

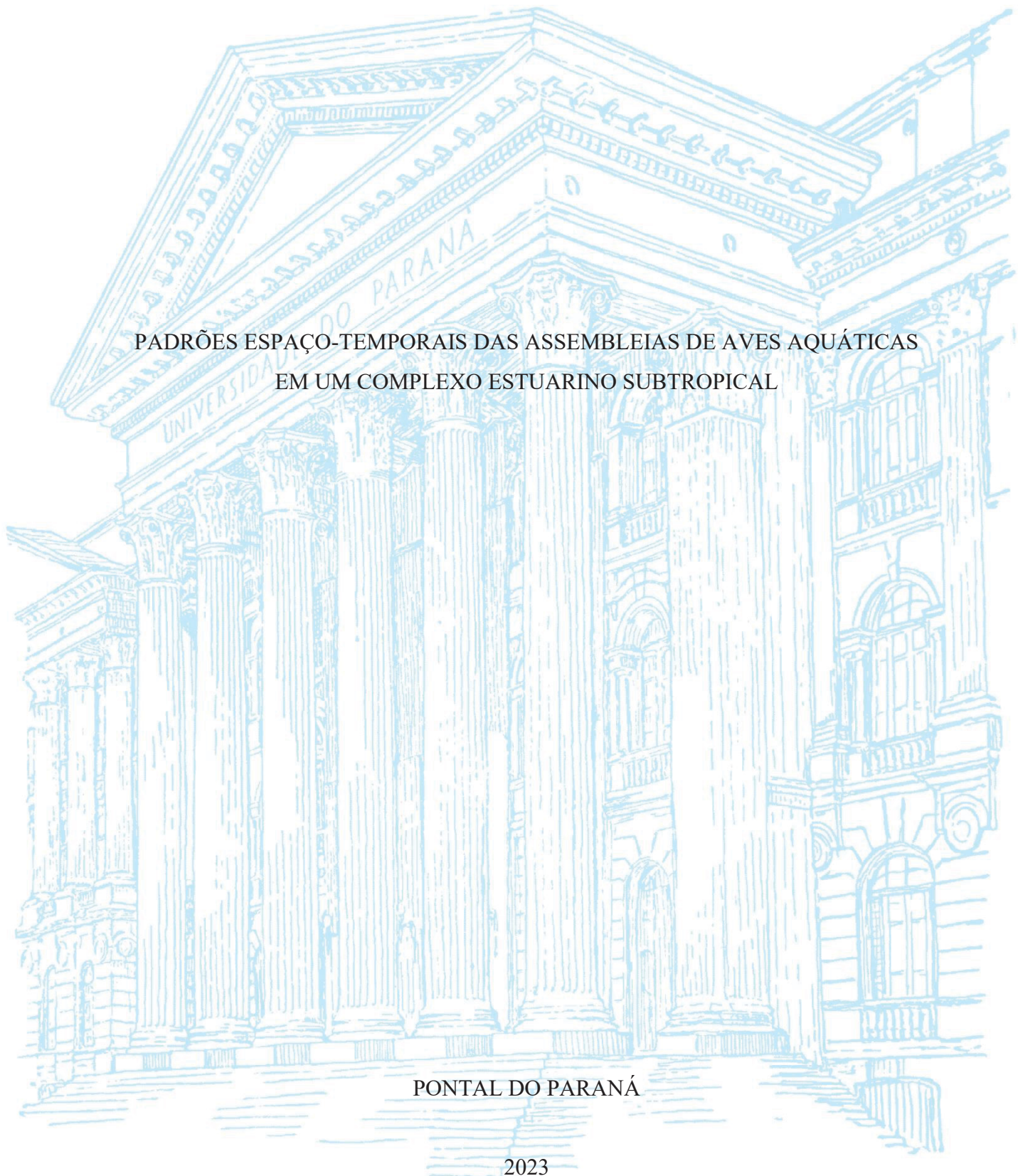
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MAIARA LARISSA MIOTTO

PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DAS ASSEMBLEIAS DE AVES AQUÁTICAS
EM UM COMPLEXO ESTUARINO SUBTROPICAL

PONTAL DO PARANÁ

2023



MAIARA LARISSA MIOTTO

PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DA DISTRIBUIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS
DE AVES AQUÁTICAS EM UM COMPLEXO ESTUARINO SUBTROPICAL

Tese apresentada como requisito parcial à
obtenção do grau de Doutora, Programa de Pós-
graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos,
Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da
Terra, Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Dr. Maikon Di Domenico

Coorientadora: Dra. Camila Domit

PONTAL DO PARANÁ

2023

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA
PUBLICAÇÃO (CIP)UNIVERSIDADE
FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DO CENTRO DE

Miotto, Maiara Larissa

Padrões espaço-temporais da distribuição das assembleias de aves aquáticas em um complexo estuarino subtropical / Maiara Larissa Miotto. – Pontal do Paraná, 2023.

1 recurso on-line : PDF.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Campus Pontal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, Programa de Pós- Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos.

Orientador: Prof. Dr. Maikon

Di Domenico. Coorientadora: Profa.

Dra. Camila Domit.

ESTUDOS DO MAR

Bibliotecária: Fernanda Pigozzi CRB-9/1151



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
REITORIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO SISTEMAS COSTEIROS
E OCEÂNICOS - 40001016054P6

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação SISTEMAS COSTEIROS E OCEÂNICOS da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **MAIARA LARISSA MIOTTO** intitulada: **PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DAS ASSEMBLÉIAS DE AVES AQUÁTICAS EM UM COMPLEXO ESTUARINO SUBTROPICAL**, sob orientação do Prof. Dr. MAIKON DI DOMENICO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutora está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Pontal do Paraná, 01 de Junho de 2023.

Assinatura Eletrônica
12/06/2023 15:38:13.0
MAIKON DI DOMENICO
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
06/06/2023 17:33:39.0
ANDRE ANDRIAN PADIAL
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
09/06/2023 10:56:40.0
LUIZ AUGUSTO MACEDO MESTRE
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
06/06/2023 16:47:56.0
ANDRE MENEGOTTO DOMINGOS
Avaliador Externo (UNIVERSIDAD AUTONOMA DE MADRID)

Assinatura Eletrônica
07/06/2023 10:18:24.0
LEANDRO BUGONI
Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE)

Dedicatória

Dedico este trabalho à memória do professor Paulo da Cunha Lana, meu querido amigo, com quem tive o privilégio de compartilhar parte dessa jornada. Sua sabedoria e amizade serão eternamente lembradas, e me inspiram a seguir em frente com dedicação e paixão pelo conhecimento.

AGRADECIMENTO

Gostaria de expressar minha mais profunda gratidão ao Professor Dr. Maikon Di Domenico e à Dra. Camila Domit pela orientação acadêmica de excelência que generosamente me proporcionaram ao longo desta desafiadora jornada. Seus insights inestimáveis e essenciais desempenharam um papel integral na construção e desenvolvimento deste trabalho. Quero destacar meu sincero apreço pelo constante estímulo e pela confiança inabalável que depositaram em meu potencial. Essa confiança se mostrou como um elemento crucial que sustentou minha motivação e dedicação durante todo o processo.

Desejo expressar minha sincera gratidão aos notáveis membros que compuseram a banca de avaliação Prof. Dr. Leandro Bugoni, Prof. Dr. André Andrian Padial, Prof. Dr. Luiz Augusto Macedo Mestre e o estimado Dr. André Menegotto Domingos. Suas contribuições de valor inestimável e sugestões perspicazes transcendem a esfera do enriquecimento deste estudo; elas transformaram, de fato, a defesa em uma autêntica aula magistral. A presença desses eruditos não somente enriqueceu o escopo e a profundidade do debate, mas também conferiu à ocasião uma aura notavelmente distinta e calorosamente acolhedora.

À minha amada família - Dona Leide, Rodri e Vanessa - transmito minha mais profunda gratidão pelo apoio inabalável que me proporcionaram, pelo encorajamento constante que me ofereceram e pela compreensão genuína que demonstraram em cada etapa desta jornada desafiadora. Também desejo expressar meus sinceros agradecimentos à família Waimea, que me acolheu nos últimos anos e reavivou o sentimento de pertencimento em mim. Seu caloroso acolhimento fez toda a diferença!

Aos amigos que sempre estiveram ao meu lado, oferecendo palavras de incentivo nos momentos difíceis e compartilhando alegrias em nossas conquistas, minha gratidão é profunda e genuína. Quero destacar especialmente a influência e inspiração constante da ilustríssima Barbara Carvalho, cujo exemplo há tantos anos me motiva a sempre dar o meu melhor. À irreverente Fernanda Souza, cuja presença tem o dom de iluminar meus dias e preenchê-los com alegria. Ao meu leal amigo Marcio Volgt, cuja amizade sincera perdura ao longo dos anos, obrigada por manter nossa tradição de compartilhar músicas novas e antigas, enriquecendo assim meu repertório musical de forma tão especial. E ao meu estimado João Bosco, com quem compartilho um amor sincero e platônico, as

saudades que sinto diariamente são um testemunho do quanto nossa amizade é profunda e significativa.

