDER; MARTIN, 1999; DAVIS, 2000), estes microhabitats são distintos de piscinas de maré em detrimento do tamanho e da localizaçao topográfica destes no entremarés (GRIFFITHS, 2002).

Como a área de entremarés constitui a mais dinâmica do ambiente marinho, (GRIFFITHS; DAVIS; WEST, 2006), exige dos peixes adaptações morfológicas e fisiológicas para suportar este meio (GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003). Além disso, o tipo de substrato e as características morfométricas das poças influenciam significativamente na distribuição destas espécies em toda a área (MAHON; MAHON, 1994; DAVIS, 2000; GRIFFITHS; DAVIS; WEST, 2006).

As variações físico-químicas e interações competitivas pelo uso do espaço são responsáveis pelo particionamento das diferentes espécies de peixes que usam as poças de maré. A complexidade do substrato é um importante fator para muitos organismos, que passam grande parte do tempo abrigados ou próximos a eles, indicando que existe seleção de diferentes tipos de poça de maré por grupos de peixes distintos (DAVIS, 2000; DAY, 2006; ARAKAKI; TOKESHI, 2011).

Estas mudanças espaciais podem ser consideradas tentativas de maximizar o crescimento, a sobrevivência e/ou a reprodução dessas espécies (GIBSON, 1997). Os peixes, principalmente as larvas e juvenis, utilizam as áreas de entremarés como local de crescimento, beneficiando-se da abundância de alimento e da proteção contra predadores (WEISS, 1981; BECKLEY, 1985; BENNETT, 1987).

A maioria dessas espécies é residente permanente. É representada, geralmente, por um número reduzido de famílias caracterizadas por indivíduos de pequeno tamanho

corporal e com presença de adaptações morfológicas (e.g. nadadeiras pélvicas em forma de ventosa) para lidar com as condições variáveis do ambiente (GORDON et al., 1969; MAHON; MAHON, 1994; ZANDER; NIEDER; MARTIN, 1999; HORN; MARTIN; CHOTKOWSKI, 1999; GRIFFITHS, 2003; NUNES; PASCOAL; PIORSKI, 2011). No entanto, nem todas as espécies de peixes que colonizam estes habitats as utilizam como áreas de refúgio, alimentação e cuidado parental (GRIFFITHS, 2002; GIBSON, 1999; HORN; MARTIN; CHOTKOWSKI, 1999). As espécies que ocupam essas áreas durante um intervalo de tempo, geralmente na fase de juvenis, antes de seguirem para áreas subtidais, são classificadas como oportunistas. Há, ainda, espécies consideradas transitórias, que são geralmente aquelas que ficam presas nas poças acidentalmente, após excursões por alimento durante a maré alta (THOMSON; LEHNER, 1976; ZANDER; NIEDER; MARTIN, 1999; GRIFFITHS, 2003).

Cada poça de maré possui características distintas de volume, profundidade e outros parâmetros físicos, o que significa que dificilmente existirão duas poças idênticas entre si. Dessa forma, metodologias de amostragens devem ser realizadas com cautela, para que se obtenham resultados representativos, levando em consideração as variações na estrutura das assembléias de peixes e as especificidades que cada poça contém, sem nenhum viés amostral (METAXAS; SCHEILBLING, 1993; ALMADA; FARIA, 2004) (TABELA 1).

Apesar do habitat de poças de maré ter uma ampla distribuição em ambientes litorâneos em todo o mundo, do fácil acesso, assim como a logística de coleta sejam relativamente fáceis, pouco se sabe a respeito da ecologia ou da composição das espécies de peixes que habitam tal ambiente (GIBSON, 1982; UNDERWOOD; SKILLETER, 1996; GRIFFITHS, 2003).

A ecologia dos peixes de poças de maré de substrato consolidado tem sido alvo de muitas pesquisas em ambientes marinhos de regiões temperadas (GIBSON, 1972; POLIVKA; CHOTKOWSKI, 1998; FARIA; ALMADA, 1999; BERRIOS; VARGAS, 2000; DAVIS, 2000; GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003; CHARGULAF; TOWNSEND; TIBBETTS, 2011) e tropicais do Pacífico (CASTELLANOS-GALINDO; GIRALDO; RUBIO, 2005; COX et al., 2011) (TABELA 1).

No Brasil, nota-se um crescente interesse sobre o assunto, porém pouco se sabe a respeito do uso destes ecossitemas pela ictiofauna. Rosa, Rosa e Rocha (1997) estudaram a diversidade dos peixes de poças de maré em uma área exposta e outra

protegida no litoral de João Pessoa (PB). Barreiros et al. (2004) verificaram a distribuição da ictiofauna de poças de maré em duas praias de Santa Catarina. Nunes; Pascoal; Piorski (2011) analisaram a estrutura dos peixes de poças de maré da ilha do Maranhão. Macieira e Joyeux (2011) analisaram a distribuição da ictiofauna em um recife plano, em uma praia de Vitória (ES). É importante ressaltar que em ambientes tipicamente estuarinos, com excessão de Nunes; Pascoal; Piorski (2011), nenhum outro trabalho sobre a ictiofauna de poças de maré foi até então desenvolvido.

O litoral Norte do Brasil é marcado por forte estuarização devido a influência da vazão do rio Amazonas e de cerca de 30 outros rios, que formam os estuários mais complexos da América do Sul. Este litoral é dominado por manguezais que formam a segunda maior faixa de manguezais contínuos do planeta, podendo encontrar em áreas adjacentes manchas espaçadas de marismas e alguns afloramentos rochosos ricos em laterita (FRANZINELLI, 1992; SOUZA FILHO, 2005; BARLETTA et al., 2010; MIKHAILOV, 2010).

Até o momento, os estudos sobre a ecologia da ictiofauna no litoral paraense foram focados somente em áreas subtidais dos estuários (e.g. BARLETTA et al., 2003) e em canais de maré (BARLETTA et al., 2000; MONTEIRO; GIARRIZZO; ISAAC, 2009; GIARRIZZO; KRUMME, 2007, 2009). Nenhum trabalho biológico foi realizado com a ictiofauna de poças de maré, assim como também não há estudos que abordem uma análise comparativa entre diferentes habitats encontrados nos estuários.

Uma ferramenta muito importante para a gestão e proteção da biodiversidade marinha e estuarina, adotada em diversos países, é a implementação de Áreas de Proteção Ambiental Marinhas (MPAs) e Unidades de Conservação (ver AGARDY et al., 2003; BARLETTA et al., 2010). No entanto, mesmo as poças de maré sendo consideradas áreas de berçário para muitos peixes, importantes na estruturação das assembléias de peixes da região entremarés, estas ainda não fazem parte das listas de habitats prioritários à proteção da biodiversidade (NORTON; COOK, 1999; HORN; MARTIN; CHOTKOWSKI, 1999).

Considerando essa lacuna de conhecimento biológico da ictiofauna que utiliza as poças de maré nos habitats dos afloramentos rochosos, marismas e mangue em sistemas estuarinos de macromarés turvos amazônicos, o presente estudo objetivou analisar a estrutura da ictiofauna associada às poças de maré no estuário inferior do rio Curuçá.

TABELA 1: Resumo dos estudos realizados com peixes de poças de maré em regiões temperadas e tropicais.

Autor	Local	País	Duração (meses)	Metodo de Amostragem	Número de poças	Número de indivíduos	Número de espécies	Número de Famílias
GIBSON, 1972	Roscoff	França	2	Rotenona e Quinaldina	68	528	13	9
POLIVKA; CHOTKOWSKI, 1998	Califórnia	EUA	2	Rotenona	24	1240	8	4
DAVIS, 2000	Califórnia	EUA	4	Sinfonagem+procura manual	105	1693	5	5
COX et al., 2011	Ilhas do Hawaii	EUA	4	Bomba de esgoto	40	343	19	10
BERRIOS; VARGAS, 2000	Iquique	Chile	8	BZ-20 e Rotenona	17	3932	16	11
CASTELLANOS-GALINDO; GIRALDO; RUBIO, 2005	Ilha de Palma	Colômbia	6	Óleo de Cravo	10	893	12	14
GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003	Suldeste de New South Wales	Australia	3	Bomba de esgoto	48	1515	23	13
CHARGULAF; TOWNSEND; TIBBETTS, 2011	Queensland	Australia	12	Óleo de Cravo	10	1364	15	9
ROSA; ROSA; ROCHA, 1997	Jõao Pessoa-PB	Brasil	12	Rotenona	3	3143	44	22
BARREIROS et al., 2004	Florianópolis-SC	Brasil	14	Quinaldina	2	1840	21	11
MACIEIRA; JOYEUX, 2011	Vitoria-ES	Brasil	8	Rotenona	6	3448	58	27

2. OBJETIVOS

2.1. Geral

O objetivo geral deste trabalho consistiu em estudar a fauna de peixes associada às poças de maré em três habitats da Ilha do Areuá, estuário inferior do rio Curuçá, Estado do Pará.

2.2. Específicos

- Determinar a composição da ictiofauna associada às poças de maré;
- Avaliar a influência dos parâmetros físico-químicos da água (temperatura, pH e salinidade), características morfométricas e ambientais das poças (área, volume, profundidade, rugosidade, tipo de substrato e cobertura algal) e distância das poças à zona sublitoral, sobre a ictiofauna associada às poças de maré;
- Detectar padrões de distribuição espacial e temporal das assembléias de peixes.

3. HIPÓTESES

3.1. Devido a grande dinâmica dos fatores ambientais das áreas de entremarés e as grandes pressões fisiológicas que os peixes sofrem neste ambiente, apenas um número pequeno de espécies domina a assembléia ictiofaunística.

3.2. Como o ambiente estuarino é muito dinâmico, com grande variação nas condições ambientais, a distribuição temporal (estações chuvosa e seca) e espacial (meso-litoral superior vs. meso-litoral inferior) das assembléias de peixes que usam as poças de maré dos afloramentos rochosos do estuário do Rio Curuçá serão diferentes.

3.3. Como o ambiente estuarino é muito dinâmico, com grandes flutuações nas condições ambientais, a distribuição temporal (estações chuvosa e seca) e espacial

(afloramentos rochosos, floresta de mangue e manchas de marismas) das assembléias de peixes que utilizam as poças de maré da ilha do Areuá, PA serão diferentes.

4. METODOLOGIA

4.1. Área de estudo

A área de estudo está localizada na área de entremarés da Ilha do Areuá, no estuário inferior do rio Curuçá (025° 50' W, 00° 35' S) (FIGURA 1), próximo ao canal sul (50 km) da foz do Rio Amazonas (GIARRIZZO; KRUMME, 2007). Este estuário está contido na Reserva Extrativista Mãe Grande de Curuçá, nordeste do Estado do Pará, município de Curuçá.

A região caracteriza-se pelas temperaturas elevadas, com média de 27 ºC, precipitações abundantes que ultrapassam os 2.526 mm anuais, sendo os meses mais chuvosos de janeiro a junho (salinidade <15) e menos chuvosos, de julho a dezembro (salinidade >25) (GIARRIZZO; KRUMME, 2009).

A Ilha é banhada diretamente ao norte pelo Oceano Atlântico e ao sul pelos estuários do furo Muriá e do Rio Curuçá e está sujeita diariamente a ação da dinâmica de macromarés (amplitudes de 4 a 5 m) semidurnas (GIARRIZZO; KRUMME, 2009).

O estuário em questão esta inserido na segunda maior faixa contínua de manguezais do planeta (SOUZA FILHO, 2005), apresentando florestas mistas dominadas por *Rhizophora mangle* seguida por *Avicennia germinans* (MENEZES; BEGER; MEHLIG, 2008) e espaçadas manchas de marismas dominadas por *Spartina alterniflora* (BRAGA et al., 2011), além de afloramentos rochosos formados por rochas sedimentares da formação Barreiras, ricos em laterita (FRANZINELLI, 1992).

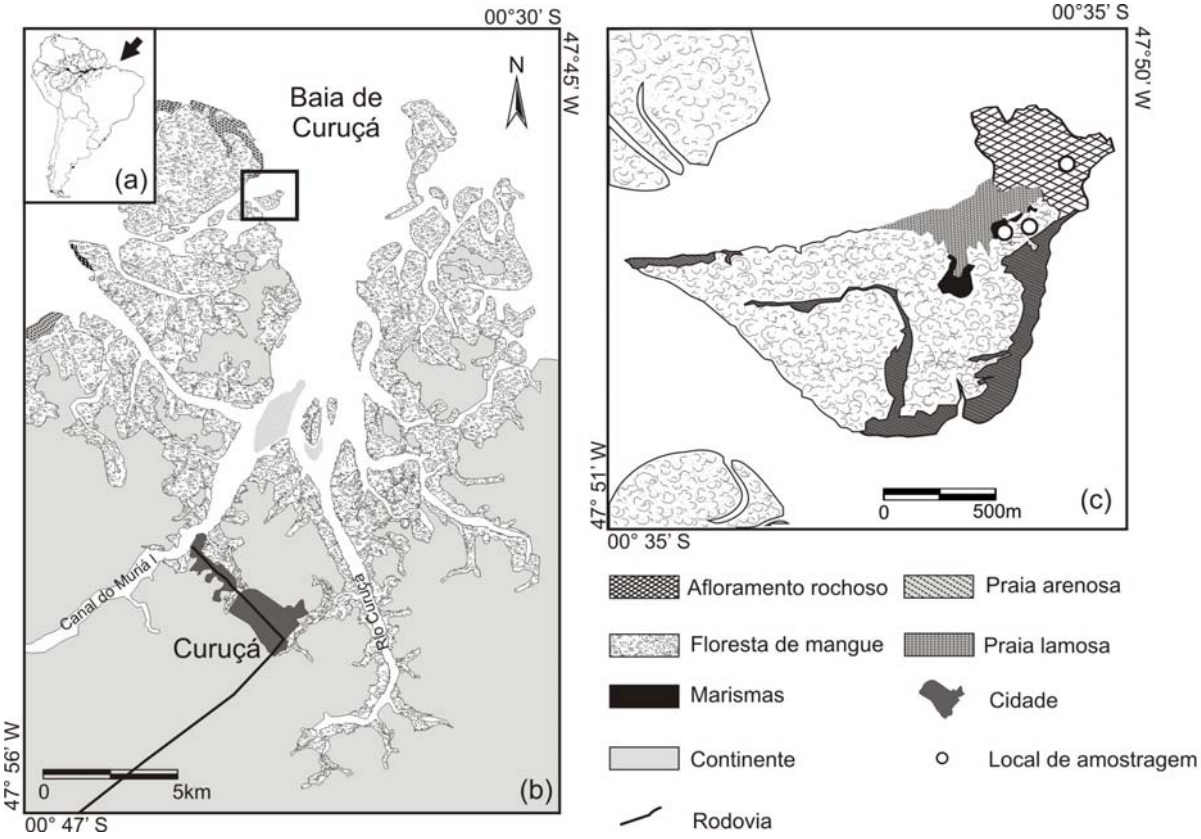

FIGURA 1: (a): Localização da área de estudo na região nordestes do estado do Pará, Brasil, sinalizada por uma seta negra. (b): localização do estuario do rio Curuçá. (c): Ilha do Areuá e os pontos de coleta no afloramento rochoso, o bosque de mangue e os ambientes de marismas.

4.2. Desenho amostral

As campanhas foram realizadas trimestralmente nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2009 nos habitats do afloramento rochoso (FIGURA 2a), floresta de mangue misto (*R. mangle* e *A. germinans*) (FIGURA 2b) e marismas (*S. alterniflora*) (FIGURA 2c) (C2 e C3). Todas as poças de maré analizadas neste estudo trataram-se de microhabitats de águas rasas, sem conectividade com o mar ou outras poças (GRIFFITHS, 2002; ZANDER; NIEDER; MARTIN, 1999).

Para o capítulo 2 (C2), foram analisadas oito poças de maré, quatro localizadas no mesolitoral superior (MS) e quatro no mesolitoral inferior (MI) do afloramento rochoso. Para o capitulo 3 (C3), foram sorteadas seis poças de maré do afloramento rochoso (capítulo 2) e realizadas amostragens em seis poças de maré da floresta de mangue misto e seis nos habitats de marismas da ilha do Areuá.

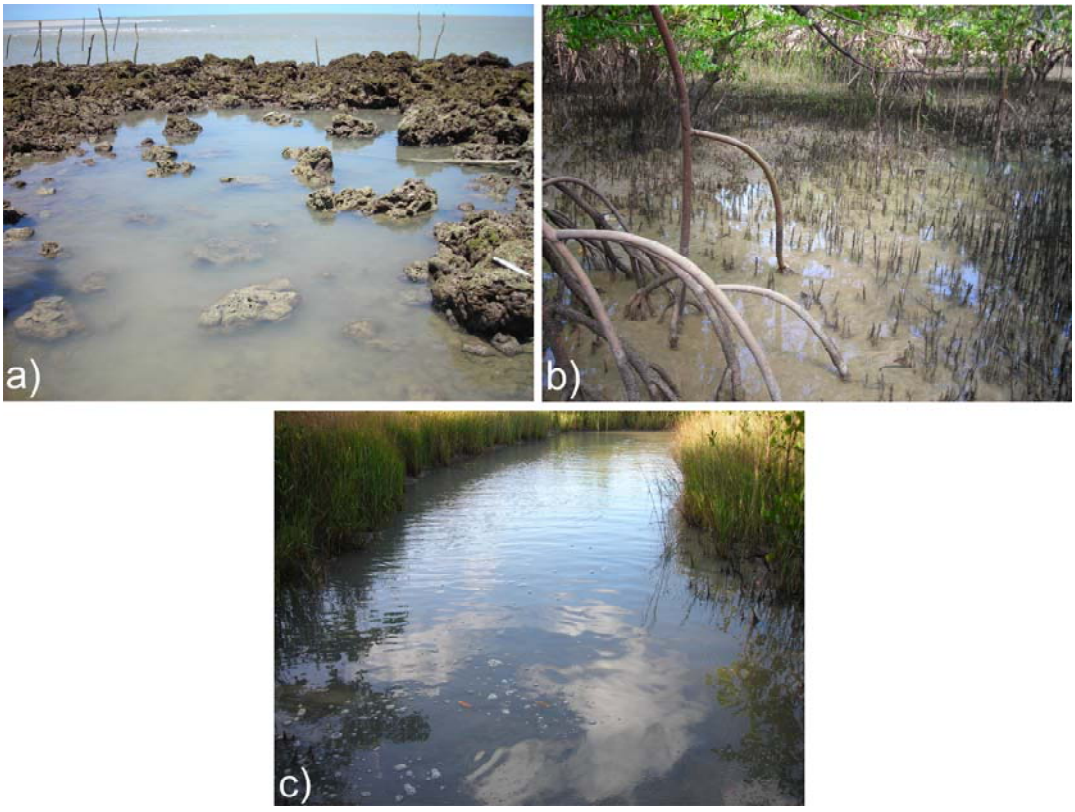

FIGURA 2: Os habitats de afloramentos rochosos (a), floresta de mangue misto (b) e marismas (c) apresentados na Ilha do Areuá, estuário inferior do Rio Curuçá, Norte do Brasil, 2009.

Todas as amostragens ocorreram durante a maré baixa de sizígia (lua nova), período diurno. O intervalo entre as campanhas teve como objetivo a recuperação das poças, quanto a recolonização e o equilíbrio de sua complexidade (POLIVKA; CHOTKOWSKI, 1998).

4.3. Coleta das variáveis ambientais

Primeiramente, foram determinados os fatores físico-químicos (temperatura, salinidade e pH) em todas as poças selecionadas. Em cada poça de maré a temperatura foi mensurada por meio de um termômetro de mercúrio (máxima 50° C) em intervalos de 30 minutos. O pH foi medido utilizando-se fitas (ColorpHast) com marcas de 0 a 14, e a salinidade com um refratômetro óptico (Modelo: Q767). Tanto o pH quanto a salinidade foram estimadas uma única vez.

O tipo de substrato predominante em cada poça e estimativas de cobertura algal, foram mensuradas com a utilização de um quadrado (50 x 50 cm) subdividido internamente em quadrados menores (5 x 5 cm) totalizando 100 quadrados. As

categorias de substrato variaram em: i) lama (substrato lodoso), ii) areia (grãos < a 0,1 cm), iii) cascalho (≤ a 5 cm), e iv) rocha (> a 5 cm). Cada categoria foi estimada em porcentagem de área ocupada do quadrado variando de 0 a 100% (FIGURA 3).

FIGURA 3: Quadrado (50 x 50 cm) subdividido em quadrados menores (5 x 5 cm) utilizado para a caracterização do tipo de substrato e medidas de vegetais dentro da poças poças nos diferentes habitats da Ilha do Areuá, 2009.

A rugosidade das poças foi estimada com uma corrente de metal e uma trena. A corrente foi disposta sobre a poça de uma extremidade à outra, acompanhando as feições do fundo (FIGURA 4). Em seguida, a distância entre as bordas da poça e o comprimento da corrente utilizada foram mensuradas, sendo a rugosidade obtida pela razão entre a medida do comprimento da corrente pela distancias entre as bordas da poça (adaptado de LUCKURST; LUCKURST, 1978):

$$\text{Rugosidade} = \frac{\text{Largura da poça (m)}}{\text{Comprimento da corrente (m)}}$$

Foram realizadas três medidas, uma na borda inicial da poça, uma intermediária e outra na sua borda final, respeitando o formato da mesma.

FIGURA 4: Estimativa da rugosidade de fundo das poças de maré utilizando uma corrente de metal e uma trena.

Para a estimativa da área e volume das poças, foi realizada a técnica topográfica de batimetria, a qual contou com a utilização de duas réguas de 3 m, marcadas a cada 20 cm. As réguas foram dispostas nas bordas da poça, formando um "plano cartesiano" (X e Y), onde a cada 20 cm de Y foi mensurada a profundidade (Z) da poça (FIGURA 5). Estes dados foram calculados através da interpolação de pontos com o método de krigagem através do programa ArcGis (FIGURA 6).

FIGURA 5: Estimativa de área e volume das poças de maré através da técnica topográfica de batimetria, utilizando duas réguas marcadas a cada 20 cm dispostas nas bordas da poça formando um "plano cartesiano" (X e Y) onde a cada 20 cm foi mensurado a profundida (Z).

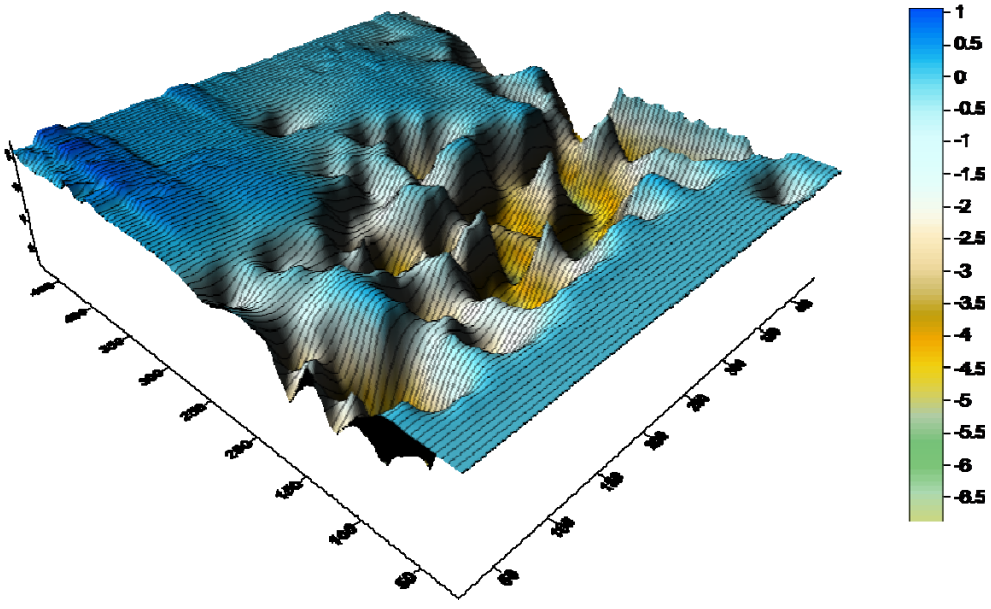

FIGURA 6: Representação 3D de uma poça de maré, projetada pelo programa ArcGis atraves dos dados obtidos pela batimetria nas poças de maré da Ilha do Areuá, 2009. As unidades de medidas são em cm.

