



CO-OCORRÊNCIA DE ESPÉCIES DE PEIXES NAS ÁREAS RASAS DA FOZ DO RIO SÃO FRANCISCO SE/AL

Renato Luiz Bot Neto^{1}, Roberto Schwarz Júnior² & Henry Louis Spach³*

¹ Universidade Federal do Paraná, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, Laboratório de Ecologia de Peixes, Avenida Coronel Francisco Heráclito dos Santos, nº 100, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, PR, Brasil.

² Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Engenharia de Pesca e Aquicultura, Laboratório de Ictiologia Estuarina e Marinha, Avenida Marechal Rondon, s/n, Jardim Rosa Elze, CEP 49100-000, São Cristóvão, SE, Brasil.

³ Universidade Federal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Laboratório de Ecologia de Peixes, Avenida Beira-mar, s/n, CP 61, Pontal do Sul, CEP 83255-976, Pontal do Paraná, PR, Brasil.

E-mails: bot@ufpr.br (*autor correspondente); henry@ufpr.br; schwarzjr@hotmail.com

Resumo: As “regras de montagem da comunidade” indicam que as interações competitivas seriam o principal fator influenciador na estruturação das comunidades biológicas, o que gera um padrão não aleatório de co-ocorrência causado pela exclusão competitiva. Assim o presente estudo teve por objetivo investigar os padrões de co-ocorrência de espécies de peixes nos ambientes rasos da foz do rio São Francisco. Foram obtidos dados da ictiofauna da área através de arrastos manuais realizados mensalmente em suas margens no período entre maio de 2017 e abril de 2018. Os dados foram tabulados em matrizes de presença/ausência e, as análises foram realizadas através de comparações com modelos nulos (aleatórios) em ambiente computacional R, com o pacote EcoSimR e, através de 5000 randomizações. Para quantificar os padrões de co-ocorrência foi utilizado a métrica C-score, que calcula o padrão de segregação das espécies. Os resultados obtidos a partir das simulações mostraram que o padrão encontrado não diferiu do esperado ao acaso, indicando que as interações competitivas não foram a maior força influenciadora na estruturação da ictiofauna na área estudada.

Palavras-Chave: Assembleia de peixes; Competição; Ecologia de comunidades; Interações interespecíficas.

CO-OCCURRENCE OF FISH SPECIES IN THE SHALLOW AREAS OF SÃO FRANCISCO RIVER MOUTH.

The “rules of community assemblage” indicate that competitive interactions would be the main influencing factor in the structuring of biological communities, which generates a non-random pattern of co-occurrence caused by competitive exclusion. Thus, the present study aimed to investigate the co-occurrence patterns in the shallow environments of the mouth of the São Francisco River. Ichthyofauna data from the area were obtained through manual trawling carried out monthly on its banks between May 2017 and April 2018. The data were tabulated in presence/absence matrices and the analyzes were performed through comparisons with null models (random) in a computational environment R, with the EcoSimR package, and through 5000 randomizations. To quantify the co-occurrence patterns, the C-score metric was used, which calculates the species segregation pattern. The results obtained from the simulations showed that the general pattern found did not differ significantly from what was expected at

random, indicating that competitive interactions were not the greatest influencing force in the structuring of ichthyofauna in the studied area.

Keywords: Community ecology; Competition; Fish assemblage; Interspecific interactions.

INTRODUÇÃO

O conhecimento acerca de como as comunidades são formadas, seja por processos estocásticos ou determinísticos, que causam interferência no padrão de ocorrência das espécies (May 1984, Weiher & Keddy 1999) continua sendo uma das questões centrais na ecologia e, é considerada uma lacuna no conhecimento da ecologia de populações e comunidades (Agrawal *et al.* 2007). O termo comunidade biológica, tem por definição, o conjunto de espécies que interagem entre si (Sobral & Cianciaruso 2012). Desta forma, a ecologia de comunidades, possui como objetivo investigar os padrões de ocorrência e distribuição das espécies no espaço e no tempo (Gotelli 2000, Sanchez-Lizaso *et al.* 2000), para compreender a causa da ausência de algumas espécies, porque algumas espécies coexistem e se existem interações competitivas determinando o número máximo de espécies em uma comunidade (Both *et al.* 2011).

A partir do princípio de exclusão competitiva (Gause *et al.* 1934), onde duas espécies que utilizam os mesmos recursos não deveriam coexistir, e da similaridade limitante (MacArthur & Levins 1967), segundo a qual há um limite crítico para similaridades ecológicas entre duas ou mais espécies, foi postulado por Diamond (1975) as “regras de montagem de comunidades”, onde as interações competitivas seriam o principal fator influenciador na estruturação das comunidades, gerando um padrão não aleatório de co-ocorrência de espécies causado pela exclusão competitiva. Assim, as regras de montagem de uma comunidade podem ser testadas a partir das diferenças das abundâncias entre as espécies, viabilizando a obtenção de um cenário detalhado a respeito dos fatores e das interações biológicas atuantes (ou não) na estruturação das comunidades (Ulrich & Gotelli 2010).

Connor & Simberloff (1979) testaram os padrões de abundância entre as espécies e as regras de montagem de comunidades propostas

por Diamond (1975) através de modelos nulos e, constataram que o padrão observado não diferiu, significativamente, do esperado ao acaso. Os modelos nulos, aleatorizam dados ecológicos e criam novos padrões de distribuição para as mesmas espécies, sendo que, esses novos padrões equivalem a uma comunidade onde não há mecanismos ecológicos tais quais as interações interespecíficas (Gotelli & Graves 1996, Ulrich & Gotelli 2013). A hipótese nula, prevê que não há envolvimento de nenhum mecanismo biológico na estruturação da comunidade (Gotelli & Graves 1996). Gotelli & McCabe (2002), através de metanálise, demonstraram que o grau de estruturação por competição é variável entre os diferentes grupos taxonômicos (aves, morcegos, mamíferos, formigas, invertebrados, peixes, répteis, anfíbios e plantas). Os filtros ambientais tendem a selecionar espécies cujas características são semelhantes, porém espécies que possuam sobreposição de nicho tendem a se excluir por interações competitivas, dessa forma, a co-ocorrência de espécies só é possível quando há baixa sobreposição de nicho (Sobral & Cianciaruso 2012). Em ambientes onde há a segregação de hábitat, a co-ocorrência de espécies costuma ser menor do que esperado ao acaso, isso acontece principalmente pela baixa sobreposição de uso dos hábitats (Gotelli *et al.* 1997, Araújo *et al.* 2002). Dessa forma, o grupo dos vertebrados tende a ser um bom modelo de estudo, por apresentar padrões de estruturação de comunidade assim como proposto por Diamond (1975).