Gostaria de expressar meus mais sinceros agradecimentos a Brendo Rutyna, meu companheiro nesta breve e ondulante viagem que é a vida. Quero agradecer por dividir comigo este espaço/tempo repleto de significado e por estar sempre ao meu lado, oferecendo apoio e incentivo que me instigam a ultrapassar fronteiras. Sua presença brilha como um farol, iluminando nossos caminhos, e nos guia com esperança e inspiração enquanto navegamos pelas águas desafiadoras da existência.

Por fim, dedico meus agradecimentos à UFPR/PGSISCO, cujo ambiente acadêmico estimulante serviu de berço para o desenvolvimento deste trabalho. Não posso deixar de reconhecer a CAPES, cuja bolsa concedida ao longo destes anos foi essencial. Foi por meio do apoio da CAPES que essa pesquisa ganhou vida e significado, demonstrando a importância vital da pesquisa desenvolvida no Brasil. Através de instituições como a UFPR e programas como o PGSISCO, no nosso país enriquece o cenário acadêmico e científico, cultivando terrenos para oportunidades que promovem o crescimento intelectual, a inovação e, notavelmente, a conservação da biodiversidade. Esta jornada não é apenas minha, mas também um tributo à força da pesquisa brasileira e ao compromisso que assumimos com o progresso e a preservação do nosso patrimônio natural.

RESUMO

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), localizado no estado do Paraná, sul do Brasil, é reconhecido internacionalmente por sua relevância ambiental. Designado como patrimônio da humanidade, faz parte das zonas úmidas selecionadas globalmente para proteger e conservar a biodiversidade, especialmente as aves aquáticas. No entanto, o CEP tem sido historicamente pressionado por atividades antrópicas que causam alterações e degradação de seus habitats. Além disso, informações sobre a avifauna estão fragmentadas no espaço e no tempo. Com o objetivo de sistematizar o conhecimento de base dessa biodiversidade, realizamos censos mensais, entre março de 2020 e fevereiro de 2021, os quais cobriram as três principais baías do CEP. Esses levantamentos foram conduzidos tendo por base 36 transecções igualmente distribuídas entre as baías. Os resultados gerados estão integrados ao longo dos três capítulos desta tese. No primeiro, apresentamos um levantamento qualitativo da avifauna aquática do CEP e fornecemos informações sobre aspectos ecológicos das espécies. No segundo, buscamos compreender como as variáveis ambientais e os padrões temporais e espaciais influenciam a ocorrência e distribuição das assembleias de aves aquáticas. Por fim, no terceiro, utilizamos dados de sensoriamento remoto em uma abordagem analítica baseada na composição taxonômica e funcional das espécies para investigar como a estrutura da paisagem e as variáveis ambientais influenciam a composição e diversidade das assembleias das aves aquáticas do CEP. Conjuntamente, os resultados evidenciam que o CEP abriga uma avifauna aquática rica e diversa, com espécies residentes, migratórias e ameaçadas de extinção. *Nannopterum brasilianum*, o biguá, foi a espécie com maior número de avistamentos, sendo que essa dominância exerce uma influência significativa nos padrões de distribuição das assembleias. Além disso, a turbidez, salinidade e velocidade do vento, bem como a presença de bordas mais extensas na paisagem, influenciaram negativamente as assembleias. No entanto, uma influência positiva foi observada quando há aumento na concentração de oxigênio dissolvido e a presença de paisagens com manchas maiores e mais heterogêneas. Nossos dados fornecem informações bioecológicas relevantes sobre a avifauna aquática do CEP e sua relação com o ambiente. Tais informações contribuem para a estruturação de planos de monitoramento e avaliação de alterações e repostas da avifauna diante da fragmentação de áreas úmidas, auxiliando em iniciativas de manejo e políticas públicas que visem a proteção e conservação da biodiversidade, bem como da integridade ecológica do CEP.

Palavras-chave: Aves aquáticas; Conservação; Diversidade biológica; Métricas de paisagem; Zonas úmidas costeiras.

ABSTRACT

The Paranaguá Estuarine Complex (PEC) is internationally recognized for its environmental relevance. Designated as a World Heritage Site, it is part of the selected wetlands for protecting and conserving biodiversity, especially aquatic birds. However, the PEC has historically faced pressures from human activities and has fragmented information about its avifauna. To systematize the foundational knowledge of this biodiversity, we conducted monthly censuses from March 2020 to February 2021. These surveys were carried out in 36 equally distributed transects across the three central bays of the PEC. Based on this data, we developed the three chapters of this thesis. In the first chapter, we present a qualitative survey of the waterbirds of the PEC and provide information about the ecological aspects of species. In the second chapter, we seek to understand how environmental variables and temporal and spatial patterns influence the occurrence and distribution of assemblages. Finally, in the third chapter, we used remote sensing data in an analytical approach based on the taxonomic and functional composition of the species to investigate how landscape structure and environmental variables influence the composition and diversity of assemblages. Our data showed that the PEC harbors a rich and diverse aquatic avifauna, including resident, migratory, and threatened species. *Nannopterum brasilianum*, the Neotropic Cormorant, had the highest number of individuals, and this dominance significantly influences the distribution patterns of assemblages. Additionally, turbidity, salinity, wind speed, and more extensive edges in the landscape negatively influenced the assemblages. On the other hand, an increase in dissolved oxygen concentration and the presence of landscapes with larger and more heterogeneous patches positively influenced the assemblages. Our data provide valuable information about the waterbirds of the PEC and its relationship with the environment. Such information can assist in more effective practices to assess changes and responses of avifauna in the face of wetland fragmentation and aid in monitoring and public policies aimed at protecting and conserving biodiversity and the ecological integrity of the PEC.

Keywords: Biological diversity; Coastal wetlands; Conservation; Landscape metrics; Waterbirds.

PREFÁCIO

Essa tese está organizada em uma introdução que aborda teorias gerais e, em seguida, apresenta três capítulos estruturados como artigos científicos. Por fim, nas considerações finais, compilamos os principais resultados, destacando a relevância científica desta pesquisa.

Essa tese está organizada em uma introdução que aborda teorias gerais e, em seguida, apresenta três capítulos estruturados como artigos científicos. Por fim, nas considerações finais, compilamos os principais resultados, destacando a relevância científica desta pesquisa.

O primeiro capítulo intitulado "*Aquatic avifauna of the Paranaguá Estuarine Complex (Paraná, Southern Brazil): diversity and conservation status*" teve como objetivo apresentar um levantamento qualitativo da avifauna aquática do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). O estudo avaliou diversos aspectos ecológicos, incluindo a riqueza, a abundância relativa e o estado de conservação das espécies. Foram registradas no total 46 espécies, pertencentes a 17 famílias e oito ordens. A ordem Charadriiformes apresentou a maior riqueza, com um total de 19 espécies. Além disso, o estudo também identificou a presença de oito espécies migratórias provenientes do hemisfério norte, bem como sete espécies classificadas em algum grau de ameaça. O biguá, *Nannopterum brasilianum*, apresentou a maior taxa de ocorrência e abundância relativa ao longo dos monitoramentos. Embora a interpretação apresentada no artigo seja qualitativa, os dados coletados são disponibilizados a pesquisadores e gestores a fim de auxiliar em medidas de monitoramento e ações de conservação das aves aquáticas e dos habitats dos quais dependem. Este capítulo será submetido à revista *Ocean and Coastal Research* (ISSN: 2675-2824; IF = 0,885; Qualis A4 Biodiversidade), com o objetivo de publicação como parte do volume especial em homenagem ao Professor Paulo da Cunha Lana.

No segundo capítulo, "*Environmental drivers of waterbird diversity in a world heritage subtropical estuarine system*", mostramos como a diversidade alfa e beta das assembleias de aves aquáticas respondem aos padrões temporais e espaciais das variáveis ambientais no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). Para este, testamos as seguintes hipóteses: 1) Se as aves aquáticas selecionam ativamente seus habitats de acordo com a disponibilidade de recursos específicos, é esperado que as variáveis ambientais que afetam a detecção e acessibilidade desses recursos também afetem a ocorrência de aves

aquáticas; 2) Assumindo que o gradiente estuarino é responsável por explicar as variações na diversidade das aves aquáticas no CEP, espera-se que as transecções com diferenças substanciais nas características oceanográficas mostrem diferenças marcantes na composição das assembleias, com um componente dominante de variação equilibrada na abundância para a diversidade beta. Verificamos que a riqueza de espécies foi positivamente relacionada com a temperatura da água e oxigênio dissolvido durante a estação chuvosa, enquanto na estação seca, registramos uma relação negativa entre diversidade de espécies e turbidez. Apesar da grande diversidade de espécies, não detectamos um padrão consistente de respostas de diversidade alfa e beta, sendo que a variação equilibrada na abundância foi o componente que mais contribuiu para a diversidade beta total. Este capítulo foi publicado na revista *Estuarine Coastal and Shelf Science* (ISSN: 0272-7714; IF = 3,229; Qualis A2 Biodiversidade).