4.4. Coleta dos peixes

A ictiofauna foi capturada manualmente com um puçá de mão (comprimento de 150 mm; boca de 101,6 mm e malha de 3 mm) e uma rede do tipo puçá de arrasto manual (4000 mm de comprimento, 1500 mm de altura e 2 mm entre nós), após a utilização de óleo de cravo (40 ml de anestésico dissolvidos em 1000 ml de etanol) (GRIFFITHS, 2000), ministrados em cada amostragem. Para as poças do afloramento rochoso, foram vistoriadas todas as fendas e buracos; enquanto que nas poças de substrato mole foram realizados arrastos consecutivos com um puçá, até que não fosse encontrado mais nenhum peixe. Após a captura, os peixes foram condicionados em formol 10% para o transporte até o laboratório de Biologia Pesqueira (UFPA), em Belém.

4.5. Processamento das amostras

Os peixes capturados foram identificados até o nível taxonômico de espécie segundo literatura pertinente (e.g. CARPENTER, 2002a, 2002b).

Foram medidos o comprimento total – CT (precisão de 1 mm) e o peso total – PT (precisão de 0,01 g) de todos os espécimes. Posteriormente, foram conservados em álcool 70%, montando assim uma coleção de referência. A densidade (ind. m^{-2} e m^{-3}) e a biomassa (g m^{-2} e m^{-3}) dos peixes foram padronizadas a partir do volume (m^3) e da área (m^2) de cada poça de maré.

Para a diferenciação dos espécimes em juvenis e adultos, foi assumido o comprimento de primeira maturação proposto por Giarrizzo e Krumme (2007) e quando não disponivel foi calculado o L50, através da equação empírica de Froese e Binohlan (2000), usando a ferramenta de "história de vida", disponível em www.fishbase.org (FROESE; PAULY, 2011).

As espécies capturadas foram categorizadas segundo ao grau de associação às poças de maré como residentes permanentes – R, oportunistas – O e transitórios - T (adaptado de GRIFFITHS, 2003). A distinção entre as categorias para cada espécie foi realizada de acordo com a frequência de captura, a fase da vida presente nas poças, o tamanho mínimo e máximo capturado e a ocorrência na zona do infralitoral. Sendo as espécies residentes permanentes, aquelas que passam a vida inteira nas poças de maré,

caracterizadas, geralmente, pelo pequeno porte, com hábitos crípticos e com adaptações morfológicas e fisiologias. As espécies oportunistas passam uma pequena parte da vida em regiões intertidais, geralmente na fase juvenil até seguir para áreas subtidais. As espécies transitórias geralmente ocupam poças de maré acidentalmente, por ficarem presas durante a maré vazante durante excursões por alimento e refúgio.

4.6. Análises estatísticas

A ictiofauna presente em cada poça foi descrita tomando-se os parâmetros ecológicos como: densidade (ind. m^{-2} e ind. m^{-3}), biomassa (g m^{-2} e g m^{-3}), número de espécies e o número de famílias (C2 e C3).

A eficiência do esforço de amostragem nas poças de maré foi avaliada através de uma curva média de acumulação de espécies (curva do coletor), através dos estimadores qualitativos não-paramétricos de Chao (primeira e segunda ordem) (CHAO, 1984, 1987), Jackknife (primeira e segunda ordem) e Bootstrap (SMITH; VAN BELLE, 1984; PALMER, 1991) (C2).

A influência das estações (chuvosa *vs.* seca), das zonas (Mesolitoral superior e Mesolitoral inferior) e dos habitats (afloramento rochoso, floresta de mangue e marismas) nas mudanças das variáveis ambientais e bióticas [riqueza de espécies, densidade (ind. m^{-3}) e biomassa (ind. m^{-3})], foram testadas usando ANOVA one-way, dada a normalidade (Shapiro-Wilk test) e homocedasticidade (Cochran test) dos dados (UNDERWOOD, 1997). Quando necessário, foi feito uso de transformações pelo Log(x+1). No caso de violação das pressuposições do modelo paramétrico, foi realizado o teste de Kruskall-Wallis (K-W). Um teste a posteriori de Tukey (ZAR, 1996) e de Dunn (SOKAL; ROHLF, 1995) foi utilizado para indicar onde as diferenças residiram (C2 e C3).

O Teste Kolmogorov-Smirnov (K-S) foi usado para determinar se a distribuição das classes de tamanho, com base na abundância dos peixes, diferiu entre as zonas e os habitats (C2 e C3).

Todas estas análises univariadas foram realizadas através do pacote estatístico BioEstat® versão 5.0 (AYRES et al., 2007), com nível de significância de 0,05.

A similaridade nas características ambientais e na composição das espécies entre as amostras foi avaliada usando a análise de escalonamento não-métrico

multidimensional (nMDS) (CLARKE; WARWICK, 1994). A matriz contendo os dados ambientais foi padronizada, gerando uma matriz de similaridade com a distância Euclidiana, enquanto que os dados de captura em densidade de todas as espécies foi transformada pelo Log(x+1) para gerar uma matriz de similaridade com a distância de Bray-Curtis (dados biológicos). Para determinar se as variáveis ambientais e a estrutura das assembléias diferiram significativamente entre as zonas, habitats e as estações, foi utilizado o teste PERMANOVA (ANDERSON, 2001), com base em 999 permutações das matrizes de distâncias calculadas com o índice de similaridade de Bray-Curtis (variáveis biológicas) e distância Euclidiana (variáveis ambientais) (C2 e C3). Para verificar se a matriz ambiental se relacionava com a matriz biológica, foi utilizado o teste RELATE (CLARKE; WARWICK, 1994) (C2 e C3). Todas estas análises multivariadas foram realizadas através do Pacote estatístico PRIMER v. 6 (CLARKE; WARWICK, 2001) e o aplicativo PERMANOVA+ for PRIMER (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008) (C2 e C3).

A relação entre os descritores do habitat e a composição da ictiofauna foi avaliada através da análise de correspondência canônica (CCA) (C2 e C3), realizada no Programa MVSP 3.2 (KOVACH, 2005) (C2) e PAST 2.11 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001) (C3). Para estas análises, a matriz principal consistiu em dados de abundância das espécies de peixes (linha) por amostra (coluna) e as variáveis ambientais similares a ambos os ambientes (C2 e C3). As variáveis ambientais que melhor se correlacionavam com as espécies foram previamente descritas pelo teste BVSTEP (C2). O teste de Monte Carlo baseado em 999 permutações serviu para indicar as significâncias entre as variáveis ambientais, descritoras de micro-habitat e as assembléias de peixes, ordenadas na CCA (C3).

5. REFERÊNCIAS

AGADY, T.; BRIDGEWATER, P.; CROSBY, M. P.; DAY, J.; DAYTON, P. K.; KENCHINGTON, R.; LANFFOLEY, D.; McCONNEY, P.; MURRAY, P. A.; PARKS, J. E.; PEAU, L. Dangerous targets? Unresolved issues and ideological clashes around marine protected areas. **Aquatic Concervation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 13, p. 353-367, 2003.

ALMADA, V. C.; FARIA, C. Temporal variation of rocky intertidal resident fish assemblages - patterns and possible mechanisms with a note on sampling protocols. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 14, p. 239-250, 2004.

AMARAL, D. D.; PROST, M. T.; BASTOS, M. N. C.; NETO, S. V. C.; SANTOS, J.U.M. Restingas do litoral amazônico, estados do Pará e Amapá, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**. Ciências Naturais, v. 3, p. 35-67, 2008.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R. N.; CLARKE, K. R. **PERMANOVA + for PRIMER: Guide to software and statistical methods**. PRIMER-E, Plymouth, UK, 2008.

ARAKAKI, S.; TOKESHI, M. Analysis of spatial niche strucuture in coexisting tidepool fishes: null models based on multi-scale experiments. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, p. 137-147, 2011.

AYRES, M., AYRES, Jr. M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **BioEstat 5.0 Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Pará: Instituto do Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, 2007, 364 p.

BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U.; BARLETTA-BERGAN, A.; EKAU, W.; SCHORIES, D. Spatial and temporal distribution of *Myrophis punctatus* (Ophichthidae) and associated fish fauna in a northern Brazilian intertidal mangrove forest. **Hydrobiologia**, v. 426, p. 65-74, 2000.

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.

BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A. J.; BAIGUNS, 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.; CORRÊA, M. F. M. Fish and habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 2118-2176, 2010.

BARREIROS, J. P.; BERTONCINI, A.; MACHADO, L.; HOSTIM-SILVA, M.; SANTOS, R. S. Diversity and Seasonal Cahnges in the Ichthyofauna of Rocky Tidal Pools from Praia Vermelha and São Roque, Santa Catarina. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, p. 291-299, 2004.

BECKLEY, L. E. The fish community of East Cape tidal pools and an assessment of the nursery fuction of this habitat. **South African Journal of Zoology**, v. 20, p. 21-27, 1985.

BENNETT, B. A. The rock-pool fish community of koppie allen and an assessment of the importante of cape rock-pools as nurseries for juvenile fish. **South African of Journal of Zoology**, v. 22, p. 5-32, 1987.

BERRIOS, V. L.; VARGAS, M. E. Estructural del ensamble de peces intermareales de la costa rocosa del norte de Chile. **Revista de Biologia Marina y Oceanografia**, v. 35, p 73-81, 2000.

BRAGA, C. F.; MONTEIRO, V. F.; ROSA-FILHO, J. S.; BEASLEY, C. R. Benthic macroinfaunal assemblages associated with Amazonian saltmarsh. **Wetlands Ecol. Manage**, v. 19, p. 257-272, 2011.

CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. **Bony Fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)**. Rome, FAO, 2002a, v. 2, p. 601-1374.

CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. **Bony Fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles aand marine mammals**. Rome, FAO, 2002b, v. 2, p. 1375-2127.

CASTELLANOS-GALINDO, G. A.; GIRALDO, A.; RUBIO, E. A. Community structure of an assemblage of tidepool fishes on a tropical eastern Pacific rocky shore, Colombia. **Journal of Fish Biology**, v. 67, p. 392-408, 2005.

CHAO, A. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. **Scandinavian Journal of Statistics**, v. 11, p. 265-270, 1984.

CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**, v. 43, p. 783-791, 1987.

CHARGULAF, C. A.; TOWNSEND, K. A.; TIBBETTS, I. R. Community structure of soft sediment pool fishes in Moreton bay, Australia. **Journal of fish Biology**, v. 78, p. 479-494, 2011.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Natural Environment Research Council, Plymouth, 1994, 144 p.

CLARK, J. R. **Coastal zone management handbook**. Lewis Publis., New York. 694 p. 1996.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change inmarine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**, 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, 2001.

CONNELL, J. Community interactions on marine rocky intertidal shores. **Annual Reviews Ecology and. Systematics**, v. 3, p. 169-192, 1972.

COX, T. E.; BAUMGARTNER, E.; PHILIPPOFF, J.; BOYLE, K. S. Spatial and vertical patterns in the tidepool fish assemblage on the island of O`ahu. **Environmental Biology of Fish**, v. 90, p. 329-342, 2011.

DAVIS, J. L. D. Spatial and seasonal patterns of habitat partitioning in a guild of southern California tidepool fishes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 196, p. 253-268, 2000.

DAY, T. **Oceans: Biomes of the Earth**. Chelsea House – Publishers, New York, 2006, 252 p.

FARIA, C.; ALMADA, V. Variation and resilience of rocky intertidal fish in western Portugal. **Marine Ecology Progress Series**, v. 184, p. 197-203, 1999.

FRANZINELLI, E. Evolution of the geomorphology of the coast of the State of Pará, Brazil. IN: PROST, M. T. (edits) **Évolution des littoraux de Guyane et de la Zone CaraÏbe Méridionale pendant le Quartenary**. Paris, ORSTOM, p. 203-230, 1992.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors. 2011. Fishbase.World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (10/2011).

FROESE, R.; BINOHLAN, C. Empirical relationships to esti- mate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. **Journal Fish Biology**, v. 56, p. 758–773, 2000.

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, p. 739 – 754, 2007.

GIARRIZZO, T.; KRUMME, U. Temporal patterns in the occurrence of selected tropical fishes in mangrove creeks: implications for the fisheries management in north Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, p. 679-688, 2009.

GIBSON, R. N. The vertical distribution and feeding relationships of intertidal fish on the Atlantic coast of France. **Journal of animal Ecology**, v. 41, p. 189-207, 1972.

GIBSON, R. N. **Recent studies on the biology of intertidal fishes. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**. v. 20, p. 363 – 414, 1982.

GIBSON, R. N. Behaviour and the distribution of flatfishes. **Journal of Sea Research**, v. 37, p. 241-256, 1997.

GORDON, M. S.; BOËTIUS, I.; EVANS, D. H.; McCARTHYS, R.; OGLESBY, L. C. Aspects of the physiology of the terrestrial life in amphibious fishes. **Journal Experimental Biology**, v. 50, p.141-149, 1969.

GRIFFITHS, S. P. The use of clove oil as an anaesthetic and method for sampling intertidal rockpool fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 57, p. 1453-1464, 2000.

GRIFFITHS, S. P. Structure and dynamics of rockpool fish assemblages in Southeastern Australia. 2002. 347 f. Tese de Pós-Doutorado. University of Wollongong, Australia, 2002.

GRIFFITHS, S. P. Rockpool ichthyofauna of temperate Australia: species composition, residency and biogeographic. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 58, p. 173–186, 2003.

GRIFFITHS, S. P.; WEST, R. J.; DAVIS, A. R. Effects of intertidal elevation on the rockypool ichthyofaunas of temperate Australia. **Environmental Biology of Fishes**, v. 68, p. 197-204, 2003.

GRIFFITHS, S. P.; DAVIS, A. R.; WEST, R. J. Role of habitat complexity in structuring temperate rockpool ichthyofaunas. **Marine Ecology Progress Series**, v. 313, p. 227–239, 2006.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistical software package for education and data analysis. **Palaeontological Eletronica**, v. 4, p. 1–9, 2001.

HORN, M. H.; MARTIN, K. L. M.; CHOTKOWSKI, M. A. Introduction. In: **Intertidal Fishes: life in two worlds**. HORN, M. H.; MARTIN, K. L. M.; CHOTKOWSKI, M. A. Academic Press, 1999, p. 1-6.

KOVACH, W. L. MVSP: a multivariate statistical package for Windows, ver. 3.1 Kovach Computing Services. Pentraeth, Wales, U.K. 2005.

KNOX, G. A. **The ecology of seashores**. Marine science series, 2001, 557 p.

LUCKHURST, B. E.; LUCKHURST, K. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, v. 49, p. 317-323, 1978.

MACIEIRA, R. M.; JOYEUX, J-C. Distribution patterns of tidepool fishes on a tropical flat reef. **Fishery Bulletin**, v. 109, p. 305-315, 2011.

MAHON, R.; MAHON, S. D. Struucture and resilience of a tidepool fish assemblage at Barbados. **Environmental Biology of Fishes**, v. 41, p. 171-190, 1994.

MENEZES, M. P. M.; BERGER, U.; MEHLIG, U. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão states, north Brazil. **Acta Amazonica**, v. 38, p. 403-420, 2008.

METAXAS, A.; SCHEILBLING, R. E. Community structure and organization of tidepools. **Marine Ecology Progress Series**, v. 98, p. 187-198, 1993.

MIKHAILOV, V. N. Water and sedment runoff at the Amazon river mouth. **Water Resources**, v. 37, p. 145-159, 2010.

MONTEIRO, D. P.; GIARRIZZO, T.; ISAAC, V. Feeding ecology of juvenile dog snapper *Lutjanus jocu* (Bloch and Shneider, 1801) (Lutjanidae) in intertidal mangrove creeks in Curuçá estuary (Northern Brazil). **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, p. 1421-1430, 2009.

NORTON, S. F.; COOK, A. E. Predation by fish in the intertidal. In: HORN, M.H., MARTIN, K.LM., CHOTKOWSKI, M.A. **Intertidal fishes: Life in two worlds**. Academic Press, San Diego, CA, 1999, p. 223-264.

NUNES, J. L. S.; PASCOAL, N. G. A.; PIORSKI, N. M. Peixes intertidais do Maranhão. In: **Peixes marinhos e estuarinos do Maranhão**. NUNES, J.L.S. Coletânea de artigos (ensaios), 2011, p. 105-124.

PALMER, M. W. Estimating species richness: the second-order Jackknife reconsidered. **Ecology**, v. 72, p. 1512-1513, 1991.

POLIVKA, K. M., CHOTKOWSKI, M. A. Recolonization of experimentally defaunated tidepools by Northeast Pacific Intertidal Fishes, **Copeia**, p. 456-462, 1998.

ROSA, R. S.; ROSA, I. L.; ROCHA, L. A. Diversidade da ictiofauna de poças maré da praia do Cabo Branco, João Pessoa, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Ictiologia**, v. 14, p. 201 – 212, 1997.

SMITH, E. P.; VAN BELLE, G. Nonparametric estimation of species richness. **Biometric**, v. 4, p. 119-129, 1984.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**, New York, W.H. Freeman and Company, 1995, 887 p.

SOUZA FILHO, P. W. M. Costa de manguezais de macromarés da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, p. 427-435, 2005.

THOMPSON, D. A.; LEHNER, C. E. Resilience of a rocky intertidal fish community in a physically unstable environment. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 22, p. 1-29, 1976.

UNDERWOOD, A. J. **Experiments in ecology. Their logical desingn and interpretation using analysis of variance**. Cambrige University Press, Cambridge, 499 p. 1997.

UNDERWOOD, A. J.; SKILLETER, G. A. Effects of patch-size on the structure of assemblages in rock pools. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 197, p. 63-90, 1996.

WEISS, G. **Ictioplancton del estuario de Lagoa dos Patos, Brasil**. Tese de Doutorado, Faculd de Ciencias Naturales y Museo, Universidade Nacional de La Plata, 64 p. 1981.

ZANDER, C. D.; NIEDER, J.; MARTIN, K. L. Vertical Distribution Patterns. In: **Intertidal Fishes - Life in two worlds**. HORN, M.H., MARTIN, K.L., CHOTKOWSKI, M. A. Academic Press, San Diego, 1999, p. 26-53.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice-Hall Inc, 1996, 662p.

CAPÍTULO 2

Título:

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA DE POÇAS DE MARÉ EM UM ESTUÁRIO DE MACROMARÉ TURVO DA AMAZÔNIA

DISTRIBUIÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DA ICTIOFAUNA DE POÇAS DE MARÉ EM UM ESTUÁRIO DE MACROMARÉ TURVO DA AMAZÔNIA

RESUMO

O presente estudo objetivou investigar a variação espaço-temporal da assembléia de peixes em poças de maré em um estuário do Norte do Brasil. A ictiofauna foi capturada em oito poças de maré (quatro na zona mesolitoral superior e quarto na zona mesolitoral inferior) da Ilha do Areuá. Foram realizadas amostragens trimestrais de fevereiro a novembro de 2009, durante a maré vazante de sizígia (lua nova). Para cada amostragem, foi mensurada a salinidade, o pH, a temperatura da água e a complexidade do substrato. A morfologia de cada poça de maré foi determinada através do Programa ArcGis, gerando medidas de área (m^2) e volume (m^3). Foi capturado um total de 1.464 indivíduos (5459,25 g), pertencentes a 18 espécies distribuídas em 13 famílias e 8 ordens. As espécies mais abundantes foram *Lutjanus jocu* (27, 18%), *Ctenogobius smaragdus* (19,67%), *Bathygobius soporator* (18, 71%), *Mugil rubrioculus* (15,36%) e *Omobranchus punctatus* (6,07%). Espécies de importância econômica foram representadas pelas famílias Lutjanidae, Mugilidae, Batrachoidadae, Atherinopsidae, Gerreidae e Haemulidae correspondendo a 53% em número e 49% em peso do total capturado. A densidade e a biomassa média (±DP) dos peixes de poças de maré corresponderam a 81,13 ± 95,98 $ind.m^{-3}$ e 325,70 ± 581,24 $g.m^{-2}$. A análise de correspondência canônica (CCA) indicou que a salinidade, a profundidade média e a heterogeneidade do substrato foram as variáveis ambientais mais importantes para a estruturação e distribuição dos peixes.

Palavras-chave: entremarés, assembléia dos peixes, estrutura de habitat, poças de maré.

INTRODUÇÃO

A área de entremarés é considerada a mais dinâmica do ambiente marinho, devido às mudanças rápidas e extremas nos parâmetros físico-químicos (e.g. HORN; MARTIN; CHOTKOWSKI, 1999; ZANDER; NIEDER; MARTIN, 1999; GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003). Em litorais de todo mundo, geralmente, durante a maré baixa, são encontradas poças de maré que são habitats isolados e altamente dinâmicos, com estruturas complexas e diferentes configurações ambientais que proporcionam um grande desafio fisiológico para os organismos que as habitam (METAXAS; SCHEIBLING, 1993; UNDERWOOD; SKILLETER, 1996; GRIFFITHS; DAVIS; WEST, 2006; CHARGULAF; TOWNSED; TIBBETTS, 2011).

Apesar das poças de maré serem um habitat com ampla distribuição e que o acesso, assim como, a logística de coleta sejam relativamente fáceis, pouco se sabe a respeito da ecologia ou da composição das espécies de peixes que habitam esta área de entremarés (e.g. GIBSON, 1982; UNDERWOOD; SKILLETER, 1996; GRIFFITHS, 2003a).

A variação da composição e estrutura da ictiofauna de poças de maré ao longo de um gradiente topográfico vertical tem sido extensivamente estudada em águas claras tipicamente marinhas do Atlântico Norte e Pacífico, principalmente focando nas características em macroescala (i.e. exposição às ondas, variações na temperatura e salinidade e composição mineral das rochas) (e.g. GIBSON, 1972; GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003; CASTELLANOS-GALINDO; GIRALDO; RUBIO, 2005; COX et al., 2011). No entanto, estas abordagens não levaram em consideração padrões sazonais, cujas variações climáticas ao longo do ano são bem definidas e distintas, podendo influenciar as assembléias de peixes (MORING, 1990; ALMADA; FARIA, 2004). Adicionalmente, nenhum estudo foi realizado em poças de maré com substrato consolidado em estuários de macromarés turvos onde o efeito sazonal pode ser acentuado pela variação da descarga dos rios.

Em ambientes estuarinos, a variação ambiental pode ser muito mais drástica, influenciando a estruturação da ictiofauna no espaço e no tempo (e.g. CRABTREE; DEAN, 1982; GRIFFITHS, 2001; ABLE, 2005), fazendo com que a disponibilidade e heterogeneidade de habitats encontrados nos estuários sejam de vital importância para a

sobrevivência de muitas espécies de peixes (COCHERET de la MORINIÈRE; POLLUX; NAGELKERKEN, 2002; KIMIREI et al., 2011).

A heterogeneidade do substrato das poças de maré pode influenciar tanto a estrutura quanto a permanência das assembléias de peixes na área de entremarés (GIBSON; YOSHIAMA, 1999; MEAGER; WILLIAMSON; KING, 2005; RAEDEMAECKER; MILIOU; PERKINS, 2010). Este substrato pode variar em diferentes categorias (e.g. areia, cascalho, conchas fragmentadas a rochas de vários tamanhos), oferecendo diversas possibilidades de abrigo aos peixes (DAVIS, 2000; ARAKAKI; TOKESHI, 2010).

Diferentemente dos estudos realizados em costões rochosos marinhos da França, Austrália, Hawaii e Colômbia (e.g. GIBSON, 1972; GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003; CASTELLANOS-GALINDO; GIRALDO; RUBIO, 2005; COX et al., 2011), o litoral Norte do Brasil apresenta pontuais afloramentos rochosos que formam poças de maré em condições ambientais peculiares por apresentarem uma alta dinâmica física (e.g. sedimentação e erosão) pela ação de macromarés, e sofrem mudanças radicais na salinidade, devido a sazonalidade das precipitações. Adicionalmente, os afloramentos são inseridos na segunda maior faixa contínua de manguezais do mundo recortada por mais de 30 estuários (WARNE et al., 2002; SOUZA FILHO, 2005; GIARRIZZO; KRUMME, 2008).

Considerando a lacuna de conhecimento biológico das poças de maré em sistemas estuarinos de macromaré turvos, o objetivo principal do presente estudo foi analisar a estrutura da composição da ictiofauna em poças de maré do estuário inferior do rio Curuçá, situado próximo (50 km) a foz do Rio Amazonas. Foi testada a hipótese de que as assembléias de peixes das poças de maré variam em escala espacial (mesolitoral superior *vs.* mesolitoral inferior) e temporal (estação chuvosa *vs.* seca), levando em consideração a influência das variáveis ambientais.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente estudo foi realizado na área de entremarés da Ilha do Areuá (025° 50' W, 00° 35' S), norte do Brasil (FIGURA 1), banhada por um estuário formado pela

mistura do rio Curuçá e o canal do Muriá (GIARRIZZO; KRUMME, 2007), de águas turvas devido à ação de macromarés semi-diurnas, com amplitudes de 4 a 5 m durante a maré de sizígia (GIARRIZZO; KRUMME; WOSNIOK, 2010). Durante a maré baixa, essa ilha expõe um afloramento rochoso formado por rochas sedimentares do tipo laterita da formação Barreiras (FRANZINELLI, 1992), com uma área de 23 ha.