O estudo dos padrões de co-ocorrência das espécies de peixes em ambientes transicionais é importante para a compreensão de como as assembleias de peixes são estruturadas, pois possuir o entendimento de como a ictiofauna se estrutura e varia é de suma importância, tanto para o manejo sustentável, quanto para a preservação das espécies locais (Kupschus & Tremain 2001). Estudos pretéritos, sobre a co-ocorrência de espécies de peixes marinhos e estuarinos, indicam que as variáveis abióticas

(salinidade, temperatura e profundidade da água) afetam diretamente a ocorrência dessas espécies, gerando embasamento para o desenvolvimento e o teste de hipóteses, acerca de quais, fatores podem interferir na ocorrência das espécies (Andrade-Tubino *et al.* 2008, Froeschke *et al.* 2010, Matich *et al.* 2017). A estrutura da assembleia de peixes em estuários e baías, também está relacionada com seus processos biológicos próprios, como os ciclos de abundância, geridos pela migração sazonal de peixes marinhos tanto para a alimentação, quanto para a reprodução (Araújo *et al.* 2002, Azevedo *et al.* 2006). Assim, o estudo sobre a co-ocorrência de espécies de peixes, é importante para o entendimento de como as comunidades são montadas, permitindo a identificação de variações na abundância, distribuição e comportamento da ictiofauna em escalas espaciais pequenas (Auster *et al.* 2005, Matich *et al.* 2017).

Segundo Ortega *et al.* (2015), os estudos a respeito dos padrões de co-ocorrência entre espécies levantam algumas contradições, uma vez que, para alguns autores as assembleias de peixes exibem padrões aleatórios de co-ocorrência (Gotelli & McCabe 2002), enquanto para outros, os padrões de co-ocorrência ocorrem de maneira segregada (Bhat & Magurran 2007). Além disso, nem todas as espécies realizam interações competitivas entre si, apenas, aquelas que utilizam recursos similares (Simberloff & Dayan 1991). Ademais, em ambiente estuarino, a escassez de recursos não parece ocorrer, já que os estuários são áreas de grande produção biológica e disponibilidade de recursos (Kennish 2002). A distribuição das espécies no ambiente não é resultado apenas das interações bióticas, pois, fatores como as exigências ambientais e a habilidade dispersiva das espécies, também causam influência em sua distribuição (Peres-Neto *et al.* 2001, Mackenzie *et al.* 2004). Desta forma a distribuição das espécies de peixe em ambiente estuarino, comumente está relacionada a fatores abióticos como salinidade, temperatura, tipo de substrato, turbidez e profundidade (Blaber 2002). Devido a convergência de processos atmosféricos, terrestres e oceânicos alguns dos fatores abióticos possuem grande dinâmica dentro do ambiente estuarino e constantemente alteram suas características ao longo do tempo (Elliot & McLusky 2002). Os fatores bióticos, que

habitualmente são relacionados a estruturação da ictiofauna em ecótonos são: a capacidade adaptativa das espécies ícticas, a segregação de habitats e as relações presa/predador (Cartagena *et al.* 2011, Gotelli *et al.* 1997).

Isto posto, o presente estudo possuiu o intuito de identificar as possíveis interações competitivas entre as espécies de peixes presentes em um ambiente aquático transicional entre ducícola e marinho. Para tal, foram analisados dados da ictiofauna de áreas rasas da foz do rio São Francisco. Os padrões de co-ocorrência foram testados com o auxílio de modelos nulos, utilizados para verificar se a estrutura da comunidade local é determinada por fatores ambientais e biológicos ou se equipara a modelos gerados ao acaso (aleatórios). Segundo a hipótese do modelo nulo, o padrão de co-ocorrência observado deverá diferir do acaso se as interações bióticas predominarem como força motriz da estruturação da ictiofauna.

MATERIAL E MÉTODOS

A ictiofauna, foi amostrada mensalmente na região do baixo São Francisco (10°28'34,02"S, 36°24'27,02"O) em cinco estações de coleta distribuídas entre a desembocadura do rio São Francisco e o município de Brejo Grande (Figura 1), no período entre maio de 2017 e abril de 2018. Para tal, foi utilizada uma rede de arrasto de praia com as seguintes dimensões: 30 m de comprimento, 2,8 m de altura e malha de 5 mm entre nós opostos. Em cada estação foram realizados dois arrastos por maré, em cada arrasto a rede foi puxada paralelamente as margens por uma distância de 50 m a uma profundidade máxima de 3 m, totalizando 20 arrastos mensais (10 na preamar e 10 na baixa-mar). Após a realização da coleta, os indivíduos foram resfriados, levados a laboratório e identificados ao menor nível taxonômico possível com a utilização de literatura especializada (Britski *et al.* 1988, Cervigón *et al.* 1992, Courtenay & Sahlman 1978, Figueiredo & Menezes 1978, Figueiredo & Menezes 1980, Figueiredo & Menezes 2000, Kullander & Ferreira 2006, Marceniuk *et al.* 2019, Marceniuk *et al.* 2020, Menezes & Figueiredo 1980, Menezes & Figueiredo 1985, Reis *et al.* 2003, Whitehead 1985).

