

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos
Trópicos**

IVAN OLIVEIRA DE ASSIS

**Mosaico de habitats estuarinos como áreas de criação de comunidades de peixes
tropicais**

**MACEIÓ - ALAGOAS
Mar/2019**

IVAN OLIVEIRA DE ASSIS

Mosaico de habitats estuarinos como áreas de criação de comunidades de peixes tropicais

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, área de concentração em Biodiversidade.

Orientador(a): Prof(a). Dr.(a) Nidia Noemi Fabré

**MACEIÓ - ALAGOAS
Mar/2019**

Folha de aprovação

Ivan Oliveira de Assis

**IMPORTÂNCIA RELATIVA DE HÁBITATS BERÇÁRIO NA
ASSEMBLÉIA DE PEIXES ESTUARINOS TROPICAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos, Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de Alagoas, como requisito para obtenção do título de Mestre em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS na área da Biodiversidade.

Dissertação aprovada em 20 de março de 2019.

Profa. Dra. Nidia Noemi Fabré/UFAL
Orientadora

Prof. Dr. Thierry Frédou/UFRPE
(membro titular)

Prof. Dr. Claudio Luis Santos Sampaio/UFAL
(membro titular)

Prof. Dr. Richard James Ladle/UFAL
(membro titular)

MACEIÓ - AL
Março/2019

Catálogo na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico

Bibliotecária: Taciana Sousa dos Santos – CRB-4 – 2062

A848m Assis, Ivan Oliveira de.

Mosaico de habitats estuarinos como áreas de criação de comunidades de peixes tropicais / Ivan Oliveira de Assis. – 2020.

55 f. : il. : figs.; tabs. color.

Orientadora: Nidia Noemi Fabr é .

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde. Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação nos Trópicos. Maceió, 2019.

Inclui bibliografias.

1. Área de berçário. 2. Áreas estuarinas. 3. Habitat (Ecologia) – Conservação. 4. Peixes – Populações. I. Título.

CDU: 639.3

RESUMO

Áreas berçário são regiões cruciais para o desenvolvimento de diversos organismos, principalmente por apresentarem fatores que podem garantir o sucesso reprodutivo de várias espécies. Áreas estuarinas em geral têm grande importância como ambientes berçário para muitos organismos, principalmente várias espécies de peixes. Além disso, outros habitats como capim marinho e praias estuarinas têm sido considerados como potenciais habitats berçário, principalmente para espécies estuarinas e marinho migrantes. Por serem ambientes fundamentais para o desenvolvimento das espécies, além de serem áreas suscetíveis ao impacto das ações humanas, é preciso que áreas berçário sejam alvo de estratégias de conservação, com foco na preservação de espécies que dependem desses habitats. O foco desse trabalho foi avaliar a importância dos habitats berçário e sua complementaridade para guildas ecológicas de peixes e a forma como essas espécies utilizam os habitats. Nossos resultados mostraram que as espécies das guildas utilizam os habitats de forma complementar em diferentes estágios da vida. Também notamos que a pluviosidade foi um fator importante na composição dos habitats, o que reflete na composição das guildas. Esses resultados mostram que é necessária que é necessário pensar em estratégias considerando a conectividade dos habitats e sua importância para a assembleia de peixes estuarinos.

Palavras-chave: Estuário, manguezal, pluviosidade, mosaico de habitats berçário

ABSTRACT

Nursery areas are fundamental regions that affect the development of many organisms, mainly due to characteristics that ensure reproductive success for a lot of species. Estuaries, mostly mangroves, show great importance as nurseries, mostly for fish species. Besides that, other habitats such as seagrass and beaches have been considered as potentially nursery habitats, mostly for estuarine and marine migrant species. Due to the fact that nursery habitats are very susceptible to human impacts, it is necessary to focus on conservation plans for these habitats and for species that depend on these areas. Our focus in this work was to assess the importance of nursery habitats and their complementarity for ecological guilds of fishes. Our results show that different guilds use the habitats in different stages of life. We also noted that pluviosity is a strong factor that affects the habitat composition and reflects on guild composition. These results show a necessity of developing strategies considering the habitat connectivity and its importance for fish assemblages.

Key-word: estuary, mangrove, pluviosity, nursery habitat mosaic

SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO	6
REFERÊNCIAS.....	7
2 REVISÃO DA LITERATURA	9
2.1 Áreas berçário	9
2.2 Importância das áreas estuarinas.....	11
Manguezais.....	13
Ambiente recifal	14
Capim marinho	15
Praia	15
Mosaico de habitats	16
REFERÊNCIAS.....	18
Abstract.....	22
Introduction	22
MATERIAL AND METHODS	25
Study area and sampling design	25
Fish surveys and rainfall information.....	25
Statistical analysis	26
RESULTS.....	26
Discussion	28
REFERENCES.....	31
4 Discussão geral.....	52
Referências	53
5 Conclusões	55

1 APRESENTAÇÃO

Áreas berçário são ambientes de importância crucial para o desenvolvimento de vários organismos durante seus primeiros estágios de vida (POTTER et al., 1990; ROBERTSON; DUKE, 1987). Os principais fatores que definem se uma área tem importância como berçário, são a presença ou ausência de indivíduos juvenis, além da densidade desses indivíduos em relação a outras áreas (DAHLGREN et al., 2006; SHEAVES; BAKER; JOHNSTON, 2006). Para muitas espécies de peixes, áreas berçário têm importância crucial desde os primeiros estágios de vida, até o momento do recrutamento de várias espécies (ABLE, 2005; GILLANDERS, 2002), já outros grupos de espécies podem utilizar áreas que são berçário pra algumas espécies com outros objetivos (ex.: alimentação) (ABRANTES *et al.*, 2014).

Por muito tempo, manguezais e estuários têm sido considerados como berçário em potencial para uma variedade de espécies, principalmente espécies que realizam migrações entre ambientes estuarinos e costeiros (DORENBOSCH et al., 2004; LITVIN et al., 2018). Além dos manguezais, outros habitats como praias estuarinas e manchas de capim marinho têm sido considerados berçários para muitas espécies, tanto como zonas de transição durante movimentos migratórios como habitats temporários (DE ARAÚJO SILVA et al., 2004; SHEAVES; BAKER; JOHNSTON, 2006).

Muitos ambientes considerados berçário, podem ser vulneráveis a ameaças, principalmente fatores antrópicos como urbanização (BAKER; KING, 2010), o que pode causar perda de habitats para várias espécies (HECK; HAYS; ORTH, 2003; SHORT et al., 2011). Por esse motivo, é necessária uma visão holística em relação aos habitats berçário, considerando a complementaridade entre os diferentes ambientes (RAY, 2005).

A complementaridade entre esses habitats está relacionada principalmente com a forma como as espécies utilizam esses ambientes durante seu ciclo de vida (KIMIREI et al., 2011; MCBRIDE et al., 2001). Muitas espécies consideradas migradoras, utilizam habitats berçário como área de criação, até que esses indivíduos atinjam a maturação (CHANG; IIZUKA; TZENG, 2004; DORENBOSCH et al., 2004). O que significa que

essas espécies podem ser as mais vulneráveis a impactos nessas áreas berçário, por esse motivo, se torna importante considerar a complementaridade entre habitats, no intuito de conservar a biodiversidade.

Com base nisso, o objetivo desse trabalho foi analisar e avaliar a importância relativa dos habitats berçário para diferenças espécies, considerando o contexto da composição das assembleias ícticas e a estruturação das guildas em função dos habitats. Para isso, densidade e riqueza de guildas foi comparada entre habitats, com o objetivo de definir a importância desses habitats em diferentes momentos do tempo e para diferentes guildas.

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, n. 1 SPEC. ISS., p. 5–17, 2005.

ABRANTES, K. G. et al. Importance of Mangrove Carbon for Aquatic Food Webs in Wet–Dry Tropical Estuaries. **Estuaries and Coasts**, v. 38, n. 1, p. 383–399, 2014.

BAKER, M. E.; KING, R. S. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, p. 25–37, 2010.

CHANG, C. W.; IIZUKA, Y.; TZENG, W. N. Migratory environmental history of the grey mullet *Mugil cephalus* as revealed by otolith Sr : Ca ratios. **Marine Ecology Progress Series**, v. 269, p. 277–288, 2004.

DAHLGREN, CRAIG P. et al. Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. **Marine Ecology Progress Series**, v. 318, n. Shulman 1985, p. 303–306, 2006.

DE ARAÚJO SILVA, M. et al. The nursery function of sandy beaches in a Brazilian tropical bay for 0-group anchovies (Teleostei: Engraulidae): diel, seasonal and spatial patterns. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, v. 84, n. 6, p. 1229–1232, dez. 2004.

DORENBOSCH, M. et al. The relationship of reef fish densities to the proximity of mangrove and seagrass nurseries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 60, n. 1, p. 37–48, 2004.

GILLANDERS, B. M. Connectivity between juvenile and adult fish populations: Do adults remain near their recruitment estuaries? **Marine Ecology Progress Series**, v. 240, p. 215–223, 2002.

HECK, K. L. J.; HAYS, G.; ORTH, R. J. Critical evaluation of nursery hypothesis for seagrasses. **Marine Ecology Progress Series**, v. 253, p. 123–136, 2003.

KIMIREI, I. A. et al. Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, n. 1, p. 47–58, 2011.

LITVIN, S. Y. et al. What Makes Nearshore Habitats Nurseries for Nekton? An Emerging View of the Nursery Role Hypothesis. **Estuaries and Coasts**, v. 41, n. 6, p. 1539–1550, 2018.

MCBRIDE, R. S. et al. Nursery habitats for ladyfish, *Elops saurus*, along salinity gradients in two Florida estuaries. **Fishery Bulletin**, v. 99, n. 3, p. 443–458, 2001.

POTTER, I. C. et al. Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and Southern Africa. **Environmental Biology of Fishes**, v. 28, n. 1–4, p. 143–178, 1990.

RAY, G. C. Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 64, n. 1 SPEC. ISS., p. 18–32, 2005.

ROBERTSON, A. I.; DUKE, N. C. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. **Marine Biology**, v. 205, p. 193–205, 1987.

SHEAVES, M.; BAKER, R.; JOHNSTON, R. Marine nurseries and effective juvenile habitats: an alternative view. **Marine Ecology Progress Series**, v. 318, n. Shulman 1985, p. 303–306, 2006.

SHORT, F. T. et al. Extinction risk assessment of the world's seagrass species. **Biological Conservation**, v. 144, n. 7, p. 1961–1971, 1 jul. 2011.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Áreas berçário

Áreas berçários são regiões que têm importância para o desenvolvimento dos organismos nos primeiros estágios de vida (WHITFIELD, 1989). Os primeiros trabalhos abordando esse conceito surgiram por volta dos anos 60, com o trabalho de GUNTER (1967), em que ele foca considera a biologia de uma espécie de arraia e de camarões da família Peneidae. Posteriormente, vários autores começaram a utilizar o termo área berçário para se referir a regiões onde houvesse a presença dos indivíduos jovens de uma população (BECK *et al.*, 2001) .

Muitos trabalhos que vieram após o estudo de Gunter (1967) atentaram para o fato de que estuários teriam uma importância fundamental como áreas berçário para vários grupos de organismos aquáticos (DEEGAN, 1993). O conceito de áreas berçário, tem relação direta com o conceito proposto por Harden & Jones (1967), baseado na diferenciação de áreas de criação e reprodução para populações de peixes (JONES, 1987). De acordo com esse conceito, diversas espécies de peixes realizam migrações ontogenéticas entre habitats diferentes como uma estratégia para evitar algum tipo de competição por recursos entre a população jovem e adulta das espécies, o que poderia influenciar negativamente no desenvolvimento dos indivíduos juvenis (ANDRADE *et al.*, 2019).