O terceiro capítulo, intitulado “Resposta da diversidade taxonômica e funcional de aves aquáticas a estrutura da paisagem em uma região costeira subtropical”, avalia como a estrutura da paisagem e as variáveis ambientais influenciam a composição e diversidade das assembleias de aves aquáticas, em diferentes escalas espaciais, no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). Nossos objetivos foram i) investigar quais métricas de paisagem melhor se relacionam com os padrões da diversidade; ii) se a diversidade taxonômica responde da mesma forma que a diversidade funcional à variação ambiental, e por fim, iii) em que escala a estrutura da paisagem afeta mais os descritores das assembleias. Investigamos a hipótese da influência da área e heterogeneidade na diversidade das assembleias de aves aquáticas, sugerindo que tanto o tamanho das manchas quanto a heterogeneidade da paisagem têm um efeito positivo. Observamos que manchas maiores de fato são favoráveis para a diversidade das assembleias. No entanto, a presença de bordas extensas, aumento na salinidade, velocidade do vento e padrões sazonais podem restringir a presença de certas espécies, impactando a diversidade. Além disso, constatamos que, assim como no capítulo anterior, a dominância numérica do biguá, *Nannopterum brasilianum*, desempenha um papel significativo na influência dos padrões de distribuição das assembleias. Este capítulo deverá ser submetido à revista *Landscape Ecology* (Eletronic ISSN: 1572-9761; Print ISSN: 0921-2973; IF = 5,043; Qualis A1 Biodiversidade).

SUMÁRIO

DESTAQUES.....	1
RESUMO EM LINGUAGEM ACESSÍVEL.....	2
INTRODUÇÃO GERAL	4
Relação sinérgica entre zonas úmidas e aves aquáticas.....	4
Organização das comunidades e o papel dos filtros ambientais.....	7
Métricas de diversidade	9
Métricas de paisagem	11
O papel da escala nos padrões de distribuição das espécies	13
REFERÊNCIAS	15
CAPÍTULO 01 – Aquatic avifauna on the Paranaguá Estuarine Complex (Paraná, Southern Brazil): diversity and conservation status	30
ABSTRACT	30
1.INTRODUCTION	31
2.METHODS.....	33
2.1.Study sites	33
2.2.Sampling waterbirds and analyses.....	34
3.RESULTS.....	36
4.DISCUSSION.....	40
REFERENCES	46
CAPÍTULO 02 - Environmental drivers of waterbird diversity in a world heritage subtropical estuarine system.....	52
ABSTRACT	53
1.INTRODUCTION	54
2.MATERIALS AND METHODS	56
2.1.Study area	56
2.2.Sampling of waterbirds.....	57
2.3.Data analysis	58
2.3.1.Environmental variables	58
2.3.2.Alpha diversity.....	59
2.3.3.Beta diversity	59
3.RESULTS.....	60

3.1.Environmental variables	61
3.2.Alpha diversity.....	62
3.3.Beta diversity	65
4.DISCUSSION.....	65
CONCLUSION	68
REFERENCES	71
Supplementary material Chapter 2 - Environmental drivers of waterbird diversity in a world heritage subtropical estuarine system.....	77
CAPÍTULO 03 - Resposta da diversidade taxonômica e funcional de aves aquáticas á estrutura da paisagem em uma região costeira subtropical	81
RESUMO	81
1.INTRODUÇÃO.....	82
2.MATERIAIS E MÉTODOS.....	84
2.1.Área de estudo	84
2.2.Amostragem de aves aquáticas	86
2.3.Métricas de paisagem	87
2.4.Análise de dados	88
3.RESULTADOS	92
4.DISSCUSSÃO	97
CONCLUSÃO.....	101
REFERÊNCIAS	102
Material suplementar Capítulo 3 - Resposta da diversidade taxonômica e funcional de aves aquáticas a estrutura da paisagem em uma região costeira subtropical.....	110
CONSIDERAÇÕES FINAIS	121

DESTAQUES

- O Complexo Estuarino de Paranaguá possui uma rica e diversificada avifauna aquática
- Devido à sua dominância, o biguá limita a distribuição de outras espécies
- A distribuição das espécies é afetada pela estrutura de paisagem, assim como fatores abióticos e bióticos específicos
- Manchas maiores de paisagem favorecem uma maior diversidade de espécies
- Compreender a influência da paisagem pode auxiliar na conservação das espécies e orientar ações futuras de manejo ecossistêmico

RESUMO EM LINGUAGEM ACESSÍVEL

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), localizado no Estado do Paraná, sul do Brasil, é amplamente reconhecido por sua importância ecológica, abrigando áreas dedicadas à preservação e conservação das aves aquáticas. No entanto, o crescimento urbano e a expansão portuária têm representado desafios para esse ecossistema ao longo do tempo. Além disso, a falta de informações detalhadas sobre as aves aquáticas presentes no local dificulta a implementação de medidas efetivas de manejo para essas espécies. Diante desse contexto, o objetivo principal deste trabalho é identificar as espécies de aves aquáticas presentes no CEP ao longo do ano e avaliar sua distribuição espacial. Para isso, entre março de 2020 e fevereiro de 2021, conduzimos monitoramentos mensais a bordo de uma embarcação, em 36 pontos estrategicamente distribuídos ao longo do CEP. Com base nessas informações, elaboramos os três capítulos apresentados nessa tese. No primeiro capítulo, apresentamos quais aves aquáticas foram encontradas no CEP e fornecemos informações sobre essas espécies. No segundo capítulo, buscamos compreender como essas espécies se distribuem ao longo do ano no CEP e como as características ambientais podem influenciar essa distribuição. Por fim, no terceiro capítulo, aprofundamos nossa análise para compreender de que forma os diferentes elementos da paisagem, juntamente com as variáveis ambientais, influenciam a composição e a diversidade dessas espécies. Como resultado registramos que ao longo do ano 47 espécies de aves aquáticas utilizam o CEP. Entre essas algumas são migrantes do hemisfério norte, assim como algumas são classificadas como em risco de extinção. Durante todo o ano, o biguá foi a espécie mais avistada no CEP, e devido à formação de numerosos bandos, essa espécie requer uma grande quantidade de recursos, incluindo alimento e locais de repouso, o que pode restringir a ocorrência de outras espécies em determinadas áreas. Da mesma forma, fatores ambientais como turbidez, salinidade e velocidade do vento, bem como paisagens com bordas mais extensas também podem afetar a presença de certas espécies, influenciando sua ocorrência. Por outro lado, o aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido na água e a presença de paisagens com manchas maiores e mais diversas, favorecem a ocorrência de um número maior de espécies. Esses resultados ampliam o conhecimento sobre as aves aquáticas no CEP e sua relação com o ambiente, assim como ampliam as informações bioecológicas das diversas espécies registradas, contribuindo para orientar medidas de conservação e manejo das

espécies e habitats costeiros, essenciais para a sobrevivência das aves aquáticas e manutenção da biodiversidade brasileira.

INTRODUÇÃO GERAL

Relação sinérgica entre zonas úmidas e aves aquáticas

As zonas úmidas estão entre os ecossistemas mais importantes da Terra, fornecendo uma ampla gama de serviços ecossistêmicos que sustentam a vida e promovem a biodiversidade (Convention on Wetlands, 2021). Cobrem mais de 1,5 bilhão de hectares em todo o mundo, conectando montanhas aos oceanos e abrangendo fronteiras nacionais (Davidson & Finlayson, 2019). Segundo a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, especialmente como habitat de aves aquáticas, geralmente referida como a Convenção Ramsar, as zonas úmidas devem ser definidas e então consideradas internacionalmente, como: “Áreas de pântano, turfa ou água, sejam naturais ou artificiais, permanentes ou temporárias, com água estagnada ou corrente, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas de água marinha cuja profundidade na maré baixa não exceda seis metros” (Matthews, 1993). Essa definição surgiu após o tratado intergovernamental assinado no Irã em 1971, que marcou o início de ações internacionais para a conservação e uso sustentável das zonas úmidas, seus recursos naturais e das espécies que delas dependem. Todos os países signatários da convenção, entre eles o Brasil, devem considerar essa definição de modo geral, entretanto são incentivados a buscar uma definição regional, que possa condizer com as particularidades de seus ecossistemas. Nesse sentido, Junk et al. (2013) propuseram que as zonas úmidas brasileiras fossem definidas como “ecossistemas na interface entre os ambientes aquáticos e terrestres; podendo ser continentais ou costeiras, naturais ou artificiais, permanentemente ou periodicamente inundadas por águas rasas ou consistir em solos encharcados. Suas águas podem ser doces, altamente ou levemente salinas”.