Posteriormente, os dados obtidos para a ictiofauna foram tabulados em matrizes, onde

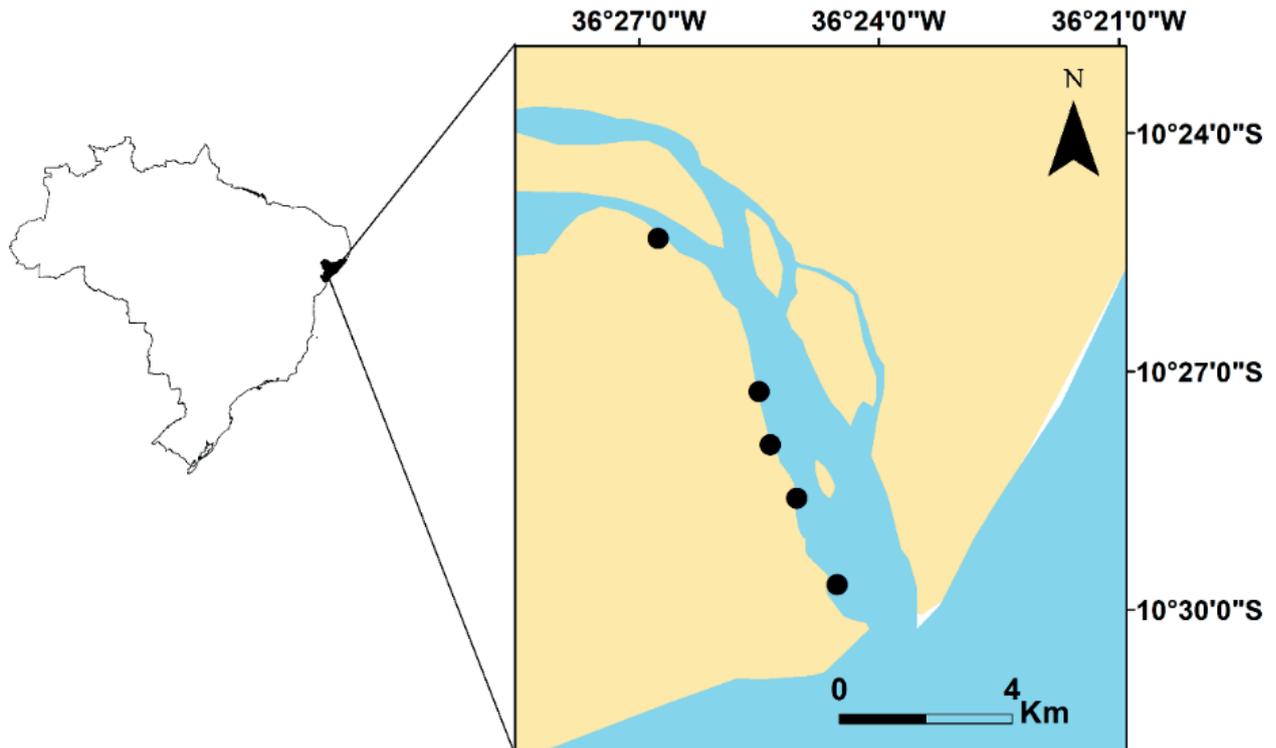


Figura 1. Localização dos pontos de amostragens (círculos pretos) na foz do rio São Francisco, SE/AL, Brasil.

Figure 1. Location of sampling sites (black circles) at the mouth of São Francisco River, SE/AL, Brazil.

as linhas representam as espécies e as colunas representam os locais ou os períodos amostrados, atribuindo em cada célula valor um (1) para a presença e o valor zero (0) para a ausência de cada espécie nos locais ou períodos amostrados. As matrizes utilizadas para análise, foram geradas segregando escalas temporais (mês e ano de coleta) e espaciais (estações de coleta). Entretanto, o efeito de cada tipo de escala (temporal e espacial) não é independente, isto é, na análise de co-ocorrência espacial existe o efeito da escala temporal e vice-versa (Ortega *et al.* 2015). Após a preparação das tabelas, foi calculada a frequência de ocorrência das espécies, utilizando a fórmula: $F.O. = (n/N) * 100$, onde n é o número de amostras onde a espécie está presente e N o número total de amostras. Foram consideradas raras as espécies que tiveram frequência de ocorrência inferior a 20% e dominantes as espécies com frequência de ocorrência superior a 60%.

Os modelos nulos permitem, através de aleatorização, a inferência de se determinados padrões ou processos observados diferem do esperado ao acaso (Gotelli & McGill 2006). Assim, para avaliar se o padrão de organização difere

do acaso, as matrizes obtidas foram submetidas a análise segundo a metodologia sugerida por Gotelli (2000). Tais análises foram realizadas através do pacote de análise de modelos nulos EcoSim versão 1.00 (Gotelli *et al.* 2015) em ambiente computacional R (R Development Core Team 2019) utilizando 5000 aleatorizações (Entsminger 2014) com valor de significância de 0,05 para todas as análises.

Para a construção dos modelos nulos foram utilizados três diferentes algoritmos, onde a somatória das linhas é sempre fixa (F) e a somatória das colunas varia entre fixa (F), proporcional (P) e equiprovável (E), pois modelos onde a somatória das linhas é fixa, possuem menor probabilidade de incorrer no erro do tipo I (Gotelli 2000). Desta forma foram testados os seguintes algoritmos: (1) Linha fixa x coluna fixa (FxF), onde a somatória tanto das linhas quanto das colunas da matriz original permanecem constantes, preservando as diferenças nas frequências de ocorrência das espécies (somatório das linhas) e o número de espécies por local (somatório das colunas); (2) Linha fixa x Coluna equiprovável (FxE), o qual gera matrizes com comunidades consideradas como

equivalentes; (3) Linha fixa x coluna proporcional (FxF), gerando matrizes onde a distribuição das espécies é proporcional ao observado nas colunas, permitindo a variação nos totais das colunas assim como no modelo equiprovável, no entanto, podendo refletir diferenças entre os locais assim como no modelo fixo.