Muitos autores têm considerado a presença ou ausência de populações de indivíduos juvenis como um fator crucial para definir se determinado ambiente é uma área berçário em potencial (POTTER *et al.*, 1990; ROBERTSON; DUKE, 1987). Porém, Beck (2001) definiu quatro pontos para identificar um ambiente como área berçário para peixes: 1 – densidade de jovens, 2 – taxa de crescimento, 3 – taxa de sobrevivência e 4 – taxa de recrutamento. O primeiro fator é a densidade de juvenis em relação à concentração de adultos. Esse requisito é uma característica importante para considerar uma área com potencial berçário. Além da densidade, para uma área ser considerada como berçário, é necessário que o ambiente ofereça a uma alta possibilidade de crescimento para a população de juvenis. Somada a essa

possibilidade, a taxa de sobrevivência dos juvenis da população precisa ser alta em relação a outros ambientes. Além da densidade de juvenis, a possibilidade de crescimento é outro fator que deve ser levado em conta, além da taxa de sobrevivência dos juvenis da população. Esses dois fatores têm influência direta na taxa de recrutamento da população, que é um outro requisito de suma importância para a função berçário de algum ambiente.

Vários trabalhos têm se baseado nos requisitos por Beck para identificar áreas com uma potencial função de berçário para populações. Dahlgren et al. (2006) propôs o conceito de “effective juvenile habitats” (EJH), seguindo os requisitos propostos por Beck. Para Dahlgren, os EJH são habitats que contribuem com indivíduos para a população adulta. Essa nova perspectiva mantém os requisitos propostos por Beck, mas parte de uma nova perspectiva comparando a contribuição total que o habitat proporciona para a população total, ao invés da contribuição de unidade por área, como foi proposto anteriormente por Beck. De acordo com Dahlgren, o conceito de Beck considera a contribuição dos habitats de acordo com a alta densidade de juvenis, porém, essa abordagem tende a ignorar ou subestimar habitats com que apresentam áreas extensas e baixa densidade de juvenis, em relação ao tamanho da área (DAHLGREN *et al.*, 2006; LITVIN *et al.*, 2018).

Tradicionalmente, estuários têm sido considerados obrigatoriamente áreas berçário por causa da disponibilidade de habitats que podem ser considerados refúgio para diversos organismos nesses ambientes (COCHERET DE LA MORINIÈRE *et al.*, 2004; PETERS *et al.*, 1998). Para muitas espécies de peixes, por exemplo, estuários têm uma importância fundamental para as populações, geralmente nos primeiros estágios de vida e realizam migrações ontogenéticas para áreas costeiras (DANTAS *et al.*, 2013). Historicamente, vários autores têm considerado a importância de áreas estuarinas para as populações de indivíduos jovens de peixes (POTTER *et al.*, 2015). Para muitas espécies, ambientes inseridos nessas áreas oferecem características que proporcionam um maior sucesso reprodutivo para populações de peixes, principalmente devido à diversidade de habitats que existe nesses ambientes (EDWORTHY; STRYDOM; STRYDOM, 2016). Dentre os habitats estuarinos que realizam função de

berçário, é possível destacar principalmente áreas de mangue, bancos de fanerógamas marinhas, recifes costeiros, poças de marés e praias estuarinas (NAGELKERKEN *et al.*, 2015; OLDS *et al.*, 2018).

. Além dos manguezais, recifes e áreas de capim marinho também têm sido alvo de vários estudos sobre a importância dessas áreas para o desenvolvimento de várias espécies (MINELLO *et al.*, 2003). O capim marinho em especial tem sido estudado devido a sua função de corredor, conectando o ambiente estuarino e áreas marinhas, como no caso dos recifes (WHITFIELD, 2017).

Por muito tempo praias estuarinas têm sido consideradas apenas ambientes de transição para pré-adultos e indivíduos em período de recrutamento (COSTA; ALBIERI; ARAÚJO, 2005; FAVERO *et al.*, 2015). Alguns trabalhos recentes têm mostrado que além da importância como zona de transição, as praias também são importantes como habitat para juvenis de algumas espécies, tanto relacionado à proteção quanto zona de alimentação. O pouco conhecimento sobre a importância dessas áreas para indivíduos pode oferecer risco para algumas espécies que dependem dessas áreas e que podem sofrer com a perda de habitat (BENNETT, 1989; CLARK; BENNETT; LAMBERTH, 1994).

2.2 Importância das áreas estuarinas

Estuários são sistemas dinâmicos formados pelo encontro de águas continentais e águas oceânicas (POTTER *et al.*, 2010). Nesses ecossistemas, a dinâmica das comunidades de organismos sofre influência direta dos movimentos dos rios ou lagoas que alimentam esses estuários e das marés (GARCIA; VIEIRA; WINEMILLER, 2001; HENDERSON; BIRD, 2010). Devido a essa dinâmica entre águas continentais e marinhas, estuários geralmente possuem características que permitem a presença de vários organismos aquáticos, principalmente espécies de peixes que geralmente toleram pouca variação nos níveis de salinidade (STERZELECKI *et al.*, 2013). Essa característica dos estuários faz com que esses ambientes se tornem eficazes como áreas berçário para algumas espécies de organismos (VASCONCELOS *et al.*, 2010).

De modo geral, estuários têm sido considerados áreas berçário devido a vários fatores além da salinidade, como disponibilidade de habitats e áreas de alimentação para indivíduos juvenis (NAGELKERKEN et al., 2000). Além da função desses ambientes como berçário, estuários têm grande importância para comunidades humanas que habitam o entorno desses locais (LOTZE et al., 2006). Boa parte da atividade humana em estuários tem relação com a pesca, extração de crustáceos ou até extração de madeira em alguns casos (EDGAR; BARRETT, 2000). Além disso, a urbanização em áreas próximas aos estuários pode alterar significativamente a estrutura e composição das assembleias (INGLIS; KROSS, 2000), causada principalmente pelo aporte de poluentes e contaminação por metais pesados (EYRE; BALLS, 1999).

No Brasil, estuários também têm grande importância tanto para as populações humanas (DIEGUES, 1999) quanto para comunidade de organismos, realizando a função de berçário para várias espécies (WALLACE et al., 1984; WALLACE; DER ELST; OTHERS, 1975). Por muito tempo, a pesca artesanal foi uma atividade realizada em larga escala em regiões estuarinas e costeiras do Brasil (ROGÉRIO; HENRY; ALBERTO, 2016). Áreas estuarinas exercem grande importância no desenvolvimento de várias espécies de importância comercial, principalmente durante os primeiros estágios de vida (BARLETTA et al., 2005) e apresentam uma grande diversidade de espécies (BARLETTA et al., 2003). Além da pesca de peixes, estuários também têm grande importância para comunidades que dependem da coleta de outros organismos, como crustáceos e moluscos, principalmente da classe bivalvia (CAMILO *et al.*, 2018). Várias atividades de pesca e coleta de organismos realizadas em áreas estuarinas, ocorrem em regiões de manguezal, principalmente entre as raízes desses locais, que em muitos casos têm grande importância como área de berçário e criação para algumas espécies de peixes (CARRASQUILLA-HENAO *et al.*, 2019; LUGENDO *et al.*, 2007).

Manguezais

Historicamente, manguezais têm sido considerados potenciais áreas berçário para várias espécies de organismos aquáticos, principalmente por sua fitofisionomia e complexidade de habitats entre as raízes da vegetação, oferecendo refúgio para diversos organismos (COCHERET DE LA MORINIÈRE et al., 2004; NAGELKERKEN et al., 2008). A diversidade de habitats em manguezais é de grande importância para organismos aquáticos – e.g. peixes -, principalmente nos primeiros estágios de vida, uma vez que esses organismos precisam de ambientes protegidos contra predação, ao mesmo tempo que dependem de áreas para alimentação (COCHERET DE LA MORINIÈRE et al., 2003; SIMPFENDORFER; MILWARD, 1993).

Manguezais também apresentam importância crucial para comunidades humanas, principalmente como barreira contra impactos das marés e outros eventos naturais como tempestades (BARBIER, 2006). Muitas espécies que habitam o ambiente marinho e têm valor comercial para a pesca, dependem de habitats em manguezais para desenvolver os indivíduos jovens, como no caso dos mugilídeos, lutjanídeos e alguns carangídeos (IGULU *et al.*, 2014a; NAGELKERKEN *et al.*, 2000), por isso, essas áreas podem ser suscetíveis a impactos (MORAES; NUNESMAIA; PINHEIRO, 2015) causados pela ocupação humana (ALVES; SASSI; SANTANA, 2013; VENTURA; LANA, 2014), o que pode ocasionar numa possível perda de habitat para espécies que dependem desses ambientes e conseqüentemente a perda de espécies chave para a manutenção do ecossistema (BAILLARD, 2016; SINGH et al., 1986).

Muitos autores dão enfoque na importância de manguezais em conjunto com outros ambientes, como por exemplo, áreas recifais. Para esses autores, a conectividade entre áreas de mangue e recife têm relação com diferentes estágios ontogenéticos de algumas espécies (GLASER, 2003; LAEGDSGAARD; JOHNSON, 2001, 1995; ROBERTSON; DUKE, 1987). Essa conectividade entre esses habitats é uma peça chave para o sucesso reprodutivo de várias espécies de peixes (JOHANNES, 1978; OLDS et al., 2012), tornando crucial a conservação dessas áreas.

Ambiente recifal

Recifes de coral estão entre os ecossistemas mais diversos no planeta, tanto por sua importância ecológica (ROBERTS *et al.*, 2002) quando por seu valor como fonte de recursos para populações humanas (AULT *et al.*, 2005). Muitos dos serviços ecossistêmicos proporcionados pelos recifes de coral abrangem desde a pesca e exploração de recursos alimentares (CINNER *et al.*, 2013)(refs) até a recreação (ADDISON; KOSS; O'HARA, 2008), além da importância desses ambientes para a proteção das áreas costeiras(FRIHY *et al.*, 2004).

Desde os anos 80, estudos mostram que a área ocupada pelos recifes tem sofrido um grande declínio ao longo dos anos (BAKER; GLYNN; RIEGL, 2008). Esse declínio tem sido ocasionado por diversos fatores como mudanças climáticas, poluição e outros impactos causados por atividade humana (PET-SOEDE *et al.*, 2001). As consequências desse declínio podem ser observadas principalmente nas comunidades de organismos marinhos, principalmente várias espécies de peixes que dependem diretamente desses ambientes (IGULU *et al.*, 2014b). Uma das principais causas da degradação dos ambientes de recife tem relação direta com as mudanças climáticas, que tem elevado a temperatura dos oceanos causando a morte de várias espécies de coral (MULLER; BARTELS; BAUMS, 2018).

Além de sua importância para a subsistência das populações humanas, recifes de coral têm um alto potencial como áreas berçário para várias espécies e organismos marinhos(HAMILTON *et al.*, 2017). Para os peixes, por exemplo, recifes de coral têm sua importância tanto como habitats de criação para algumas espécies e como áreas de alimentação para outras espécies. Espécies marinhas em geral realizam migrações entre áreas recifais e estuarinas, principalmente regiões de manguezais (HUIJBERS; NAGELKERKEN; LAYMAN, 2015). Geralmente a conectividade entre esses ambientes é proporcionada pela presença de áreas de capim marinho, que atuam como corredores para espécies de peixes (NAGELKERKEN *et al.*, 2001).

Capim marinho

Assim como áreas de mangue, o capim marinho tem recebido bastante enfoque em relação à importância dessas áreas como berçários (DORENBOSCH et al., 2004; WHITFIELD, 2017). Para muitas espécies de peixes, o capim marinho tem uma grande importância tanto para proteção quanto alimentação dessas espécies (DE LA TORRE-CASTRO; DI CARLO; JIDDAWI, 2014; MOKSNES et al., 2008). Boa parte dos estudos focando nos habitats de capim marinho ressaltam a importância desses ambientes em conjunto com outros habitats – e.g. manguezal, recifes – geralmente servindo como corredores para algumas espécies que realizam migrações (MCMAHON; BERUMEN; THORROLD, 2012; MUMBY, 2006).

A dinâmica das espécies de capim marinho tem relação direta com a sazonalidade (MARBÀ; DUARTE, 1997), onde o aumento das chuvas faz com que esse habitat não esteja presente no ambiente em certos períodos do ano (MARBÀ et al., 1996). Esse padrão sazonal pode influenciar diretamente na composição de espécies nas áreas berçário (BESSEY et al., 2016; HONDA et al., 2013), pelo fato de que algumas espécies podem ser mais dependentes desses habitats do que outras (MCMAHON; BERUMEN; THORROLD, 2012).