A região caracteriza-se pelas temperaturas elevadas, com média de 27 ºC e pequena amplitude térmica com precipitação média anual de 2.526 mm, definindo uma estação chuvosa de janeiro a junho (salinidade <15) e uma estação seca de julho a dezembro (salinidade >25) (GIARRIZZO; KRUMME, 2009).

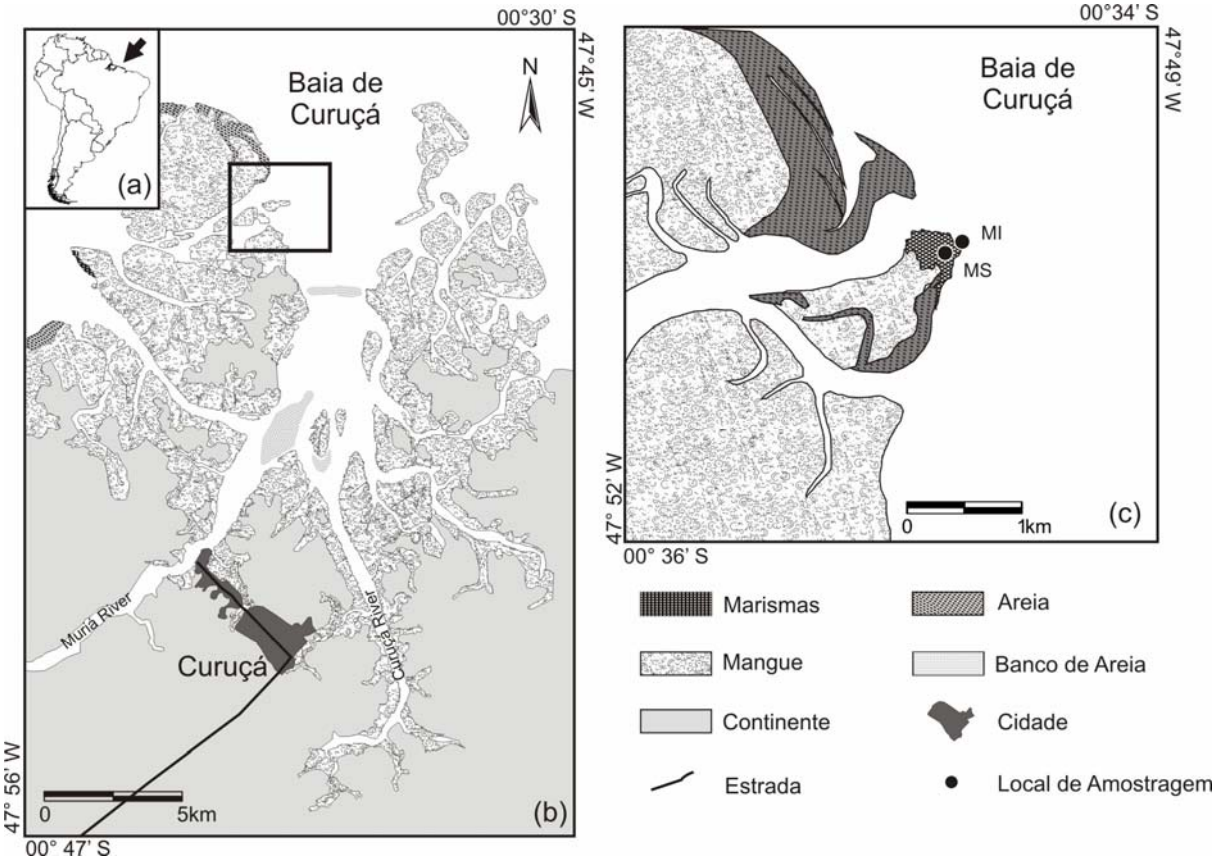

FIGURA 1: (a) Localização geográfica da área de estudo, no norte do Brasil, assinalada por uma seta negra, (b) localização do estuário do Rio Curuçá, a caixa (c) mostra a área de estudo na Ilha do Areuá e pontos de amostragem indicados por MI (mesolitoral inferior) e MS (mesolitoral superior).

Método de Amostragem

As amostragens foram realizadas em oito poças de maré, quatro no mesolitoral superior (MS) e quatro no mesolitoral inferior (MI) do afloramento rochoso, localizadas entre 2 e 0,3 m, respectivamente, acima do nível médio da maré baixa. As amostragens ocorreram durante a maré baixa de sizígia (lua nova) no período diurno nos meses de fevereiro e maio (estação chuvosa), agosto e novembro (estação seca) de 2009, totalizando 32 amostras. O intervalo entre as campanhas objetivou a recuperação das poças como recolonização e o equilíbrio de sua complexidade (POLIVKA; CHOTKOWSKI, 1998).

Para a determinação dos fatores físico-químicos (temperatura, salinidade e pH) nas oito poças de maré, utilizou-se um termômetro de mercúrio (precisão de 1°C) submergido em intervalos de 30 minutos, durante as amostragens. O pH foi estimado utilizando-se fitas (ColorpHast) com marcas de 0 a 14 e a salinidade obtida com um refratômetro óptico. Tanto o pH quanto a salinidade foram mensuradas uma única vez. Para a caracterização visual do tipo de substrato predominante e a estimativa de cobertura algal, utilizou-se um quadrado (50 x 50 cm, subdividido internamente em quadrados menores de 5 x 5 cm, cada), lançado três vezes aleatoriamente dentro da poça. O tipo de substrato foi categorizado como: i) lama (substrato mole), ii) areia (grãos < 1 mm), iii) cascalho (grãos ≤ 50 mm) e iv) rocha (substrato consolidado > 50 mm). Cada categoria de substrato foi estimada em porcentagem de área ocupada no quadrado variando de 0 a 100%. A cobertura algal foi estimada separadamente das anteriores, porém com a mesma metodologia de área ocupada dentro do quadrado.

O índice de rugosidade das poças foi estimado com auxílio de uma corrente de metal e uma trena. A corrente foi disposta sobre a poça de uma extremidade à outra, acompanhando o desenho do fundo em seguida foi mensurada a largura da poça e quantidade de corrente utilizada, sendo a rugosidade obtida pela razão entre a medida do comprimento da corrente e a largura da poça (adaptado de LUCKHURST; LUCKHURST, 1978). Este procedimento foi realizado três vezes em posições aleatórias, respeitando o formato da poça. Para cada poça foi utilizado um quadrado subdividido em quadrados de 20 x 20 cm, onde a profundidade foi mensurada em cada quadrado e através do programa ArcGis, pôde-se calcular a área e volume das poças. A distância de cada poça de maré a linha d'água, durante a baixar mar, foi medida com um trena.

Para a captura da ictiofauna, foi utilizando óleo de cravo (40 ml de anestésico dissolvido em 1000 ml de etanol) (GRIFFITHS, 2000), ministrado em cada amostragem. Os peixes foram coletados com uma rede pequena de mão. Todas as fendas e espaços entre as rochas foram vistoriados até que nenhum peixe fosse mais encontrado. Os espécimes foram conservados em formol a 10% durante todo o transporte até o laboratório.

Análise das amostras

Em laboratório, os peixes foram identificados de acordo com literatura pertinente (e.g. CARPENTER, 2002a, 2002b), medidos o comprimento total (CT, precisão de 0,1 mm) e peso total (PT, precisão de 0,01g).

As espécies capturadas foram classificadas como residentes permanentes (R), oportunistas (O) e transitórias (T) (adaptado de GRIFFITHS, 2003a). A distinção entre as categorias para cada espécie foi realizada de acordo com a frequência de captura, a fase da vida presente nas poças e o tamanho máximo observado na área subtidal.

Para a diferenciação dos espécimes em juvenis e adultos, foi assumido o comprimento de primeira maturação proposto por Giarrizzo e Krumme (2007) e quando não disponível foi calculado o L50, através da equação empírica de Froese e Binohlan (2000), usando a ferramenta de "história de vida", disponível em www.fishbase.org (FROESE; PAULY, 2011).

Análises estatísticas

A ictiofauna presente em cada poça foi descrita de acordo com os seguintes parâmetros ecológicos: abundância, densidade (ind. m^{-2} e ind. m^{-3}), biomassa (g m^{-2} e g m^{-3}), número de espécies e número de famílias. A eficiência do esforço de amostragem nas poças de maré foi avaliada através de uma curva média de acumulação de espécies (curva do coletor), através dos estimadores qualitativos não-paramétricos de Chao (primeira e segunda ordem) (CHAO, 1984, 1987), Jackknife (primeira e segunda ordem) e Bootstrap (SMITH; VAN BELLE, 1984; PALMER, 1991).

A influência das estações (chuvosa *vs*. seca) e das zonas (MS *vs.* MI) nas mudanças das variáveis ambientais foram testadas usando ANOVA de uma via, dada a

normalidade (Teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (Teste de Cochran) (UNDERWOOD, 1997). Quando necessário, foram feitas transformações pelo log (x+1). No caso de violação das pressuposições do modelo paramétrico, foi realizado o teste de Kruskall-Wallis. Um teste a posteriori de Tukey (ZAR, 1996) e de Dunn (SOKAL; ROHLF, 1995) foi utilizado para mostrar onde as diferenças residiram. O nível de significância adotado foi de 0,05.

O Teste Kolmogorov-Smirnov (K-S) foi usado para determinar se a distribuição das classes de tamanho, com base na abundância dos peixes diferiu entre as zonas MS e MI. Todas estas análises univariadas foram realizadas através do pacote estatístico BioEstat® versão 5.0 (AYRES et al., 2007).

A matriz contendo os dados ambientais e as capturas em densidade de todas as espécies foram transformadas pelo log (x+1) para gerar duas matrizes de similaridade com a distância Euclidiana (dados ambientais) e de Bray-Curtis (dados biológicos). Para avaliar a ordenação destas amostras foi conduzida uma análise de escalonamento não-métrico multidimensional (nMDS) (CLARKE; WARWICK, 1994).

A análise PERMANOVA (ANDERSON, 2001) com base em 999 permutações das matrizes de distâncias de Bray-Curtis (variáveis biológicas) e Euclidiana (variáveis ambientais), foi utilizada para verificar se houve diferenças significativas destes dados entre as estações e zonas).

Para verificar se a matriz ambiental se relacionava com a matriz biológica, foi utilizado o teste RELATE (CLARKE; WARWICK, 1994). A influência das variáveis ambientais explicativas sobre a assembléia de peixes foi analisada através do procedimento de BVSTEP (CLARKE; WARWICK, 1994). Todas estas análises multivariadas foram realizadas através do pacote estatístico PRIMER® versão 6.0 (CLARKE; WARWICK, 1994).

A relação entre as espécies mais abundântes e os descritores ambientais foi avaliada através da análise de correspondência canônica (CCA), realizada no programa MVSP versão 3.1 (KOVACH, 2005). As variáveis ambientais que melhor se correlacionavam com as espécies foram previamente descritas pelo teste BVSTEP.

RESULTADOS

Variáveis ambientais

Durante o período de estudo foram detectadas variações ambientais das poças de maré, sendo as características morfométricas as que mais diferiram entre as estações e as zonas (FIGURA 2; TABELA 1). A salinidade apresentou efeito significativo entre as estações (FIGURA 2a), coincidindo com o período de maior (86,97 ± 38,53mm) e menor (33,93 ± 31,06mm) precipitação média mensal (ANA, 2010). A temperatura da água (FIGURA 2b) e o pH (FIGURA 2c) variaram significativamente somente entre as estações, sendo mais elevados durante a estação chuvosa (TABELA 1).

A rugosidade do fundo das poças de maré foi semelhante entre as estações (FIGURA 2d), apresentando diferenças significativas somente entre as zonas (TABELA 1). Padrão semelhante foi observado para a contribuição de rochas nas poças (FIGURA 3; TABELA 1). O substrato caracterizado como arenoso apresentou efeito significativo entre as zonas (FIGURA 3), já o substrato lamoso foi observado somente na estação seca e foi específico na zona MS (FIGURA 3), tendo efeito significativo entre as estações e as zonas (TABELA 1).

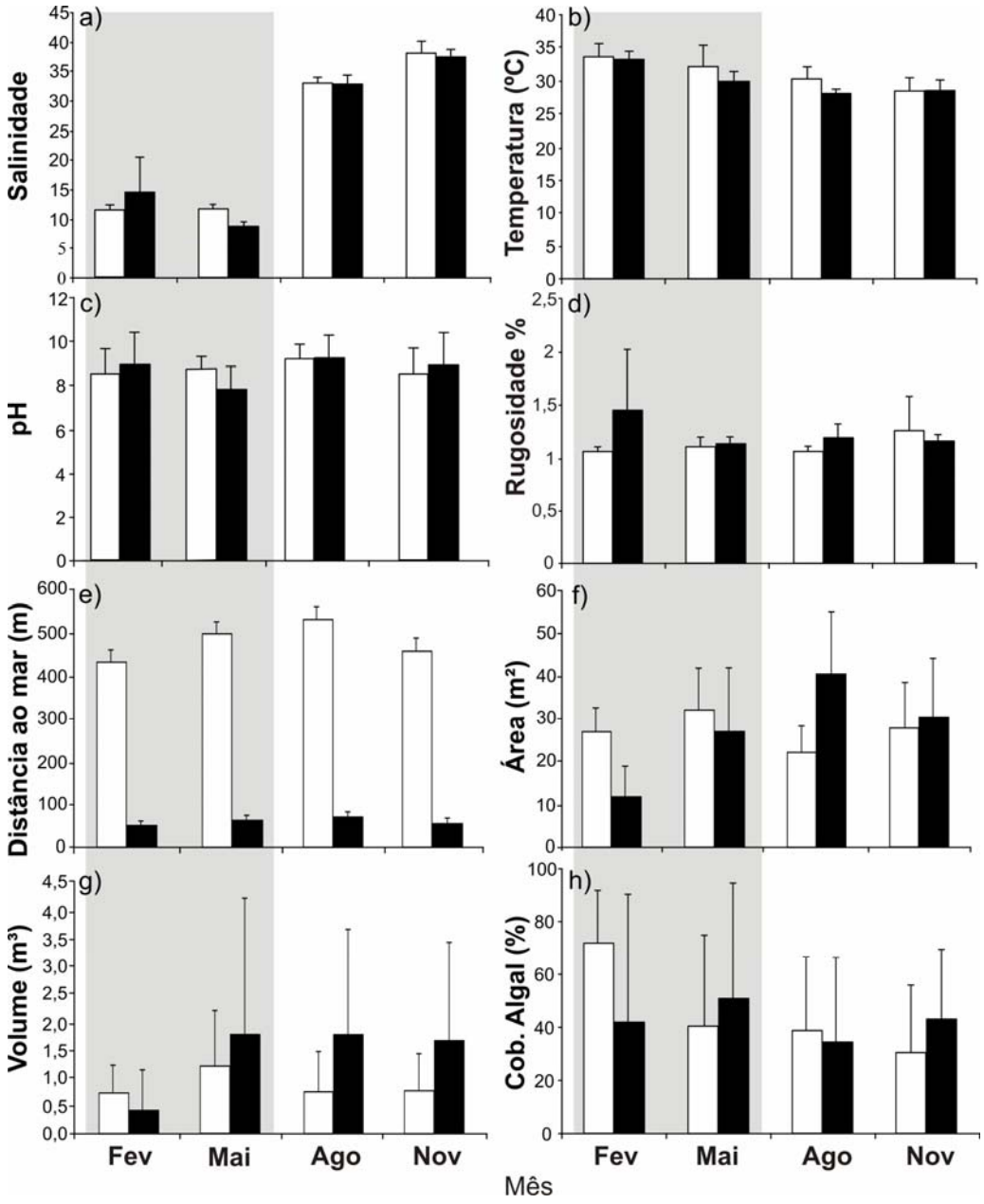

FIGURA 2: Variáveis ambientais (média, desvio padrão) entre os meses e as zonas do Mesolitoral superior (colunas abertas) e Mesolitoral inferior (colunas fechadas) nas poças da Ilha do Areuá, Norte do Brasil, 2009. A área sombreada representa a estação chuvosa.

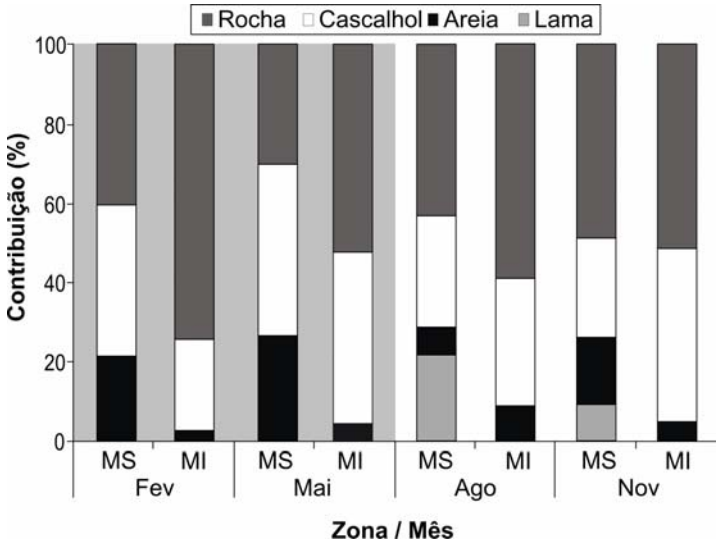

FIGURA 3: Variação percentual dos tipos de substrato das poças de maré entre os meses e as zonas da Ilha do Areuá. Legenda: MS – Mesolitoral superior, MI – Mesolitoral inferior. A área sombreada representa a estação chuvosa.

TABELA 1: Resumo dos resultados da análise de variância (ANOVA), Kruskal-Wallis e teste *Post-hoc* entre as estações e as zonas para as variáveis ambientais medidas nas poças de maré da Ilha do Areuá, Norte do Brasil, 2009.

Variáveis ambientais	ANOVA/Kruskal-Wallis		*Post-hoc*	
	Estação	Zona	Estação	Zona
Temperatura (°C) [a]	22,07***	1,99	Chu>Sec	-
Salinidade [b]	23,55***	0,28	Chu<Sec	-
pH [b]	6,6*	0,98	Chu<Sec	-
Área da poça (m^2) [b]	0,02	1,19	-	-
Volume da poça (m^3) [b]	0,03	0,27	-	-
Prof. média[b]	1,11	0,27	-	-
Rugosidade [b]	0,17	7,41**	-	MI>MS
Lama [b]	8,51**	8,51**	Chu<Sec	MI<MS
Areia [b]	0,66	5,70*	-	MI<MS
Cascalho [a]	0,552	0,89	-	-
Rocha [a]	0,031	7,36*	-	MI>MS
Cobertura algal [b]	1,6	0,2	-	-
Distancia até o mar (m) [b]	0,51	11,70***	-	MI<MS

Legenda: [a] – ANOVA e teste de Tukey; [b] - Kruskal-Wallis e teste de Dun, (*****) p<0,05; (******) p<0,01; (*******) p<0,001.

A ordenação nMDS evidenciou um padrão de separação entre as zonas, onde foi possível observar, a direita da figura, um agrupamento formado pelas amostras da zona MS e a esquerda as amostras do MI. Entre as estações, observou-se na porção superior as amostras da estação chuvosa e na porção inferior a estação seca (FIGURA 4).

Essas variáveis ambientais apresentaram efeito significativo entre as estações (PERMANOVA: $F_{1,28} = 3,95$, $p< 0,01$) e as zonas (PERMANOVA: $F_{1,28} = 6,47$, $p< 0,01$), assim como suas interação (PERMANOVA: $F_{1,28} = 3,64$, $p< 0,01$), corroborando com os resultados da nMDS.

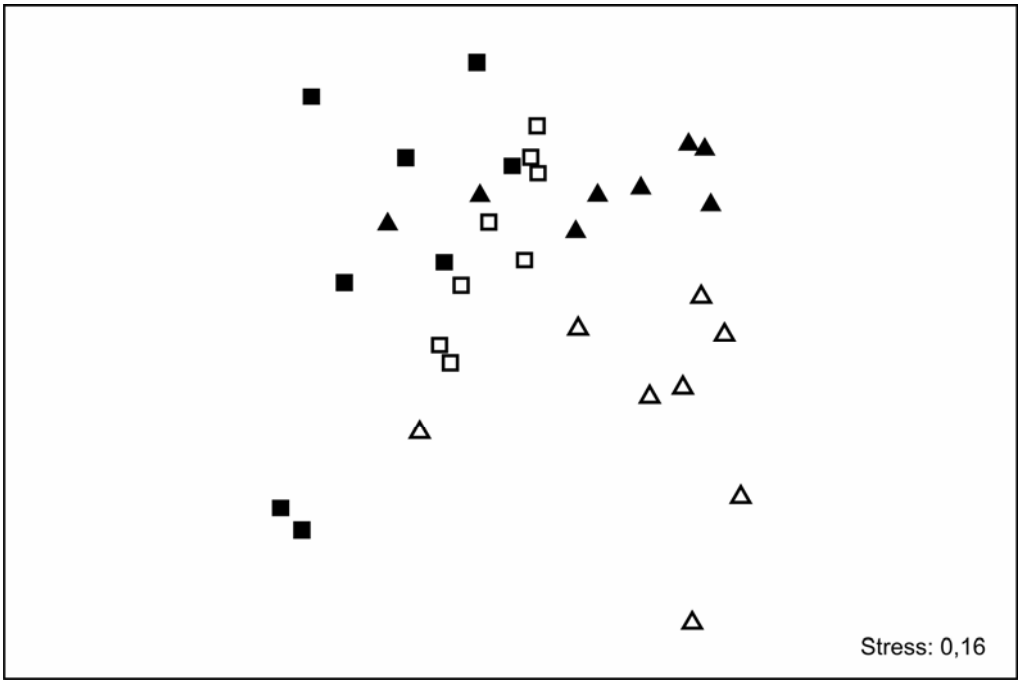

FIGURA 4: Escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) baseado nas variáveis ambientais das poças de mare localizadas nas zonas meso-litoral superior e inferior e entre as estações chuvosa (fevereiro - maio) e seca (agosto - novembro) da Ilha do Areuá, Norte do Brasil em 2009. Legenda: ▲ – Mesolitoral superior estação chuvosa, Δ - Mesolitoral superior estação seca, ■ – Mesolitoral inferior estação chuvosa e □ – Mesolitoral inferior estação seca.

Composição da ictiofauna nas poças de maré

Durante as 32 amostragens realizadas, obteve-se uma captura total de 1.464 peixes representados por 13 famílias e 18 espécies (TABELA 2). As estimativas de riqueza de espécies variaram entre 16 para o Jacknife de segunda ordem até 20 para o Chao de primeira ordem. Esses valores sugerem que foram registrados de 90% a 100%

da fauna acessível ao método de coleta na época do levantamento. A maioria dos estimadores alcançou a assíntota.

Dentre as famílias mais diversas encontram-se Batrachoididae com três representantes: *Batrachoides surinamensis* (36 indivíduos), *Amphichthys cryptocentrus* (4 ind.) e *Thalassophryne nattereri* (2 ind.); Gobiidae representada por: *Ctenogobius smaragdus* (288 ind.) e *Bathygobius soporator* (274 ind.) e Mugilidae por: *Mugil rubrioculus* (225 ind.) e *Mugil curema* (13 ind.). As seis espécies mais abundantes numericamente, em ordem decrescente, foram *Lutjanus jocu* (398 ind. - 27,18% da abundância total), *C. smaragdus* (288 ind. - 19,67%), *B. soporator* (274 ind. - 18,71%), *M. rubrioculus* (225 ind. 15,36%), *Omobranchus punctatus* (89 ind. - 6,07%) e *Atherinellla brasiliensis* (42 ind. 2,86%). Estas mesmas espécies representaram 75% de toda a biomassa capturada.

Das 18 espécies capturadas, 5 (46% da abundância total) foram considerados residentes permanentes (R), 5 (30%) oportunistas (O) e 8 (24%) transitórias (T).

As espécies *A. cryptocentrus* e *Gymnothorax funebris* foram encontradas apenas nas poças da zona mesolitoral inferior, enquanto *C. smaragdus*, *Eleotris pisonis*, *Sphoeroides greeleyi* e *Rypticus randalli* foram exclusivas da zona mesolitoral superior (TABELA 2).

Os valores médios da densidade (ind.m^{-2} e m^{-3}) e médios da biomassa (g m^{-2} e m^{-3}) de todas as espécies foram 10,04 (±2,99) ind. m^{-2} (amplitude: 6,70 a 14,86), 81,13 (±95,98) ind.m^{-3} (amplitude: 4,40 a 490,67) e 69,47 (±68,84) g m^{-2} (amplitude: 8,00 a 196,46), e 337,80 (±579,17) g m^{-3} (amplitude: 0,78 a 2,490), respectivamente.