RESULTADOS

Nas áreas rasas da foz do rio São Francisco foi observado a ocorrência de 87 espécies de peixes (Tabela S1), das quais 77 espécies foram consideradas estuarinas/marinhas e 10 foram dulcícolas. A maior riqueza ocorreu no mês de março de 2018 onde foram registradas 52 espécies e a menor riqueza ocorreu em setembro e outubro de 2017 quando foram registradas 41 espécies

(Tabela 1). Em relação à frequência de ocorrência, 71 espécies podem ser consideradas raras (Tabela 1). As espécies mais frequentes nas amostragens foram: *Atherinella brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1825; 82,50%), *Lycengraulis grossidens* (Spix & Agassiz, 1829; 79,58%), *Diapterus auratus* Ranzani, 1842 (76,67%) e *Hyporhamphus unifasciatus* (Ranzani, 1841; 65,42%).

A matriz espacial apresentou padrão de co-ocorrência similar ao esperado ao acaso, ou seja, similar a uma distribuição aleatória das espécies ao longo dos meses (Tabela 2; $p > 0.05$). Em relação a escala temporal, foram observados padrões de co-ocorrência estatisticamente diferentes ($p < 0.05$) do gerado ao acaso nos meses de dezembro de 2017 e janeiro e 2018 pelo algoritmo FxF. No algoritmo FxF foram observadas diferenças nos meses de junho e setembro de 2017. E com o

Tabela 1. Lista de presença (1), ausência (0) e frequência de ocorrência (F.O %) mensal, dos taxa capturados nas áreas rasas da foz do rio São Francisco, entre maio de 2017 e abril de 2018, referentes aos 240 arrastos realizados no período do estudo. As espécies introduzidas foram marcadas com um *.

Table 1. List of presence (1), absence (0) and monthly frequency of occurrence (FO %), of the taxa captured in the shallow areas of the mouth of São Francisco River, between May 2017 and April 2018, referring to 240 trawls carried out during the study period. * Introduced species.

taxa	Mai/17	Jun/17	Jul/17	Ago/17	Set/17	Out/17	Nov/17	Dec/17	Jan/18	Fev/18	Mar/18	Abr/18	F.O. (%)
<i>Achirus lineatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	34,17
<i>Albula vulpes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,25
<i>Anchoa spinifer</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1,67
<i>Anchoa tricolor</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	18,75
<i>Anchovia clupeoides</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	6,67
<i>Archosargus probatocephalus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,42
<i>Astyanax lacustris</i>	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	6,25
<i>Atherinella brasiliensis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	82,50
<i>Atherinella blackburni</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0,42
<i>Bairdiella goeldi</i>	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1,67
<i>Bathygobius soporator</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	11,67
<i>Bryconops affinis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0,83
<i>Caranx hippos</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,42
<i>Caranx latus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	45,83

Tabela 1. Continua na próxima página...

Table 1. Continues on next page...

Tabela 1. ...continuação
Table 1. ...continued

taxa	Mai/17	Jun/17	Jul/17	Ago/17	Set/17	Out/17	Nov/17	Dec/17	Jan/18	Fev/18	Mar/18	Abr/18	F.O. (%)
<i>Cathorops spixii</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	2,50
<i>Centropomus ensiferus</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	8,75
<i>Centropomus parallelus</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0,83
<i>Centropomus undecimalis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	39,17
<i>Cetengraulis edentulus</i>	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	14,58
<i>Chaetodipterus faber</i>	1	1	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	5,00
<i>Chaetodon striatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,42
<i>Chilomycterus spinosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,42
<i>Cichla kelberi*</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,83
<i>Cichlasoma sanctifranciscense</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,83
<i>Citharichthys arenaceus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	28,75
<i>Citharichthys spilopterus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	16,67
<i>Colomesus psittacus</i>	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	2,50
<i>Conodon nobilis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0,83
<i>Cosmocampus elucens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1,67
<i>Ctenogobius boleosoma</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	9,58
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,42
<i>Diapterus auratus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	76,67
<i>Dormitator maculatus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	1	3,75
<i>Eigenmannia virescens</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,42
<i>Eleotris pisonis</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	5,83
<i>Elops saurus</i>	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	4,17
<i>Erotelis smaragdus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0,83
<i>Eucinostomus argenteus</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	16,25
<i>Eucinostomus gula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,42

Tabela 1. Continua na próxima página...
Table 1. Continues on next page...

Tabela 1. ...continuação**Table 1.** ...continued

taxa	Mai/17	Jun/17	Jul/17	Ago/17	Set/17	Out/17	Nov/17	Dec/17	Jan/18	Fev/18	Mar/18	Abr/18	F.O. (%)
<i>Eucinostomus melanopterus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	47,92
<i>Genidens barbatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	22,08
<i>Gobionellus oceanicus</i>	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	5,42
<i>Gobionellus stomatus</i>	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2,92
<i>Gymnotus carapo</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,25
<i>Haemulopsis corvinaeformis</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	9,58
<i>Harengula clupeola</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1,25
<i>Hyporhamphus unifasciatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	65,42
<i>Lagocephalus laevigatus</i>	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	3,75
<i>Lile piquitinga</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	17,92
<i>Lutjanus griseus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	19,58
<i>Lutjanus jocu</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	23,33
<i>Lutjanus sp.</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3,33
<i>Lutjanus synagris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1,67
<i>Lycengraulis grossidens</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	79,58
<i>Menticirrhus martinicensis</i>	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	4,17
<i>Metynnis lippincottianus*</i>	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	2,92
<i>Microphis lineatus</i>	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	7,08
<i>Myrophis punctatus</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0,83
<i>Mugil curema</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	23,33
<i>Mugil curvidens</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	30,00
<i>Mugil liza</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,67
<i>Mugil sp.</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	20,83
<i>Oligoplites palometa</i>	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	1	1	7,08
<i>Oligoplites saliens</i>	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	5,42
<i>Oligoplites saurus</i>	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	1	19,17
<i>Opisthonema oglinum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0,83

Tabela 1. Continua na próxima página...**Table 1.** Continues on next page...