Além de influenciar na composição de espécies da comunidade no contexto da disponibilidade de habitats, a dinâmica sazonal do capim marinho também influencia interação com outros habitats, principalmente na conexão entre ambiente estuarino e recifal (EGGERTSEN et al., 2017; SKILLETER et al., 2017). Essa influência pode ter relação no ciclo de vida de várias espécies, principalmente nos primeiros estágios do desenvolvimento até o período de recrutamento (COCHERET DE LA MORINIÈRE et al., 2003).

Praia

Além dos mangues e manchas de capim marinho, praias têm sido consideradas habitats importantes para juvenis e pré-adultos de algumas espécies de peixes (BENNETT, 1989). Por muito tempo, as praias foram consideradas apenas áreas de transição para indivíduos em período de migração (MARINE. et al., 2003), mas estudos

recentes têm atentado para a importância desses ambientes durante o período de desenvolvimento de várias espécies (DA SILVA et al., 2018; INUI et al., 2010).

Para essas espécies, as praias podem funcionar tanto como área de proteção para indivíduos mais jovens, que podem se abrigar contra predadores (OLDS et al., 2018; SUDA; INOUE; UCHIDA, 2002) quanto área de alimentação para esses mesmos juvenis, evitando competição por alimento com peixes adultos (HYNDES et al., 2014). Espécies exclusivamente marinhas como no caso de guildas marinho migrante ou marinho vagante, áreas de praia são ambientes adequados para esses indivíduos, principalmente por apresentar menor variação nos níveis de salinidade (BEYST; HOSTENS; MEES, 2001). Para espécies marinhas, a salinidade é um fator crucial para o desenvolvimento, principalmente nos primeiros estágios de vida.

Geralmente, áreas costeiras sofrem grande influência antrópica, principalmente da pesca, urbanização e turismo (COSTA et al., 2017; OLDS et al., 2018). Por isso, é importante que estudos sejam realizados com foco na importância desses habitats para as espécies, e quais os impactos da antropização na perda desses habitats.

Mosaico de habitats

O conceito de habitats ou áreas berçário sempre foi baseado na ideia de que esses ambientes eram definidos pela presença ou ausência – e mais tarde a densidade - de indivíduos juvenis (BECK *et al.*, 2001). com o desenvolvimento do conceito de áreas berçário ao longo do tempo, foi incorporada a ideia de *effective juvenile habitats* ou habitats. Historicamente, parte dos estudos têm apontado para a importância de habitats estuarinos, principalmente áreas de mangue para várias espécies de peixes (NAGELKERKEN *et al.*, 2008). Na grande maioria dos trabalhos os habitats berçário são vistos como unidade independentes (GLASER, 2003). Mas para alguns autores, a conectividade entre habitats estuarinos é um fator que precisa ser considerado (NAGELKERKEN *et al.*, 2015).

Muitos dos trabalhos que consideram entre habitats berçário, geralmente consideram a migração das populações entre estuário e recife e a importância do capim

marinho nessa conectividade (COCHERET DE LA MORINIÈRE et al., 2004; MUMBY, 2006). O capim marinho é um habitat que apresenta uma dinâmica fortemente influenciada pela sazonalidade, principalmente nos trópicos (CHOLLETT; BONE; PÉREZ, 2007), pelo fato de que essas estruturas se desenvolvem durante estações com poucas chuvas, e durante as chuvas esse habitat está ausente (CHOLLETT; BONE; PÉREZ, 2007).

Vários autores têm chamado atenção para a importância dos habitats berçário como áreas complementares entre si, onde cada habitat seria importante para uma espécie ou gênero em diferentes momentos da vida desses grupos (NAGELKERKEN et al., 2015; SHEAVES; BAKER; JOHNSTON, 2006). De acordo com a hipótese do mosaico de habitats proposta por NAGELKERKEN (2015) e SHEAVES (2009), os habitats costeiros como manguezal, capim marinho e recifes têm funções que estão interligadas entre si. Para algumas espécies ou grupos de espécies, os habitats berçário podem ser importantes em momentos diferentes do ciclo de vida, por isso, uma visão holística em relação a esses habitats se torna importante (MCMAHON; BERUMEN; THORROLD, 2012).

Estudos baseados na estrutura das comunidades em áreas berçário em função do mosaico de habitats e da complementaridade desses habitats podem ser importantes tanto para a compreensão da dinâmica das assembleias quanto para propor medidas de conservação (OLDS et al., 2016). A perda de habitat é um fator crucial que deve ser levado em conta no contexto do mosaico de habitats, principalmente em relação à complementaridade entre os habitats e a importância dessa complementaridade para as espécies de peixes (FRANÇA et al., 2012; PIHL et al., 2006).

REFERÊNCIAS

- ADDISON, P. F. E.; KOSS, R. S.; O'HARA, T. D. Recreational use of a rocky intertidal reef in Victoria: Implications for ecological research and management. **Australasian Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 15, n. 3, p. 169–179, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/14486563.2008.9725199>
- ANDRADE, Marcelo C. *et al.* Trophic niche segregation among herbivorous serrasalmids from rapids of the lower Xingu River, Brazilian Amazon. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 829, n. 1, p. 265–280, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3838-y>
- AULT, Jerald S. .. *et al.* Towards sustainable multispecies fisheries in the Florida, USA, coral reef ecosystem. *In*: 2005, **Bulletin of Marine Science**. [S. l.: s. n.] p. 595–622. Disponível em: <https://www.ingentaconnect.com/content/umrsmas/bullmar/2005/00000076/00000002/art00020>. Acesso em: 13 mar. 2020.
- BAKER, Andrew C.; GLYNN, Peter W.; RIEGL, Bernhard. Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v. 80, n. 4, p. 435–471, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.09.003>. Acesso em: 15 mar. 2020.
- BARBIER, Edward B. Natural barriers to natural disasters: replanting mangroves after the tsunami. **Frontiers in Ecology and the Environment**, [S. l.], v. 4, n. 3, p. 124–131, 2006. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0124:NBTNDR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0124:NBTNDR]2.0.CO;2)
- BECK, Michael W. *et al.* The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. **BioScience**, [S. l.], v. 51, n. 8, p. 633, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)
- CAMILO, V. M. A. *et al.* Reproductive cycle of *Mytella guyanensis* (Lamarck, 1819) in a marine reserve (RESEX Bay of Iguape), Bahia, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, [S. l.], v. 78, n. 2, p. 255–264, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.05716>
- CARRASQUILLA-HENAO, Mauricio *et al.* The mangrove-fishery relationship: A local ecological knowledge perspective. **Marine Policy**, [S. l.], v. 108, p. 103656, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.103656>
- CINNER, Joshua E. *et al.* Global Effects of Local Human Population Density and Distance to Markets on the Condition of Coral Reef Fisheries. **Conservation Biology**, [S. l.], v. 27, n. 3, p. 453–458, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01933.x>. Acesso em: 13 mar. 2020.
- DAHLGREN, Craig P. *et al.* Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. **Marine Ecology Progress Series**, [S. l.], v. 318, n. Shulman 1985, p.

303–306, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/meps318303>

DANTAS, David Valença *et al.* Seasonal Diet Shifts and Overlap Between Two Sympatric Catfishes in an Estuarine Nursery. **Estuaries and Coasts**, [S. l.], v. 36, n. 2, p. 237–256, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12237-012-9563-2>

EDWORTHY, Carla; STRYDOM, Nadine; STRYDOM, Nadine. Habitat partitioning by juvenile fishes in a temperate estuarine nursery, South Africa. **Scientia Marina**, [S. l.], v. 80, n. 2, p. 151–161, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3989/scimar.04333.01B>. Acesso em: 29 out. 2018.

FRIHY, Omran E. *et al.* The role of fringing coral reef in beach protection of Hurghada, Gulf of Suez, Red Sea of Egypt. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 22, n. 1, p. 17–25, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.11.004>

HAMILTON, Richard J. *et al.* Logging degrades nursery habitat for an iconic coral reef fish. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 210, p. 273–280, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.024>

HUIJBERS, Chantal M.; NAGELKERKEN, Ivan; LAYMAN, Craig A. Fish movement from nursery bays to coral reefs: a matter of size? **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 750, n. 1, p. 89–101, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2162-4>

IGULU, Mathias M. *et al.* Mangrove habitat use by juvenile reef fish: Meta-analysis reveals that tidal regime matters more than biogeographic region. **PLoS ONE**, [S. l.], v. 9, n. 12, 2014 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114715>

IGULU, Mathias M. *et al.* Mangrove habitat use by juvenile reef fish: Meta-analysis reveals that tidal regime matters more than biogeographic region. **PLoS ONE**, [S. l.], v. 9, n. 12, 2014 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114715>

JONES, G. P. Competitive interactions among adults and juveniles in a coral reef fish. **Ecology**, [S. l.], v. 68, n. 5, p. 1534–1547, 1987. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1939237>. Acesso em: 12 mar. 2020.

LITVIN, Steven Y. *et al.* What Makes Nearshore Habitats Nurseries for Nekton? An Emerging View of the Nursery Role Hypothesis. **Estuaries and Coasts**, [S. l.], v. 41, n. 6, p. 1539–1550, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12237-018-0383-x>

LUGENDO, Blandina R. *et al.* Relative importance of mangroves as feeding habitats for fishes: A comparison between mangrove habitats with different settings. **Bulletin of Marine Science**, [S. l.], v. 80, n. 3, p. 497–512, 2007.

MULLER, Erinn M.; BARTELS, Erich; BAUMS, Iliana B. Bleaching causes loss of disease resistance within the threatened coral species *acropora cervicornis*. **eLife**, [S. l.], v. 7, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.7554/eLife.35066>

NAGELKERKEN, I. *et al.* Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral Reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v. 51, n. 1, p. 31–44, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0617>

- NAGELKERKEN, I. *et al.* Dependence of Caribbean reef fishes on mangroves and seagrass beds as nursery habitats: a comparison of fish faunas between bays with and without mangroves/seagrass beds. **Marine Ecology Progress Series**, [S. l.], v. 214, p. 225–235, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/meps214225>. Acesso em: 19 fev. 2019.
- NAGELKERKEN, I. *et al.* The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. **Aquatic Botany**, [S. l.], v. 89, n. 2, p. 155–185, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2007.12.007>. Acesso em: 5 dez. 2018.
- NAGELKERKEN, I. *et al.* The seascape nursery: A novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. **Fish and Fisheries**, [S. l.], v. 16, n. 2, p. 362–371, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/faf.12057>
- OLDS, Andrew D. *et al.* Habitat connectivity improves reserve performance. **Conservation Letters**, [S. l.], v. 5, n. 1, p. 56–63, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2011.00204.x>
- OLDS, Andrew D. *et al.* The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. **Fish and Fisheries**, [S. l.], v. 19, n. 1, p. 78–89, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/faf.12237>. Acesso em: 25 out. 2018.
- PET-SOEDE, C. *et al.* Impact of Indonesian coral reef fisheries on fish community structure and the resultant catch composition. **Fisheries Research**, [S. l.], v. 51, n. 1, p. 35–51, 2001. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00236-8](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00236-8)
- POTTER, Ian C. *et al.* Comparisons between the roles played by estuaries in the life cycles of fishes in temperate Western Australia and Southern Africa. **Environmental Biology of Fishes**, [S. l.], v. 28, n. 1–4, p. 143–178, 1990. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00751033>
- ROBERTS, Callum M. *et al.* Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. **Science**, [S. l.], v. 295, n. 5558, p. 1280–1284, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1067728>. Acesso em: 13 mar. 2020.
- ROBERTSON, A. I.; DUKE, Norman C. Mangroves as nursery sites: comparisons of the abundance and species composition of fish and crustaceans in mangroves and other nearshore habitats in tropical Australia. **Marine Biology**, [S. l.], v. 205, p. 193–205, 1987.
- ROGÉRIO, Cunha; HENRY, Spach; ALBERTO, Correia. The artisanal fishing gears and boats used by the Serinhaém Channel fishing communities of the Camamu Bay in the Environmental Protection Area of Pratigi, São Salvador, Brazil. **Frontiers in Marine Science**, [S. l.], v. 3, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/conf.fmars.2016.05.00201>

3 Estuarine habitat complementarity in tropical fish assemblages: a functional approach

Authors: Ivan Oliveira de Assis¹, Victor Emmanuel Lopes da Silva¹, João Vitor Campos-Silva², Nidia Noemi Fabré¹

I.O.A.: <http://orcid.org/0000-0001-8703-9722> (ORCID-iD)

5 V.E.L.S.: <http://orcid.org/0000-0002-7473-9591> (ORCID-iD)

J.V.C-S.: <https://orcid.org/0000-0003-4998-7216> (ORCID-iD)

N.N.F.: <http://orcid.org/0000-0002-4954-2236> (ORCID-iD)

Abstract

10 Estuarine ecosystems have a huge importance as a nursery for a wide set of species. The hegemonic paradigm has considered mangrove as the most important area for fish growth. Nevertheless, other habitats can also play an important role on fish development, including seagrass beds and beaches, but its relative importance depends on species ecology. Here, we investigate the effect of mangrove, beaches and seagrass
15 habitats on richness and abundance of mobility guilds, controlling the rainfall variation. Our results show that effects of habitat and rainfall on species richness in each guild vary according to age, reinforcing the importance of the whole mosaic for richness and abundance of each guild. Conservation strategies should integrate the protection of beaches, mangroves and seagrass to ensure the complexity of inshore coastal areas,
20 which are fundamental for coastal fisheries and livelihoods.