Os peixes capturados foram principalmente jovens, representando 84% da captura total. A média do CT foi 7,54 cm (±8,61) e do PT 17,42 g (±39,17). Entre as zonas a média do CT no MI foi de 33,5 (±25,2) cm e no MS de 24,2 (±24,9) cm. A zona MS foi dominada pela presença de indivíduos juvenis (FIGURA 5), apresentado efeito significativo entre estas zonas (teste K-S, $p<0,01$).

TABELA 2: Lista taxonômica dos peixes capturados nas poças de maré da zona Mesolitoral inferior e Mesolitoral superior da Ilha do Areuá, costa norte do Brasil, 2009.

Família e Espécies	Status de Residência	Mesolitoral Superior		Mesolitoral Inferior		CT (cm)
		Dens.(m^3)	Biom.(m^3)	Dens.(m^3)	Biom.(m^3)	
Atherinopsidae						
Atherinella brasiliensis (Quoy and Gaimard, 1825)	T	0,79	0,04	3,43	2,8	3,5 (1,2-9,6)
Batrachoididae						
Amphichthys cryptocentrus (Valenciennes, 1837)	O			0,07	5,55	16,7 (10,1-21,5)
Batrachoides surinamensis (Bloch and Schneider, 1801)	O	1,3	3,97	1,1	3,34	6,1 (2,2-11,5)
Thalassophryne nattereri Steindachner, 1876	O	0,06	3,23	0,04	1,27	12,1 (10,4-13,7)
Blenniidae						
Omobranchus punctatus (Valenciennes, 1836)	R	6,34	9,47	36,26	46,96	5,5 (2,7-8,2)
Eleotridae						
Eleotris pisonis (Gmelin, 1789)	T	0,05	0,09	0,26	0,44	5,2
Gerreidae						
Eucinostomus melanopterus (Bleeker, 1863)	T	1,92	0,15	1,98	0,06	1,9 (1,3-2,5)
Gobiidae						
Bathygobius soporator (Valenciennes, 1837)	R	10,8	57,08	31,21	220,21	7,6 (1,7-10,1)
Ctenogobius smaragdus (Valenciennes, 1837)	R	14,79	0,84			2,0 (1,2-4,4)
Haemulidae						
Genyatremus luteus (Bloch, 1790)	T	0,25	0,03	2,74	2,11	3,9 (1,8-5,9)
Lutjanidae						
Lutjanus jocu (Bloch and Schneider, 1801)	O	10,44	10,82	12,71	66,74	5,4 (2-16,5)
Mugilidae						

Mugil curema Valenciennes, 1836	T	0,3	0,09	0,17	0,03	2,8 (2,1-3,6)
Mugil rubrioculus Harrison, Nirchio, Oliveira, Ron & Gaviria, 2007	T	11,32	2,9	8,74	4,97	3,1 (2,1-6,7)
Muraenidae						
Gymnothorax funebris Ranzani, 1839	R			1,59	205,7	37,1 (25,4-50,1)
Ophichthidae						
Myrophis punctatus Lütken, 1852	R	1,32	1,64	0,65	0,55	10,2 (6,2-21,5)
Serranidae						
Rypticus randalli Courtenay, 1967	O	0,58	0,09			2,5 (1,9-3,1)
Tetraodontidae						
Sphoeroides testudineus (Linnaeus, 1758)	T	0,07	0,001	1	0,03	1,3 (1,2-1,5)
Sphoeroides greeleyi Gilbert, 1900	T	0,21	0,61			4,4 (2,0-6,0)
Total		60,57	91,05	101,7	560,32	

[1] Status residencial proposta por Griffiths (2003b): Residente permanente (R), Oportunista (O), Transitório (T). Dens. (m^3) – Densidade.m^{-3}, Biom. (m^3) – Biomassa m^{-3} e CT – Comprimento médio total (cm) e a amplitude de comprimento determinado para cada espécie.

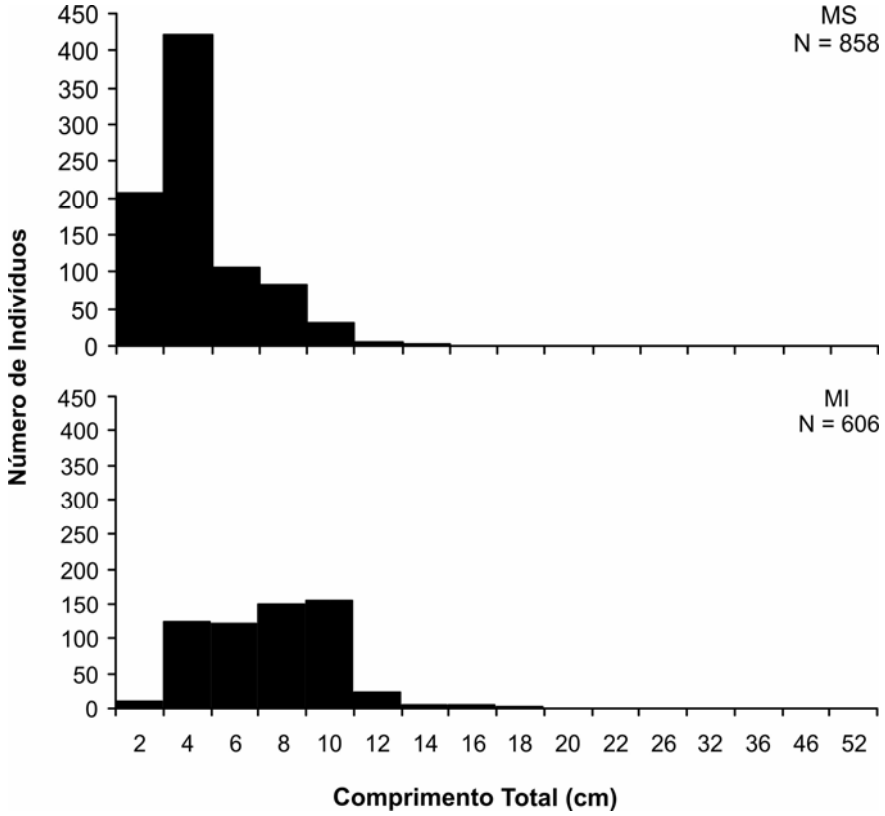

FIGURA 5: Variação espacial na distribuição das frequências de comprimento dos peixes capturados (n= 1.464) em poças de maré das zonas mesolitoral superior (a) e mesolitoral inferior (b) da Ilha do Areuá, Norte do Brasil, 2009.

Variação espaço-temporal

A ordenação nMDS, baseada na densidade das espécies de peixes (ind.m^{-3}) capturadas ao longo do estudo, reconheceu uma clara separação das amostras coletadas na estação seca com as da estação chuvosa. Entre as zonas (MS *vs.* MI) não foi observado um padrão muito marcante na distribuição espacial das amostras (FIGURA 6). No entanto, o teste PERMANOVA detectou diferenças espaciais (PERMANOVA: $F_{1,28}$ = 2,76, p = 0,02) e temporais (PERMANOVA: $F_{1,28}$ = 2,88, p = 0,02) da distribuição das espécies capturadas nas poças. Somente a interação entre as zonas *vs.* estação não teve um efeito significativo (PERMANOVA: $F_{1,28}$ = 0,37, p = 0,86).

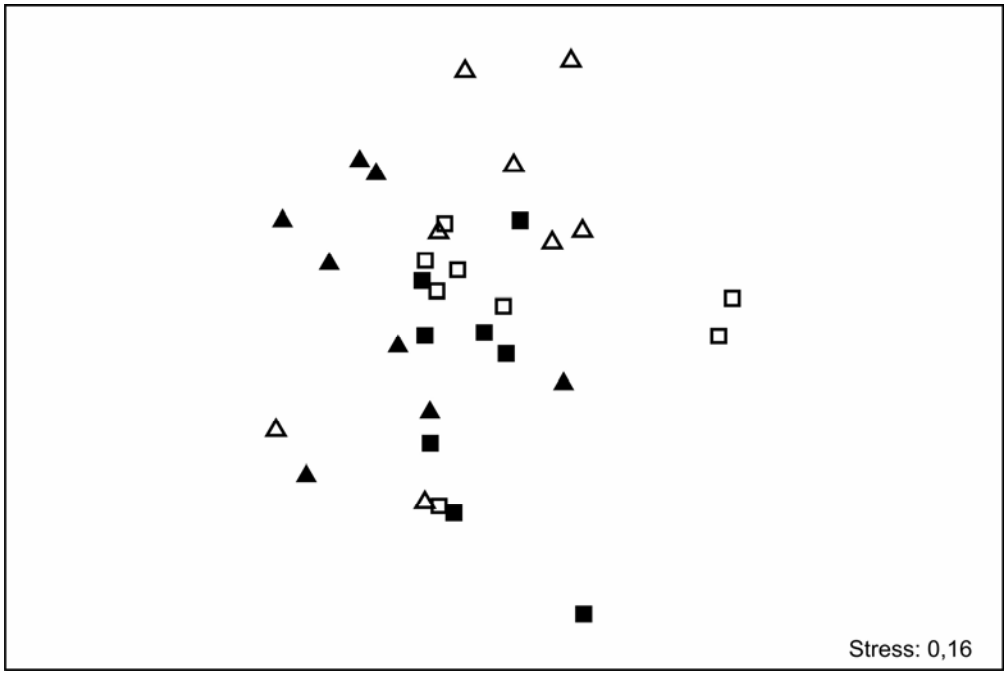

FIGURA 6: Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) baseado na densidade das espécies de peixes (ind. m^{-3}) capturados em poças de maré localizadas na zona meso-litoral superior e inferior e entre as estações chuvosa (fevereiro - maio) e seca (agosto - novembro) da Ilha do Areuá, Norte do Brasil, 2009. Legenda: ▲ – Mesolitoral superior chuvosa, Δ - Mesolitoral superior seca, ■ – Mesolitoral inferior chuvosa e □ – Mesolitoral inferior seca.

O resultado da rotina RELATE mostrou que a composição da fauna de peixes interagiu significativamente com as variáveis ambientais (estatística da amostra: 0,261, $p<0,01$). A distribuição espaço-temporal da ictiofauna foi explicada principalmente pela combinação de seis variáveis ambientais: i) salinidade, ii) % lama, iii) % areia, iv) % rocha, v) % cobertura algal e vi) profundidade média das poças de maré (BVSTEP: Rho=0,312; $p<0,05$; r2=0,31). Na análise CCA, tanto o eixo 1 (auto valores=0,255; variância total =13,5%) quanto o eixo 2 (auto valores=0,142; variância total =7,5%), apresentaram elevada correlação entre os taxa e as variáveis ambientais (0,777 e 0,702, respectivamente) (FIGURA 7).

A ordenação CCA relacionou as 6 variáveis ambientais definidas pelo teste BVSTEP mostrado nos escores dos eixos (TABELA 3). O percentual de rochas no substrato das poças de maré foi a variável ambiental mais importante no eixo 1, seguida por areia e profundidade média. No entanto, no eixo 2 a salinidade seguida pela percentagem de lama foram as variáveis mais importantes.

A presença da espécie exótica *O. punctatus*, assim como, de *Genyatremus luteus*, *G. funebris* e *B. soporator* foram relacionadas à maior contribuição de rochas. *Lutjanus jocu, B. surinamensis, Myrophis punctatus* e *M. curema* mostraram preferência por poças de maiores profundidades médias, enquanto que *C. smaragdus* esteve mais associado a poças de maré com maior % de areia. As espécies *A. brasiliensis*, *Sphoeroides testudineus* e *E. melanopterus* mostraram-se associadas a poças de maré de substrato composto por maior % de lama, enquanto que a presença de *M. rubrioculus* foi influenciada tanto pela % de lama quanto pela salinidade.

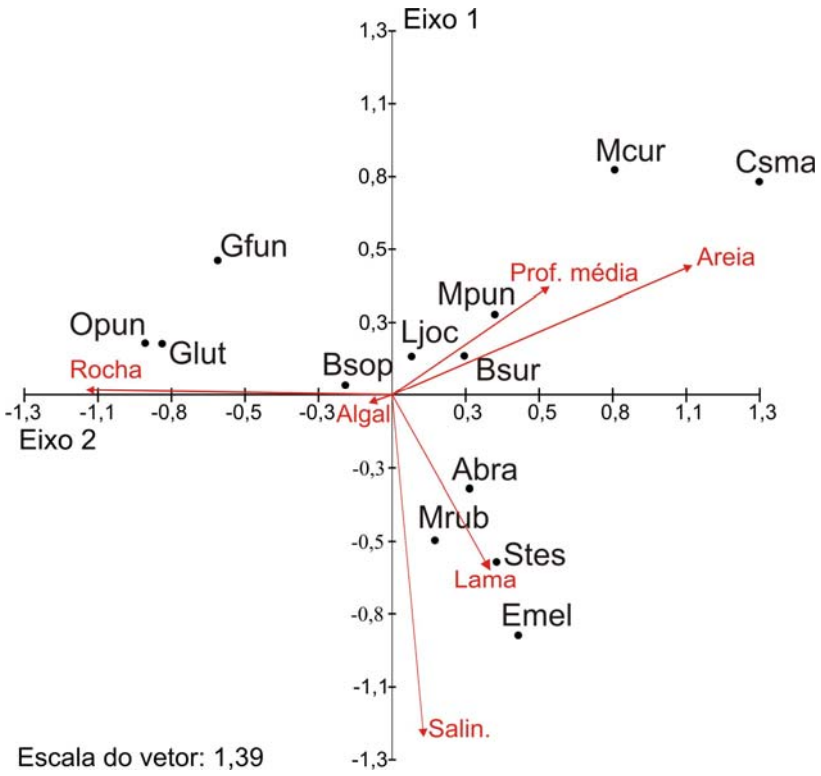

FIGURA 7: Análise de Correpondência Canônica (CCA) com as variáveis ambientais definidas pelo teste BVSTEP que mais explicam os padrões espaciais e temporais das espécies de peixes. Legenda: Abra - *Atherinella brasiliensis*, Bsur - *Batrachoides surinamensis,* Bsop - *Bathygobius soporator*, Csma - *Ctenogobius smaragdus*, Emel - *Eucinostomus melanopterus,* Gfun - *Gymnothorax funebris*, Glut - *Genyatremus luteus*, Ljoc - *Lutjanus jocu,* Mpun - *Myrophis punctatus,* Mcur - *Mugil curema,* Mrub - *Mugil rubrioculus,* Opun - *Omobranchus punctatus* e Stes - *Sphoeroides testudineus.*

TABELA 3: Coeficientes da Análise de Correspondência Canônica (CCA) e correlações com os dois eixos de variáveis ambientais geradas pela análise.

Variáveis / Eixo	Coeficientes de CCA		Coeficientes de correlação	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Salinidade	0,187	-0,854	0,082	-0,892
% Lama	0,164	-0,114	0,258	-0,453
% Areia	0,458	0,434	0,777	0,339
% Rocha	-0,579	0,374	-0,793	0,013
% Cob. algal	0,202	-0,299	-0,061	-0,022
Prof. média	0,342	0,1	0,408	0,284

DISCUSSÃO

A estrutura da ictiofauna das poças de maré analisadas neste estudo foi composta por 18 espécies pertencentes a 13 famílias. Deste número de espécies, nove (*A. brasiliensis*, *B. surinamensis*, *C. smaragdus*, *E. melanopterus*, *G. luteus*, *L. jocu*, *M. curema*, *M. punctatus* e *S. testudineus*) foram iguais a um estudo realizado em canais de maré do estuário de Curuçá (GIARRIZZO; KRUMME, 2007). Estes autores sugerem que estas espécies podem ter preferências por determinados canais de maré em virtude da topografia e características de paisagem. No presente estudo, estas mesmas espécies capturadas por Giarrizzo e Krumme (2007), com exceção de *C. smaragdus*, foram classificadas como transitórias e oportunistas em poças de maré, sugerindo que sejam ubiquitárias podendo ocupar diferentes habitats das áreas de entremarés.

O uso dos habitats de entremarés por muitas espécies de peixes, supostamente deve-se a facilidade de encontrar abrigo, devido a heterogeneidade do substrato, presença de complexas estruturas na coluna d'água e a elevada turbidez que dificultam a entrada e ação de predadores (BARLETTA et al., 2000; GIARRIZZO; KRUMME, 2007). Desta forma, sugere-se que as poças de maré em substrato consolidado sejam um dos habitats que melhor ofereçam condições de refúgio e alimentação às espécies de peixes que utilizam o entremarés em sistemas estuarinos.

O número de espécies capturadas neste estudo encontrou-se acima apenas do encontrado em poças de maré da França (Gibson, 1972) e Colômbia (CASTELLANOS-GALINDO; GIRALDO; RUBIO, 2005) (TABELA 4). No entanto, inferir comparações

na diversidade entre os diferentes locais fica inviável a partir do momento em que não existem protocolos e esforços amostrais padronizados. Desta forma, não podemos afirmar se uma localidade apresenta mesmo um maior número de espécies ou se é reflexo do maior esforço de coleta. As diferentes abordagens metodológicas para mensurar a área e o volume das poças de maré podem variar entre o uso de bombas de esgoto para secar toda a poça e estimar seu volume (GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003; COX et al., 2011) até as estimativas de largura, comprimento e profundidade mensuradas arbitrariamente dentro da poça (GIBSON, 1972), podendo causar um viés amostral, como medidas de densidade e biomassa que são parâmentros ecológicas importantes para determinar o uso de um habitat (WILLIS et al., 2005; BARLETTA et al., 2010). Desta forma metodologias e protocolos não padronizados dificultam realizar discussões robustas sobre o real uso das poças de maré pela ictiofauna.

TABELA 4: Estudos utilizando a ictiofauna de poças de maré por diferentes autores em comparação com o presente estudo.

Variáveis/Referências	GIBSON, 1972	MAHON; MAHON, 1994	GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003	CASTELLANOS-GALINDO; GIRALDO; RUBIO, 2005	COX et al., 2011	MACIEIRA; JOYEUX, 2011	Presente estudo
local	França	Barbados	Austrália	Colômbia	Hawaii	Brasil	Brasil
N° de índividuos	528	2078	1515	893	343	3448	1464
N° de espécies	13	63	23	12	19	58	18
N° de famílias	9	31	13	14	10	27	13
Densidade (m^3)*	-	-	-	53,80-72,78	-	-	16,79-62,92
Densidade (m^2)*	-	-	-	-	-	-	0,46-1, 33
Riqueza (m^3)*	-	-	-	-	-	-	1-57
Riqueza (m^2)*	-	-	-	-	-	-	0,05-1, 33
Profundidade (m)*	-	10-40	-	0,08-0,20	0,13-45,00	0,08-0,28	0,07-0,19
Volume m^3*	-	-	-	0,087-1,350	0,0-1,90	0,24-3,81	0,42-1,77
Área m^2*	-	-	-	0,44-7,46	-	1,36-16,12	11,70-40,54
N° de poças	68	19	48	10	40	6	8
Temperatura *	-	-	21,0-25,6	27,9-31,0	22,7-28,10	24,2-26,1	27, 9-33,2
Salinidade*	-	-	35,7-35,9	16,9-27,8	33,00-47,00	28,1-34,8	8,75-38,25
locais	1	1	4	1	6	1	1
Método de captura	rotenona/quinaldina	rotenona	Bomba de esgoto	Óleo de cravo	Bomba de esgoto	rotenona	Óleo de cravo
Expedições	2	1	3	6	4	8	4
Anos de amostragens	1	3	1	1	1	3	1

* valores médios.

As variações ambientais sazonais influenciam e determinam a composição e abundância dos peixes em escalas temporais (DAVIS, 2000; GRIFFITHS, 2003b). Neste estudo, a composição dos peixes variou significativamente entre a estação chuvosa e seca, sendo explicada principalmente pela salinidade.

A salinidade mensurada durante este estudo variou em função do ciclo hidrológico local que em regiões tropicais e, especificamente na costa norte do Brasil, pela proximidade da pluma do rio Amazonas, se caracteriza por uma alternância das estações seca e chuvosa (BARLETTA-BERGAN; BARLETTA; SAINT-PAUL, 2002; MIKHAILOV, 2010; SILVA; ARAUJO; BOURLÈS, 2010). Neste estudo, a salinidade foi a única variável físico-química que influenciou a distribuição dos peixes entre as poças (indicado pela análise BVSTEP), sugerindo que a estrutura da ictiofauna segue um padrão sazonal, discordando do descrito por Castellanos-Galindo et al. (2005) que afirmam não haver tais influências na distribuição da ictiofauna.

Durante este estudo observou-se que as maiores densidades médias (ind. m^{-3}) pertenceram às poças do MI. Padrões semelhantes foram encontrados na Colômbia em poças da ilha de Palma (CASTELLANOS-GALINDO; GIRALDO; RUBIO, 2005) e em poças do sudeste da Austrália (GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003). Estes resultados sugerem que poças mais próximas as áreas subtidais apresentam condições ambientais mais favoráveis à permanência dos peixes nas áreas de entremarés, visto que, são poças que ficam expostas por períodos menores durante a maré baixa.

Neste estudo foram encontrados muitos peixes juvenis nas poças de maré, observando-se uma maior contribuição na zona MS. Em um costão rochoso do sudeste da Austrália, Griffiths, West e Davis (2003) destacaram a presença de juvenis de *Enneapterygius rufopileus* em poças de maré localizadas topograficamente mais altas e de adultos em poças mais baixas. A escolha dos peixes juvenis por poças mais altas e geralmente mais afastadas da área subtidal é atribuída à facilidade destes peixes em tolerarem o estresse mais elevado destas poças que são expostas por um período maior e pela dificuldade dos predadores não adaptados em colonizá-las (CRABTREE; DEAN, 1982; GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003), tambem os menore valores de volume apresentados na zona MS deixaria exposto predadores que, geralmente, possuem grande porte. O uso de poças por muitas espécies de peixes juvenis reforça a hipótese de que essas são utilizadas como áreas de berçário para muitos peixes transitórios ou residentes (ROSA; ROSA; ROCHA, 1997; DAVIS, 2000; GRIFFTHS; WEST; DAVIS, 2003).

No presente estudo, as espécies residentes permanentes foram dominantes em densidade e biomassa, corroborando com outros trabalhos realizados no mesmo habitat (GRIFFITHS, 2003a; CASTELLANOS-GALINDO; GIRALDO; RUBIO, 2005; COX et al., 2011; MACIEIRA; JOYEUS, 2011). Estes resultados estão de acordo com as capacidades adaptativas (e.g. pequeno tamanho corporal, nadadeiras adaptadas e excelente sistema osmorregulatório) que estas espécies residentes possuem para tolerar por longos períodos as variações ambientais (ZANDER; NIEDER; MARTIN, 1999; EVANS; CLAIBORNE; KORMANIK, 1999; GRIFFITHS, 2003a; MACIEIRA; JOYEUX, 2011). Neste estudo as espécies residentes permantes apresentaram os maiores valores médios de densidade na zona MI, sugerindo que estas espécies prefiram poças próximas ao sublitoral.

As espécies residentes permanentes encontradas nas poças de maré da ilha de Areuá foram *B. soporator*, *C. smaragdus*, *G. funebris*, *M. punctatus* e *O. punctatus.* Estas são caracterizadas pelo hábito críptico e morfologicamente adaptadas para suportar a dinâmica da área de entremarés (BÖHLKE, 2002; MURDY, 2002; McCOESKER, 2002; WILLIAMIS, 2002). É o caso de *B. soporator* e *C. smaragdus* que possuem as nadadeiras pélvicas em forma de ventosa, para facilitar a estabilidade sob o efeito de correntes (MENEZES; FIGUEIREDO, 1985; MURDY, 2002).

A espécie invasora *O. punctatus*, originária da região do Indo-Pacífico (GOLANI, 2004), possui como característica básica as fortes nadadeiras pélvicas, capazes de sustentá-la em diferentes tipos de substrato, fato que lhe proporcionou sucesso no transporte em navios e à colonização de novas áreas, além da alta tolerância a variações ambientais abruptas (SPRINGER; GOMON, 1975; GOLANI, 2004; GERHARDINGER et al., 2006). Neste estudo, a presença desta espécie foi associada à proximidade da área de estudo (18,5 km) ao canal do Espadarte, no qual é frequente o trânsito de navios internacionais de grande porte.

Gymnotorax funebris e *M. punctatus* possuem como característica a facilidade em ocupar fendas e buracos nas rochas, devido possuir corpo anguilliforme e ainda facilitar a prática de captura de presas (McCOSKER, 2002; WILLIAMIS, 2002) além de evitar a dessecação permanecendo sempre no abrigo. Todas essas características facilitam a permanência e garantem o status de residente destas espécies em poças de maré.