Tabela 1. ...continuação
Table 1. ...continued

taxa	Mai/17	Jun/17	Jul/17	Ago/17	Set/17	Out/17	Nov/17	Dec/17	Jan/18	Fev/18	Mar/18	Abr/18	F.O. (%)
<i>Oreochromis niloticus*</i>	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	2,50
<i>Orthospinus franciscensis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,42
<i>Paralichthys brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,42
<i>Poecilia vivipara</i>	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	1	1	3,75
<i>Polydactylus virginicus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	15,83
<i>Pomadasys crocro</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1,25
<i>Pomadasys ramosus</i>	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	7,08
<i>Pseudophallus mindii</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	2,08
<i>Rhinosardinia bahiensis</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	57,92
<i>Rypticus randalli</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1,25
<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1,67
<i>Selene vomer</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	3,75
<i>Sphoeroides greeleyi</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	12,50
<i>Sphoeroides testudineus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	57,08
<i>Sphyaena barracuda</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,83
<i>Stellifer rastrifer</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	3,33
<i>Strongylura marina</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	35,83
<i>Symphurus tessellatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	16,67
<i>Synodus foetens</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0,83
<i>Trachinotus falcatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	4,58
<i>Trichiurus lepturus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0,42
<i>Trinectes microphthalmus</i>	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	5,42
<i>Trinectes paulistanus</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,83
	44	45	43	43	42	42	48	48	47	50	54	45	-

Tabela 2. Valores de C-Score (observados e simulados) para os modelos nulos de co-ocorrência da matriz em escala temporal nas áreas rasas da foz do rio São Francisco, referente ao período entre maio de 2017 e abril de 2018. FxF = linha fixa e coluna fixa; FxP = linha fixa e coluna proporcional; FxE = linha fixa e coluna equiprovável.

Table 2. C-Score values (observed and simulated) for null co-occurrence models of the matrix on a temporal scale in shallow areas of the mouth of São Francisco River, between May 2017 and April 2018. FxF = fixed line and fixed column; FxP = fixed line and proportional column; FxE = fixed line and equiprobable column.

FxF		FxP		FxE		
observado	simulado	p-valor	simulado	p-valor	simulado	p-valor
2,2408	2,2286	0,1416	2,2343	0,4878	2,2451	0,4164

algoritmo FxE foram observadas diferenças nos meses de junho, setembro e novembro de 2017 e nos meses de fevereiro, março e abril de 2018 (Tabela 3).

DISCUSSÃO

Os modelos nulos são muito úteis para esse tipo de análise, uma vez que, quando dados obtidos em campo se equiparam aos modelos nulos (aleatórios) podemos inferir que a estruturação a comunidade é gerida principalmente por fatores ambientais, sendo que quando esses dados diferem dos modelos nulos é possível inferir que as interações biológicas foram a principal força que atua na estruturação a comunidade (Gotelli & Graves 1996).

O padrão de diversidade observado nas áreas rasas da foz do rio São Francisco entra em acordo com o padrão de ambientes estuarinos onde existem poucas espécies dominantes e várias raras (Magurran & Henderson 2003). Algumas matrizes diferiram dos processos aleatórios. Principalmente nos modelos FxE. Entretanto, esse resultado pode ser fruto de Erro do tipo I a qual os modelos estão sujeitos, uma vez que os padrões de co-ocorrência encontrados foram em sua maioria similares ao esperado ao acaso. Ao investigar padrões de co-ocorrência de espécies é importante considerar as diferentes características do ambiente, uma vez que, a preferência das espécies por determinados habitats pode justificar padrões não aleatórios. Além disso, as matrizes de presença/ausência não representam totalmente a realidade das espécies do local estudado, podendo causar inferências incorretas (Mackenzie *et al.* 2004).

Ao testar os padrões de co-ocorrência temporais e espaciais da ictiofauna no ambiente da foz do rio São Francisco foi possível denotar

que, em geral, não diferem do esperado ao acaso. É importante salientar que isso foi verificado nos três modelos testados para a escala temporal. No entanto, na escala espacial, isso foi mais evidente nos modelos FxF e FxP, indicando que as interações competitivas não foram os principais fatores que atuaram na estruturação dessa comunidade de peixes. Por conseguinte, os fatores abióticos, devem desempenhar um papel principal na estruturação da ictiofauna de áreas rasas da foz do rio São Francisco. É provável que a conectividade com o habitat marinho adjacente (Pasquaud *et al.* 2015, Vasconcelos *et al.* 2015) e a diversidade de habitats encontrada no local (*e.g.* manguezais e áreas vegetadas) sejam as principais forças motrizes da estruturação das comunidades locais. Essas características elevam a heterogeneidade ambiental, sendo possível o estabelecimento de diversas espécies, favorecendo a coexistência das mesmas, uma vez que o aumento de complexidade ambiental é reconhecido por exercer efeitos positivos na diversidade e na abundância dos organismos marinhos (Fernández *et al.* 2009). Assim, podemos inferir que o ambiente a foz do rio São Francisco se assemelha a um ambiente estuarino, onde os fatores que regem a estruturação a comunidade são principalmente os fatores ambientais como, salinidade, temperatura, tipo de substrato, turbidez e profundidade (Blaber 2002).

As análises realizadas indicaram que a estruturação da comunidade da foz do rio São Francisco não foi mediada por interações intraespecíficas. No entanto, é possível que estejamos abordando este problema em comunidades estuarinas de maneira incorreta. Para identificar a influência das interações biológicas, e o efeito que estas estão causando na estruturação da comunidade local, talvez seja

Tabela 3. Valores de C-Score (observados e simulados) para os modelos nulos de co-ocorrência da matriz em escala espacial nas áreas rasas da foz do rio São Francisco, referente ao período entre maio de 2017 e abril de 2018. FxF = linha fixa e coluna fixa; FxP = linha fixa e coluna proporcional; FxE = linha fixa e coluna equiprovável. Valores significativos ($p < 0,05$) foram destacados em negrito.