Keywords: seagrass, mangrove, reef fishes, coastal fisheries

Introduction

25

Nursery areas play a fundamental role on the recruitment of fish populations worldwide (Boehlert and Mundy 1988; Sheaves et al. 2014). Overall, a nursery can be identified by

four main features: higher density of juvenile individuals in relation to adults (1), suitable conditions for growth (2), high survival rate of juveniles (3), and a great contribution to their recruitment for adult populations (Beck et al. 2001). For aquatic organisms, many ecosystems may function as nurseries, such as coral reefs and estuaries (Fuji et al. 2016). These environments have great importance for a large set of taxa, including aquatic invertebrates and many fish species that can live and grow in these areas with low predation and intraspecific competition rates (Jones 1968). However, despite its crucial importance on biodiversity maintenance, a set of human impacts have put the ecological integrity of these ecosystems at risk (Kennish 2002; Lawes et al. 2017), especially estuaries of tropical regions. Not surprising, the ecological dynamics of tropical estuarine systems has emerged as a central topic in environmental studies and conservation science (Barletta et al. 2017), with a particular interest in their value as nursery grounds.

On the past, the value of estuaries as nurseries was typically assessed considering only the occurrence and abundance of juveniles at single habitats, mainly in vegetated areas (Beck et al. 2001; Dahlgren et al. 2006). Although informative, such studies tended to mask the true value of the ecosystem as a whole for most species. For example, though mangroves are important for many fishes due to its habitat complexity that ensures refuge in the earlier stages of life (Mumby et al. 2004), estuarine environments can also host other habitats that may play a key role in the fish development, such as seagrass beds, sandy beaches and mudflats (Gillanders et al. 2003; Vasconcelos et al. 2010; da Silva et al. 2018). In fact, only a few species are confined to a single nursery ground, with mobile species connecting adjacent habitats through migrations to seek shelter and/or food resources (Nagelkerken et al. 2008a, 2015).

In that matter, the nursery mosaic concept rose as a more developed approach to evaluate nursery function since it incorporates the linkages among habitats and the different stages of fishes' life cycle (Barbour et al. 2014; Nagelkerken et al. 2015). According to this concept, fish species migrate between adjacent nursery habitats as they grow because each habitat have a relative importance for different portions of

populations (Barbour and Adams 2012). In other words, from a spatial perspective, there is considerable variability in the nursery value of habitats for species. Although the nursery mosaic concept has been largely applied to explain habitat use and movements of single populations, for example the migratory patterns of Lutjanidae and other species with commercial value (Honda et al. 2013), a community perspective of this concept is still poorly explored.

Fish assemblages in estuaries are very diverse, being mainly comprised of juveniles of marine, freshwater and brackish species (Elliott et al. 2007). Many studies have shown that due to niche limitations, species in the same community may respond differently to changes in environmental conditions and productive levels, such as distinct osmoregulation mechanisms (Whitfield et al. 2012; Telesh et al. 2013) or dietary requirements (Whitfield 2017). This variability of responses can have a direct impact on how species use available estuarine habitats (da Silva et al. 2018), therefore, one of the easiest and most effective way to evaluate how estuarine fish assemblages use the estuarine habitat mosaic might be through the classification of species based on their functional attributes (Elliott et al. 2007).

The understanding of temporal use of the nursery mosaic and the relative importance of each habitat for fish species are fundamental to the establishment of proper conservation plans for estuarine ecosystems and species (Sheaves et al. 2014). Thus, the present study aimed to conduct a comprehensive assessment of the relative importance of nursery habitats that comprise the estuarine mosaic (i.e. mangrove, sandy beach and seagrass) for tropical fish species. Specifically, we evaluated temporal (seasonality) and spatial (movements among habitat) changes in the species richness and abundance of guilds for three tropical estuarine systems. Our hypotheses was that different estuarine habitats differ in their nursery value for distinct estuarine guilds.

MATERIAL AND METHODS

Study area and sampling design

This study was conducted in three estuaries located in the northeastern coast of Brazil on the southeastern Atlantic (Figure 1a). The study area is characterized by a tropical, semi-humid climate with two well-defined seasons: a dry season from October to April, and a rainy season between May and September. The Manguaba river (9°9'28"S; 35°17'42"W) and Santo Antônio river estuaries (9°24'18"S; 35°30'25"W) are located within one of the most important Marine Protected Area (MPA) of Brazil – the Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APACC). The APACC is the largest coastal MPA in the region with 400,000 ha of extension, hosting approximately 120 km of mangroves, sandy beaches and coral reefs. The third estuary, the Pontal estuary has a bar-built conformation (Levinson 2010) and is located on the Mundau-Manguaba Estuarine Lagoon Complex (9°39'57"S; 35°44'6"W), which is one of the most productive estuarine systems in the northeastern Brazil (Oliveira and Kjerfve 1993).

In each estuary, six sampling stations were established, two per habitat type: mangrove, seagrass and sandy beach (Figure 1). Mangrove stations were located in regions close to the estuaries banks covered with mangrove forest dominated by *Rhizophora mangle*, *Avicennia schaueriana*, and *Laguncularia racemosa* (da Silva et al. 2018). In the Manguaba river and Santo Antônio river estuaries, seagrass stations were located in their mouths, while in the Pontal estuary they were situated inside the channels system that builds the estuarine complex. All sandy beach stations were established in the shallow waters (mean depth ≤ 1.5 m) adjacent to the estuaries mouth.

Fish surveys and rainfall information

Our surveys were monthly performed from July 2017 to June 2018, covering the rainy and dry seasons. In all sampling station, we conducted standardized surveys using a beach seine 12 m long and 3 m high with 12 mm mesh size and opposite knots. Each sampling procedure lasted for five minutes to minimize impacts on local communities (De Araujo et al. 2008). All collected fishes were taken to the laboratory to identification at species level and measurements. The sex and maturation stage of individuals were

macroscopic assessed and registered for discriminating between juveniles and adults. The identified species were later classified into their respective estuarine-use functional guilds (Elliott et al. 2007), using published data available in literature (see Table 1 for detailed information on guilds). We also retrieved monthly data on rainfall for each
115 estuary from the Alagoas State Secretariat for the Environment and Water Resources (<http://www.semarh.al.gov.br/>).

Statistical analysis

We performed generalized linear mixed models (GLMMs) to examine variation in species richness and abundance within each mobility guilds in function of explanatory
120 factors including habitat type and rainfall, with estuary identity defined as a random factor. We selected the most parsimonious models using the lowest Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AICc) with fixed effects added (Zuur et al. 2009). $\Delta AICc$ is calculated as the difference between the AICc of each model and the lowest AICc, with $\Delta AICc < 4$ interpreted as enough support for the model parsimony.
125 Akaike weights give the probability that a model is the 'best' model, given the data and the set of candidate models (Burnham and Anderson 2004). Following model selection, we performed model averaging, which considers the beta average of all variables included in the most parsimonious models. We used the lmer in the lme4 package to perform our analysis, and every model combination were examined with the MuMIn
130 package (Barton and Barton 2013) within the R platform (R Core Team 2016). Models were fit using restricted maximum likelihood (REML), when their random effects but not fixed effects varies. All assumptions were examined prior to analyses according to Zuur et al. (2009).

RESULTS

135 We collected a total of 2,668 individuals of 94 species during the twelve sampled months. The guild with more abundance of individuals were estuarine resident with 1471 individuals, followed by marine migrant with 930 individuals and marine strangler, with 244 individuals. Instead the great abundance of estuarine resident individuals, marine migrant was the guild with greater species diversity (figure 2a). We calculated shannon-

140 Wiener diversity index in order to compare the species richness for the three habitat and notice that seagrass and mangrove were the more diverse than beaches (figure 2b). We also performed a kruskal-walis test comparing the total density and richness in each guild between the habitats and there was no difference between them ($p>0.05$). Instead there is not a clearly difference between species richness and density between habitats,
145 our models were able to show a different usage of habitats between the studied guilds.

Both marine migrant (figure 2d) and estuarine resident (figure 2f) guilds had greater density of juvenile than adult in mangrove and beach habitats. Estuarine residents had higher adult than juvenile density in seagrass habitats (figure 2f). Marine strangler densities were higher in juveniles than adults, but the total density of this guild was
150 smaller than the other guilds. Among the three habitats, beach and mangrove had the highest guild densities respectively, mainly estuarine resident and marine migrant species (figure 2). Beach habitats showed high density of adults of estuarine residents and marine migrants. In other hand, mangrove habitats seems more preferable for juvenile individuals of estuarine residents and marine migrant species.

155 Marine migrant was the guild with highest number of species, followed by estuarine residents. Marine strangler was the guild with lowest richness. In comparison with marine migrants and estuarine residents, marine strangler was the guild that showed low quantities of adult individuals, in fact, marine strangler adults were just found in seagrass habitats (figure 2b). For marine migrant and estuarine resident both, the mean richness
160 was higher for juveniles than adult individuals on the three habitats. The species richness of marine migrant juveniles showed closely values between the three habitats, and only in beach habitats were captured adult individuals (figure 2a). Estuarine resident had low richness both for adults and juveniles in seagrass habitats and (figure 2c). Besides that, we saw that adults of this guild were present only in beach habitats and
165 absent in mangrove areas, which were more occupied by juvenile individuals (figure 2c).

Our results show that habitat type and rainfall have some effects on species richness and density in each guild leading to different habitat uses according to life stage. For marine migrant, seagrass habitats had negative influence on juveniles (figure 3a), which

means that these individuals are not present in this habitat. The only variable that seems to have some influence in adult richness was pluviosity (figure 3b) but this influence was not significant according to the model. For marine strangler, the rainfall had a negative impact in juvenile and adult species, but for adults this variable were not significant (figure 3c, 3d). The richness of estuarine resident species was not impacted by habitat type or rainfall, and all species occurs in the same way in all habitats during the whole year (figure 3d, 3e).

The generated models for individual density in guilds showed a negative influence of seagrass habitats on juveniles' marine migrant (figure 4a). Modelling the guild densities, we show that juvenile densities of marine migrants were negatively influenced by seagrass habitats, while the adults were not influenced (figure 4a, 4b). Beach habitat had a positive effect in density of juvenile marine stranglers, while rainfall had a negative effect (Figure 4c). Finally, for estuarine resident, only adult density showed positive relation with beach habitat, while juveniles were not influenced by the chosen variables (figure 4f, 4e).

Discussion

For a long time the hegemonic paradigm considers the mangrove as the main habitat on estuary nursery areas (Kimirei et al. 2013). However, recent studies have shown that mosaic concept provides a better understanding on estuarine ecological dynamics, including patterns of migratory movement of fish between habitats, like tidal, foraging and ontogenetic migrations (Dorenbosch et al. 2004; Grober-Dunsmore et al. 2007; Pittman et al. 2007). Our findings reinforce the importance of the habitat mosaic for both richness and abundance of fishes, but the relative importance of each habitat varies according with the ecological guild and ontogenetic stage. Our results show that all habitats that make up the estuary are important to fish fauna, but the relative importance of each habitat can vary between guilds and fish age.