Além de fornecerem inúmeros serviços para a sociedade, tais como regulação do microclima, armazenamento de carbono orgânico, retenção de sedimentos entre tantos outros (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), as zonas húmidas ainda contribuem significativamente com a biodiversidade (Gopal et al., 2000). Nas regiões costeiras, a elevada produtividade primária, resultado da rápida regeneração do aporte de nutrientes continentais (Kemp & Boynton, 1984; Hobbie, 2000), somada à heterogeneidade ambiental, resultam em um ecossistema com grande diversidade de espécies (Dudgeon et al., 2006), sobretudo, de aves aquáticas que utilizam esses ecossistemas para o

forrageamento, a reprodução, a nidificação, o pouso e o descanso em períodos de migração (Krul, 2004; Tavares et al., 2015; Dias et al., 2017; Almeida et al., 2018).

As aves são um dos grupos biológicos mais diversos, e algumas espécies, conhecidas como "aves aquáticas", estão intimamente ligadas às zonas úmidas, sendo raramente avistadas em outros tipos de habitats (Weller, 1999; Kushlan et al., 2002). Por isso, elas apresentam características morfofisiológicas distintas, como tamanho das pernas, pés com membranas interdigitais, bico composto e a presença da glândula de sal, além de comportamentos adaptados para explorar diretamente os recursos disponíveis nessas áreas úmidas (Vieira, 2017; Arruda Almeida et al., 2018). Essa relação de dependência também pode incluir espécies que, mesmo não possuindo as características morfofisiológicas mencionadas, apresentam comportamentos diretamente relacionados à utilização de recursos ou habitats em áreas úmidas, seja para alimentação ou reprodução. Por outro lado, espécies mais generalistas podem utilizar essas zonas apenas em momentos específicos da vida, ou como ambientes de transição. Por essa razão, a convenção Ramsar (1971, 1994) definiu como aves aquáticas todas as espécies ecologicamente dependentes ou semi-dependentes das zonas úmidas (Webster & Marra, 2005; Zurell et al., 2018). Por atuarem na interface entre os ecossistemas aquáticos e terrestres, e serem especialmente sensíveis às condições ambientais, climáticas e às mudanças na paisagem (Withey & van Kooten, 2011; Bateman et al., 2020), as aves aquáticas são frequentemente usadas como bioindicadoras de mudanças ambientais e da saúde desses ecossistemas (Şekercioglu, 2006; Whelan et al., 2008; Green & Elmberg, 2014). Além disso, elas desempenham várias funções ecossistêmicas, incluindo controle populacional, engenharia de ecossistemas, dispersão de propágulos e conectividade entre diferentes zonas úmidas e outros tantos ecossistemas (Green & Elmberg, 2014; Martín-Vélez et al., 2020).

Apesar de vários tratados internacionais que recomendam uma série de medidas e esforços voltados para a proteção e conservação, esses valiosos ecossistemas ainda estão entre os mais ameaçados do mundo (Convention on Wetlands, 2021). Em decorrência dos impactos das mudanças climáticas e das crescentes atividades humanas, muitas zonas úmidas, incluindo as regiões costeiras, vêm sendo perdidas e degradadas ao longo do tempo em taxas mais altas do que qualquer outro ecossistema (World Resources Institute, 2005; United Nations, 2015). Esses impactos representam uma séria ameaça à diversidade de aves aquáticas, sobretudo para espécies endêmicas e especialistas (Vellend, 2017). Por não conseguirem se adaptar às rápidas mudanças introduzidas no ambiente, acabam sendo

substituídas por espécies invasoras e generalistas, fato que vem acentuando o declínio populacional de diversas aves aquáticas (Studds et al., 2017; Vellend, 2017; Amano et al., 2018; Xu et al., 2019). Embora ainda não haja uma política específica para designar ou monitorar as zonas úmidas no Brasil (Junk et al., 2013), a análise das medidas de diversidade (taxonômica, funcional e filogenética) pode ser uma ferramenta útil para compreender os padrões de ocorrência e distribuição das aves aquáticas nesses ecossistemas. Isso contribui para a definição de critérios específicos que permitam identificar e qualificar essas áreas como internacionalmente relevantes, tornando-as prioritárias para o manejo e a conservação (Stroud et al., 2004; Amano et al., 2018; Aguilar et al., 2021).

O Brasil é o quinto maior país do mundo, e o maior país da região Neotropical, possui uma área de cerca de 8,5 milhões de km², com aproximadamente 20% de sua superfície formada por diversas e importantes zonas úmidas (Junk et al., 2011). Desde a adesão à Convenção Ramsar em 1993, o país tem assumido o compromisso de coletar dados sobre a biodiversidade desses ambientes, classificar áreas úmidas e realizar estudos para sua proteção. Como resultado, diversas zonas úmidas de relevância nacional e internacional, presentes em áreas protegidas, têm sido indicadas para compor a prestigiosa Lista de Sítios Ramsar (Ribeiro et al., 2020). Esses sítios fornecem verdadeiros laboratórios vivos para testar e aprimorar ideias de conservação e uso sustentável desses ecossistemas, bem como, de sua biodiversidade (Convention on Wetlands, 2021).

O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), localizado no litoral do Paraná, Brasil, é um importante refúgio para aves aquáticas (Krul et al., 2004, 2011; Miotto et al., 2023). Reconhecido mundialmente pela UNESCO como Sítio do Patrimônio Mundial Natural, o CEP possui um mosaico de Unidades de Conservação, sendo 14 de uso sustentável e 30 de proteção integral. No entanto, apenas 16,3% delas apresentam plano de manejo e gestão territorial integrada, o que evidencia a necessidade de aprimorar as estratégias de conservação e uso sustentável dessas áreas (Paula et al., 2018). A Estação Ecológica de Guaraqueçaba, localizada no interior do CEP, foi indicada como Sítio Ramsar em 2017 (Ribeiro et al., 2020). Essa designação forneceu maior visibilidade e acesso a benefícios financeiros e assessoria técnica para ações de conservação e uso sustentável da região (Diegues, 1994, 2002). Apesar desses avanços, ainda há lacunas importantes no conhecimento sobre a biodiversidade presente no CEP, incluindo a diversidade de aves aquáticas. A obtenção de informações biológicas mais precisas é fundamental para

orientar o planejamento e a implementação de estratégias de manejo que visem a conservação dessas valiosas zonas úmidas costeiras, bem como das aves aquáticas que delas dependem.

Organização das comunidades e o papel dos filtros ambientais

Compreender os processos que moldam a estrutura das comunidades ecológicas, bem como suas variações no tempo e no espaço, e suas consequências para o ecossistema, tem sido um dos maiores desafios da ecologia (Leibold et al., 2004; Sutherland et al., 2013), especialmente em sistemas costeiros tropicais e subtropicais com grande biodiversidade e condições ambientais dinâmicas (Deegan, 1986). As aves aquáticas, com sua forte capacidade de dispersão e respostas distintas às mudanças ambientais, apresentam uma complexidade adicional a esse desafio (Schweiger et al., 2010). De modo geral, os padrões que moldam a composição e diversidade das espécies nas comunidades são influenciados por quatro classes distintas de processos - dispersão, seleção, deriva e especiação - que podem operar de forma simultânea e em diferentes escalas de observação (Vellend, 2010; Vllend, 2016).

A dispersão pode ser considerada o mecanismo inicial da distribuição espacial da biodiversidade em uma paisagem (Leibold et al. 2004). Sua influência na dinâmica da comunidade irá depender da taxa de dispersão dos organismos, da heterogeneidade ambiental, e do grau de equivalência funcional entre as espécies (Holyoak et al., 2005; Logue et al., 2011). Os efeitos potenciais da dispersão incluem mudanças na diversidade genética dentro e entre as populações, efeitos de colonização/extinção na composição da comunidade local e as taxas de disseminação de espécies novas e exóticas (Amezaga et al., 2002).

Após a dispersão, a colonização de um habitat é determinada pelo processo de seleção, que atua por meio da filtragem ambiental (Ricklefs 1987, 2004). Fatores abióticos como a sazonalidade, produtividade do ambiente e a estrutura da paisagem, interagem com fatores bióticos como competição, predação e mutualismo, limitando através da exclusão competitiva a distribuição das espécies em escalas locais (Wisz et al., 2013). Assim, se as espécies que chegarem por meio da dispersão são menos adaptadas às condições ambientais do que as espécies residentes, elas estarão em desvantagem competitiva e, conseqüentemente, não conseguirão se estabelecer. Desta forma, a estrutura da comunidade está intimamente relacionada às condições bióticas e abióticas,

cuja influência pode mudar espacialmente ou temporalmente (Soberón, 2007; Chase & Leibold, 2009; Cornwell & Ackerly, 2009).