Table 3. C-Score values (observed and simulated) for null co-occurrence models of the matrix at spatial scale in the shallow areas of the mouth of São Francisco River, between May 2017 and April 2018. FxF = fixed line and fixed column; FxP = fixed line and proportional column; FxE = fixed line and equiprobable column. Significant values ($p < 0.05$) were highlighted in bold.

mês/ano	observado	FxF		FxP		FxE	
		simulado	p-valor	simulado	p-valor	simulado	p-valor
mai/17	0,8943	0,8787	0,1360	0,9082	0,3276	0,9280	0,1646
jun/17	0,6697	0,6609	0,1670	0,7635	0,0438	0,7945	0,0044
jul/17	0,7220	0,7043	0,0780	0,7251	0,4040	0,7400	0,2482
ago/17	0,8250	0,8290	0,5014	0,8598	0,2198	0,8919	0,0548
set/17	0,5656	0,5766	0,2022	0,7277	0,0096	0,7752	0,0002
out/17	0,7038	0,6906	0,1294	0,6782	0,2540	0,6847	0,3108
nov/17	0,8245	0,8234	0,4504	0,8815	0,1260	0,9172	0,0136
dez/17	0,8821	0,8562	0,0452	0,8968	0,3344	0,9362	0,0658
jan/18	0,8205	0,7941	0,0280	0,8352	0,3276	0,8654	0,0880
fev/18	0,8735	0,8732	0,4498	0,9045	0,2460	0,9480	0,0318
mar/18	0,8540	0,8375	0,0956	0,8929	0,1946	0,9363	0,0138
abr/18	0,7192	0,7239	0,4138	0,8097	0,0680	0,8697	0,0006

preciso utilizar modelos e realizar análises que levem em consideração fatores como as guildas funcionais as quais as espécies pertencem (Gotelli & Graves 1996, Both *et al.* 2011).

Os padrões de ocorrência temporal e espacial encontrados na ictiofauna estudada não diferiram do esperado ao acaso na foz do rio São Francisco, indicando que as interações competitivas não desempenham um papel fundamental na estruturação dessa comunidade. Desta forma, os resultados sugeriram, que os fatores abióticos foram as principais atuantes na estruturação da assembleia de peixes local. Assim, é importante destacar a importância do monitoramento constante das ações antrópicas sobre o rio, principalmente aquelas causadas pelas barragens, uma vez que, estas parecem ser as principais causas de mudanças nos parâmetros ambientais da região a foz do rio São Francisco, seja através da regularização o fluxo e água doce (Knoppers *et al.* 2006, Medeiros *et al.* 2007, 2011), permitindo a maior intrusão a água salgada nessa região (Oliveira *et al.* 2008), seja pela retenção de sedimentos, que mantém esse trecho do rio em uma condição constantemente oligotrófica e de alta transparência (Medeiros *et al.* 2007, 2011).

À vista disso, é importante estar atento a essas mudanças, pois essas alterações dos parâmetros ambientais, podem estar sendo responsáveis por modificações na estruturação e na montagem da comunidade local.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de agradecer a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida a Renato L. Bot Neto (Bolsa de Doutorado) no curso de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Federal do Paraná (PPG-ECO UFPR), aos alunos do curso de Engenharia de Pesca da Universidade Federal de Sergipe (UFS) Luane, Kléverton, Paulo, e Priscilla que auxiliaram nas coletas e na triagem do material, ao nosso barqueiro e amigo Ronaldinho (Tito) sempre bem disposto a navegar conosco pelo Velho Chico.

REFERÊNCIAS

Agrawal, A. A., Ackerly, D. D., Adler, F., Arnold, A. E., Caceres, C., Doak, D. F., Post, E., Hudson, P. J., Maron, J., Mooney, K. A., Power, M., Schemske,