Seagrass beds, for instance, have a strong importance in the mosaic configuration of nursery areas, providing connection between habitats and structuring assemblages of fishes (Nagelkerken et al. 2000; Mumby 2006; Kimirei et al. 2011). Our results show that

seagrass beds are important not only as a corridor but also as a perennial habitat for many species. The density and richness of juvenile marine migrant guild were negatively
200 influenced by seagrass habitats, which means that most of these species use mainly mangrove and estuarine beaches in early life stages (da Silva et al. 2018). According to our results, seagrass beds are more important as feeding habitats, mainly for marine strangler species and also for the other guilds – marine migrant and estuarine resident - in minor scale.

205 In the same way of seagrass habitats, the importance of beaches as nursery ground has also been widely evaluated (Whitfield 1989; Favero et al. 2015), and studies have shown that these habitats are important as transition area for some species that perform ontogenetic migrations between estuarine and marine environments, such as marine migrant species (Blaber et al. 1989; Franco et al. 2016). However, we also found a
210 positive effect of beaches in density of adult estuarine resident species, showing that beaches are also important habitats for resident organisms living in the mosaic. The density of adult estuarine resident in beach habitats may be related to the fact that most of these species perform migration between estuarine habitats, probably in periods where salinity is not too high in estuarine beach areas. The high density of estuarine
215 resident adults in beach areas can be a strategy to avoid interaction with juvenile individuals, what could influence the development of these individuals (Jones 1968; Bonin et al. 2015). In addition, beaches were important to juvenile individuals of marine strangler species, which can be related with more stable salinity levels (de Araújo Silva et al. 2004), different of mangrove habitats where the density of these species were
220 smaller.

The relative importance of mangroves is related to the evaluated guilds. Low density of marine strangler species, for example, could reflect a preference for high salinity environments among these species, or because this guild do not depend on these environments to complete their life cycle, entering in mangroves only to feed (Elliott et al.
225 2007). For many estuarine resident and marine species, the importance of this environment is already known (Nagelkerken et al. 2008a; Potter et al. 2015). These

species, mainly marine migrant, show a directly dependency of mangrove areas, because parts of his life cycle occurs on mangrove (Blaber 2007; Schrandt et al. 2015). For this group of species, mangrove and coastal habitats have great importance for development of juvenile individuals (Vasconcelos et al. 2010).. Mangroves seems to be more important for juvenile estuarine resident, which make sense, due to the fact that the presence of shelters between mangrove roots, which may protect juveniles from predators (Nagelkerken et al. 2008b; Igulu et al. 2014)

The seasonality, mostly represented by rainfall regimes, is recognized to be a key factor affecting the species composition and density of fishes at different ages (Ansari et al. 1995; Tomasko et al. 2005; Souza et al. 2018), once it can impact the seagrass availability and salinity (Short et al. 2007; Chollett et al. 2007; McKenzie et al. 2016). Marine strangler guild are exclusively marine and adapted to high salinities environments (Elliott et al. 2007; Potter et al. 2015), they may not tolerate variations in salinity caused by high rainfall.

Our findings highlights that both space and time are important factors affecting richness and abundance of mobility guilds, reinforcing the importance of nursery mosaic paradigm as an additional tool for management and conservation (Douvere 2008; Colloca et al. 2015). Considering the vulnerability of estuarine and coastal habitats in tropical countries and its importance for many fish species, existing protected areas should ensure the whole mosaic in no-take zones, where the pressure from human activities can be avoided (Nagelkerken et al. 2015). Mangroves and beaches are classical targets to preservation strategies, mainly due his importance to human populations (Cavalcante et al. 2009; Igulu et al. 2014). However, the preservation of these habitats is always focused in each environment as independent unities (Ferreira and Lacerda 2016). The perspective of mosaic seascape is a novel tool which may be important to reconsider the limitations of conservation areas. For this reason, the integrated protection of beaches, mangroves and seagrass could compose an important strategy to sustain the complexity of inshore coastal areas that are highly productive for coastal fisheries and fundamental to maintain coastal livelihoods.

REFERENCES

- 260 Ansari Z., Chatterji A, Ingole B., et al (1995) Community structure and seasonal variation of an inshore demersal fish community at Goa, West Coast of India. *Estuar Coast Shelf Sci* 41:593–610. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(95\)90029-2](https://doi.org/10.1016/0272-7714(95)90029-2)
- Barbour AB, Adams AJ (2012) Biologging to examine multiple life stages of an estuarine-dependent fish. *Mar Ecol Prog Ser* 457:241–250. <https://doi.org/10.3354/meps09669>
- 265 Barbour AB, Adams AJ, Lorenzen K (2014) Size-based, seasonal, and multidirectional movements of an estuarine fish species in a habitat mosaic. *Mar Ecol Prog Ser* 507:263–276. <https://doi.org/10.3354/meps10837>
- Barletta M, Lima ARA, Costa MF, Dantas DV (2017) *Coastal Wetlands: Alteration and Remediation*. Springer International Publishing, Cham
- Barton K, Barton MK (2013) Package ‘MuMIn.’ Version 1:18
- 270 Beck MW, Heck KL, Able KW, et al (2001) The Identification, Conservation, and Management of Estuarine and Marine Nurseries for Fish and Invertebrates. *Bioscience* 51:633. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0633:TICAMO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0633:TICAMO]2.0.CO;2)
- Blaber SJM (2007) Mangroves and fishes: Issues of diversity, dependence, and dogma. *Bull Mar Sci* 80:457–472
- 275 Blaber SJM, Brewer DT, Salini JP (1989) Species composition and biomasses of fishes in different habitats of a tropical Northern Australian estuary: Their occurrence in the adjoining sea and estuarine dependence. *Estuar Coast Shelf Sci* 29:509–531. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(89\)90008-5](https://doi.org/10.1016/0272-7714(89)90008-5)
- 280 Boehlert GW, Mundy BC (1988) Roles of behavioral and physical factors in larval and juvenile fish recruitment to estuarine nursery areas. *Am Fish Soc Symp* 3:6
- Bonin MC, Boström L, Boström-Einarsson B, et al (2015) The Prevalence and Importance of Competition Among Coral Reef Fishes. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 46:169–90. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054413>
- 285 Burnham KP, Anderson DR (2004) Multimodel Inference. *Sociol Methods Res* 33:261–304. <https://doi.org/10.1177/0049124104268644>
- Cavalcante RM, Sousa FW, Nascimento RF, et al (2009) The impact of urbanization on tropical mangroves (Fortaleza, Brazil): Evidence from PAH distribution in sediments. *J Environ Manage* 91:328–335. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2009.08.020>

- 290 Chollett I, Bone D, Pérez D (2007) Effects of heavy rainfall on *Thalassia testudinum* beds. *Aquat Bot* 87:189–195. <https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2007.05.003>
- Colloca F, Garofalo G, Bitetto I, et al (2015) The seascape of demersal fish nursery areas in the North Mediterranean Sea, a first step towards the implementation of spatial planning for trawl fisheries. *PLoS One* 10:1–25. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119590>
- 295 da Silva V, Teixeira E, Batista V, Fabr e N (2018) Spatial distribution of juvenile fish species in nursery grounds of a tropical coastal area of the south-western Atlantic. *Acta Ichthyol Piscat* 48:9–18. <https://doi.org/10.3750/AIEP/02299>
- 300 Dahlgren craig P, Kellison GT, Adams AJ, et al (2006) Marine nurseries and effective juvenile habitats: concepts and applications. *Mar Ecol Prog Ser* 318:303–306. <https://doi.org/10.3354/meps318303>
- De Araujo CCV, Rosa DDM, Fernandes JM, et al (2008) Composi o e estrutura da comunidade de peixes de uma praia arenosa da Ilha do Frade, Vitória, Espírito Santo. *Iheringia - Ser Zool* 98:129–135. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212008000100016>
- 305 de Araújo Silva M, Araújo FG, de Azevedo MCC, de Sousa Santos JN (2004) The nursery function of sandy beaches in a Brazilian tropical bay for 0-group anchovies (Teleostei: Engraulidae): diel, seasonal and spatial patterns. *J Mar Biol Assoc UK* 84:1229–1232. <https://doi.org/10.1017/S0025315404010719h>
- 310 Dorenbosch M, Verweij MC, Nagelkerken I, et al (2004) Homing and Daytime Tidal Movements of Juvenile Snappers (Lutjanidae) between Shallow-Water Nursery Habitats in Zanzibar, Western Indian Ocean. *Environ Biol Fishes* 70:203–209. <https://doi.org/10.1023/B:EBFI.0000033336.10737.f5>
- Douvere F (2008) The importance of marine spatial planning in advancing ecosystem-based sea use management. *Mar Policy* 32:762–771. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2008.03.021>
- 315 Elliott M, Whitfield AK., Potter IK., et al (2007) The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish Fish* 8:241–268. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2679.2007.00253.x>
- 320 Favero JM del, Dias JF, Favero JM del, Dias JF (2015) Juvenile fish use of the shallow zone of beaches of the Canan ia-Iguape coastal system, southeastern Brazil. *Brazilian J Oceanogr* 63:103–114. <https://doi.org/10.1590/S1679-87592015081806302>
- Ferreira AC, Lacerda LD (2016) Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. *Ocean Coast Manag* 125:38–46. <https://doi.org/10.1016/J.OCECOAMAN.2016.03.011>

- 325 Franco ACS, Ramos Chaves MCN, Castel-Branco MPB, Neves Dos Santos L (2016) Responses of fish assemblages of sandy beaches to different anthropogenic and hydrodynamic influences. *J Fish Biol* 89:921–938. <https://doi.org/10.1111/jfb.12889>
- Fuji T, Kasai A, Ueno M, Yamashita Y (2016) Importance of estuarine nursery areas for the adult population of the temperate seabass *Lateolabrax japonicus*, as revealed by otolith Sr:Ca ratios. *Fish Oceanogr* 25:448–456. <https://doi.org/10.1111/fog.12164>
- 330 Gillanders B, Able K, Brown J, et al (2003) Evidence of connectivity between juvenile and adult habitats for mobile marine fauna: an important component of nurseries. *Mar Ecol Prog Ser* 247:281–295. <https://doi.org/10.3354/meps247281>
- Grober-Dunsmore R, Frazer TK, Lindberg WJ, Beets J (2007) Reef fish and habitat relationships in a Caribbean seascape: the importance of reef context. *Coral Reefs* 26:201–216. <https://doi.org/10.1007/s00338-006-0180-z>
- 335 Honda K, Nakamura Y, Nakaoka M, et al (2013) Habitat Use by Fishes in Coral Reefs, Seagrass Beds and Mangrove Habitats in the Philippines. *PLoS One* 8:1–10. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065735>
- Igulu MM, Nagelkerken I, Dorenbosch M, et al (2014) Mangrove habitat use by juvenile reef fish: Meta-analysis reveals that tidal regime matters more than biogeographic region. *PLoS One* 9:. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114715>
- 340 Jones FRH (1968) Fish migration. Edward Arnold
- Kennish MJ (2002) Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environ Conserv* 29:78–107. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000061>
- 345 Kimirei IA, Nagelkerken I, Griffioen B, et al (2011) Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. *Estuar Coast Shelf Sci* 92:47–58. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2010.12.016>
- Kimirei IA, Nagelkerken I, Mgaya YD, Huijbers CM (2013) The Mangrove Nursery Paradigm Revisited: Otolith Stable Isotopes Support Nursery-to-Reef Movements by Indo-Pacific Fishes. *PLoS One* 8:e66320. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066320>
- 350 Lawes JC, Dafforn KA, Clark GF, et al (2017) Multiple stressors in sediments impact adjacent hard substrate habitats and across biological domains. *Sci Total Environ* 592:295–305. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.083>
- Levinson A-V (2010) Definition and classification of estuaries. In: *Contemporary Issues in Estuarine Physics*. Cambridge University Press, Gainesville, FL, pp 1–11
- 355 McKenzie LJ, Yaakub SM, Tan R, et al (2016) Seagrass habitats of Singapore: Environmental drivers and key processes. *Raffles Bull Zool* 2016:60–77