Por outro lado, a deriva ecológica defende que a organização da comunidade é em parte influenciada pelo processo neutro, também conhecido como teoria neutra. Nesse processo, assume-se que as espécies são ecologicamente equivalentes e a composição da comunidade é, portanto, determinada pela dispersão, enfatizando a importância da aleatoriedade na deriva genética ao invés da influência do ambiente (Hubbell 2001; Rosindell et al., 2011). O modelo neutro também enfatiza o papel dos processos locais e regionais na estrutura da comunidade (ou seja, uma combinação de condições ambientais e dispersão entre locais), e sugere que a dissimilaridade entre os componentes de uma metacomunidade deve aumentar em função da distância geográfica.

Por fim, a especiação é considerada um importante determinante da diversidade, sobretudo para espécies encontradas em grandes regiões, assim como em ilhas mais isoladas, e das relações dessa diversidade com o ambiente (MacArthur, 1969; Losos & Schluter, 2000; Ricklefs, 2004, 2008). Esse processo propõe que o contexto biogeográfico e macro evolutivo no qual o conjunto de espécies se originou deve ser considerado ao comparar padrões de distribuição de espécies em diferentes regiões (Ricklefs 1987; Ricklefs & Schluter 1993; Pärtel, 2002). Ao longo do tempo, a especiação pode levar a mudanças significativas na composição das comunidades ecológicas, bem como na diversidade e na distribuição das espécies, principalmente em ambientes geograficamente isolados ou em resposta a mudanças climáticas e ambientais (Leibold et al., 2004). Portanto, a compreensão dos processos que influenciam a especiação é crucial para entender como as comunidades ecológicas evoluem e se adaptam ao longo do tempo.

A importância relativa de diferentes processos de montagem é a chave para compreender os mecanismos que governam a dinâmica das assembleias, uma vez que todos esses processos podem operar de forma simultânea, resultando em padrões espaciais complexos. Por exemplo, o *pool* regional de espécies é resultado da história geológica e evolutiva de uma determinada região. Em uma escala local dentro desta região, a heterogeneidade abiótica pode contribuir para a coexistência de espécies se elas diferirem em resposta às condições abióticas dentro de uma comunidade (Chesson, 2000; Snyder & Chesson, 2004; Adler et al., 2013), e o resultado das interações bióticas são frequentemente influenciadas pelo contexto abiótico da região (Callaway et al., 2002). Dessa forma, a ocorrência de espécies em um ecossistema reflete tanto as condições atuais do ambiente e os recursos disponíveis, como também as histórias evolutivas que

permitiram que cada espécie evoluísse em atributos morfológicos, fisiológicos e comportamentais, adaptando-se para sobreviver em determinadas condições (Elith & Leathwick, 2009; Callaghan et al., 2019).

Métricas de diversidade

Os processos que influenciam a distribuição das espécies dentro das comunidades, em conjunto com os filtros ambientais, desempenham um papel fundamental ao restringir ou favorecer os membros que possuem características específicas, sejam elas de natureza taxonômica ou funcional (Petchey et al., 2007). Esses processos desempenham um papel crucial na estruturação e dinâmica das comunidades, afetando a coexistência das espécies e contribuindo para a diversidade ecológica observada. Assim, as comunidades biológicas podem ser descritas usando uma ampla variedade de métricas que levam em consideração diferentes aspectos da biodiversidade nas escalas globais, regionais e locais (Webb et al., 2002; McGill et al., 2006; Jarzyna & Jetz, 2016).

As métricas tradicionais de diversidade, como a diversidade taxonômica, de Shannon-Wiener e de Simpson, desempenham um papel fundamental na descrição da estrutura primária das comunidades e na avaliação da riqueza de espécies, utilizando medidas univariadas (Magurran, 2004). A riqueza de espécies reflete o número de espécies registradas em um determinado ponto de amostragem. Por sua vez, o índice de Shannon-Wiener combina tanto a riqueza como a uniformidade das espécies presentes em uma comunidade. Já o índice de Simpson captura a variabilidade na distribuição da abundância de espécies em um determinado local (Magurran, 2004).

A distribuição das espécies e suas abundâncias no espaço funcional, ou seja, a estrutura funcional de uma comunidade, é outro aspecto importante da biodiversidade (McGill et al., 2006; Naeem et al., 2012). Ao analisar a diversidade de traços funcionais podemos destacar padrões nos ecossistemas que não são evidentes nas análises taxonômicas, uma vez que a funcionalidade explica melhor as diferenças ecológicas entre as espécies (Boersma et al., 2016). Assim, na perspectiva da diversidade funcional, as espécies são atribuídas a grupos funcionais com base em seus traços, e relacionadas a determinados habitats em função dos processos de montagem, das variáveis ambientais e da estrutura da paisagem, ou de uma combinação desses (Dolédec et al., 1996; Violle et al., 2007).

Os traços funcionais expressam atributos morfológicos, fisiológicos, fenológicos ou comportamentais das espécies, e nos permitem compreender como elas respondem ao ambiente - ou às mudanças nesses ambientes (“traços de resposta”), e como elas afetam o funcionamento do ecossistema (“traços de função”) (Naeem & Wright 2003; Violle et al., 2007; Luck et al., 2013; van der Plas, 2019). A presença de uma variedade de traços de resposta dentro de uma comunidade pode aumentar a resiliência de um ecossistema às mudanças ambientais, pois diferentes espécies são capazes de responder a diferentes condições. Em tese, as disparidades nos traços dos organismos determinam como os mesmos responderão às alterações no ambiente e usufruirão dos seus recursos (Petchev & Gaston, 2007; Violle et al., 2007; Luck et al., 2013).

Villéger et al. (2008) propuseram alguns índices de diversidade funcional com base na abordagem baseada em traços. Esses índices levam em conta o alcance da dispersão dos valores contínuos (como, por exemplo, a massa corporal, envergadura, entre outros), cada um explorando um aspecto diferente da diversidade funcional. A Riqueza Funcional (FRic) mede a quantidade de espaço de nicho ocupado por espécies dentro de uma comunidade. É calculado como o volume da casca convexa dos valores de característica para todas as espécies da comunidade. A Equidade Funcional (FEve) fornece a regularidade da distribuição da abundância neste volume. É calculada como a razão entre a distância média entre cada espécie e o centróide de todas as espécies na comunidade para a distância máxima entre quaisquer duas espécies. Enquanto, a Divergência Funcional (FDiv) mede o grau de divergência dos valores de características das espécies na comunidade, e é calculada como a distância média de cada espécie ao centróide de todas as espécies da comunidade. Essa decomposição nos permite avaliar melhor os diferentes aspectos da diversidade funcional, além de comparar a diversidade funcional de diferentes comunidades (Villéger et al., 2008).

A diversidade também leva em conta outros níveis de complexidade da biodiversidade, considerando a escala na qual as interações entre os organismos e seu ambiente se manifestam (Loreau, 2000; Magurran, 2021). Através do componente alfa (α), podemos medir a diversidade local contabilizando o número de espécies, ou seja, a riqueza, em uma única unidade de amostragem. O componente gama (γ) se refere à diversidade total de espécies em todos os habitats ou ecossistemas dentro de uma região geográfica, ou seja, é a diversidade regional. Enquanto o componente beta (β) é usado para descrever a variação na composição de espécies em diferentes habitats ou ecossistemas (Whittaker, 2007; Anderson et al., 2011). A diversidade β é considerada a

medida mais direta e informativa de mudanças na composição da riqueza de espécies ao longo dos gradientes ambientais e de biodiversidade (Mori et al., 2018), pois fornece uma conexão direta entre a biodiversidade em escalas locais (diversidade α) e o *pool* regional de espécies (diversidade γ) (Tuomisto, 2010; Socolar et al., 2016). Por meio dessa abordagem, é possível identificar áreas que abrigam composições únicas de espécies, conhecidas como "*hotspots*" de biodiversidade, assim como áreas onde a fragmentação ou degradação do habitat exercem o maior impacto sobre a diversidade biológica. Tais informações nos ajudam a identificar áreas que são particularmente importantes ou vulneráveis, e que, portanto, devem ser priorizadas para esforços de conservação e manejo (Socolar et al., 2016).