Em estudos realizados na Austrália (GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003; GRIFFITHS; DAVIS; WEST, 2006), Barbados (MAHON; MAHON, 1994) e Hawaii (COX et al., 2011), o tipo de substrato foi o principal descritor de microhabitat é responsável pela distribuição dos peixes. Neste estudo, a heterogeneidade do substrato diferiu em relação ao gradiente topografico, evidenciando áreas mais energéticas (MI), devido ao efeito de ondas (e.g. GIBSON, 1972) e menos energéticas (MS). Este efeito é comprovado pela maior deposição de areia e lama nas poças localizadas no MS em relação às poças do MI que apresentaram as maiores concentrações de rocha, cascalho e consequentemente os maiores índices de rugosidade. Em geral as poças de maré do MI, apresentaram também as maiores medidas de volume.

A heterogeneidade do substrato e contribuição de rochas, consequentemente um maior índice de rugosidade, em uma poça de maré proporcionam uma maior disponibilidade de abrigos, sendo muito vantajoso às espécies de peixes juvenis residentes, oportunistas ou transitórias (GIBSON; YOSHIAMA, 1999; RAEDEMAECKER; MILIOU; PERKINS, 2010).

As espécies mais abundantes apresentaram distribuições distintas, decorrentes da variabilidade ambiental, da heterogeneidade do substrato e das características morfométricas das poças de maré. Estas características descritoras das poças de maré foram correlacionadas a localização topográfica destes microhabitats, caracterizando áreas mais energéticas (MI) e menos energéticas (MS), ou seja, áreas de maior e menor deposição de sedimentos. A heterogeneidade do substrato, a morfologia das poças e a cobertura algal são variáveis que aumentam a complexidade do habitat e determinam a estrutura das assembléias de peixes (GUIDETTI; BOERO, 2004; RAEDEMAECKER; MILIOU; PERKINS, 2010).

Os resultados deste estudo mostram que a variação temporal da salinidade, a heterogeneidade do substrato, a cobertura de algas e a profundidade média, foram os principais descritores de microhabitat. Tais fatores foram regidos por zonas mais energéticas e menos energéticas do afloramento rochoso, portanto, essas zonas (MI *vs.* MS) apresentaram diferentes complexidades de habitat, sendo determinantes á estruturação da ictiofauna tanto na distribuição espacial quanto a variação sazonal. Inferir comparações na diversidade entre os diferentes estudos é considerado inviável a partir do momento em que não existem protocolos e esforços amostrais padronizados. Desta forma, sugere-se que os próximos trabalhos realizados em poças de maré possam

ter metodologias de amostragem padronizadas (e.g. estimativas de área e volume). Além disso, deverão levar em consideração interações intra e inter-especificas, ii) influência de diferentes habitats adjacentes, processos de recrutamento, e alimentação. Com esta abordagem será possível gerar resultados robustos para avaliar a importância ecológica das poças de maré para os peixes.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos pesquisadores A. Jesus, D. Oliveira, F. Seabra, M. Andrade, e S. Loureiro pela assistência em campo e análises laboratoriais, aos pesquisadores A. Nevis, G. Castellanos-Galindo pelas sugestões e críticas a este trabalho. O suporte financeiro cedido pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Pará – FAPESPA (Projeto Universal - N°137/2008). R. Oliveira agradece o apoio financeiro da Fundação Bety and Moore pela bolsa BECA, concedida através do Instituto Internacional de Educação do Brasil (Processo B/2008/01/PAB/09) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de nível Superior – CAPES, pela concessão da Bolsa de mestrado cedida pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca.

REFERÊNCIAS

ABLE, K. W. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, p. 5-17, 2005.

ALMADA, V. C.; FARIA, C., Temporal variation of rocky intertidal resident fish assemblages – patterns and possible mechanisms with a note on sampling protocols. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, v. 14, p. 239-250, 2004.

ANA: Agência Nacional das Águas (2010) URL: http://www.ana.gov.br. (Acesso em 15 de janeiro, 2011).

ANDERSON, M. J. A new method for no-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.

ARAKAKI, S.; TOKESHI, M. Analysis of spatial niche structure in coexisting tidepool fishes: null models based on multi-scale experiments. **Journal of Animal Ecology**, v. 80, p. 137-147, 2010.

AYRES, M.; AYRES, Jr.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. BioEstat 5.0 Aplicações estatísticas nas áreas de ciências biológicas e médicas. Pará: Instituto do desenvolvimento sustentável Mamirauá – IDSM/MCT/CNPq, 2007, 304 p.

BARLETTA-BERGAN, A.; BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U. Structure and seasonal dynamics of larval fish in the Caeté River estuary in North Brazil. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 54, p. 193-206, 2002.

BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U.; BARLETTA-BERGAN, A.; EKAU, W.; SCHORIES, D. Spatial and temporal distribution of *Myrophis punctatus* (Ophichthidae) and associated fish fauna in a northern Brazilian intertidal mangrove forest. **Hydrobiologia**, v. 426, p. 65-74, 2000.

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.; CORRÊA, M. F. M. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. **Journal of Fish Biology**, v. 76, p. 2118-2176, 2010.

BÖHLKE, E. B. Muraenidae. IN: CARPETER, K. E. **The linving marine resource of the western central Atlantic**. Volume 2: Bony fishes part 1, FAO, Roma, 2002, p. 601-1374.

CASTELLANOS-GALINDO, G. A.; GIRALDO, A.; RUBIO, E. A. Community structure of na assemblage of tidepool fishes on a tropical eastern Pacific rocky shore, Colombia. **Journal of Fish Biology**, v. 67, p. 397–408, 2005.

CARPETER, K. E. **The linving marine resource of the western central Atlantic**. Volume 2: Bony fishes part 1, FAO, Roma, 2002a, p. 601-1374.

CARPETER, K. E. **The linving marine resource of the western central Atlantic**. Volume 3: Bony fishes part 2, FAO, Roma, 2002b, p. 1375-2127.

CHAO, A. Nonparametric Estimation of the Number of Classes in a Population. **Scandinavian Journal Statististics**. v. 11, p. 165-270, 1984.

CHAO, A. Estimating the Population Size for Capture-Recapture Data with Unequal Catchability. **Biometrics**, v. 43, p. 783-791, 1987.

CHARGULAF, C. A.; TOWNSED, K. A.; TIBBETTS, I. R. Community structure of soft sediment pool fishes in Moreton Bay, Australia. **Journal of Fish Biology**, v. 78, p. 479 – 494, 2011.

CLARKE, K. R.; WARWICK R. M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. **Natural Environment Research Council, Plymouth**, 1994, 128 p.

COX, T. E.; BAUMGARTNER, E.; PHILIPPOFF, J.; BOYLE K. S. Spatial and vertical patterns in the tidepool fish assemblage on the island of O'ahu. **Environmental Biology Fish**, v. 90, p. 329-342, 2011.

COCHERET de la MORINIÈRE, E.; POLLUX, B. J. A.; NAGELKERKEN, I.; van del VELDE, G. Post-settlemennt life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 309-321, 2002.

CRABTREE, R. E.; DEAN, J. M. The structure of two south Carolina estuarine tide pool Fish Assemblages. **Estuaries**, v. 5, p. 2-9, 1982.

DAVIS, J. L. D. Spatial and seasonal patterns of habitat partitioning in a guild of souther California tidepool fishes. **Marine Ecology Progress Series**, v. 196, p. 253–268, 2000.

EVANS, D. H.; CLAIBORNE, J.B.; KORMANIK, G. A. Osmoregulation, acid-base regulation and nitrogen excretion. In: HORN, M.H., MARTIN, K.L.M., CHOTKOWSKI, M.A. **Intertidal Fishes: Life in two worlds**. Academic Press, San Diego, 1999. p. 79-96.

FRANZINELLI, E. Evolution of the geomorphology of the coast of the State of Pará, Brazil. IN: PROST, M.T. (edits) **Évolution des littoraux de Guyane et de la Zone CaraÏbe Méridionale pendant le Quartenary**. Paris, ORSTOM, p. 203-230, 1992.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors. 2011. Fishbase.World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (10/2011).

FROESE, R.; BINOHLAN, C. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. **Journal Fish Biology**, v. 56, p. 758–773, 2000.

GERHARDINGER, L. C.; FREITAS, M. O.; BERTONCINI, A.; RANGEL, C. A. Omobranchus punctatus (Teleostei: Blenniidae), an exotic blenny in the Southwestern Atlantic. **Biological Invasions**, v. 00, p. 1-6, 2006.

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, p. 739–754, 2007.

GIARRIZZO, T.; KRUMME, U. Heterogeneity in intertidal fish fauna assemblages along the world's longest mangrove area in northern Brazil. **Journal of Fish Biology**, v. 72, p. 773-779, 2008.

GIARRIZZO, T.; KRUMME, U. Temporal patterns in the occurrence of selected tropical fishes in mangrove creeks: implications for the fisheries management in north Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.52, p. 679-688, 2009.

GIARRIZZO, T.; KRUMME, U.; WOSNIOK, W. Size-structure migration and feeding patterns in the banded puffer fish Colomesus psittacus (Tetraodontidae) from north Brazilian mangrove creeks. **Marine Ecology Progress Series**, v. 419, p. 157–170, 2010.

GIBSON, R. N. The vertical and feeding relationships of intertidal fish on the Atlantic coast of France. **Journal of Animal Ecology**, v. 41, p. 189–207, 1972.

GIBSON, R. N. Recent studies on the biology of intertidal fishes. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, v. 20, p. 363 – 414, 1982.

GIBSON, R. N.; YOSHIYAMA, R. M. Intertidal Fish Comumunities. In: HORN, M. H.; MARTIN, K. L. M.; CHOTKOWSKI, M. A. **Intertidal Fishes: Life in two worlds**. Academic Press, San Diego, 1999, p. 264-296.

GOLANI, D. First record of the muzzled blenny (Osteichthyes: Blenniidae: *Omobranchus punctatus*) from the Mediterranean, with remarks on ship-mediated fish introduction. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 84, p. 851-852, 2004.

GUIDETTI, P.; BOERO, F. Desertification of Mediterranean rocky reefs caused by date-mussel, *Lithophaga lithophaga* (Molusca: Bivalvia), fishery: effects on adult and juvenile abundance of a temperate fish. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, p. 978-982, 2004.

GRIFFITHS, S. P. The use of clove oil as an anaesthetic and method for sampling intertidal rockpool fishes. **Journal of Fish Biology**, v. 57, p. 1453–1464, 2000.

GRIFFITHS, S. P. Factors Influencing Fish Composition in an Australian Intermittently Open Estuary. Is Stability Salinity-Dependent? **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 52, p. 739-751, 2001.

GRIFFITHS, S. P.; WEST, R. J.; DAVIS, A. R. Effects of intertidal elevation on the rockpool ichthyofaunas of temperate Australia. **Environmental Biology of Fishes**, v. 68, p. 197–204, 2003.

GRIFFITHS, S. P. Rockpool icthyofaunas of temperate Australia: species composition, residency and biogeographic patterns. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 58, p. 173-186, 2003a.

GRIFFITHS, S. P. Spatial and temporal dynamics of temperate Australia rockpool ichthyofaunas. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, p. 163-176, 2003b.

GRIFFITHS, S. P.; DAVIS, A. R.; WEST, R. J. Role of habitat complexity in structuring temperate rockpool ichthyofaunas. **Marine Ecology Progress Series**, v. 313, p. 227–239, 2006.

HORN, M. H.; MARTIN, K. L. M.; CHOTKOWSKI, M. A. Introduction. In: HORN, M.H., MARTIN, K.L.M., CHOTKOWSKI, M.A. **Intertidal Fishes: life in two worlds**. Academic Press, 1999, 1-6.

KOVACH, W. L. **MVSP: a multivariate statistical package for Windows**, ver. 3.1 Kovach Computing Services. Pentraeth, Wales, U.K. 2005.

KIMIREI, I. A.; NAGELKERKEN, I.; GRIFFIOEN, B.; WAGNER, C.; MGAYA, Y. D. Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, p. 47-58, 2011.

LUCKHURST, B. E.; LUCKHURST, K. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, v. 49, p. 317-232, 1978.

MACIEIRA, R. M.; JOYEUX, J.-C. Distribution patterns of tidepool fishes on a tropical flat reef. **Fishery Bulletin**, v. 109, p. 305-315, 2011.

MAHON, R.; MAHON, S. D. Structure and resilience of a tidepool fish assemblage at Barbados. **Environmental Biology of Fishes**, v. 41, p. 171 – 190, 1994.

MEAGER, J.J., WILLIAMSON, I., KING, C.R. Factors affecting the distribution, abudance and diversity of fishes of small, soft-substrata tidal pools within Moreton Bay, Australia. **Hydrobiologia**, v. 573, p. 71 – 80, 2005.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes do sudeste do Brasil**. IV. Teleostei. Muzeu de Zoologia. Universidade de São Paulo, 1985, v. 5, 105 p.

METAXAS, A.; SCHEILBLING, R. E. Community structure and organization of tidepools. **Marine Ecology Progress, Series**, v. 98, p. 187-198, 1993.

MIKHAILOV, V. N. Water and sediment runoff at the Amazon river mouth. **WATER RESOURCES**, v. 37, p. 145-149, 2010.

MORING, J. R. Seasonal absence of fishes in tidepools of a boreal environment (Maine, USA). **Hydrobiologia**, v. 194, p. 163-168, 1990.

MURDY, E. O. Gobiidae. In: CARPETER, K. E. **The linving marine resource of the western central Atlantic**. Volume 3: Bony fishes part 2, FAO, Roma, 2002, p. 1375-2127.

McCOSKER, J. E. Ophichthidae. In: CARPETER, K. E. **The linving marine resource of the western central Atlantic**. Volume 2: Bony fishes part 1, FAO, Roma, 2002, p. 601-1374.

PALMER, M. W. Estimating species richness: The second-order Jackknife reconsidered. **Ecology**, v. 72, p. 1512-1513, 1991.

POLIVKA, K. M.; CHOTKOWSKI, M. A. Recolonization of experimentally defaunated tidepools by Northeast Pacific intertidal fishes. **Copeia**, p. 456-462, 1998.

RAEDEMAECKER, F. D.; MILIOU, A.; PERKINS, R. Fish community structure on littoral rocky shores in the eastern Aegean sea: Effects of exposure and substratum. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 90, p. 35–44, 2010.

ROSA, R. S.; ROSA, I. L.; ROCHA, L. A. Diversidade da ictiofauna de poças maré da praia do Cabo Branco, João Pessoa, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Ictiologia**, v. 14, p. 201 – 212, 1997.

SILVA, A. C.; ARAUJO, M.; BOURLÈS, B. Seasonal variability of the Amazon River plume during REVIZEE Program. **Tropical Oceanography**, v.38, p. 76-87, 2010.

SMITH, E. P.; VAN BELLE, G. Nonparametric estimation of species richness. **Biometrics**, v. 40, p. 119-129, 1984.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**. New York, W. H. Freeman and Company, 1995, 887p.

SOUZA FILHO, P. W. M. Costa de manguezais de macromarés da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, p. 427-435, 2005.

SPRINGER, V. G.; GOMON, M. F. **Revision of the Blenniid fish genus Omobranchus with descriptions of three new species and notes on other species of the tribe Omobranchini**. Smithsonian Contributions to Zoology, 1975, 135 p.

UNDERWOOD, A. J. **Experiments in ecology. Their logical desingn and interpretation using analysis of variance**. Cambrige University Press, Cambridge, 1997, 499 p.

UNDERWOOD, A. J.; SKILLETER, G. A. Effects of patch-size on the structure of assemblages in rock pools. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 197, p. 63-90, 1996.

WARNE, A. G.; MEADE, R. H.; WHITE, W. A.; GUEVARA, E. H.; GIBEAUT, J.; SMYTH, R. C.; ASLAN, A.; TREMBLAY, T. Regional controls on geomorphology, hydrology, and ecosystem integrity in the Orinoco Delta, Venezuela. **Geomorphology**, v. 44, p. 273–307, 2002.

WILLIS, S.; WINEMILLER, K.; LOPEZ-FERNANDEZ, H. Habitat structural complexity and morphological diversity of fishe assemblages in a Neotropical floodplain river. **Oecologia**, v. 142, p. 284-295, 2005.

WILLIAMIS, J. T. Blennidae. In: CARPETER, K. E. **The linving marine resource of the western central Atlantic**. Volume 3: Bony fishes part 2, FAO, Roma, 2002, p. 1375-2127.

ZANDER, C. D.; NIEDER, J.; MARTIN, K. L. Vertical Distribution Patterns. In: HORN, M.H., MARTIN, K.L.M., CHOTKOWSKI, M.A. **Intertidal Fishes: Life in two worlds**. Academic Press, San Diego, 1999, p. 26-53.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice-Hall Inc, 1996, 662p.

CAPÍTULO 3

Título:

EFEITOS SAZONAIS E DE DIFERENTES HABITATS NA ESTRUTURAÇÃO DA ICTIOFAUNA DE POÇAS DE MARÉ EM UM ESTUÁRIO DE MACROMARÉ AMAZÔNICO

EFEITOS SAZONAIS E DE DIFERENTES HABITATS NA ESTRUTURAÇÃO DA ICTIOFAUNA DE POÇAS DE MARÉ EM UM ESTUÁRIO DE MACROMARÉ AMAZÔNICO

RESUMO

O objetivo deste estudo foi analisar os efeitos sazonais (estação chuvosa e seca) e de habitats (afloramento rochoso, mangue e marismas) sobre a composição da ictiofauna que habitam as poças durante a maré baixa. A área de estudo foi a região entremarés da Ilha do Areuá (025º 50´ W, 00º 35´S), Norte do Brasil. A amostragem ocorreu trimestralmente entre fevereiro e novembro de 2009, em 18 poças de maré (seis no afloramento rochoso, seis em mangue e seis em marismas), durante a maré baixa de sizígia, período diurno. Os peixes foram coletados com um puçá pequeno e uma rede de arrasto manual, apos a utilização de óleo de cravo. Ao total, foram realizadas 72 amostragens e 7.690 indivíduos foram capturados representando 30 espécies e 19 famílias. A análise de nMDS, com base na densidade das espécies (ind.m^{-3}), apoiada pelo teste PERMANOVA ($p<0,01$) mostrou que as assembléias de peixes do afloramento rochoso são claramente distintas dos demais habitats com vegetação (floresta de mangue e marismas). De acordo com a ordenação de CCA, as poças do afloramento rochoso foram tipificadas por *Bathygobius soporator*, *Lutjanus jocu*, *Mugil rubrioculus* e *Omobranchus punctatus*, a floresta de mangue por *Atherinella brasiliensis, Eucinostomus melanopterus*, *M. rubrioculus* e *Ctenogobius smaragdus* enquanto que nos marismas por *E. melanopterus*, *M. rubrioculus, A. brasiliensis* e *C. smaragdus*. Estes resultados apontam que existam preferências de habitat por parte das assembléias de peixes que ocupam as poças de maré, sugerindo que seja importante entender os aspectos ecológicos de cada habitat para contribuir na elaboração de medidas de conservação e manejo apropriadas.

Palavras-chave: afloramento rochoso, mangue, marismas, peixes de poças de maré.

INTRODUÇÃO

Os estuários, por fazer fronteiras com ecossistemas maiores (e.g. continente, rio, mar), podem ser considerados como sistemas de múltiplas interfaces, estando sujeitos a flutuações drásticas nas variáveis ambientais (e.g. salinidade e temperatura) (ABLE, 2005; ELLIOTT; WHITFIELD, 2011).

Os sistemas estuarinos geralmente apresentam um mosaico de habitats, que incluem áreas vegetadas (e.g. marismas, florestas de mangue, gramineas marinhas) e não vegetadas (e.g. praias arenosas e lamosas) (IKEJIMA et al., 2003; BLOOMFIELD; GILLANDERS, 2005). Esta heterogeneidade de habitats aumenta as chances de sobrevivência, reprodução e alimentação de muitas espécies de peixes, que utilizam os estuários em determinado período da vida ou durante toda a vida (GILMORE, 1995; JENKINS et al., 1997; BLABER et al., 2000; ABLE, 2005).

Em estuários que apresentam regimes de macromarés, os habitats da área de entremarés são dominantes (e.g. florestas de mangues e marismas) (LAFFAILLE; FEUNTEUN; LEFEUVRE, 2000; SOUZA FILHO, 2005; MENEZES; BERGER; MEHLIG, 2008; BRAGA et al., 2011). Estes habitats "são atraentes" para muitas espécies de peixes por oferecerem muitas possibilidades de abrigo (e.g. presença de raízes, troncos caídos e áreas densas em marismas), além de apresentarem águas turvas (BARLETTA et al., 2000; LEY; McIVOR; MONTAGUE, 1999; NAGELKERKEN et al., 2008; KIMIREI et al., 2011) que dificultam a ação de predadores (BLOOMFIELD; GILLANDERS, 2005) e ainda oferecem alimentos em abundância (NAGELKERKEN et al, 2008).

Nas áreas de entremarés, com fundo consolidado ou não consolidado, dependendo da dinâmica do sistema, são encontradas poças de maré, definidas como depressões ou cavidades nas quais a água do mar fica represada durante a maré baixa (ZANDER; NIEDER; MARTIN, 1999; HORN; MARTIN; CHOTKOWSKI, 1999; DAVIS, 2000). Estas poças de maré são extremamente dinâmicas por estarem sob o efeito de maré e pelos períodos de exposição ao ar durante a maré baixa, fato que exige adaptações morfológicas e fisiológicas dos organismos que utilizam estes habitats (GIBSON, 1972; GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003).

A complexidade estrutural das poças de maré exerce um papel importante na composição das assembléias de peixes (PIHL; WENNHAGE, 2002), devido à grande variabilidade ambiental a que essas poças estão sujeitas (GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003).

A maioria dos estudos envolvendo a ictiofauna de poças de maré tem se concentrado em um único habitat (i.e. costão rochoso) em regiões costeiras (e.g. GIBSON, 1972; GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003; CASTELLANOS-GALINDO; GIRALDO; RUBIO, 2005; COX et al., 2011), porém estudos com poças de maré em sistemas estuarinos, comparando diferentes habitats (com fundo consolidado *vs.* não consolidado), ainda são incipientes.

Para indentificar e prever possíveis perdas de habitat em um estuário é necessário quantificar o uso de vários habitats pelos peixes, visto que esta heterogeneidade de habitats pode apresentar diferentes estruturas de peixes (COCHERET de la MORINIÈRE; POLLUX; NAGELKERKEN, 2002; BLOOMFIELD; GILLANDERS, 2005).

Na costa norte do Brasil encontra-se a segunda maior faixa de manguezais do mundo, recortada por inúmeros canais, bancos de areia e lama, que favorecem o desenvolvimento de marismas, funcionando como vegetações pioneiras em áreas de entremarés (KRUMME; SAINT-PAUL; ROSENTHAL, 2004; GIARRIZZO; KRUMME, 2007; BRAGA et al., 2011). Adicionalmente, são encontrados afloramentos rochosos de origem sedimentar, ricos em laterita, diferenciados pelo período de formação (Barreiras e Pirabas) (FRANZINELLI, 1992).

Os habitats de mangue e marismas têm sido referidos como áreas prioritárias à conservação e manejo da sua biodiversidade, por apresentarem elevados valores de densidades e biomassa de uma variedade de organismos pertencentes a diferentes níveis tróficos (e.g. HALLIDAY; YONG, 1996; HINDELL; JENKINS, 2004; JIN et al., 2010; BRAGA et al., 2011). Apesar de as zonas intertidais rochosas serem comumente encontradas em regiões costeiras do planeta, sua ocorrência em estuários tem sido pouco registrada devido a deposição de sedimento (veja ELLIOTT et al., 1998; KNOX, 2001; CRUZ-MOTTA et al., 2010). Estes habitats podem variar em sua composição mineral (e.g. COX et al., 2011), assim como em sua formação geológica, reconhecendo costões rochosos lisos (de inclinação suave ou brusca) e afloramentos rochosos (LEWIS, 1964; DAY, 2006). Mesmo estando sujeitos a variações ambientais drásticas,

estes habitats são colonizados por muitos peixes residentes, transitórios e oportunistas, devido a disponibilidade de abrigo e alimentação (GIBSON, 1972; DAVIS, 2000; GRIFFITHS; WEST; DAVIS, 2003).

Dessa forma, o presente estudo objetivou investigar a estrutura das assembléias de peixes em diferentes habitats (afloramento rochoso, floresta de mangue e marismas) de um estuário de macromaré Amazônico, dada a sua importância como áreas de ocupação de juvenis e para a reprodução, usando uma amostragem padronizada. Foi testada a hipótese nula de que as assembléias de peixes não variam em escala espaço-temporal em função dos diferentes habitats e das variáveis ambientais características de cada habitat (e.g. tipo de substrato).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido na zona entremarés da Ilha do Areuá, estuário inferior do rio Curuçá (025° 50’ W, 00° 35’ S) localizado próximo (50 km) ao canal sul da foz do rio Amazonas, norte do Brasil (FIGURA 1).