- Mumby PJ (2006) Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: Algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. *Biol Conserv* 128:215–222. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.042>
- 360 Mumby PJ, Edwards AJ, Ernesto Arias-González J, et al (2004) Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427:533–536. <https://doi.org/10.1038/nature02286>
- Nagelkerken I, Blaber SJM, Bouillon S, et al (2008a) The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquat Bot* 89:155–185. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.007>
- 365 Nagelkerken I, Blaber SJM, Bouillon S, et al (2008b) The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. *Aquat Bot* 89:155–185. <https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2007.12.007>
- 370 Nagelkerken I, Sheaves M, Baker R, Connolly RM (2015) The seascape nursery: A novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish Fish* 16:362–371. <https://doi.org/10.1111/faf.12057>
- Nagelkerken I, van der Velde G, Gorissen MW, et al (2000) Importance of Mangroves, Seagrass Beds and the Shallow Coral Reef as a Nursery for Important Coral Reef Fishes, Using a Visual Census Technique. *Estuar Coast Shelf Sci* 51:31–44. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0617>
- 375 Oliveira AM, Kjerfve B (1993) Environmental Responses of a Tropical Coastal Lagoon System to Hydrological Variability: Munda??-Manguaba, Brazil. *Estuar Coast Shelf Sci* 37:575–591. <https://doi.org/10.1006/ecss.1993.1074>
- 380 Pittman S, Caldow C, Hile S, Monaco M (2007) Using seascape types to explain the spatial patterns of fish in the mangroves of SW Puerto Rico. *Mar Ecol Prog Ser* 348:273–284. <https://doi.org/10.3354/meps07052>
- Potter IC, Tweedley JR, Elliott M, Whitfield AK (2015) The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish Fish* 16:230–239. <https://doi.org/10.1111/faf.12050>
- 385 R Core Team (2016) R: A Language and Environment for Statistical Computing
- Schrandt MN, Powers SP, Mareska JF (2015) Habitat Use and Fishery Dynamics of a Heavily Exploited Coastal Migrant, Spanish Mackerel. *North Am J Fish Manag* 35:352–363. <https://doi.org/10.1080/02755947.2015.1009659>
- 390 Sheaves M, Baker R, Nagelkerken I, Connolly RM (2014) True Value of Estuarine and Coastal Nurseries for Fish: Incorporating Complexity and Dynamics. *Estuaries and Coasts* 38:401–414. <https://doi.org/10.1007/s12237-014-9846-x>

- Short F, Carruthers T, Dennison W, Waycott M (2007) Global seagrass distribution and diversity: A bioregional model. *J Exp Mar Bio Ecol* 350:3–20.
395 <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2007.06.012>
- Souza CD, Batista VS, Fabr e NN (2018) What are the main local drivers determining richness and fishery yields in tropical coastal fish assemblages? *Zoologia* 35:.
<https://doi.org/10.3897/zoologia.35.e12898>
- Telesh I, Schubert H, Skarlato S (2013) Life in the salinity gradient: Discovering mechanisms behind a new biodiversity pattern. *Estuar Coast Shelf Sci* 135:317–327.
400 <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.10.013>
- Tomasko DA, Corbett CA, Greening HS, Raulerson GE (2005) Spatial and temporal variation in seagrass coverage in Southwest Florida: assessing the relative effects of anthropogenic nutrient load reductions and rainfall in four contiguous estuaries. *Mar Pollut Bull* 50:797–805. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.02.010>
405
- Vasconcelos RP, Reis-Santos P, Maia A, et al (2010) Nursery use patterns of commercially important marine fish species in estuarine systems along the Portuguese coast. *Estuar Coast Shelf Sci* 86:613–624. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.11.029>
- Whitfield AK (2017) The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Rev Fish Biol Fish* 27:75–110. <https://doi.org/10.1007/s11160-016-9454-x>
410
- Whitfield AK (1989) Ichthyoplankton in a southern african surf zone: Nursery area for the postlarvae of estuarine associated fish species? *Estuar Coast Shelf Sci* 29:533–547. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(89\)90009-7](https://doi.org/10.1016/0272-7714(89)90009-7)
- Whitfield AK, Panfili J, Durand JD (2012) A global review of the cosmopolitan flathead mullet *Mugil cephalus* Linnaeus 1758 (Teleostei: Mugilidae), with emphasis on the biology, genetics, ecology and fisheries aspects of this apparent species complex. *Rev Fish Biol Fish* 22:641–681. <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9263-9>
415
- Zuur A, Ieno EN, Walker N, et al (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science & Business Media
420

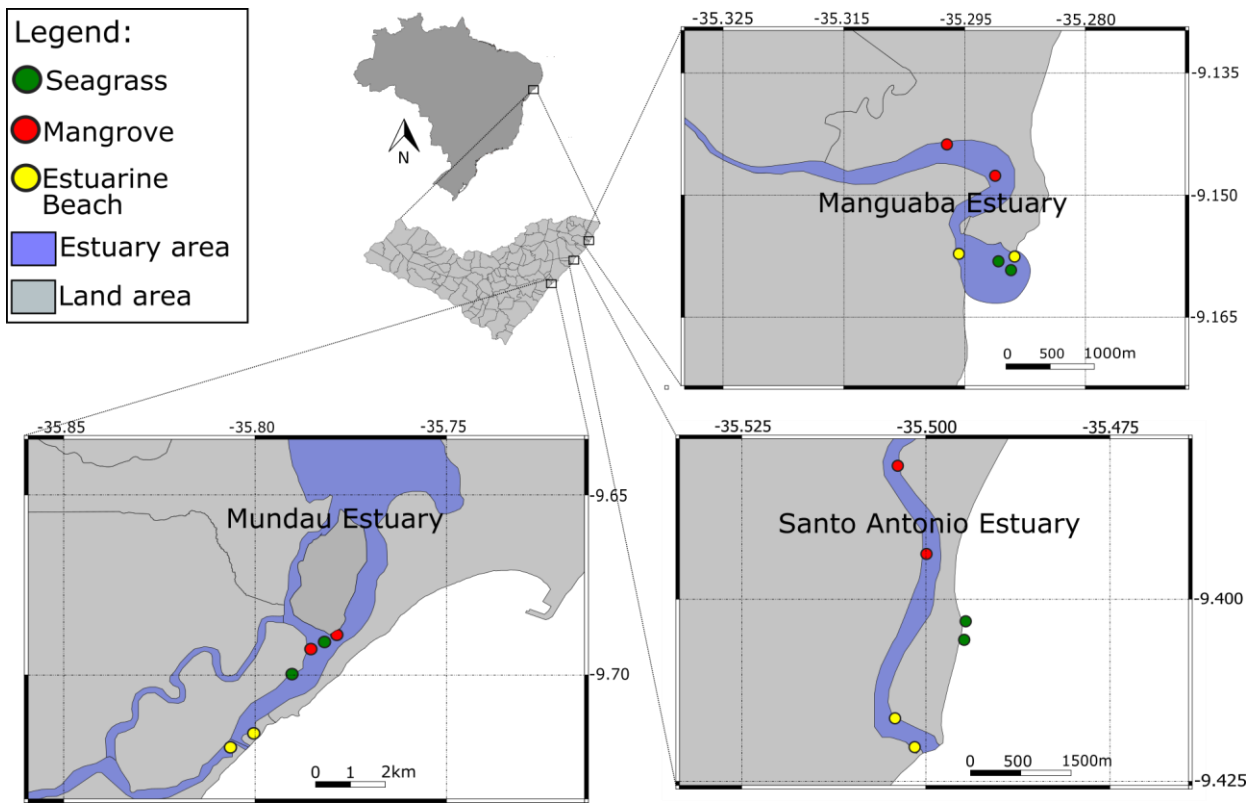


Figure 1. a) sampling area (red dot = estuary). b) schematic diagram showing the sampling points distribution in each nursery habitat (1 – mangrove, 2 – estuarine beach and 3 – seagrass beds).

425

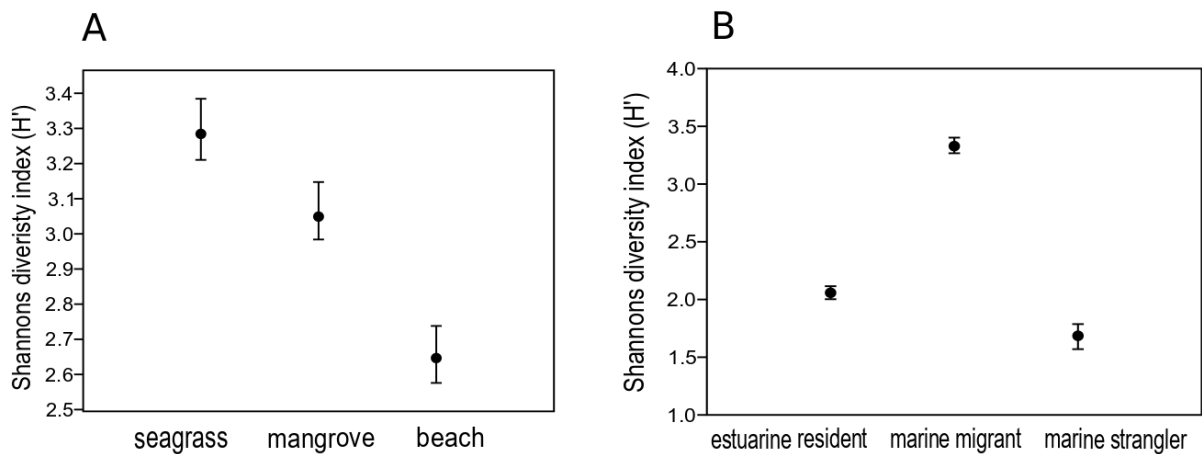
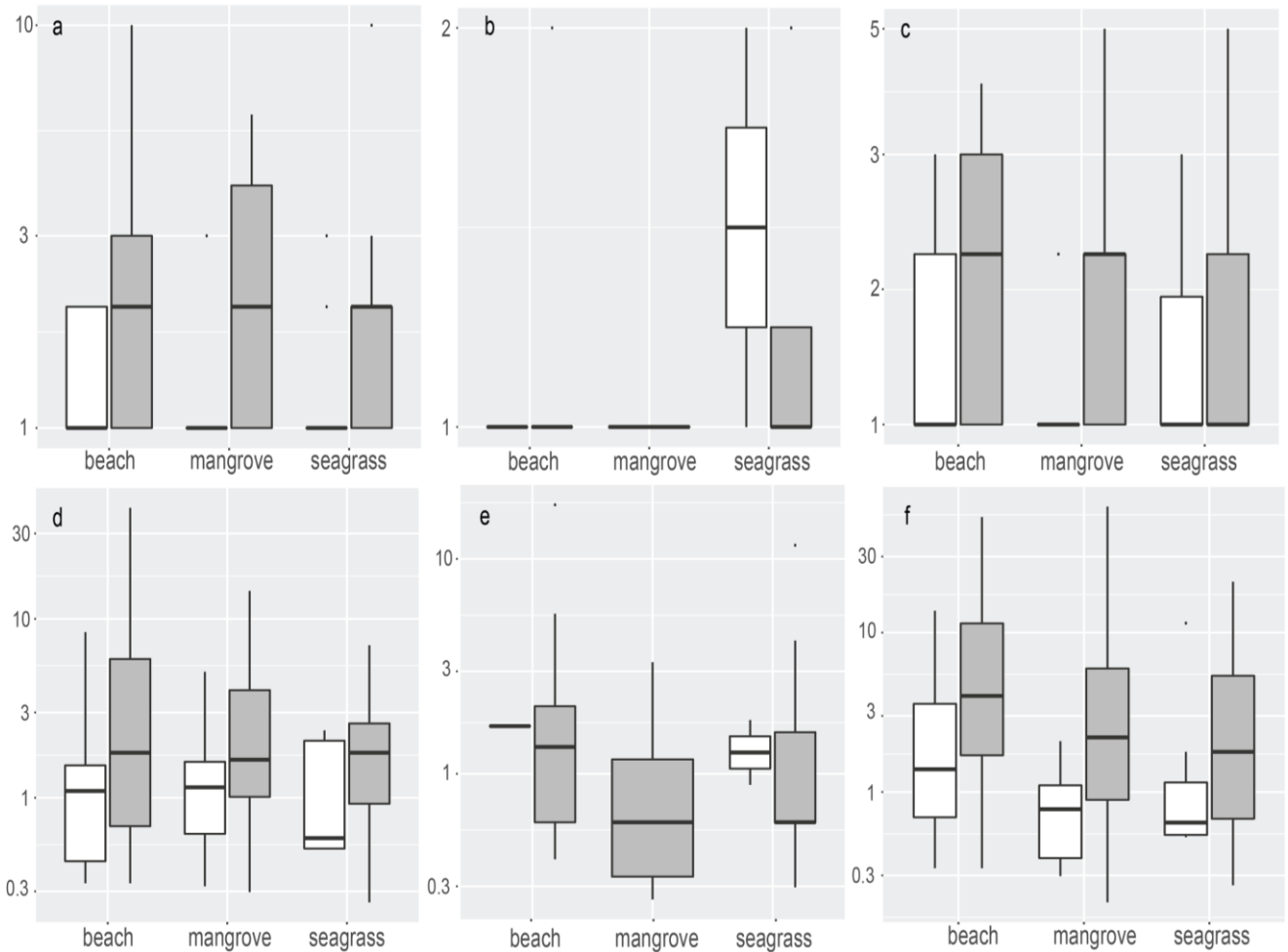


Figure 2. Shannons (H') diversity index compared between guilds (a) and habitats (b).