- D., Stachowicz, J., Strauss, S., Turner, M. G., & Werner, E. 2007. Filling key gaps in population and community ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 145-152. DOI: <https://doi.org/b43rqc>
- Andrade-Tubino, M. F., Ribeiro, A. L. R., & Vianna, M. 2008. Organização espaço-temporal das ictiocenoses demersais nos ecossistemas estuarinos brasileiros: uma síntese. *Oecologia Brasiliensis*, 12(4), 640-661.
- Araújo, F. G., De Azevedo, M. C. C., De Araújo Silva, M., Pessanha, A. L. M., Gomes, I. D., & Da Cruz-Filho, A. G. 2002. Environmental Influences on the Demersal Fish Assemblages in the Sepetiba Bay, Brazil. *Estuaries*, 25, 441-450. DOI: 10.1007/BF02695986
- Auster, P. J., Semmens, B. X., & Barber, K. 2005. Pattern in the Co-Occurrence of Fishes Inhabiting the Coral Reefs of Bonaire, Netherlands Antilles. *Environmental Biology of Fishes*, 74, 187-194. DOI: 10.1007/s10641-005-8078-0
- Azevedo, M. C. C., Araújo, F. G., Pessanha, A. L. M., & Silva, M. D. A. 2006. Co-Occurrence of Demersal Fishes in a Tropical Bay in Southeastern Brazil: A Null Model Analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66, 315-322. DOI: 10.1016/j.ecss.2005.09.006
- Bhat, A., & Magurran, A. E. 2007. Does disturbance affect the structure of tropical fish assemblages? A test using null models. *Journal of Fish Biology*, 70, 623-629. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2006.01252.x
- Blaber, S. J. M. 2002. Fish in Hot Water: The Challenges Facing Fish and Fisheries Research in Tropical Estuaries. *Journal of Fish Biology*, 61, 1-20. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2002.tb01757.x
- Both, C., Melo, A. S., Cechin, S. Z., & Hartz, S. M. 2011. Tadpole co-occurrence in ponds: When do guilds and time matter? *Acta Oecologica*, 37, 140-145. DOI: 10.1016/j.actao.2011.01.008
- Britski, H. A., Sato, Y., & Rosa, A. B. S. 1988. Manual de identificação de peixes da região de Três Marias: com chaves de identificação para os peixes da bacia do São Francisco. Brasília, Câmara dos Deputados/Codevasf: p. 115.
- Cartagena, F. B. C., Hostim-Silva, M., & Spach, H. L. 2011. Distribuição Espacial Da Ictiofauna Demersal No Saco Dos Limões (Baía Sul, Florianópolis, SC). *Bioikos*, 25, 117-128.
- Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibaldi, L., Hendrickx, M., Lemus, A. J., Márquez, R., Poutiers, J. M., Robaina G., & Rodriguez, B. 1992. Fichas FAO de identificación de especies para los fines de la pesca. Guía de campo de las especies comerciales marinas y de aguas salobres de la costa septentrional de Sur América. FAO, Rome: p. 513.
- Connor, E. F., & Simberloff, D. 1979. The assembly of species communities: chance or competition? *Ecology*, 60, 1132-1140. DOI: 10.2307/1936961.
- Courtenay, W. R., & Sahlman, H. F. 1978. Pomadasyidae. *In: Fischer, W. (ed.) FAO species identification sheets for fishery purposes. Western Central Atlantic (Fishing Area 31), Volume 4.* FAO, Rome.
- Diamond, J. M. 1975. Assembly of species communities. *In: Cody, M. L., & Diamond J. M. (Eds.) Ecology and evolution of communities.* pp. 342-144. Cambridge: Harvard University Press: p. 560.
- Elliot, M., & Mclusky, D. S. 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, coastal and shelf science*, 55, 815-827. DOI: 10.1006/ecss.2002.1031
- Entsminger, G. L. 2014. EcoSim Professional: Null modeling software for ecologists. Ver, 1, 5426-5429.
- Fernández, T. V., Anna, G. D., Badalamenti, F., & Pérez-Ruzafa, A. 2009. Effect of simulated macroalgae on the fish assemblage associated with a temperate reef system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 376, 7-16. DOI: 10.1016/j.jembe.2009.05.012.
- Figueiredo, J. L., & Menezes, N. 1978. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. II. Teleostei (1). São Paulo: Museu de Zoologia da USP: p. 110.
- Figueiredo, J. L., & Menezes, N. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo: Museu de Zoologia da USP: p. 90.
- Figueiredo, J. L., & Menezes, N. 2000. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. VI. Teleostei (5). São Paulo: Museu de Zoologia da USP: p. 116.
- Froeschke, J., Stunz, G. W., & Wildhaber, M. L. 2010. Environmental Influences on the Occurrence of Coastal Sharks in Estuarine

- Waters. Marine Ecology Progress Series, 407, 279-292. DOI: 10.3354/meps08546
- Gause, G. F., Nastukova, O. K., & Alpatov, W. W. 1934. The Influence of Biologically Conditioned Media on the Growth of a Mixed Population of *Paramecium caudatum* and *P. aureliax*. Journal of Animal Ecology, 3(2), 222-230. DOI: 10.2307/1145
- Gotelli, N. J. 2000. Null Model Analysis of Species Co-Occurrence Patterns. Ecology, 81(9), 2606-2621. DOI: <https://doi.org/dp3mxk>
- Gotelli, N. J., Buckley, N. J., & Wiens, J. A. 1997. Co-occurrence of Australian land birds: Diamond's assembly rules revisited. Oikos, 80, 311e324. DOI: 10.2307/3546599.
- Gotelli, N. J., & Graves, G. R. 1996. Null models in ecology. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press: p. 368.
- Gotelli, N. J., Hart, E. M., & Ellison A. M. 2015. EcoSimR: Null model analysis for ecological data. R package version 1.0.
- Gotelli, N. J., & McCabe, D. J. 2002. Species co-occurrence: a meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. Ecology, 83, 2091-2096. DOI: <https://doi.org/cq7pp8>
- Gotelli, N. J., & McGill, B. J. 2006. Null versus neutral models: what's the difference? Ecography, 29(5), 793-800. DOI: 10.1111/j.2006.0906-7590.04714.x
- Kennish, M. J. 2002. Environmental threats and environmental future of estuaries. Environmental Conservation, 29(1), 78-107.
- Knoppers, B., Medeiros, P. R. P., de Souza, W. F. L., & Jennerjahn, T. 2006. The São Francisco estuary, Brazil. Handbook of Environmental Chemistry, Volume 5: Water Pollution, 5 (PART H), Springer, Berlin, Heidelberg: 51-70.
- Kullander, S. O., & Ferreira, E. J. G. 2006. A review of the South American cichlid genus *Cichla*, with descriptions of nine new species. Ichthyological Exploration of Freshwaters, 17(4), 289-398.
- Kupschus, S., & Tremain, D. 2001. Associations between fish assemblages and environmental factors in nearshore habitats of a subtropical estuary. Journal of Fish Biology, 58, 1383-1403. DOI: 10.1111/j.1095-8649.2001.tb02294.x
- MacArthur, R. H., & Levins, R. 1967. The limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. American Naturalist, 101, 377-385. DOI: 10.1086/282505
- MacKenzie, D. I., Bailey, L. L., & Nichols, J. D. 2004. Investigating Species Co-Occurrence Patterns When Species Are Detected Imperfectly. Journal of Animal Ecology, 73, 546-555. DOI: 10.1111/j.0021-8790.2004.00828.x
- Magurran, A. E., & Henderson, P. A. 2003. Explaining the Excess of Rare Species in Natural Species Abundance Distributions. Nature, 422 (6933), 714-716. DOI: 10.1038/nature01547
- Marceniuk, A. P., Caires, R. A., Rotundo, M. M., Cerqueira, N. N. C. D., Siccha-Ramirez, R., Wosiacki, W. B., & Oliveira, C. 2020. Taxonomic revision of the *Menticirrhus americanus* (Linnaeus, 1758) and *M. littoralis* (Holbrook, 1847) (Percomorphacea: Sciaenidae) species complexes from the western Atlantic. Zootaxa, 4822 (3), 301-333. DOI: 10.11646/zootaxa.4822.3.1
- Marceniuk, A. P., Molina, E. G., Caires, R. A., Rotundo, M. M., Wosiacki, W. B., & Oliveira, C. 2019. Revision of *Bairdiella* (Sciaenidae: Perciformes) from the western South Atlantic, with insights into its diversity and biogeography. Neotropical Ichthyology, 17(1). DOI: 10.1590/1982-0224-20180024
- Matich, P., Mohan, J. A., Plumlee, J. D., Tinhon, T., Wells, R. J. D., & Fisher, M. 2017. Factors Shaping the Co-Occurrence of Two Juvenile Shark Species along the Texas Gulf Coast. Marine Biology, 164, 1-16. DOI: 10.1007/s00227-017-3173-2
- May, R. M. 1984. An Overview: Real and Apparent Patterns in Community Structure. Pág. In: Strong Jr, D. R., Simberloff, D., Abele, L. G., & Thistle, A. B. (Eds.). Ecological Communities: Conceptual Issues and the Evidence. pp. 3-16. Princeton: Princeton University Press: p. 630.
- Medeiros, P. R. P., Knoppers, B. A., de Souza, W. F. L., & Oliveira, E. N. 2011. Aporte de material em suspensão no Baixo Rio São Francisco (SE/AL), em diferentes condições hidrológicas. Brazilian Archives of Biology and Technology, 15(1), 42-53. DOI: 10.14210/bjast.v15n1.p42-53
- Medeiros, P. R. P., Knoppers, B. A., & Santos Júnior, R. C. 2007. Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL). Geochimica Brasiliensis, 21(2), 212-231. DOI: 10.21715/gb.v21i2.268
- Menezes, N., & Figueiredo, J. L. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. IV.