A porção oriental da ilha apresenta três habitats distintos, distantes em média 333 m entre si: i) afloramento rochoso, composto por rochas sedimentares do tipo laterita, com uma área total de 23 ha, distante 181 m da área subtidal; ii) floresta de mangue misto, composta de árvores de *Rhizophora mangle* e *Avicennia germinans*, com uma altura média de 2,85 m, ocupando uma área de 0,80 ha, distante 188 m da área subtidal; e iii) manchas de marismas formadas por *Spartina alterniflora,* apresentando em média 0,48 m de altura nos colmos, com área total de 0.78 ha, distante 139 m da área subtidal.

A região carateriza-se pela dominância de macromarés semidiurnas (amplitudes de 4 a 5 m na maré de sizígia), temperaturas elevadas, com média de 27 ºC e precipitações abundantes que ultrapassam os 2.526 mm anuais, sendo o período mais chuvoso de janeiro a junho (salinidade <15), e menos chuvoso, de julho a dezembro (salinidade >25) (GIARRIZZO; KRUMME, 2009).

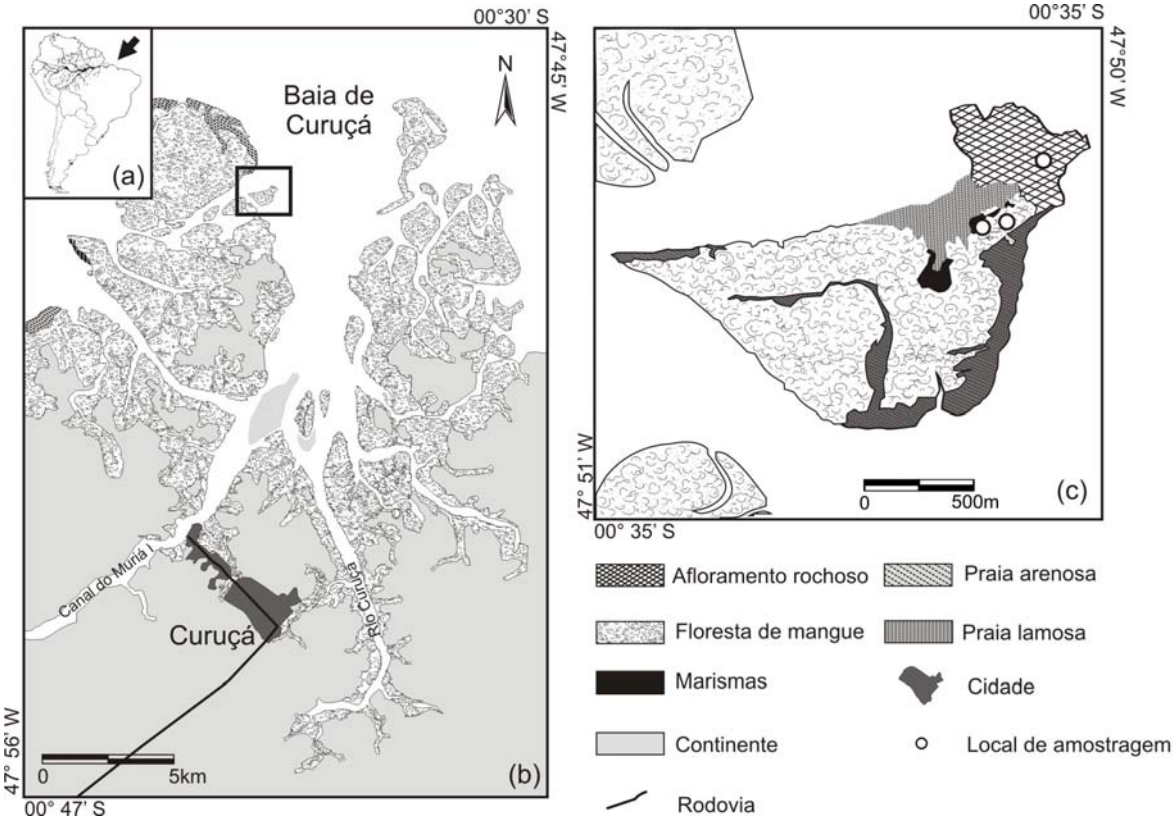

FIGURA 1: (a) Localização geográfica da área de estudo no norte do Brasil, assinalada por uma seta preta, (b) localização do estuário do rio Curuçá, a caixa (c) mostra a área de estudo e os pontos de amostragem indicando o afloramento rochoso, floresta de mangue e marismas.

Método de amostragem

As amostragens ocorreram em 18 poças de maré, seis com substrato consolidado do afloramento rochoso, seis em habitats dominados por bosques de mangue misto (*Rhizophora mangle* e *Avicennia germinans*) e seis em manchas de marismas (*Spartina alterniflora*), com elevação média de 0,87 m, 2,33m e 1,17m acima do nível da maré baixa, respectivamente. Estas coletas ocorreram durante a maré baixa de sizígia (lua nova), período diurno nas mesmas poças de maré durante os meses de fevereiro e maio (estação chuvosa), agosto e novembro (estação seca) de 2009, totalizando 72 amostragens. As campanhas trimestrais objetivaram a recuperação das poças de maré quanto a sua recolonização e equilíbrio de sua complexidade (POLIVKA; CHOTKOWSKI, 1998).

Para mensurar as variáveis físico-químicas (temperatura, salinidade e pH) nas 18 poças de maré, utilizou-se um termômetro de mercúrio (precisão de 1°C), submerso em intervalos de 30 minutos, durante as amostragens. O pH foi estimado utilizando-se fitas (ColorpHast), com marcas de 0 a 14 e, a salinidade obtida, com um refratômetro óptico. Tanto o pH quanto a salinidade foram mensurados uma única vez.

Para a caracterização visual do tipo de substrato predominante e a estimativa de cobertura algal, utilizou-se um quadrado (50 x 50 cm, subdividido internamente em quadrados menores de 5 x 5 cm cada), lançado três vezes aleatoriamente dentro da poça. O tipo de substrato foi categorizado como: i) lama (substrato lamoso), ii) areia (grãos < 1 mm), iii) cascalho (grãos ≤ 50 mm) e iv) rocha (substrato consolidado > 50 mm). Cada categoria de substrato foi estimada em porcentagem de área ocupada no quadrado variando de 0 a 100%.

A rugosidade das poças foi estimada com uma corrente de metal e uma trena. A corrente foi disposta sobre a poça de uma extremidade à outra, acompanhando as feições do fundo. Em seguida, a distância entre as bordas da poça e o comprimento da corrente utilizada foram mensuradas, sendo a rugosidade obtida pela razão entre a medida do comprimento da corrente pela distancias entre as bordas da poça (adaptado de LUCKURST; LUCKURST, 1978). Este procedimento foi repetido três vezes em diferentes posições, respeitando o formato da poça. Para cada poça foi utilizado um quadrado subdividido em quadrados de 20 x 20 cm, onde a profundidade foi mensurada em cada quadrado. A área e volume das poças foram calculados através da interpolação de pontos com o método de krigagem através do programa ArcGis.

A ictiofauna foi capturada manualmente com um puçá de mão (comprimento de 150 mm; boca de 101,6 mm e malha de 3 mm) e uma rede do tipo puçá de arrasto manual (4000 m de comprimento, 1500 de altura e 2 mm entre nós), após a utilização de óleo de cravo (40 ml de anestésico dissolvidos em 1000 ml de etanol) (GRIFFITHS, 2000), ministrados em cada amostragem. Para as poças do afloramento rochoso foram vistoriadas todas as fendas e buracos, enquanto que nas poças de substrato mole foram realizados arrastos consecutivos com o puçá de arrasto, até que não fosse mais capturado nenhum peixe. Após a captura, os peixes foram acondicionados em formalina 10%.

Em laboratório, os espécimes foram identificados até o nível taxonômico de espécie, segundo Carpenter (2002a, 2002b), medindo os comprimentos totais (CT, precisão de 0,1mm) e determinando o peso total (PT, precisão de 0,01g).

Para a diferenciação dos espécimes em juvenis e adultos, foi assumido o comprimento de primeira maturação proposto por Giarrizzo e Krumme (2007), e quando não disponível foi cauculado o L50, através da equação empírica de Froese e Binohlan (2000), usando a ferramenta de historia "de vida", disponível em www.fishbase.org (FROESE; PAULY, 2011).

Análises estatísticas

A ictiofauna presente em cada poça foi descrita tomando-se os seguintes parâmetros ecológicos: abundância, densidade (ind. m^{-2} e ind. m^{-3}), biomassa (g m^{-2} e g m^{-3}), número de espécies e famílias.

A influência das estações (chuvosa *vs.* seca) e dos habitats (afloramento rochoso, floresta de mangue e marismas) nas mudanças das variáveis ambientais e bióticas [riqueza de espécies (m^3), densidade (ind. m^{-3}) e biomassa (g m^{-3})] foram testadas usando ANOVA uma via, dada a normalidade (Shapiro-Wilk test) e homocedasticidade (Cochran test) dos dados (UNDERWOOD, 1997). Quando necessário, foi feito uso de transformações pelo Log (x + 1). No caso de violação das pressuposições do modelo paramétrico, foi realizado o teste de Kruskall-Wallis (K-W). Os testes a posteriori de Tukey (ZAR, 1996) e de Dunn (SOKAL; ROHLF, 1995) foram utilizados para indicar onde estavam as diferenças.

O Teste Kolmogorov-Smirnov (K-S) foi usado para determinar se a distribuição das classes de tamanho, com base na abundância dos peixes, diferiu entre os habitats.

Todas estas análises univariadas foram realizadas através do pacote estatístico BioEstat® versão 5.0 (AYRES et al., 2007).

A similaridade nas características ambientais e na composição das espécies entre as amostras foi avaliada usando a análise de escalonamento não-métrico multidimensional (nMDS) (CLARKE; WARWICK, 1994). A matriz contendo os dados ambientais foi padronizada, gerando uma matriz de similaridade com a distância

Euclidiana, enquanto que os dados de captura em densidade de todas as espécies foram transformados pelo Log(x+1) para gerar uma matriz de similaridade com a distância de Bray-Curtis (dados biológicos). Para determinar se a estrutura das assembléias diferiu significativamente entre os habitats e as estações foi utilizado o teste PERMANOVA (ANDERSON, 2001), com base em 999 permutações das matrizes de distâncias calculadas com o índice de similaridade de Bray-Curtis (variáveis biológicas) e distância Euclidiana (variáveis ambientais) para as espécies e os habitats. Para verificar se a matriz ambiental se relacionava com a matriz biológica foi utilizado o teste RELATE (CLARKE; WARWICK, 1994).

Todas estas análises multivariadas foram realizadas através do pacote estatístico PRIMER® versão 6.1 (CLARKE; WARWICK, 1994) e o aplicativo PERMANOVA+ for PRIMER (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008).

A relação entre os descritores do habitat e a composição da ictiofauna foi avaliada através da análise de correspondência canônica (CCA), realizada no Programa PAST versão 2.11 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Para esta análise, a matriz principal consistiu em dados de abundância das espécies de peixes (linha) por amostra (coluna) e as variáveis ambientais similares aos três habitats (área, volume, profundidade média, salinidade, pH, temperatura, contribuição em lama e areia para o substrato). O teste de Monte Carlo, baseado em 999 permutações, serviu para indicar a significância entre as variáveis ambientais, descritoras de micro-habitat e as assembléias de peixes, ordenadas na CCA. O nível de significância adotado para todas as análises foi de 0,05.

RESULTADOS

Variáveis ambientais

A temperatura e a salinidade apresentaram médias semelhantes entre os habitats, com efeito significativo somente entre as estações (TABELA 1 e TABELA 2), enquanto que o pH apresentou efeito significativo somente entre os habitats.

As características morfométricas das poças (área, volume e profundidade média) variaram somente entre os habitats, apresentando valores médios elevados nas poças de marismas (TABELA 2). O tipo de substrato predominante nas poças do afloramento

rochoso foi o cascalho e a rocha, apresentando ainda o maior índice de rugosidade, se diferenciando significativamente em relação aos habitats de mangue e marismas, onde o substrato foi caracterizado por areia e lama.

A cobertura algal apresentou médias elevadas nas poças do afloramento rochoso, variando significativamente entre os habitats.

TABELA 1: Valores médios (±DP) das variáveis ambientais medidas nas poças de maré entre as estações e os diferentes habitats da Ilha do Areuá, norte do Brasil, 2009.

Variáveis Ambientais	Estação	Habitats		
		Afloramento Rochoso	Mangue	Marismas
Temperatura (°C)	**Chuvosa**	32,03 ± 2,19	32,38 ± 2,01	32,36 ± 2,22
	Seca	29,00 ± 1,67	31,20 ± 2,85	28,96 ± 1,50
Salinidade	**Chuvosa**	11,67 ± 3,92	12,08 ± 0,67	12,17 ± 0,94
	Seca	35,08 ± 2,75	35,00 ± 3,05	34,67 ± 3,06
pH	**Chuvosa**	8,58 ± 0,93	8,17 ± 0,58	8,46 ± 0,89
	Seca	9,33 ± 0,65	8,38 ± 0,88	8,29 ± 0,45
Área (m^2)	**Chuvosa**	19,36 ± 15,44	10,73 ± 5,65	26,31 ±18,24
	Seca	23,24 ± 17,11	11,52 ± 13,5	41,07 ± 47,19
Volume (m^3)	**Chuvosa**	1,09 ± 1,55	0,57 ± 0,93	4,82 ± 5,52
	Seca	1,38 ± 1,47	0,74 ± 1,45	6,38 ± 8,97
Prof. média (cm)	**Chuvosa**	4,87 ± 2,63	3,59 ± 1,78	7,81 ± 5,59
	Seca	3,30 ± 2,25	3,58 ± 3,27	11,83 ± 6,11
Rugosidade	**Chuvosa**	1,22 ± 0,33	1,05 ± 0,03	1,12 ± 0,10
	Seca	1,20 ±0,19	1,05 ± 0,04	1,11 ± 0,06
Cascalho (%)	**Chuvosa**	32,78 ± 21,30	0	0
	Seca	35,42 ± 16,02	0,69 ± 1,94	0
Rocha (%)	**Chuvosa**	32,78 ± 21,30	0	0
	Seca	35,42 ± 16,02	0	0

Lama (%)	**Chuvosa**	0	53,19 ± 10,24	50,69 ± 13,68
	Seca	5,97 ± 13,73	60,83 ± 10,21	63,19 ± 12,48
Areia (%)	**Chuvosa**	8,61 ± 13,96	46,80 ± 10,24	49,30 ± 13,68
	Seca	7,08 ± 4,33	38,47 ± 10,11	36,80 ± 12,48
Cob. Algal (%)	**Chuvosa**	52,64 ± 38,99	19,16 ± 13,04	0
	Seca	36,39 ± 26,66	17,78 ± 15,08	0

TABELA 2: Resumo dos resultados da análise de variância (ANOVA), Kruskal-Wallis e *Post-hoc* entre as estações e os diferentes habitats para as variáveis ambientais medidas nas poças de maré da Ilha do Areuá, norte do Brasil, 2009. Nas comparações *Post hoc* (teste de Tukey e Dunn) os pares significativamente diferentes são indicados pelo mesmo estilo de fonte.

Variáveis Ambientais	**ANOVA/Kruskal-Wallis**			***Post hoc***	
	Habitat	**Estação**	**Interação**	**Habitat**	**Estação**
Temperatura (°C) [a]	1,88	24,12***	2,6	-	chu>sec
Salinidade [b]	0,66	54,22***		-	sec>chu
pH [b]	9,51**	1,81		roc>man>mar	-
Área (m^2) (log x+1) [a]	8,67***	0,02	8,51***	mar>roc>man	-
Volume (m^3) [b]	23,48***	0,002		**mar**>man>**roc**	-
Prof. Média [b]	21,01***	0,16		**mar**>man>**roc**	-
Rugosidade [b]	22,76***	0,46		roc>**mar**>**man**	-
Cascalho [b]	63,98***	0,18		**roc**>man>**mar**	-
Rocha [b]	67,28***	0,03		**roc**>man=mar	-
Lama [b]	47,22***	3,33		**mar**>man>**roc**	-
Areia [b]	41,56***	2,05		**mar**>man>**roc**	-
Cob. Algal b	43,82***	0,2		**roc**>man>**mar**	-

Legenda: [a] – ANOVA e Teste de Tukey; [b] - Kruskal-Wallis e Teste de Dunn, (*****) p<0,05; (******) p<0,01; (*******) p<0,001; roc – afloramento rochoso, mang – floresta de mangue e mar – marismas; chu – estação chuvosa e sec – estação seca.

A ordenação nMDS reconheceu um aparente padrão de separação entre os habitats utilizando as variáveis ambientais, onde foi possível observar, à esquerda da figura, um agrupamento formado pelas amostras do afloramento rochoso; ao centro, as amostras de mangue e, direita, as amostras dos marismas. Entre as estações houve uma

separação nítida, observando, na porção superior, as amostras da estação chuvosa, e na porção inferior, as da estação seca (FIGURA 2).

A análise de variância PERMANOVA detectou diferenças significativas entre os habitats (PERMANOVA: $F_{2,66}$ = 23,38, p<0,01) e entre as estações (PERMANOVA: $F_{1,66}$ = 14,31, p<0,01), porém entre a interação habitat *vs*. estação não verificou-se diferenças significativas (PERMANOVA: $F_{2,66}$ = 0,81, p = 0,61).

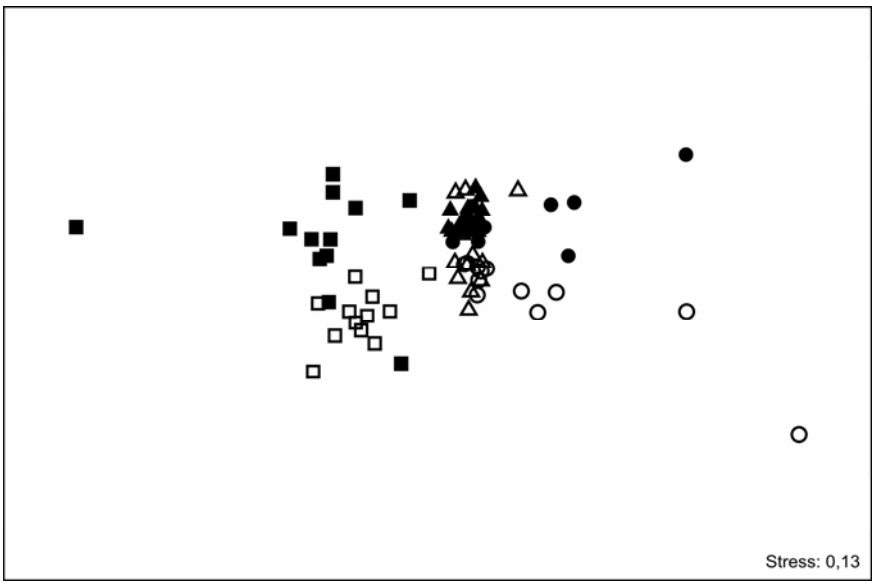

FIGURA 2: Escalonamento multidimensional não-metrico (nMDS) com base nas variáveis ambientais mensuradas nos habitats do afloramento rochoso, mangue e marismas entre a estação chuvosa (fevereiro e maio) e estação seca (agosto e novembro) de 2009, na Ilha do Areuá, norte do Brasil. Legenda: ▲ – Mangue chuvoso, Δ - Mangue seco, ● Marismas chuvoso, ○ Marismas seco, ■ – Afloramento rochoso chuvoso e □ – Afloramento rochoso seco.

Composição da ictiofauna nas poças de maré

Um total de 7.690 indivíduos, pertencentes a 30 espécies, 19 famílias e 8 ordens foram capturados nas poças de maré (TABELA 3). Dentre as famílias mais diversas encontram-se Batrachoididae, com três representantes: *Batrachoides surinamensis* (28 indivíduos capturados), *Amphichthys cryptocentrus* (quatro ind.) e *Thalassophryne nattereri* (um ind.); Gobiidae, representada por: *Ctenogobius smaragdus* (339 ind.), *Bathygobius soporator* (236 ind.) e *Gobionellus oceanicus* (12 ind.) e Tetraodontidae:

Sphoeroides testudineus (299 ind.), *Sphoeroides greeleyi* (8 ind.) e *Colomesus psittacus* (2 ind.).

As seis espécies mais abundantes numericamente, em ordem decrescente, foram: *M. rubrioculus,* com 2.992 ind. (38,91% da abundância total); *Eucinostomus melanopterus,* com 1.397 ind. (18,17%); *Atherinella brasiliensis,* com 1.285 ind. (16,71%); *Lutjanus jocu,* com 382 ind. (4,97%); *C. smaragdus,* com 339 ind. (4,41%), e *S. testudineus,* com 299 ind. (3,89%). Estas mesmas espécies representaram 87,05% de toda a biomassa capturada.

Das espécies que ocorrem em somente um dos habitats, verificamos que *B. soporator* (236 ind., 3,07% da abundância total), *Omobranchus punctatus* (89, 1,16%) *Gymnothorax funebris* (5, 0,07%), *A. cryptocentrus* (4, 0,05%) e *T. nattereri* (1, 0,01%) ocorreram somente nas poças do afloramento rochoso, enquanto que *Trachinotus carolinus* (2, 0,03%) foi a única espécie exclusiva às poças de mangue. Já as espécies *Centropomus pectinatus* (21, 0,27%), *G. oceaniscus* (12, 0,16%), *Achirus achirus* (6, 0,08%), *Anableps anableps* (3, 0,04%), *Oligoplites saurus* (3, 0,04%), *Achirus lineatus* (2, 0,03%), *Citharichthys spilopterus* (2, 0,0%) e *Epinephelus itajara* (2, 0,03%) foram as espécies que ocorreram somente nas poças de marisma.

Das 31 espécies capturadas, 5 (9% da abundância total) foram consideradas residentes permanentes (R); 8 (7%) oportunistas (O) e 18 (84%), transitórias (T) (TABELA 3).

TABELA 3: Lista taxonômica dos peixes capturados [com a densidade média (± desvio padrão) (m^3) e comprimento total (cm)] nas poças de maré do afloramento rochoso, floresta de mangue e marismas da Ilha do Areuá, costa norte brasileira. SIG – Siglas; SR – Status de Residente: R - residente permanente, O – oportunista e T - transitório (adaptado de GRIFFITHS, 2003).