430 **Figure 3.** Boxplot showing the richness and abundance for adults (white) and juveniles (grey) in different habitats (a,b and c) represents the richness for marine migrant, marine strangler and estuarine resident, respectively; (d,e and f) represents the abundance for marine migrant, marine strangler and estuarine resident, respectively.

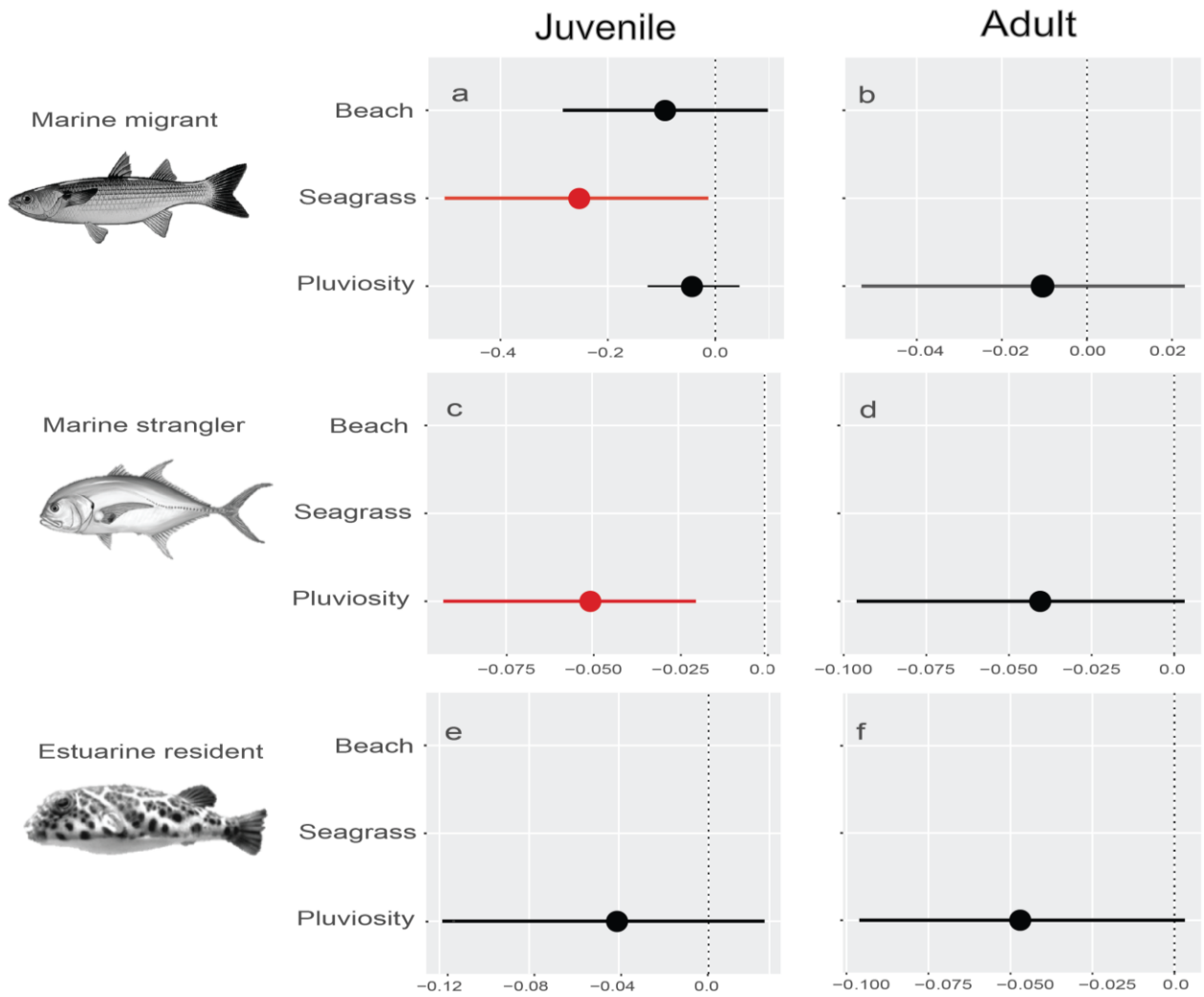
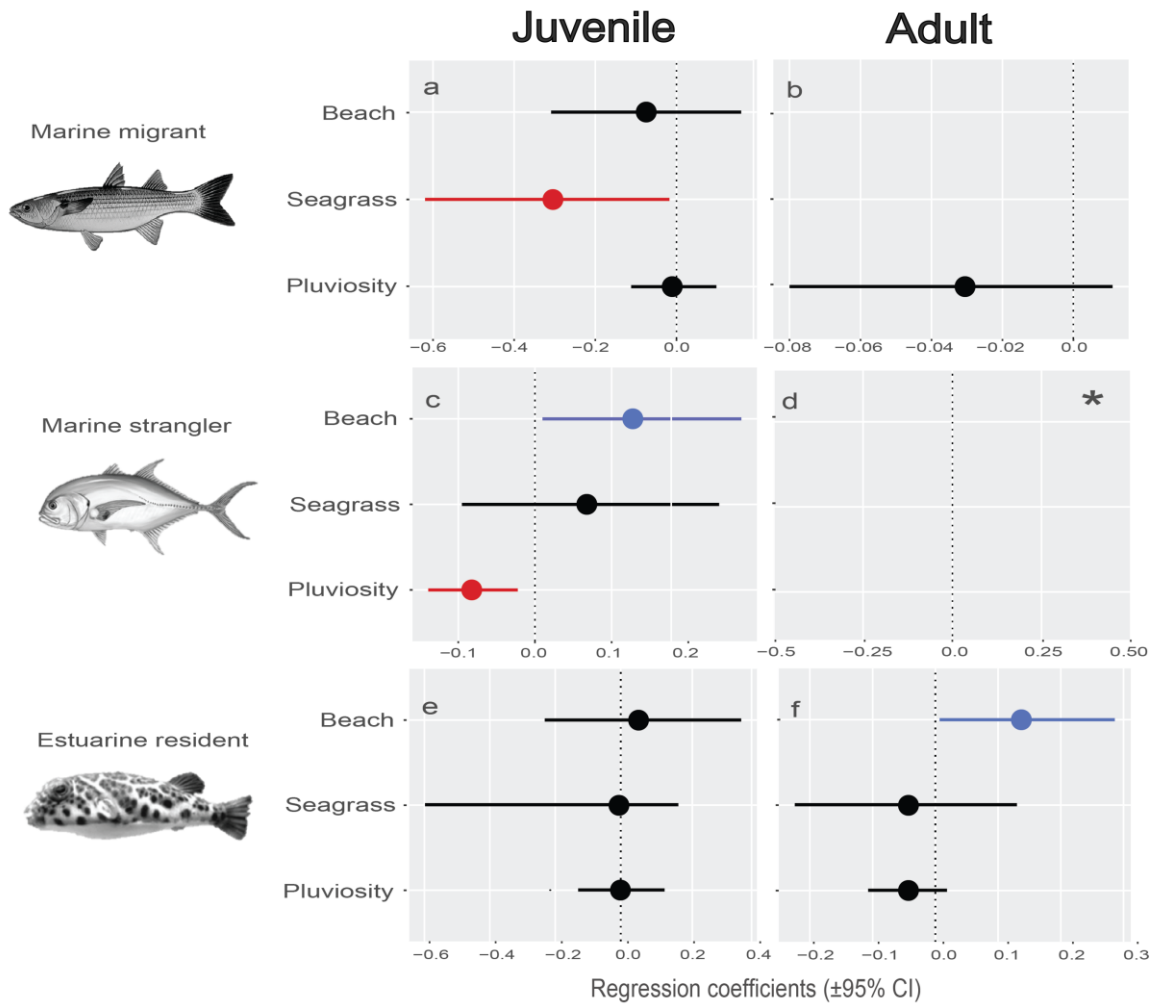


Figure 4. Coefficient estimates (\pm 95% confidence intervals), showing the magnitude and direction of effect of habitat and sazonality on species richness of juvenile (a) and adults (b) of marine migrants; juvenile (c) and adults (d) of marine stranglers and juveline (e) and adults (f) of estuarine residents. For significant variables, the CIs do not cross the vertical dotted line at zero. Blue and red symbols represent positive and negative effects, respectively; black symbols represent no effect. * Null model, where no variables were presents in parsimonious models.



435

Figure 5. Coefficient estimates (\pm 95% confidence intervals), showing the magnitude and direction of effect of habitat and sazonality on abundance of juvenile (a) and adults (b) of marine migrants; juvenile (c) and adults (d) of marine stranglers and juveline (e) and adults (f) of estuarine residents. For significant variables, the CIs do not cross the vertical dotted line at zero.

440

Blue and red symbols represent positive and negative effects, respectively; black symbols represent no effect.

Table 1 – Specific mean density by habitat.

Sp	Seagrass				Mangrove				Beach	
	Barra St. Antônio Density	Manguaba Density	Pontal Density	Barra St. Antônio Density	Manguaba Density	Pontal Density	Barra St. Antônio Density	Manguaba Density		
<i>Acanturus coerulos</i>		0.69 ±0.00								
<i>Achirus lineatus</i>		1.39 ±0.00	1.79 ±0.00	7.34 ±0.07	7.71 ±0.00	0.30 ±0.00	8.33 ±0.00	2.78 ±0.00		
<i>Achirus microphthalmus</i>				0.32 ±0.00						
<i>Albula vulpes</i>										
<i>Anchoa lyolepis</i>							1.19 ±0.00			
<i>Anchoa tricolor</i>				1.39 ±0.00				0.60 0.00		
<i>Anchoviella lepidentostole</i>							0.60 ±0.00			
<i>Anchoviella sp</i>					1.10 ±0.00					
<i>Archosargus rhomboidalis</i>			1.19 ±0.00							
<i>Atherinella brasiliensis</i>	0.89 ±0.00		33.18 ±0.01	0.96 ±0.00	2.40 0.31	17.56 ±0.15	91.67 ±0.05	7.54 ±0.03		
<i>Bairdiella ronchus</i>	3.96 ±0.08			0.20 ±0.00	0.26 ±0.00			0.60 ±0.00		
<i>Bathygobius soporator</i>			6.55 ±0.00	1.42 ±0.06	2.20 ±0.00	1.79 ±0.15	4.76 ±0.00	2.78 ±0.00		
<i>Calamus pennatula</i>										
<i>Caranx crysos</i>	0.46 ±0.00						1.19 ±0.00			
<i>Caranx latus</i>		0.69 ±0.00	5.28 ±0.02	1.42 ±0.06	3.30 ±0.00	0.89 ±0.00	15.87 ±0.05	4.46 ±0.05		
<i>Caranx sp</i>			0.60 ±0.00	1.92 ±0.00	2.66 ±0.29	2.98 ±0.14	22.27 ±0.04	1.98 ±0.05		
<i>Cathorops spixii</i>	0.93 ±0.00		1.64 ±0.04	26.32 ±0.07	18.9 ±0.19	7.14 ±0.14		1.79 ±0.00		