- Teleostei (3). São Paulo: Museu de Zoologia da USP: p. 90.
- Menezes, N., & Figueiredo, J. L. 1985. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. V. Teleostei (4). São Paulo: museu de zoologia da USP: p. 90.
- Oliveira, A. M., Medeiros, P. R. P., Lima, E. L. R., & Hernandez, A. O. 2008. Dinâmica da formação da cunha salina no Estuário do rio São Francisco. *In: III Congresso Brasileiro de Oceanografia (Vol 3)*.
- Ortega, J. C., Dias, R. M., Petry, A. C., Oliveira, E. F., & Agostinho, A. A. 2015. Spatio-temporal organization patterns in the fish assemblages of a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, 745, 31-41. DOI: 10.1007/s10750-014-2089-9
- Pasquaud, S., Vasconcelos, R. P., França, S., Henriques, S., Costa, M. J., & Cabral, H. 2015. Worldwide Patterns of Fish Biodiversity in Estuaries: Effect of Global vs. Local Factors. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 154, 122-128. DOI: 10.1016/j.ecss.2014.12.050
- Peres-Neto, P. R., Olden, J. D., & Jackson, D. A. 2001. Environmentally constrained null models: site suitability as occupancy criterion. *Oikos*, 93, 110-120. DOI: 10.1034/j.1600-0706.2001.930112.x
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>
- Reis, R. E., Kullander, S. O. & Ferraris-JR., C. J. (orgs.). 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Sanchez-Lizaso, J. L., Goni, R., Renones, O., Garcia-Charton, J. A., Galzin, R., Bayle, J. T., Sanchez-Jerez, P., Perez-Ruzafa, A., & Ramos, A. A. 2000. Density Dependence in Marine Protected Populations: A Review. *Environmental Conservation*, 27, 144-158.
- Simberloff, D., & Dayan, T. 1991. The Guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 22, 115-143.
- Sobral, F. L., & Cianciaruso, M. V. 2012. Phylogenetic and functional assembly structure:(re) assembling the community ecology on different spatial scales. *Bioscience Journal*, 28 (4), 617-631.
- Ulrich, W., & Gotelli, N. J. 2010. Null model analysis of species associations using abundance data. *Ecology*, 91(11), 3384-3397. DOI: 10.1890/09-2157.1
- Ulrich, W., & Gotelli, N. J. 2013. Pattern Detection in Null Model Analysis. *Oikos*, 122, 2-18. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2012.20325.x
- Vasconcelos, R. P., Henriques, S., França, S., pasquaud, S., Cardoso, I., Laborde, M., & Cabral, H. N. 2015. Global Patterns and Predictors of Fish Species Richness in Estuaries. *Journal of Animal Ecology*, 84, 1331-1341. DOI: 10.1111/1365-2656.12372
- Weiher, E., & Keddy, P. 1999. Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats. Cambridge: Cambridge University Press: p. 418.
- Whitehead, P. J. P. 1985. FAO Species Catalogue. Vol. 7. Clupeoid fishes of the world (suborder Clupeoidei). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, shads, anchovies and wolf-herrings. FAO Fisheries Synopsis, 125(7/1), 1-303.

Submitted: 10 August 2020

Accepted: 08 July 2021

Published on line: 12 July 2021

Associate Editor: José Luís Novaes

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1. Lista de espécies capturadas nas áreas rasas da foz do rio São Francisco através arrastos mensais (ocorridos entre maio de 2017 e abril de 2018). As espécies consideradas introduzidas foram marcadas com um *.

Table S1. List of species captured in the shallow areas of the mouth of São Francisco River through monthly trawls (occurring between May 2017 and April 2018). * Introduced species.