			Densidade (ind. m^{-3})			Ct (mínimo-máximo)		
Família e Espécies	**SIG**	**SR**	**Rochoso**	**Mangue**	**Marisma**	**Rochoso**	**Mangue**	**Marisma**
Achiridae								
Achirus achirus (Linnaeus, 1758)	*Aachi*	T			0,03 (0,11)			2,58 (1,2-6,3)
Achirus lineatus (Linnaeus, 1758)	*Aline*	T			0,01 (0,05)			2,75 (1,8-3,7)
Anablepidae								
Anableps anableps (Linnaeus, 1758)	*Aanab*	O			0,01 (0,03)			5,73 (5,1-6,2)
Atherinopsidae								
Atherinella brasiliensis (Quoy & Gaimard, 1825)	*Abras*	T	2,52 (9,37)	37,92 (70,12)	8,73 (16,20)	3,77 (1,2-9,6)	1,93 (0,9-4,8)	2,62 (1,0-10,5)
Batrachoididae								
Amphichthys cryptocentrus (Valenciennes, 1837)	*Acryp*	O	0,05 (0,18)			16,67 (10,1-21,5)		
Batrachoides surinamensis (Bloch & Schneider, 1801)	*Bsuri*	O	1,22 (2,50)		0,02 (0,11)	6,01 (2,2-11,5)		10,3
Thalassophryne nattereri Steindachner, 1876	*Tnatt*	O	0,03 (0,14)			10,4		
Blenniidae								
Omobranchus punctatus (Valenciennes, 1836)	*Opunc*	R	29,37 (72,71)			5,48 (2,7-8,2)		
Carangidae								
Oligoplites saurus (Bloch & Schneider, 1801)	*Osaur*	T			0,01 (0,04)			2,13 (1,5-2,6)
Trachinotus carolinus (Linnaeus, 1766)	*Tcaro*	T		0,31 (1,41)			5,00 (3,5-6,5)	
Centropomidae								
Centropomus pectinatus Poey, 1860	*Cpect*	T			0,12 (0,47)			5,85 (1,0-8,9)

Centropomus undecimalis (Bloch, 1792)	*Cunde*	T		2,78 (8,90)	0,86 (1,62)		2,36 (1,2-3,1)	6,05 (1,4-13,9)
Eleotridae								
Eleotris pisonis (Gmelin, 1789)	*Episo*	T	0,03 (0,17)	0,33 (1,50)	0,16 (0,51)	5,2	3,65 (3,5-3,8)	4,98 (4,1-7,3)
Gerreidae								
Eucinostomus melanopterus (Bleeker, 1863)	*Emela*	T	1,92 (6,36)	17,83 (30,03)	10,09 (11,24)	1,84 (1,3-2,3)	1,75 (0,9-4,6)	2,63 (0,9-8,4)
Gobiidae								
Bathygobius soporator (Valenciennes, 1837)	*Bsopo*	R	26,15 (42,63)			7,75 (1,7-10,1)		
Ctenogobius smaragdus (Valenciennes, 1837)	*Csmar*	R	1,02 (3,72)	9,45 (14,46)	5,3 (10,30)	1,90 (1,2-3,2)	1,95 (1,2-7,4)	3,08 (1,2-10,1)
Gobionellus oceanicus (Pallas, 1770)	*Gocea*	T			0,16 (0,46)			8,47 (3,5-10,7)
Haemulidae								
Genyatremus luteus (Bloch, 1790)	*Glute*	T	1,99 (7,43)		0,03 (0,10)	3,92 (1,8-5,9)		3,5 (3,2-3,8)
Lutjanidae								
Lutjanus jocu (Bloch & Schneider, 1801)	*Ljocu*	O	14,34 (19,66)	1,36 (3,43)	0,4 (1,17)	6,09 (2,0-16,5)	3,34 (2,3-5,9)	2,87 (2,0-5,5)
Mugilidae								
Mugil curema Valenciennes, 1836	*Mcure*	T	0,32 (0,85)		2,41 (6,11)	2,81 (2,1-3,6)		4,18 (2,4-7,8)
Mugil rubrioculus Harrison, Nirchio, Oliveira, Ron & Gaviria, 2007	*Mrubr*	T	9,74 (18,81)	4,59 (6,23)	19,97 (25,60)	3,13 (2,1-6,7)	3,27 (2,1-5,6)	4,58 (0,9-10,8)
Muraenidae								
Gymnothorax funebris Ranzani, 1839	*Gfune*	R	1,06 (3,57)			37,14 (25,4-50,1)		
Ophichthidae								
Myrophis punctatus Lütken, 1852	*Mpunc*	R	0,83 (1,83)	0,6 (2,73)	0,24 (0,74)	13,11 (6,7-21,5)	8,1	8,76 (4,2-11,6)
Paralichthyidae								
Citharichthys spilopterus Günther, 1862	*Cspil*	T			0,01 (0,03)			2,15 (2,0-2,3)
Poeciliidae								
Poecilia vivipara Bloch & Schneider, 1801	*Pvivi*	O		0,08 (0,35)	0,41 (0,98)		1,67 (1,6-1,8)	2,31 (0,5-5,4)

Serranidae								
Epinephelus itajara (Lichtenstein, 1822)	*Eitaj*	O			0,01 (0,04)			7,00(4,8-9,2)
Rypticus randalli Courtenay, 1967	*Rrand*	O	0,39 (1,47)	0,02 (0,08)	0,32 (1,50)	2,47 (1,9-3,1)	4,5	2,3 (1,3-3,1)
Tetraodontidae								
Colomesus psittacus (Bloch & Schneider, 1801)	*Cpsit*	T		0,15 (0,70)	0,01 (0,03)		9,1	2,6
Sphoeroides testudineus (Linnaeus, 1758)	*Stest*	T	0,72 (3,13)	0,21 (0,77)	1,53 (2,48)	1,3 (1,2-1,5)	6,95 (5,9-8,4)	3,44 (0,8-8,8)
Sphoeroides greeleyi Gilbert, 1900	*Sgree*	T	0,1 (0,51)		0,01 (0,06)	3,8 (2-5,2)		3,02 (2,5-3,7)
Número de indivíduos total			977	562	6151			
Número de espécies			18	13	24			
Número de famílias			13	12	17			
Peso total capturado (Kg)			5,08	0,15	5,92			
Biomassa total (g m^{-3})			432,95	14,09	31,79			
Densidade (ind. m^{-3})			91, 81	75,63	50,85			

Os peixes capturados foram principalmente jovens, representando 90% da captura total. O comprimento médio dos peixes coletados foi de 3,8 (±2,00) cm, sendo para o afloramento rochoso, mangue e marismas de 5,7 cm (±2,2), 3,7 cm (±2,0) e 2,33 cm (±2,00), respectivamente (FIGURA 3a).

A distribuição de classes de comprimento dos peixes apresentou diferenças significativas entre os habitats (teste K-S, $p<0,01$) (FIGURA 3a). Considerando a distribuição de classes de comprimento, com base na densidade ($ind.m^{-3}$) das nove espécies que ocorreram nos três habitats (FIGURA 3 b-j), foram detectadas diferenças significativas entre os habitats (teste K-S, $p<0,01$) para *A. brasiliensis*, *C. smaragdus*, *M. rubrioculus*, *E. melanopterus*, *L. jocu* e *S. testudineus*.

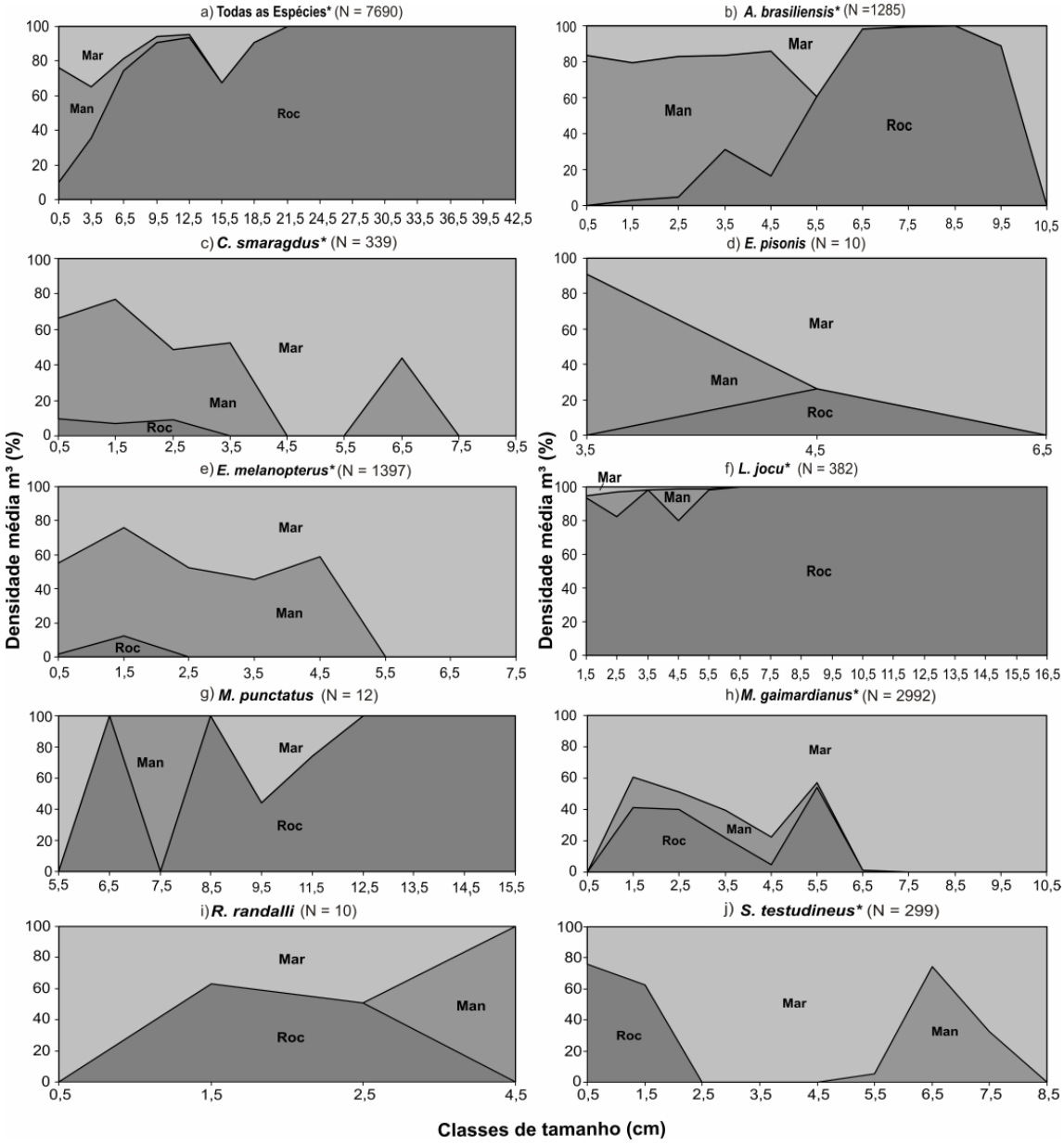

FIGURA 3: Abundância relativa **[**desidade média (m³)] de todas as espécies (a) e dos peixes capturados nos três habitats (b – j) da Ilha do Areuá, norte do Brasil, 2009. Legenda: Roc – afloramento rochoso, Man – bosque de mangue e Mar – marismas.

Variação espaço-temporal dos peixes entre os habitats

A riqueza de espécies (Log x+1) diferiu entre os habitats (ANOVA, F = 7,87, p< 0,001), apresentando os maiores valores nas poças do afloramento rochoso (FIGURA 4). Não foi detectada diferença significativa entre as estações (ANOVA, F = 2,86, p> 0,05).

Os valores de densidade média (ind.m^{-3}) dos peixes apresentaram efeito significativo entre os habitats (teste K-W, H = 13,90, p<0,001), porém entre as estações não foi observada variação significativa (teste K-W, H = 1,14, p>0,05). A biomassa (g m^{-3}) (Log x+1) diferiu entre os habitats (ANOVA, F = 31,63, p<0,001), mas não entre as estações (ANOVA, F = 0,85, p>0,05).

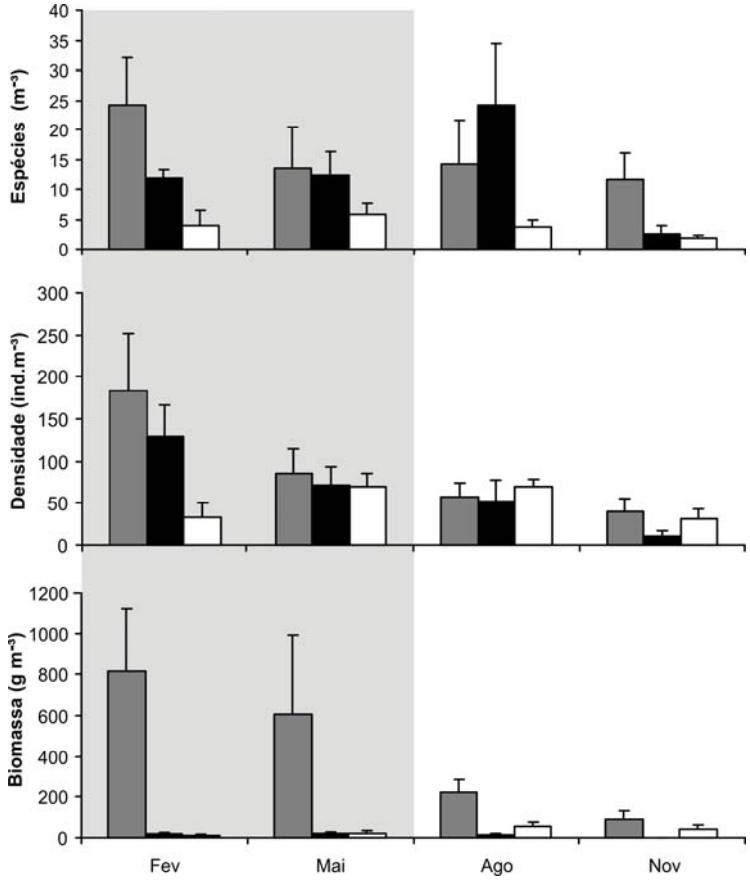

FIGURA 4: Média (± EP) da riqueza de espécies (m³), densidade (ind. m^{-3}) e biomassa (g m^{-3}) dos peixes capturados no afloramento rochoso (coluna cinza), floresta de mangue (coluna fechada) e marismas (coluna aberta) da Ilha do Areuá, norte do Brasil em 2009. A área sombreada representa a estação chuvosa.

A análise de ordenação nMDS baseada na densidade (ind.m^{-3}) das espécies de peixes capturadas ao longo do estudo evidenciou uma separação entre as amostras coletadas nos meses da estação seca e as da estação chuvosa (PERMANOVA: $F_{1,63}$ = 13,73, p=0,01) e entre os habitats (afloramento rochoso *vs*. mangue *vs*. marismas) (PERMANOVA: $F_{2,63}$ = 6,67, p=0,01), assim como entre a interação habitat e as estações (PERMANOVA: $F_{2,63}$ = 2,637, p=0,002) (FIGURA 5).

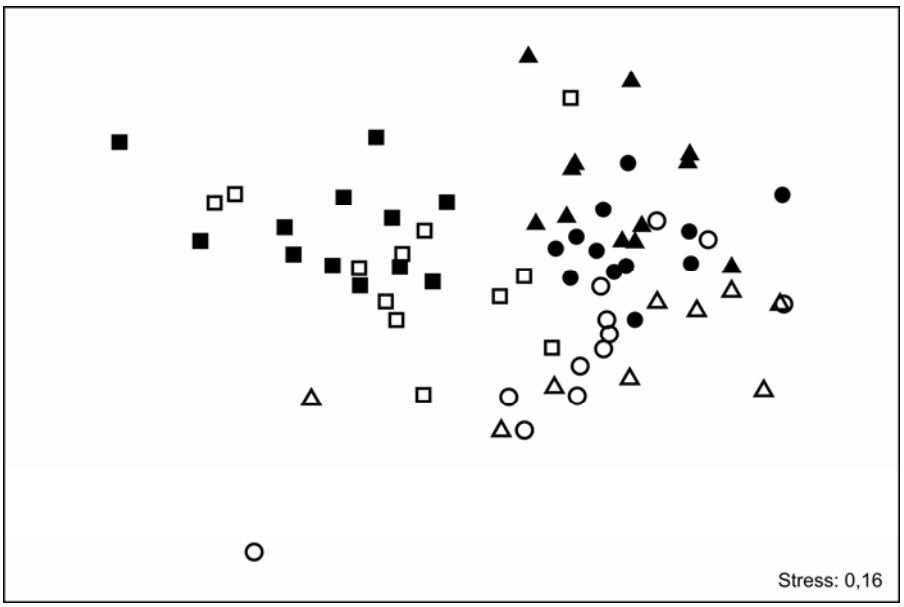

FIGURA 5: Escalonamento não-métrico multidimensional (nMDS) com base na densidade dos peixes capturados nos habitats do afloramento rochoso, floresta de mangue e marisma entre as estações chuvosa (fevereiro-maio) e seca (agosto-novembro), Ilha do Areuá, norte do Brasil, em 2009. Legenda: ▲ – Mangue chuvoso, Δ - Mangue seco, ● Marisma chuvoso, ○ Marisma seco, ■ – Afloramento rochoso chuvoso e □ – afloramento rochoso seco.

O resultado da rotina RELATE mostrou que a composição da ictiofauna interagiu significativamente com as variáveis ambientais (estatística da amostra: 0,34, $p<0,01$). A análise de ordenação CCA relacionou as variáveis ambientais descritoras de habitat com os dados de abundancia da ictiofauna, explicando 76,6% da variabilidade total (Fig. 6). Tanto o eixo 1 (autovalores = 0,563; variância total = 60,4%) quanto o eixo 2 (autovalores = 0,151; variância total = 16,2%) apresentaram correlação positiva entre os taxas e as variáveis ambientais (0,402 e 0,409, respectivamente). O teste de significância indicou que os dois primeiros eixos e a CCA global foram altamente significativos ($p = 0,001$; Teste de Permutação de Monte Carlo).

As poças do afloramento rochoso foram caracterizadas pelas espécies *B. soporator*, *B. surinamensis*, *G. luteus*, *L. jocu* e *O. punctatus* que foram associadas ao substrato dominado por rochas, cascalho, maior índice de rugosidade, pH e coberturas de algas. As espécies *C. undecimalis*, *E. melanopterus*, *P. vivípara*, *M. rubrioculus*, *R. randalli*, *S. testudineus* e *E. pisonis,* foram correlacionadas às poças com predominância na concentração de lama, maiores áreas, volume e salinidade, enquanto que as espécies *A. brasiliensis*, *C. smaragdus*, *M. curema* e *C. pectinatus* foram correlacionadas as

variáveis profundidades médias, areia e temperatura, essas variáveis caracterizaram os habitats de mangue e marismas.

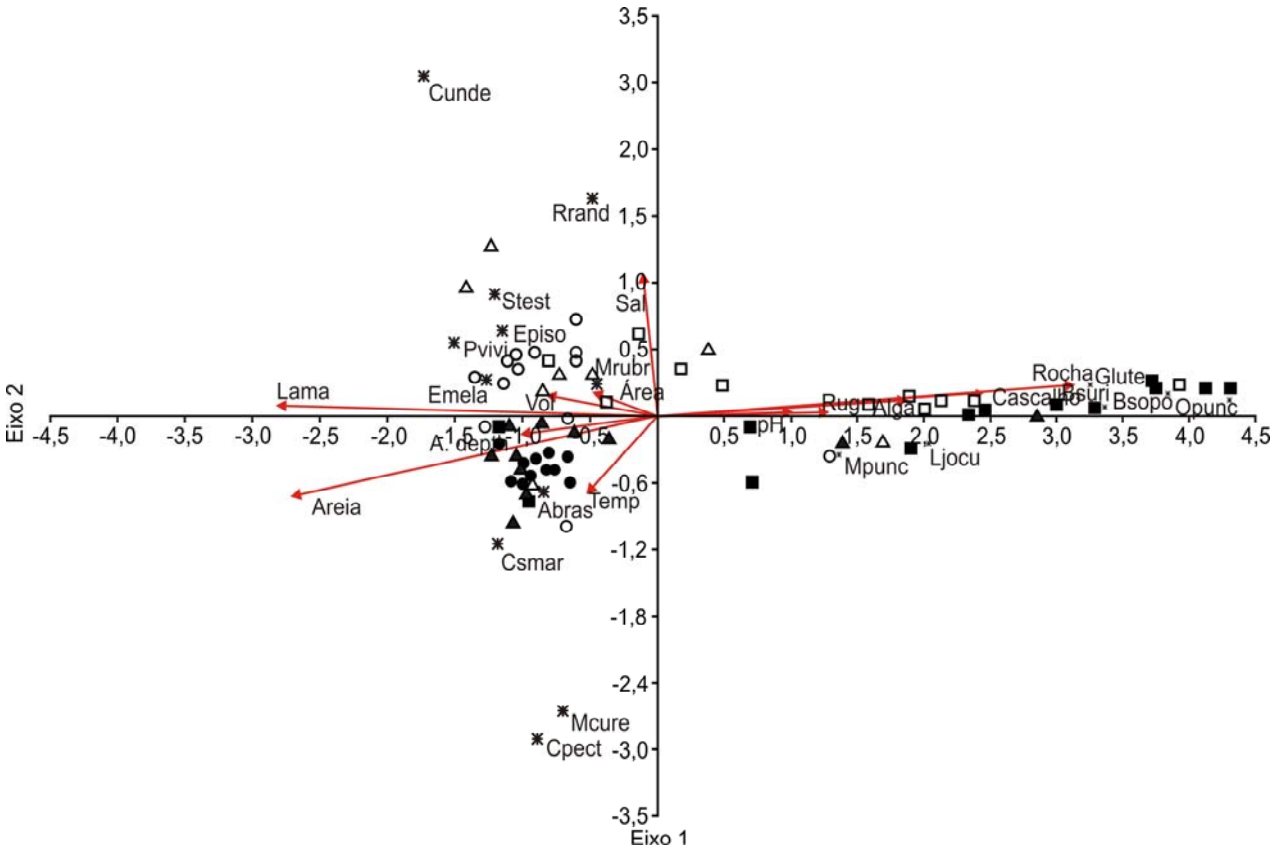

FIGURA 6: Diagrama de ordenação com dois eixos da Análise de Correspondência Canônica (CCA) com 11 descritores de habitat que melhor explicaram os padrões espaciais e temporais com 16 espécies mais abundantes capturadas nos habitats do afloramento rochoso, floresta de mangue e marismas entre a estação chuvosa (fevereiro e maio) e estação seca (agosto e novembro) de 2009, Ilha do Areuá no norte do Brasil. Legenda: consulte a Tabela 3 para verificar as siglas de espécies. ▲ – Mangue chuvoso, Δ - Mangue seco, ● Marisma chuvoso, ○ Marisma seco, ■ – Afloramento chuvoso e □ – Afloramento seco.

DISCUSSÃO

A maioria dos estudos relacionados às assembléias de peixes em diferentes habitats foi realizada em zonas de águas rasas, enfocando a segregação das espécies de peixes em habitats de mangue, bancos de algas e recifes de corais (e.g. NAGELKERKEN et al., 2000; COCHERET de la MORINIÈRE; POLLUX; NAGELKERKEN, 2002; KIMIREI et al., 2011). No entanto, nenhum estudo foi realizado, até o momento, envolvendo as assembléias de peixes de poças de maré em habitats de afloramento rochoso, mangue e marismas.

Sabe-se que a utilização de diferentes habitats por muitas espécies de peixes em distintos estágios de vida está relacionada ao tipo de nicho em que ocupam, sugerindo que variados habitats apresentam distintas assembléias de peixes (NAGELKERKEN et al., 2000; BLOOMFIELD; GILLANDERS, 2005). Neste estudo apenas nove espécies ocorreram nos três habitats amostrados (i.e. *A. brasiliensis*, *C. smaragdus*, *E. pisonis*, *E. melanopterus*, *L. jocu*, *M. punctatus*, *M. rubrioculus*, *R. randalli* e *S. testudineus*), sugerindo que as demais espécies tenham apresentado preferência por algum determinado habitat.

Em estudos realizados em áreas rasas de estuários foram destacadas a preferência dos peixes por determinados habitats. Estas preferências foram associadas às necessidades de alimentação, refúgio e reprodução (NAGELKERKEN et al., 2000; COCHERET de la MORINIÈRE; POLLUX; NAGELKERKEN, 2002).

Em estuários tropicais, as assembléias de peixes estão sujeitas a flutuações abruptas nas variáveis ambientais e interações biológicas (BLABER, 2000). Nas poças de maré, estas variações são muito mais drásticas, em virtude do tempo de exposição durante a emersão (DAVIS, 2000). Durante este estudo, a salinidade e a temperatura apresentaram evidente variação sazonal, enquanto que as demais variáveis ambientais variaram somente entre os habitats, influenciando diretamente a composição dos peixes entre as estações e na distribuição espacial entre os habitats. A análise de ordenação reconheceu uma nítida separação entre as poças do afloramento rochoso dos demais habitats (mangue e marisma) e entre as estações (chuvosa *vs.* seca). Sugerindo que as espécies de peixes que ocupam as poças de maré tem preferências por determinados tipos de habitat (substrato consolidado *vs.* areno-lamoso).

As poças de maré do afloramento rochoso foram as mais ricas em número de espécies, assim como em densidade e biomassa em relação aos demais habitats. Vale ressaltar que as principais espécies que contribuíram para este habitat eram residentes permanentes. Diferentemente nos habitats areno-lamosos, com exceção de *C. smaragdus* e *M. punctatus*, todas as outras espécies foram classificadas como transitórias ou oportunistas. Sugerindo que habitats mais heterogêneos e complexos estruturalmente (i.e. afloramento rochoso) possam apresentar melhores condições apara a sobrevivência destas espécies residentes permanentes.

Alguns estudos realizados em habitats com substrato consolidado indicaram que a heterogeneidade do substrato (e.g. cascalho, conchas fragmentadas, algas, tamanho e número de fendas nas rochas e estruturas flutuantes na coluna d'água) é a característica mais importante, pois garantem a sobrevivência de espécies que passam grande parte da vida, ou toda ela nessas poças de maré (DAVIS, 2000; GRIFFITHS; DAVIS; WEST, 2006; RAEDEMAECKER et al., 2010).

Das três famílias mais abundantes coletadas neste estudo, destaca-se a Gobiidae, tendo sido frequentemente registrada como a mais abundante e diversa em poças de maré de fundo consolidado, devido apresentarem adaptações morfológicas e fisiológicas capazes de resistirem às flutuações drásticas das variáveis ambientais na zona entremarés (HORN; MARTIN; CHOTKOWSKI, 1999; CASTELLANOS-GALINDO; GIRALDO; RUBIO, 2005; MACIEIRA; JOYEUX, 2011).