A diversidade β é mensurada através de comparações entre a dissimilaridade na composição de espécies entre dois ou mais locais ou habitats. Esse componente da biodiversidade pode ser particionado, com base em dados de abundância de espécies, nos componentes de gradiente de abundância e variação equilibrada na abundância (Baselga, 2017). Assim, quando as espécies que ocorrem em um local são consideradas subconjunto de locais onde a riqueza de espécies é maior, consideramos que o componente de gradiente de abundância (análogo ao aninhamento) é responsável pelos padrões de diversidade observados (Baselga, 2017). Entretanto, quando as mudanças na composição das espécies ocorrem em consequência da substituição de algumas abundâncias de espécies por outras (análogo ao turnover), consideramos que a variação equilibrada na abundância exerce maior influência (Baselga, 2010, 2017; Socolar et al., 2016). A contribuição relativa de cada componente da diversidade beta pode ser influenciada por várias forças, como condições ambientais, habilidades de dispersão específicas das espécies e processos espaciais (Baselga, 2012). A análise do particionamento da diversidade beta permite uma melhor compreensão dos mecanismos que governam a montagem das comunidades e a distribuição das espécies, além de auxiliar gestores na elaboração de estratégias de conservação mais adequadas para cada conjunto de espécies e em escalas específicas de interesse (Dobrovolski et al., 2012; Socolar et al., 2016; Bergamin et al., 2017).

Métricas de paisagem

Considerando que a composição e configuração do ambiente exercem uma forte influência na ocorrência e distribuição das espécies, é esperado que a força e a relevância

das associações entre as métricas de diversidade, tanto taxonômica quanto funcional, variem consideravelmente de acordo com a estrutura da paisagem (Almeida et al., 2018; Morelli et al., 2021). Dentro desse contexto, há um aumento significativo no número de estudos que visam analisar a relação entre a estrutura da paisagem e a biodiversidade, com o intuito de identificar as variáveis que melhor podem modelar os padrões de distribuição espaço-temporal das espécies e comunidades (Dufour et al., 2006; Schindler et al., 2008).

Em ambientes onde ocorre um gradiente estrutural na complexidade de habitats, como é o caso das regiões estuarinas, espera-se que a porção estrutural mais heterogênea detenha a maior riqueza de espécies (Anderson, 2008; Stein et al., 2014; Elliott et al., 2020). Isso ocorre porque paisagens heterogêneas oferecem condições ambientais mais diversas, o que permite que espécies com vários requisitos ecológicos coexistam em um mesmo habitat (Honkanen et al., 2010; Mouchet et al., 2010), refletindo em um aumento tanto na diversidade taxonômica (Kisel et al., 2011; Lorenzón et al., 2016) quanto na diversidade funcional (Almeida et al., 2018; Li et al., 2019), e nas escalas locais, regionais e globais (MacArthur & MacArthur, 1961; Magurran, 1988; Beatty et al., 2014).

A composição e configuração das diferentes classes de cobertura da terra são importantes para descrever a paisagem (Gustafson, 1998; 2019; Uemaa et al., 2013). Para isso, são utilizadas métricas da paisagem, que podem ser obtidas a partir de dados de sensoriamento remoto ou de sistemas de informações georreferenciadas (Wulder et al., 2004; St-Louis et al., 2006; Rocchini et al., 2010). Essas métricas são úteis para descrever elementos únicos da paisagem, como tamanho, forma, linhas de borda e diversidade (Uemaa et al., 2009), por meio de medidas quantitativas da estrutura da paisagem. A composição e configuração da paisagem têm um papel fundamental na conservação da biodiversidade, influenciando a distribuição e a persistência das espécies. Portanto, o uso de métricas de paisagem pode auxiliar na identificação de áreas prioritárias para a conservação e no planejamento de estratégias de gestão adequadas. É importante salientar que a interpretação das métricas de paisagem pode variar de acordo com o objetivo da análise e da escala espacial utilizada (McGarigal et al., 2012)

O software FRAGSTATS (McGarigal et al., 2012) é uma ferramenta amplamente utilizada para calcular métricas de paisagem. Lançado em 1995, foi pioneiro na disponibilização de uma extensa coleção de métricas de paisagem, que podem ser empregadas na quantificação de padrões e mudanças na paisagem (Kupfer, 2012; Gustafson, 2019). As métricas da paisagem podem ser subdivididas em várias categorias,

que incluem métricas da área, de borda, forma, agregação e de diversidade (McGarigal et al., 2012). As métricas de área visam descrever o tamanho e a distribuição espacial das áreas internas das manchas de paisagem, enquanto as métricas de borda descrevem a quantidade e configuração das bordas entre diferentes elementos da paisagem. As métricas de forma são utilizadas para descrever a forma e a complexidade das manchas individuais, como a proporção de perímetro para área e o índice de forma. As métricas de agregação descrevem o grau em que elementos de paisagem semelhantes estão agrupados, utilizando índices como o de contágio e o de agregação. Por fim, as métricas de diversidade expressam a diversidade e uniformidade de diferentes elementos da paisagem, usando para isso índices como o de Shannon e de Simpson. Sendo que de uma perspectiva ecológica, as manchas nesse caso, representam áreas relativamente discretas de condições ambientais relativamente homogêneas em uma escala particular (McGarigal et al., 2012).

A combinação de métricas de paisagem com métricas de diversidade biológica pode fornecer informações mais detalhadas sobre determinadas regiões, permitindo uma melhor compreensão dos diferentes processos que conduzem à montagem das assembleias (Morelli et al., 2017), bem como mensurar os impactos ambientais nas comunidades (Uemaa et al., 2009; Bäessler et al., 2016; Duarte et al., 2018). Essa abordagem integrada também pode auxiliar nas avaliações da biodiversidade de forma mais abrangente e eficaz (Walz, 2011; Almeida et al., 2018; Morelli et al., 2018). Métricas da paisagem, tais como o grau de conectividade (Guadagnin & Maltchik, 2007; Zhang et al., 2018; Xu et al., 2019), número de áreas úmidas (Webb et al., 2010; Aguilar et al., 2021), os tipos de habitat (Riffell et al., 2001), a paisagem circundante (Elphick, 2008), o tamanho do maior fragmento de habitat (Ribic et al., 2009) e a densidade de borda (O'Connell & Nyman, 2010; Patton et al., 2020), são apontadas como as principais responsáveis pelos padrões de distribuição temporal e espacial da diversidade de comunidades de aves aquáticas. A avaliação dessas métricas permite compreender como a estrutura da paisagem influencia na composição e na distribuição das assembleias, possibilitando o desenvolvimento de estratégias mais efetivas para a conservação e o manejo desses ambientes.

O papel da escala nos padrões de distribuição das espécies

Como podemos ver, os mecanismos que influenciam na composição e distribuição das espécies são bastante complexos, e resultam da interação entre diferentes processos. Além disso, as relações entre as espécies e o ambiente podem variar em termos de magnitude e direção, dependendo da escala em que são medidas, o que tem um impacto significativo em nossa compreensão desses padrões (Li et al., 2021; Wevers et al., 2021). Em escalas regionais e globais os padrões de distribuição das espécies são geralmente influenciados por fatores ambientais de grande escala, como o clima e a geologia da região (Currie, 1991; Thuiller et al., 2004). Entretanto, à medida que a escala se torna mais fina, outros fatores, como interações bióticas, estrutura da paisagem e os impactos antrópicos, tornam-se mais evidentes (Menge & Olson, 1990; Soberon, 2007; Boulangeat et al., 2012). É importante ressaltar que a escala de observação também pode afetar a análise estatística dos padrões de distribuição das espécies (Pearson & Dawson, 2003; Whittaker et al., 2007). Por exemplo, a escolha do tamanho do grão (o tamanho da unidade de amostragem) e a extensão (a área amostrada) podem afetar a detecção de padrões espaciais e a precisão dos modelos de distribuição de espécies.

Nesse contexto, a ecologia contemporânea vem enfatizando a conexão entre o comportamento dos organismos e a escala espacial (Lima & Zollner 1996; Schick et al., 2008), destacando a importância de considerar a perspectiva do organismo ao abordar essa relação. Na maioria dos ecossistemas, os recursos são distribuídos de maneira heterogênea no tempo e no espaço, influenciando os padrões de movimento e agregação dos organismos (Johnson et al., 1992). Esses recursos são organizados em uma hierarquia de escalas, com manchas em escalas menores inseridas em escalas maiores, dessa forma, a densidade e dinâmica desses recursos podem variar, dependendo da escala em que os organismos interagem com a paisagem (Levin, 1992; Wu & Loucks, 1995).

Organismos altamente móveis, como as aves aquáticas, possuem vantagens em termos de agilidade de movimento para explorar recursos que são dinâmicos tanto espacial quanto temporalmente (Fauchald & Tveraa, 2006; McDuie et al., 2019; Abrahms et al., 2021). Como resultado, a compreensão das relações entre as espécies e o ambiente pode variar significativamente em termos de magnitude e direção, dependendo da escala em que são medidas (Jackson & Fahrig 2015; Miguet et al., 2016; Ashrafzadeh et al., 2020; Wevers et al., 2021). Portanto, é crucial considerar o papel da escala nos padrões de distribuição das espécies, a fim de descrevê-los com precisão, levando em conta a forma como os organismos interagem com a paisagem (Ashrafzadeh et al., 2020).