<i>Centropomus parallelus</i>						0.52	±0.06	3.50	±0.38	2.68	±0.12					
<i>Centropomus pectinatus</i>						0.50	±0.00	4.40	0.00							
<i>Centropomus sp</i>								1.10	±0.00							
<i>Centropomus undecimalis</i>	0.30	±0.00				8.26	±0.07	17.29	±0.31	1.19	±0.00	0.60	±0.00	2.38	±0.00	
<i>Cetengraulis edentulus</i>				1.56	±0.00			2.20	±0.00			5.95	±0.00			
<i>Chaetodipterus faber</i>	0.93	±0.00	0.69	±0.00												
<i>Chilomycterus spinosus</i>	0.30	±0.00			1.12	±0.04										
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>								0.52	±0.00							
<i>Citharichthys arenaceus</i>	0.30	±0.00			1.79	±0.00										
<i>Citharichthys macrops</i>	0.46	±0.00	9.98	±0.11	3.79	±0.03	1.57	±0.07	3.30	±0.00	3.57	±0.00	10.12	±0.00	4.66	±0.04
<i>Citharichthys spilopterus</i>			0.69	±0.00	4.84	±0.03			1.10	±0.00						
<i>Conodon nobilis</i>	15.19	±0.08														
<i>Cynoscion acoupa</i>								1.10	±0.00							
<i>Diapterus auratus</i>				1.19	±0.00			3.76	±0.36					3.57	±0.00	
<i>Diapterus rhombeus</i>				0.60	±0.00	2.78	±0.00	5.59	±0.29	0.30	±0.00	1.19	±0.00	0.60	±0.00	
<i>Eucinostomus argenteus</i>			0.69	±0.00	3.13	±0.00	0.64	±0.00	2.98	±0.41	8.04	±0.14	1.19	±0.00	4.17	±0.00
<i>Eucinostomus gula</i>			1.65	±0.20	4.99	±0.04	7.01	±0.07	2.72	±0.42	8.63	±0.12	16.67	±0.00	2.78	±0.00
<i>Eucinostomus melanopterus</i>				1.56	±0.00	6.09	±0.00	2.20	±0.00	1.19	±0.00	1.29	±0.05			

<i>Eucinostomus</i> <i>sp</i>				0.20	±0.00	4.66	±0.34	1.19	±0.00			0.60	±0.00	
<i>Eugerres</i> <i>brasilianus</i>			0.60	±0.00								1.29	±0.05	
<i>Gobionellus</i> <i>oceanicus</i>			0.60	±0.00	1.10	±0.07				1.79	±0.00			
<i>Halichoeris</i> <i>poeyi</i>			0.60	±0.00				1.19	±0.00					
<i>Harengula</i> <i>clupeola</i>	2.44	±0.08	4.46	±0.04				5.06	±0.00	1.79	±0.00	1.88	±0.05	
<i>Hemiramphus</i> <i>brasiliensis</i>					0.52	±0.06	0.26	±0.00		2.98	±0.00	1.79	±0.00	
<i>Hiporhamphus</i> <i>unifasciatus</i>			0.52	±0.00	0.64	±0.00	0.78	0.00		1.19	±0.00	0.69	±0.00	
<i>Hippocampus</i> <i>erectus</i>														
<i>Hippocampus</i> <i>reid</i>														
<i>Lagocephalus</i> <i>laevigatus</i>	0.46	±0.00					0.26	0.00						
<i>Lagodon</i> <i>rhomboides</i>			1.19	±0.00					0.60	±0.00				
<i>Larimus</i> <i>breviceps</i>	16.04	±0.03												
<i>Lutjanus</i> <i>analis</i>	0.46	±0.00	2.31	±0.03					2.38	±0.00	1.19	±0.00		
<i>Lutjanus</i> <i>apodus</i>					0.64	±0.00	2.46	±0.40	0.30	±0.00			3.87	±0.05
<i>Lutjanus</i> <i>griseus</i>											4.17	±0.00		
<i>Lutjanus</i> <i>jocu</i>			9.90	±0.03	2.31	±0.00	10.89	±0.42	3.27	±0.15	1.19	±0.00	1.39	±0.00
<i>Lutjanus</i> <i>ondis</i>			0.60	±0.00										
<i>Lutjanus</i> <i>synagris</i>			4.17	±0.00										
<i>Lycengraulis</i> <i>grossidens</i>	1.22	±0.08	2.31	±0.03			3.30	±0.00	1.49	±0.00	2.08	±0.00	6.15	±0.03

<i>Menticirrhus americanus</i>	3.54	±0.06											0.69	±0.00
<i>Menticirrhus litoralis</i>	6.67	±0.08												
<i>Mugil curema</i>			0.60	±0.00	0.81	±0.00	1.36	±0.42	2.08	±0.13	48.61	±0.02	4.17	±0.00
<i>Mugil curvidens</i>					0.32	±0.00								
<i>Mugil liza</i>											1.19	±0.00		
<i>Mugil rubrioculus</i>											0.60	±0.00		
<i>Mugil sp</i>		±	2.38	±0.00	0.32	±0.00			0.60	±0.00	17.86	±0.00		
<i>Odontesthes bonariensis</i>	4.63	±0.00												
<i>Oligoplites palometa</i>					0.46	±0.00	0.26	±0.00	1.19	±0.00			0.60	±0.00
<i>Oligoplites saliens</i>									0.30	±0.00				
<i>Oligoplites sp</i>											2.38	±0.00		
<i>Ophioscion punctatissimus</i>	0.30	±0.00											1.19	±0.00
<i>Paralichthys brasiliensis</i>			0.52	±0.00										
<i>Poecilia AF.</i>			13.69	±0.00										
<i>Sphenops</i>														
<i>Polydactylus virginicus</i>	29.48	±0.06									1.39	±0.00		
<i>Pomadasys corvinaeformis</i>	2.31	±0.00												
<i>Sardinella brasiliensis</i>	0.59	±0.00	2.38	±0.00					5.06	±0.10			0.60	0.00
<i>Sciades herzbergii</i>	1.19	±0.00	0.52	±0.00	78.56	±0.05	17.6	±0.00						
<i>Selene vomer</i>	0.46	±0.00							0.60	±0.00			0.69	±0.00
<i>Sparisoma</i>									0.30	0.00				

<i>Trachinotus</i>	1.52	±0.0								
<i>goodei</i>		8								
<i>Trinectes</i>						1.10	±0.00			
<i>microphthalmus</i>										
<i>Trinectes</i>	0.30	±0.0	0.69	±0.00	11.15	±0.05	0.60	±0.00	1.19	±0.00
<i>paulistanus</i>		0								
<i>Ulaema lefroyi</i>							2.38	±0.00		

4 Discussão geral

Por muito tempo, estuários têm sido o foco quando se fala de áreas berçário, principalmente considerando a importância dos mangues para a composição desses habitats (NAGELKERKEN *et al.*, 2008; RAY, 2005). Outros estudos têm considerado a conexão entre áreas de mangue e o ambiente marinho, principalmente áreas de recife (BERKSTRÖM *et al.*, 2013). Essa relação é influenciada principalmente pela presença de manchas de capim marinho, que funcionam como corredor durante a migração de algumas espécies (MCMAHON; BERUMEN; THORROLD, 2012; MUMBY, 2006).

Habitats de capim marinho são influenciados negativamente pela pluviosidade e pela diminuição da salinidade, o que torna esse habitat um fator importante na conformação do mosaico de habitats (CHOLLETT; BONE; PÉREZ, 2007; MARBÀ *et al.*, 1996). A densidade de guildas relacionadas com altas salinidades foi maior em áreas de capim marinho e praias estuarinas, mostrando uma alta importância desses habitats para essas espécies.

Manguezais e praias estuarinas se mostraram mais importantes para espécies estuarino residente e juvenis de espécies marinho migrante. Áreas de mangue são regiões com menor variação de salinidade, o que aparenta ser um fator fundamental para o crescimento de várias espécies (BARLETTA *et al.*, 2008; BEAMISH; MCFARLANE; KING, 2005). A importância das praias para algumas espécies de juvenis tem sido discutido recentemente (OLDS *et al.*, 2018). Por muito tempo, praias têm sido consideradas apenas zonas de transição para pré-adultos e indivíduos em período de recrutamento, porém, estudos recentes têm atentado para a importância dessas áreas para juvenis de algumas espécies, principalmente pela disponibilidade de habitats de proteção para indivíduos nos primeiros estágios de vida (DA SILVA *et al.*, 2018; DE ARAÚJO SILVA *et al.*, 2004; SUDA; INOUE; UCHIDA, 2002).

Referências

- BARLETTA, M. *et al.* Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical-subtropical estuary. **Journal of Fish Biology**, [S. l.], v. 73, n. 6, p. 1314–1336, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2008.02005.x>
- BEAMISH, R. J.; MCFARLANE, G. A.; KING, J. R. Migratory patterns of pelagic fishes and possible linkages between open ocean and coastal ecosystems off the Pacific coast of North America. **Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography**, [S. l.], v. 52, n. 5–6, p. 739–755, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.DSR2.2004.12.016>. Acesso em: 6 ago. 2018.
- BERKSTRÖM, Charlotte *et al.* Assessing connectivity in a tropical embayment: Fish migrations and seascape ecology. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 166, p. 43–53, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.013>
- CHOLLETT, Iliana; BONE, David; PÉREZ, Daisy. Effects of heavy rainfall on *Thalassia testudinum* beds. **Aquatic Botany**, [S. l.], v. 87, n. 3, p. 189–195, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2007.05.003>. Acesso em: 15 out. 2018.
- DA SILVA, Victor *et al.* Spatial distribution of juvenile fish species in nursery grounds of a tropical coastal area of the south-western Atlantic. **Acta Ichthyologica et Piscatoria**, [S. l.], v. 48, n. 1, p. 9–18, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.3750/AIEP/02299>
- DE ARAÚJO SILVA, Márcio *et al.* The nursery function of sandy beaches in a Brazilian tropical bay for 0-group anchovies (Teleostei: Engraulidae): diel, seasonal and spatial patterns. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, [S. l.], v. 84, n. 6, p. 1229–1232, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/S0025315404010719h>. Acesso em: 19 fev. 2019.
- MARBÀ, Núria *et al.* Growth patterns of western Mediterranean seagrasses: Species-specific responses to seasonal forcing. **Marine Ecology Progress Series**, [S. l.], v. 133, n. 1–3, p. 203–215, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.3354/meps133203>
- MCCMAHON, K. W.; BERUMEN, M. L.; THORROLD, S. R. Linking habitat mosaics and connectivity in a coral reef seascape. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S. l.], v. 109, n. 38, p. 15372–15376, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1206378109>
- MUMBY, Peter J. Connectivity of reef fish between mangroves and coral reefs: Algorithms for the design of marine reserves at seascape scales. **Biological Conservation**, [S. l.], v. 128, n. 2, p. 215–222, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.042>

NAGELKERKEN, I. *et al.* The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: A review. **Aquatic Botany**, [S. l.], v. 89, n. 2, p. 155–185, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.AQUABOT.2007.12.007>. Acesso em: 5 dez. 2018.

OLDS, Andrew D. *et al.* The ecology of fish in the surf zones of ocean beaches: A global review. **Fish and Fisheries**, [S. l.], v. 19, n. 1, p. 78–89, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/faf.12237>. Acesso em: 25 out. 2018.

RAY, G. Carleton. Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v. 64, n. 1 SPEC. ISS., p. 18–32, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.02.003>

SUDA, Y.; INOUE, T.; UCHIDA, H. Fish communities in the surf zone of a protected sandy beach at Doigahama, Yamaguchi Prefecture, Japan. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, [S. l.], v. 55, n. 1, p. 81–96, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1006/ecss.2001.0888>

5 Conclusões

Já é sabido que existe uma importância fundamental das áreas berçário para muitas espécies de peixes, principalmente aquelas com importância comercial. Boa parte dos estudos focados na dinâmica das áreas berçário têm focado na importância dos habitats como unidades independentes entre si. Os próximos passos precisam ser dados no sentido de desenvolver estratégias de conservação considerando a dinâmica dos habitats entre si.

A pluviosidade é um fator crítico que influencia na dinâmica dos habitats, principalmente na dinâmica do capim marinho. A presença ou ausência desse habitat em relação à sazonalidade tem influência direta na composição das espécies nas áreas berçário, e conseqüentemente na funcionalidade dos ecossistemas. Mudanças climáticas podem ter efeitos sobre a composição desses habitats no futuro, pondo em risco a estruturação das assembleias de peixes.

A complementaridade entre os habitats é uma característica que deve ser levada em conta em estudos futuros, principalmente relacionados à conservação das espécies e dos berçários. A vulnerabilidade desses habitats frente a fatores antrópicos mostra que há uma necessidade de considerar a inclusão desses habitats em planos de conservação e manejo.