Das espécies exclusivas ao habitat rochoso, *B. soporator*, *O. punctatus*, *G. funebris*, *A. cryptocentrus* e *T. nattereri*, são caracterizadas pelo hábito críptico e morfologicamente adaptadas à zona entremarés.

Bathygobius soporator possui nadadeiras pélvicas em forma de ventosa para melhor aderir ao substrato e resistir ao efeito de correntes (MENEZES; FIGUEIREDO, 1985; MURDY, 2002). Esta espécie é típica de poças de maré de fundo consolidado, sendo registrada elevados valores de densidade em poças de maré (MACIEIRA; JOYEUX, 2011).

Omobranchus punctatus é uma espécie invasora originária do Indo-Pacífico e possui como características básicas adaptações morfológicas (e.g. fortes nadadeiras pélvicas) e fisiológicas (e.g. osmorregulação) que garantem alta resistência a variações ambientais e sucesso em processos de colonização de novas áreas (SPRINGER; GOMON, 1975; GOLANI, 2004; GERHADINGER et al., 2006; LASSO-ALCALÁ et

al., 2011). Suspeita-se que a ocorrência de *O. punctatus* na ilha do Areuá se deve à aproximação dos navios de grande porte no canal de navegação (canal do Espadarte) e o sucesso de invasão, à ausência de competição por alimento.

O Anguilliforme *G. funebris* pode facilmente se abrigar em fendas e buracos na rocha (BÖHLKE, 2002). Este tipo de substrato é preferencial para esta espécie devido ao elevado número de tocas, à facilidade de camuflagem e a eficiência em capturar suas presas. *Amphichthys cryptocentrus* e *T. nattereri* são espécies de águas rasas, que utilizam a zona de entremarés como refúgio, devido turbidez das águas e a heterogeneidade do substrato. *Trachinotus carolinus* foi a única espécie exclusiva das poças de maré em habitats de mangue. Esta espécie marinha é comumente encontrada nas áreas de entremarés à procura de alimento, geralmente moluscos e crustáceos (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; SMITH-VANIZ, 2002).

As espécies *C. pectinatus*, *E. itajara*, *O. saurus*, *A. achirus*, *A. lineatus*, *C. spilopterus* e *A. anableps* foram exclusivas das poças de maré dos marismas, sendo associadas as maiores medidas de área e volume, ainda pela maior contribuição do substrato caracterizado como areno-lamoso, por se tratarem de espécies pelágicas e bentônicas (MENEZES; FIGUEIREDO, 1980; CERVIGÓN et al., 1992) estas poças facilitaram a prática do nado livre, camuflagem no substrato e a predação.

Durante este estudo foi constatado que as maiores densidades e biomassas dos peixes ocorreram durante a estação chuvosa. Em estudos realizados no mesmo estuário foi destacado que durante essa estação há uma maior contribuição na abundância de peixes juvenis e no número de famílias, tanto no canal principal como dentro dos canais de maré (GIARRIZZO; KRUMME, 2007; SARPENDONTI; ANUNCIAÇÃO; NAHUM, 2008). Esse resultado se deve à maior concentração de material orgânico em suspensão e pelas águas mais turvas, que garantem oferta de alimento e proteção facilitados durante este período em estuários tropicais.

A preferência dos peixes por determinados habitats está intimamente ligada as suas finalidades de alimentação, proteção e reprodução, sendo, portanto uma indicação de dependência destas espécies ao habitat (NAGELKERKEN et al., 2000; KIMIREI et al., 2011). Assim, sugere-se que a escolha destes habitats esteja relacionada à fase de vida em que estes peixes se encontram, ou seja, a procura de áreas mais afastadas do sublitoral, por serem menos frequentadas por predadores e apresentarem complexas

estruturas que sirvam de abrigo (NAGELKERKEN et al., 2000; COCHERET de la MORINIÈRE; POLLUX; NAGELKERKEN, 2002; KIMIREI et al., 2011).

A distribuição de classes pelo tamanho das espécies mostrou que as poças de maré do afloramento rochoso apresentaram indivíduos de todas as classes de tamanho. No entanto, as poças do mangue e marismas foram caracterizadas somente por peixes juvenis. Este resultado corrobora com a hipótese de que estes habitats funcionam como berçários para muitas espécies pelágicas e ou bentônicas, normalmente encontradas em áreas mais profundas (i.e. zonas subtidais, zona costeira e mar aberto) (NAGELKERKEN et al., 2000; IKEJIMA et al., 2003; KIMIREI et al., 2011).

Habitats vegetados são considerados obstáculos para a entrada e ação de predadores, em função de sua complexidade estrutural (altas densidades de marismas, raízes aéreas e pneumatóforos, águas extremante turvas e rasas), dificultando o movimento e a visão dos mesmos (BARLETTA et al., 2000; LAEGDSGAARD; JOHNSON, 2001; IKEJIMA et al., 2003; BLOOMFIELD; GILLANDERS, 2005).

Em um estudo realizado em pequenos canais de mangue no estuário de Caeté (BARLETTA et al., 2000) foram capturadas espécies em fase juvenil iguais às do presente trabalho, destacando-se as espécies da família Gobiidae, encontradas em abundância nesse habitat lamoso. Os registros de gobídeos *C. smaragdus* e *G. oceanicus* das poças de maré lamosas da ilha de Areuá corroboraram com a preferência por substrato lamoso descrito por Barletta et al. (2000), enquanto que *B. soporator*, no presente estudo, foi característico do afloramento rochoso.

A estrutura física do substrato e habitats suspensos na coluna d'água (e.g. algas e trocos) influenciam fortemente na composição e distribuição das espécies de peixes na zona entremarés (DAVIS, 2000; GRIFFITHS; DAVIS; WEST, 2006; RAEDEMAECKER; MILIOU; PERKINS, 2010). A análise de Correspondência Canônica indicou uma variabilidade de 69,2%, explicando que a distribuição da ictiofauna foi atribuída principalmente à heterogeneidade do substrato, tornando-o o principal descritor dos habitats estudados e sendo claramente o fator preponderante à escolha dos habitats pelos peixes. Assim, pode-se supor que os 30,8% restantes da variabilidade sejam atribuídos a outras vaiáveis não mensuradas neste estudo, como relações intra e inter-específica (e.g. competição e predação).

Este estudo sugere que os peixes possuem preferências por diferentes tipos de habitats, em razão da fase de vida e guildas funcionais destas espécies. Isto é

particularmente importante para a conservação e manejo destes habitats, sendo áreas de berçário para muitas espécies de importância ecológica e econômica. Desta forma, não se pode subestimar estes habitats em relação a sua função ecológica para os peixes, sendo necessário elaborar novos estudos para compreender a funcionalidade das poças de maré em habitats de afloramentos rochosos, florestas de mangue e marismas, a fim de gerar resultados sobre o real uso destes habitats pela ictiofauna.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos A. Jesus, D. Oliveira, F. Seabra, M. Andrade, e S. Loureiro pelas contribuições na execução deste estudo. O suporte financeiro cedido pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Pará – FAPESPA (Projeto Universal - N°137/2008). R. Oliveira agradece o apoio financeiro da Fundação Bety and Moore pela bolsa BECA, concedida através do Instituto Internacional de Educação do Brasil (Processo B/2008/01/PAB/09) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de nível Superior – CAPES, pela concessão da Bolsa de mestrado cedida pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca.

REFERÊNCIAS

ABLE, K. W. A re-examination of fish estuarine dependence: Evidence for connectivity between estuarine and ocean habitats. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, p. 5-17, 2005.

ANDERSON, M. J. A new method for non-paramentric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.

ANDERSON, M. J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. **PERMANOVA + for PRIMER: Guide to software and statistical methods**. PRIMER-E, Plymouth, UK, 2008.

AYRES, M.; AYRES, Jr. M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **BioEstat 5.0 Aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas**. Pará: Instituto do Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, 364 p. 2007.

BARLETTA, M.; SAINT-PAUL, U.; BARLETTA-BERGAN, A.; EKAU, W.; SCHORIES, D. Spatial and temporal distribution of Myrophis punctatus (Ophichthidae) and associated fish fauna in a northern Brazilian intertidal mangrove forest. Hydrobiologia, v. 426, p. 65-74, 2000.

BÖHLKE, E. B. Muraenidae. In: CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. **Bony Fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)**. Rome, FAO, 2002, v. 2, p. 601-1374.

BLABER, S. J. M.; CYRUS, D. P.; ALBERT, J. J-.; CHING, C. V.; DAY, J. W.; ELLIOTT, M.; FONSECA, M. S.; HOSS, D. E.; ORENSANZ, J.; POTTER, I. C. SILVERT, W. Effects of fishing on the structure and functional of estuarine and nearshore ecosystems. **Journal of Marine Science**, v. 57, p. 590-602, 2000.

BLABER, S. J. M. Tropical estuarine fishes. Ecology, exploitation and concervation. In: **Fish and Aquatic Resouces**, Series 7. Blackwell Science, Oxford, 2000, 372 p.

BLOOMFIELD, A. L.; GILLANDERS, B. M. Fish and invertebrate assemblages in seagrass, mangrove, saltmarsh, and nonvegetated habitats. **Estuaries**, v. 28, p. 63-77, 2005.

BRAGA, C. F.; MONTEIRO, V. F.; ROSA-FILHO, J. S.; BEASLEY, C. R. Benthic macroinfaunal assemblages associated with Amazonian saltmarsh. **Wetlands Ecol. Manage**, v. 19, p. 257-272, 2011.

CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. **Bony Fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)**. Rome, FAO, 2002a, v. 2, p. 601-1374.

CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. **Bony Fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles aand marine mammals**. Rome, FAO, 2002b, v. 2, p. 1375-2127.

CASTELLANOS-GALINDO, G. A.; GIRALDO, A.; RUBIO, E. A. Community structure of an assemblage of tidepool fishes on a tropical eastern Pacific rocky shore, Colombia. **Journal of Fish Biology**, v. 67, p. 392-408, 2005.

CERVIGÓN, F.; CIPRIANI, R.; FISCHER, W.; GARJBALOI, L.; HENDRICKX, M.; LEMUS, A. J.; MÁRQUEZ, R.; POUTIERS, J. M.; ROBAlNA, G.; RODRIGUEZ, B. **Guia de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Suramerica**. Roma, Itália, FAO, 1992, 513p.

COCHERET de la MORINIÈRE, E.; POLLUX, B. J. A.; NAGELKERKEN, I.; van del VELDE, G. Post-settlemennt life cycle migration patterns and habitat preference of coral reef fish that use seagrass and mangrove habitats as nurseries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 55, p. 309-321, 2002.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Natural Environment Research Council, Plymouth, 1994, 144 p.

COX, T. E.; BAUMGARTNER, E.; PHILIPPOF, J.; BOYLE, K. S. Spatial and vertical patterns in the tidepool fish assemblage on the island of O`ahu. **Environ. Biol. Fish**, 90: 329-342, 2011.

CRUZ-MOTA, J. J.; MILOSLAVICH, P.; PALOMO, G.; IKEN, K.; KONAR, B.; POHLE, G.; TROTT, T.; BENEDETTI-CECCHI, L.; HERRERA, C.; HERNÁDEZ, A.; SARDI, A.; BUENO A.; CASTILO, J.; KLEIN, E.; GUERRA-CASTRO, E.; GOBIN, J.; GÓMEZ, I.; RIOSMENA-RODRIGUEZ, R.; MEAD, A.; BIGATTI, G.; KNOWLTON, A.; SHIRAYAMA, Y. Patterns of spatial variation of assemblages associated with intertidal rocky shores: A global perspective. **Plos ONE**, v. 5, p. 1-10, 2010.

DAY, T. **Oceans: Biomes of the Earth**. Chelsea House – Publishers, New York, NY, , 2006, 252 p.

DAVIS, J. L. D. Spatial and seasonal patterns of habitat partitioning in a guild of southern California tidepool fishes. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 196: 253-268, 2000.

ELLIOTT, M. WHITFIELD, A. K. Challenging paradigms in estuarine ecology and management. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 94, p. 306-314, 2011.

ELLIOTT, M.; NEDWELL, S.; JONES, N. V.; READ, S. J.; CUTTS, N. D.; HEMINGWAY, K. L. **Intertidal sand and mudflats & subtidal mobile sandbanks. An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs**. Scottish Association for marine Science (UK Marine SACs Project). 1998, v. 2, 151 p.

FRANZINELLI, E. Evolution of the geomorphology of the coast of the State of Pará, Brazil. IN: PROST, M. T. (edits) **Évolution des littoraux de Guyane et de la Zone CaraÏbe Méridionale pendant le Quartenary**. Paris, ORSTOM, p. 203-230, 1992.

FROESE, R.; PAULY, D. Editors. 2011. Fishbase.World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (10/2011).

FROESE, R.; BINOHLAN, C. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length at first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data. **Journal Fish Biology**, v. 56, p. 758-773, 2000.

GERHARDINGER, L. C.; FREITAS, M. O.; BERTONCINI, A.; RANGEL, C. A. Omobrachus punctatus (Teleostei: Blenniidae), na exotic blenny in the Southwestern Atlantic. **Biological Invasion**, 00: 1-6, 2006.

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**, vol. 80(3): 739 – 754, 2007.

GIARRIZZO, T.; KRUMME, U. Temporal patterns in the occurrence of selected tropical fishes in mangrove creeks: implications for the fisheries management in north Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, vol.52(3):679-688, 2009.

GIBSON, R. N. The vertical distribution and feeding relationships of intertidal fish on the Atlantic coast of France. **Journal of Animal Ecology**, v. 41, p. 189-207, 1972.

GOLANI, D. First record of the muzzled blenny (Osteichthyes: Blenniidae: Omobrachus punctatus) from the Mediterranean, with remarks on ship-mediated fish introduction. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 84, p. 851-852, 2004.

GRIFFITHS, S. P. Rockpool ichthyofauna of temperate Australia: species composition, residency and biogeographic. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, vol. 58, p. 173–186, 2003.

GRIFFITHS, S. P.; WEST, R. J.; DAVIS, A. R. Effects of intertidal elevation on the rockpool ichthyofaunas of temperate Australia. **Environmetal Biological of Fishes**, v. 68, p. 197-204, 2003.

GRIFFITHS, S. P.; DAVIS, A. R.; WEST, R. J. Role of habitat complexity in structuring temperate rockpool ichthyofaunas. **Marine Ecology Progress Series**, vol. 313, p. 227–239, 2006.

HALLIDAY, I. A.; YOUNG, W. R. Density, biomss and species composition of fish in a subtropical Rhizophora stylosa mangrove forest. **Mar. Freshwater Res**., v. 47, p. 609-615, 1996.

HINDELL, J. S.; JENKINS, G. P. Spatial and temporal variability in the assemblage structure of fishes associated with mangroves (*Avicennia marina*) and intertidal mudflats in temperate Australian embayments. **Marine Biology**, v. 144, p. 385-395, 2004.

IKEJIMA, K.; TONGNUNUI, P.; MEDEJ, T.; TANIUCHI, T. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang province, Thailand: seasonal and habitat differences. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 56, p. 447-457, 2003.

JENKINS, G. P.; MAY, H. M. A.; WHEATLEY, M. J.; HOLLOWAY, M. G. Comparison of fish assemblages associated with seagrass and adjacent unvegetated habitats of Port Phillip bay and Corner Inlet, Victoria, Australia, with emphasis on commercial species. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 44, p. 569-588, 1997.

JIN, B.; QIN, H.; XU, W.; WU, J.; ZHONG, J.; LEI, G.; CHEN, J.; FU, C. Nektonn use of intertidal creek edges in low salinity salt marshes of the Yangtze river estuary along a stream-order gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 88, p. 419-428, 2010.

KIMIREI, I. A.; NAGELKERKEN, I.; GRIFFIOEN, B.; WAGNER, C.; MGAYA, Y. D. Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, p. 47-58, 2011.

KNOX, G. A. **The ecology of seashores**. Marine science series, 2001, 557 p.

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 Resoucers**, v. 17, p. 215-229, 2004.

LAEGDSGAARD, P.; JOHNSON, C. Whay do juvenile fish utilize mangrove habitats? **Journal of Experimental Marine Bioloogy and Ecology**, v. 257, p. 229-253, 2001.

LAFFAILLE, P.; FEUNTEUN, E.; LEFEUVRE, J. -C. Composition of fish communities in a European macrotidal salt marsh (the Mont Saint-Michel bay, France). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 51, p. 429-438, 2000.

LASSO-ALCALÁ, O.; NUNES, J. L. S.; LASSO, C.; POSADA, J.; ROBERTSON, R.; PIORSKI, N. M.; TASSELL, J. V.; GIARRIZZO, T.; GONDOLO, G. Invasion of the Indo-Pacific blenny *Omobranchus punctatus* (Perciformes: Blenniidae) on the Atlantic Coast of Central and South America. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, p. 571-578, 2011.

LEWIS, J. R. **The ecology of rocky shores**. England University Press, London. 1964, 323 p.

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. **Estuarine, Coastal and shelf Science**, v. 48, p. 701-723, 1999.

LUCKHURST, B. E.; LUCKHURST, K. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. **Marine Biology**, v. 49, p. 317-323, 1978.

MACIEIRA, R. M.; JOYEUX, J. -C. Distribution patterns of tidepool fishes on a tropical flat reef. **Fishery Bulletin**, 109: 305-315, 2011.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes do sudeste do Brasil**. IV. Teleostei. Muzeu de Zoologia. Universidade de São Paulo, 1980, v. 4, 108 p.

MENEZES, N. A.; FIGUEIREDO, J. L. **Manual de peixes do sudeste do Brasil**. IV. Teleostei. Muzeu de Zoologia. Universidade de São Paulo, 1985, v. 5, 105 p.

MENEZES, M. P. M.; BERGER, U.; MEHLIG, U. Mangrove vegetation in Amazonia: a review of studies from the coast of Pará and Maranhão States, north Brazil. **Acta Amazonica**, 38: 403-420, 2008.

MURDY, E. O. Gobiidae. In: CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. **Bony Fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles aand marine mammals**. Rome, FAO, 2002, v. 2, p. 1375-2127.

NAGELKERKEN, I.; van der VELDE, G.; GORISSEN, M. W.; MEIJER, G. J.; van't HOLF, T.; den HARTOG, C. Importance of mangroves, seagrass beds and the shallow coral reef as a nursery for importance coral reef fishes, using a visual census technique. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 51, p. 31-44, 2000.

NAGELKERKEN, I.; BLABER, S. J. M.; BOUILLON, S.; GREEN, P.; HAYWOOD, M.; KIRTON, L. G.; MMEYNECKE, J. -O.; PAWLIK, J.; PENROSE, H. M.; SASEKUMAR, A.; SOMERFIELD, P. J. The habitat fuction of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. **Aquatic Botany**, v. 89, p. 155-185, 2008.

PIHL, L.; WENNHAGE, H. Structure and diversity assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. **Journal of Fish Biology**, v. 61, p. 148-166, 2002.

POLIVKA, K. M.; CHOTKOWSKI, M. A. Recolonization of experimentally defaunated tidepools by Northeast Pacific intertidal fishes.Copeia, p.456-462, 1998.

RAEDEMAECKER, F. D.; MILIOU, A.; PERKINS, R. Fish community structure on littoral rocky shores in the Eastern Aegean Sea: effects of exposure and substratum. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 90, p. 35-44, 2010.

SARPEDONTI, V.; ANUNCIAÇÃO, É. M. S.; NAHUM, V. I. Ichthyoplacton variations in two mangrove creeks of the Curuçá estuary, Pará, Brazil. **Ecotrópicos**, v. 21, p. 1-12, 2008.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry**, New York, W.H. Freeman and Company, 1995, 887 p.

SOUZA FILHO, P. W. M. Costa de manguezais de macromarés da Amazônia: cenários morfológicos, mapeamento e quantificação de áreas usando dados de sensores remotos. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 23, p. 427-435, 2005.

SPRINGER, V. G.; GOMON, M. F. **Revision of the bleniid fish genus Omobranchus with description of three new species and notes on other species of the tribe Omobranchini**. Smithsonian Contributions to Zoology, 1975 (177), 1–135 p.

SMITH-VANIZ, W. F. Carangidae. In: CARPENTER, K. E. **The living marine resources of the Western Central Atlantic**. **Bony Fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles aand marine mammals**. Rome, FAO, 2002, v. 2, p. 1375-2127.

UNDERWOOD, A. J. Experiments in ecology. **Their logical desingn and interpretation using analysis of variance**. Cambrige University Press, Cambridge, 1997, 499 p.

ZANDER, C. D.; NIEDER, J.; MARTIN, K. L. Vertical Distribution Patterns. In: HORN, M. H.; MARTIN, K. L.; CHOTKOWSKI, M. A. **Intertidal Fishes: Life in two worlds**. Academic Press, San Diego, 1999, p. 26-53.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice-Hall Inc., 1996, 662p.

CAPÍTULO 4

Conclusões Gerais e Perspectivas

CONCLUSÕES GERAIS E PERSPECTIVAS

Entender as variações de distribuição dos peixes que utilizam as poças de maré em escalas espaciais e temporais pode fornecer importantes informações para o entendimento do uso ecológico dos habitats de entremarés. A presente dissertação descreveu padrões de distribuição dos peixes que utilizam as poças de maré em diferentes habitats, assim como as variações ambientais que influenciam estas distribuições.

Estudos envolvendo a ictiofauna de poças de maré geralmente têm se restringido a um único habitat (i.e. costão rochoso marinho), considerando variações ambientais ao longo de uma única estação. Além disso, a ausência de metodologias padronizadas (e.g. classificação de residência, estimativas de área e volume), dificulta comparações mais robustas entre os diferentes locais.

No presente trabalho foi elaborada uma metodologia padronizada e eficiente que pode ser aplicada para diferentes habitats, garantindo dados quantitativos comparáveis no tempo (estações) e no espaço.

Neste estudo ficou envidente o efeito das estações chuvosa e seca nas variáveis físico-químicas (salinidade, temperatura e pH), bem como no tipo de substrato, fatores responsáveis pelas variações na distribuição da ictiofauna. A heterogeneidade do substrato foi o fator preponderante na escolha de algumas espécies por determinados habitats. Estas preferências estão intimamente ligadas às guildas funcionais destas espécies, sugerindo que habitats diferentes podem influenciar a estrutura das assembléias de peixes.

A heterogeneidade das composições ictiofaunísticas entre os habitats seguiu um padrão definido pelos descritores ambientais, característicos de cada habitat. Para as poças do afloramento rochoso foram registradas cinco espécies exclusivas, uma para as poças de mangue e oito para as poças de marismas. Tanto para o capítulo 2 quanto para o capítulo 3, as famílias mais diversas foram Batrachoididae (quatro espécies), Gobiidae (três espécies) e Tetraodontidae (três espécies). As espécies mais abundantes foram *M. rubrioculus*, *E. melanopterus*, *A. brasiliensis*, *L. jocu*, *C. smaragdus* e *S. testudineus*.

A densidade dos peixes nas poças de maré variou significativamente em função das estações, sendo que as espécies mais abundantes foram observadas durante a estação chuvosa, quando pela maior vazão do rio há i) um aumento da matéria orgânica

em suspensão e, portanto, maior acesso ao alimento; ii) maiores inundações, facilitando o acesso a habitats mais altos, topograficamente e iii) menor risco de predação pelas águas altamente turvas.

Os peixes juvenis foram observados em todos os três habitats amostrados neste estudo, com maior contribuição observada nas poças de maré no mangue e marismas, sugerindo que estes funcionem como áreas de berçário para muitas espécies de peixes.

Em relação ao grau de residência, a maioria das espécies capturadas durante o período de estudo foi classificada como transitória. Em habitats mais estáveis (i.e. área e volume) como as poças do afloramento rochoso, as espécies dominantes, em termos absolutos, foram as residentes permanentes, demostrando que a residência de uma espécie esta intimamente ligada à estabilidade do habitat.

Este estudo representa um avanço no que diz respeito à ecológia da ictiofauna que ocupa os habitats de entremarés durante a maré baixa e das variáveis ambientais condicionantes à permanência destas espécies. Estes resultados são particularmente importantes para o manejo destes habitats, visto que a área de estudo encontra-se dentro de uma RESEX. Dada a relevância das poças de maré para as espécies de peixes juvenis e a conectividade destas entre os diferentes habitats estuarinos, sugere-se minimizar o número de apetrechos de pesca fixos (e.g. currais) próximos a estes habitats. Novos estudos deveriam ser realizados para melhor elucidar o real uso ecológico das poças de maré pela ictiofauna, assim como, i) entender interações inter e intra-específicas, ii) hábitos alimentares, iii) migrações dentro e entre poças, iv) monitoramento de espécies invasoras, e v) efeito de pertubações antrópicas.