REFERÊNCIAS

- Abrahms, B., Aikens, E. O., Armstrong, J. B., Deacy, W. W., Kauffman, M. J., & Merkle, J. A. (2021). Emerging perspectives on resource tracking and animal movement ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, *26*, 308–320.
- Adler, P. B., Fajardo, A., Kleinhesselink, A. R., & Kraft, N. J. (2013). Trait-based tests of coexistence mechanisms. *Ecology Letters*, *16*(10), 1294–1306.
- Aguilar, S., Mugica, L., Acosta, M., Aguilar, K., Boscolo, D., Castro, R., Hernández, Z., & Manica, L. T. (2021). Effect of landscape structure on waterbirds community in a conservation gradient in southwestern wetlands coast of Cuba. *Wetlands Ecology and Management*, *29*(6), 929–944.
- Almeida, B. D., Green, A. J., Sebastian-González, E., & dos Anjos, L. (2018). Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the Neotropics. *PLoS One*, *13*(7), e0200959.
- Amano, T., Székely, T., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., Langendoen, T., Blanco, D., Candan, U. S., & Sutherland, W. J. (2018). Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature*, *553*(7687), 199–202.
- Amezaga, J. M., Santamaría, L., & Green, A. J. (2002). Biotic wetland connectivity—supporting a new approach for wetland policy. *Acta oecologica*, *23*(3), 213–222.
- Anderson, M. J. (2008). Animal-sediment relationships re-visited: Characterising species' distributions along an environmental gradient using canonical analysis and quantile regression splines. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *366*(1–2), 16–27.
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. L., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, N. G., & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, *14*(1), 19–28.
- Arruda Almeida, B. D., Green, A. J., Sebastian-Gonzalez, E., & Dos Anjos, L. (2018). Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PloS one*, *13*(7), e0200959.
- Ashrafzadeh, M. R., Khosravi, R., Adibi, M. A., Taktehrani, A., Wan, H. Y., & Cushman, S. A. (2020). A multi-scale, multi-species approach for assessing effectiveness of habitat and connectivity conservation for endangered felids. *Biological Conservation*, *245*, 108523.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *19*(1), 134–143.
- Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, *3*(5), 808–812.
- Baselga, A. (2017). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, *8*, 799–808.
- Bässler, C., Müller, J., Cadotte, M. W., Heibl, C., Bradtka, J. H., Thorn, S., & Halbwachs, H. (2016). Functional response of lignicolous fungal guilds to bark beetle deforestation. *Ecological Indicators*, *65*, 149–160.
- Bateman, B. L., Wilsey, C., Taylor, L., Wu, J., LeBaron, G. S., & Langham, G. (2020). North American birds require mitigation and adaptation to reduce vulnerability to climate change. *Conservation Science and Practice*, *2*(8), e242.

- Beatty, W. S., Webb, E. B., Kesler, D. C., Raedeke, A. H., Naylor, L. W., & Humburg, D. D. (2014). Landscape effects on mallard habitat selection at multiple spatial scales during the non-breeding period. *Landscape Ecology*, *29*(6), 989-1000.
- Bergamin, R. S., Bastazini, V. A. G., Vélez-Martin, E., Debastiani, V., Zanini, K. J., Loyola, R., & Müller, S. C. (2017). Linking beta diversity patterns to protected areas: lessons from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biodiversity and Conservation*, *26*, 1557-1568.
- Boersma, K. S., Dee, L. E., Miller, S. J., Bogan, M. T., Lytle, D. A., & Gitelman, A. I. (2016). Linking multidimensional functional diversity to quantitative methods: A graphical hypothesis-evaluation framework. *Ecology*, *97*(3), 583-593.
- Boulangéat, I., Gravel, D., & Thuiller, W. (2012). Accounting for dispersal and biotic interactions to disentangle the drivers of species distributions and their abundances. *Ecology Letters*, *15*(6), 584-593.
- Callaghan, C. T., Major, R. E., Wilshire, J. H., Martin, J. M., Kingsford, R. T., & Cornwell, W. K. (2019). Generalists are the most urban-tolerant of birds: a phylogenetically controlled analysis of ecological and life history traits using a novel continuous measure of bird responses to urbanization. *Oikos*, *128*(6), 845-858.
- Callaway, R. M., Brooker, R. W., Choler, P., Kikvidze, Z., Lortie, C. J., Michalet, R., Paolini, L., Pugnaire, F. L., Newingham, B., Aschehoug, E. T., Armas, C., Kikodze, D., & Cook, B. J. (2002). Positive interactions among alpine plants increase with stress. *Nature*, *417*(6891), 844-848.
- Chase, J. M., & Leibold, M. A. (2009). Ecological niches: linking classical and contemporary approaches. *University of Chicago Press*.
- Chesson, P. (2000). Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *31*(1), 343-366.
- Convention on Wetlands. (2021). Global Wetland Outlook: Special Edition 2021. *Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands*.
- Cornwell, W. K., & Ackerly, D. D. (2009). Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. *Ecological Monographs*, *79*(1), 109-126.
- Currie, D. J. (1991). Energy and large-scale patterns of animal-and plant-species richness. *The American Naturalist*, *137*(1), 27-49.
- Davidson, N. C., & Finlayson, C. M. (2019). Updating global coastal wetland areas presented in Davidson and Finlayson (2018). *Marine and Freshwater Research*, *70*(8), 1195-1200.
- Deegan, L. A., Day Jr, J. W., Gosselink, J. G., Yáñez-Arancibia, A., Chavez, G. S., & Sanchez-Gil, P. (1986). Relationships among physical characteristics, vegetation distribution and fisheries yield in Gulf of Mexico estuaries. In *Estuarine variability* (pp. 83-100). Academic Press.
- Dias, R. A., Maurício, G. N., & Bugoni, L. (2017). Birds of the Patos Lagoon Estuary and adjacent coastal waters, southern Brazil: species communities and conservation implications. *Marine Biology Research*, *13*(1), 108-120.
- Diegues, A. C. S. (1994). *O mito moderno da natureza intocada*. São Paulo: Nupaub – Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras – USP.
- Diegues, A. C. S. (2002). Traditional fisheries knowledge and social appropriation of marine resources in Brazil. In *Maritime Anthropology in Brazil* (pp. 80-95).
- Dobrovolski, R., Melo, A. S., Cassemiro, F. A., & Diniz-Filho, J. A. F. (2012). Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *21*(2), 191-197.

- Dolédec, S., Chessel, D., Ter Braak, C. J., & Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3, 143-166.
- Duarte, G. T., Santos, P. M., Cornelissen, T. G., Ribeiro, M. C., & Paglia, A. P. (2018). The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. *Landscape Ecology*, 33(8), 1247-1257.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R. J., Prieur-Richard, A. H., Soto, D., Stiassny, M. L. J., & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182.
- Dufour, A., Gadallah, F., Wagner, H. H., Guisan, A., & Buttler, A. (2006). Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. *Ecography*, 29(4), 573-584.
- Elith, J., & Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677
- Elliott, L. H., Igl, L. D., & Johnson, D. H. (2020). The relative importance of wetland area versus habitat heterogeneity for promoting species richness and abundance of wetland birds in the Prairie Pothole Region, USA. *The Condor*, 122(1), duz060.
- Elphick, C. S. (2008). Landscape effects on waterbird densities in California rice fields: taxonomic differences, scale-dependence, and conservation implications. *Waterbirds*, 31(1), 62-69.
- Fauchald, P., & Tveraa, T. (2006). Hierarchical patch dynamics and animal movement pattern. *Oecologia*, 149(3), 383-395.
- Gopal, B., Junk, W. J., & Davis, J. A. (2000). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation.
- Green, A. J., & Elmberg, J. (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews*, 89(1), 105-122.
- Guadagnin, D. L., & Maltchik, L. (2007). Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Vertebrate Conservation and Biodiversity*, 405-418.
- Gustafson, E. J. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?. *Ecosystems*, 1(2), 143-156.
- Gustafson, E. J. (2019). How has the state-of-the-art for quantification of landscape pattern advanced in the twenty-first century?. *Landscape Ecology*, 34, 2065-2072.
- Hobbie, J. E. (Ed.). (2000). Estuarine science: a synthetic approach to research and practice. *Island Press*.
- Holyoak, M., Leibold, M. A., & Holt, R. D. (Eds.). (2005). Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities. *University of Chicago Press*.
- Honkanen, M., Roberge, J. M., Rajasärkkä, A., & Mönkkönen, M. (2010). Disentangling the effects of area, energy and habitat heterogeneity on boreal forest bird species richness in protected areas. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 61-71.
- Hubbell, S. P. (2001). The Unified Neutral Theory of Biogeography and Biodiversity.
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 52-63.

- Jarzyna, M. A., & Jetz, W. (2016). Detecting the multiple facets of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(7), 527-538.
- Johnson, A. R., Wiens, J. A., Milne, B. T., & Crist, T. O. (1992). Animal movements and population dynamics in heterogeneous landscapes. *Landscape Ecology*, 7(1), 63-75.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., & Wittmann, F. (2011). A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. *Wetlands*, 31, 623-640.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Lourival, R., Wittmann, F., Kandus, P., Lacerda, L. D., Bozelli, F. A., Esteves, C., Nunes da Cunha, L., Maltchik, J., Schongart, Y., Schaeffer-Novelli & Agostinho, A. A. (2013). Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 24(1), 5-22.
- Kemp, M. W., & Boynton, W. R. (1984). Spatial and temporal coupling of nutrient inputs to estuarine primary production: the role of particulate transport and decomposition. *Bulletin of Marine Science*, 35(3), 522-535.
- Kisel, Y., McInnes, L., Toomey, N. H., & Orme, C. D. L. (2011). How diversification rates and diversity limits combine to create large-scale species–area relationships. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1577), 2514-2525.
- Krul, R. (2004). Aves marinhas costeiras do Paraná, p. 37-56. Em: J.O. Branco (Ed.) Aves marinhas e insulares brasileiras: biologia e conservação. Itajaí: Editora da Univali.
- Krul, R.; Straube, F.C. & Urben-Filho, A. (2011). Litoral sul do Paraná. In: Valente, R.; Silva, J.M.C.; Straube, F.C. & Nascimento, J.L.X. (Orgs.). Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. Belém, PA, Conservation International. p. 298-305.
- Kupfer, J. A. (2012). Landscape ecology and biogeography: rethinking landscape metrics in a post-FRAGSTATS landscape. *Progress in Physical Geography*, 36(3), 400-420.
- Kushlan, J. A., Steinkamp, M. J., Parsons, K. C., Capp, J., Cruz, M. A., Coulter, M., Davidson, I., Dickson, L., Edelson, R., Elliot, R., Erwin, M. R., Hatch, S., Kress, S., Milko, R., Miller, S., Mills, K., Paul, R., Phillips, R., Saliva, J. E., Sydeman, B., Trapp, J., Wheeler, J., and Wohl, K. D. (2002). Waterbird conservation for the Americas: The North American waterbird conservation plan, version 1.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M. & Gonzalez, A. (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7, 601–613.
- Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology*, 73(6), 1943-1967.
- Li, C., Zhang, Y., Zha, D., Yang, S., Huang, Z. Y., & de Boer, W. F. (2019). Assembly processes of waterbird communities across subsidence wetlands in China: A functional and phylogenetic approach. *Diversity and Distributions*, 25(7), 1118-1129.
- Li, J., Zhang, Y., Zhao, L., Deng, W., Qian, F., & Ma, K. (2021). Scale and Landscape Features Matter for
- Lima, S. L., & Zollner, P. A. (1996). Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(3), 131-135.
- Logue, J. B., Mouquet, N., Peter, H., & Hillebrand, H. (2011). Empirical approaches to metacommunities: a review and comparison with theory. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(9), 482-491.
- Loreau, M. (2000). Are communities saturated? On the relationship between α , β and γ diversity. *Ecology Letters*, 3(2), 73-76.

- Lorenzón, R. E., Beltzer, A. H., Olguin, P. F., & Ronchi-Virgolini, A. L. (2016). Habitat heterogeneity drives bird species richness, nestedness and habitat selection by individual species in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. *Austral Ecology*, *41*(7), 829-841.
- Losos, J. B., & Schluter, D. (2000). Analysis of an evolutionary species–area relationship. *Nature*, *408*(6814), 847-850.
- Luck, G. W., Carter, A., & Smallbone, L. (2013). Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *PloS One*, *8*(5), e63671.
- MacArthur, R. H. (1969). Patterns of communities in the tropics. *Biological Journal of the Linnean Society*, *1*(1-2), 19-30.
- MacArthur, R. H., & MacArthur, J. W. (1961). On bird species diversity. *Ecology*, *42*(3), 594-598.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press.
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. *Current Biology*, *31*(19), R1174-R1177.
- Magurran, A. E. (2021). Measuring biological diversity. *Current Biology*, *31*(19), R1174-R1177.
- Martín-Vélez, V., Mohring, B., Van Leeuwen, C. H. A., Shamoun-Baranes, J., Thaxter, C. B., Baert, J. M., Camphuysen, C. J., Green, A. J. (2020). Functional connectivity network between terrestrial and aquatic habitats by a generalist waterbird, and implications for biovectoring. *Science of the Total Environment*, *705*, 135886.
- Matthews, G. V. T. (1993). *The Ramsar Convention on Wetlands: its history and development*. Gland: Ramsar Convention Bureau.
- McDouie, F., Casazza, M. L., Overton, C. T., Herzog, M. P., Hartman, C. A., Peterson, S. H., Feldheim, C. L., & Ackerman, J. T. (2019). GPS tracking data reveals daily spatio-temporal movement patterns of waterfowl. *Movement Ecology*, *7*(1), 1-17.
- McGarigal, K., Cushman, S. A., & Ene, E. (2012). FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst.
- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, *21*(4), 178-185.
- Menge, B. A., & Olson, A. M. (1990). Role of scale and environmental factors in regulation of community structure. *Trends in Ecology & Evolution*, *5*(2), 52-57.
- Miguet, P., Jackson, H. B., Jackson, N. D., Martin, A. E., & Fahrig, L. (2016). What determines the spatial extent of landscape effects on species? *Landscape Ecology*, *31*(6), 1177-1194.
- Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis* (World Resources Institute, 2005).
- Miotto, M. L; Gusmão, J. B., Domit, C., Di Domenico, M. (2023). Environmental drivers of waterbird diversity in a world heritage subtropical estuarine system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, "no prelo".
- Morelli, F., Benedetti, Y., Su, T., Zhou, B., Moravec, D., Šímová, P., & Liang, W. (2017). Taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary uniqueness in bird communities of Beijing's urban parks: effects of land use and vegetation structure. *Urban Forestry & Urban Greening*, *23*, 84-92.
- Morelli, F., Benedetti, Y., & Šímová, P. (2018). Landscape metrics as indicators of avian diversity and community measures. *Ecological Indicators*, *90*, 132-141.

- Morelli, F., Benedetti, Y., Ibáñez-Álamo, J. D., Tryjanowski, P., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M. L., Suhonen, J., Diaz, M., Møller, A. P., Moravec, D., Prosek, J., Bussière, R., Mägi, M., Kominos, T., Galanaki, A., Bukas, N., Marko, G., Pruscini, F., Tonelli, M., Jerzak, L., & Reif, J. (2021). Effects of urbanization on taxonomic, functional and phylogenetic avian diversity in Europe. *Science of the Total Environment*, 795, 148874.
- Mori, A. S., Isbell, F., & Seidl, R. (2018). β -diversity, community assembly, and ecosystem functioning. *Trends in Ecology & Evolution*, 33(7), 549-564.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876.
- Naeem, S., and J. P. Wright. (2003). Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*, 6, 567–579.
- Naeem, S., Duffy, J. E., & Zavaleta, E. (2012). The functions of biological diversity in an age of extinction. *Science*, 336(6087), 1401-1406.
- O'Connell, J. L., & Nyman, J. A. (2010). Marsh terraces in coastal Louisiana increase marsh edge and densities of waterbirds. *Wetlands*, 30(1), 125-135.
- Pärtel, M. (2002). Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology*, 83(9), 2361-2366.
- Patton, B.A., Nyman, J.A. & Lapeyre, M.K. (2020) Living on the Edge: Multi-Scale Analyses of Bird Habitat Use in Coastal Marshes of Barataria Basin, Louisiana, USA. *Wetlands*, 40, 2041–2054.
- Paula, E. V.; Pigosso, A. M. B.; Wroblewski, C. A. (2018). Unidades de conservação no litoral do Paraná: evolução territorial e grau de implementação. In: Sulzbach, M. T.; Archanjo, D. R.; Quadros, J. (2018). Litoral do Paraná: território e perspectivas –v. 1, p.41–92.
- Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. *Global Ecology and Biogeography*, 12(5), 361-371.
- Petchey, O. L., & Gaston, K. J. (2007). Dendrograms and measuring functional diversity. *Oikos*, 116(8), 1422-1426.
- Petchey, O. L., Evans, K. L., Fishburn, I. S., & Gaston, K. J. (2007). Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, 76(5), 977-985.
- Ribeiro, S., Moura, R. G., Stenert, C., Florín, M., & Maltchik, L. (2020). Land use in Brazilian continental wetland Ramsar sites. *Land Use Policy*, 99, 104851.
- Ribic, C. A., Koford, R. R., Herkert, J. R., Johnson, D. H., Niemuth, N. D., Naugle, D. E., Bakker, K. K., Sample, D. W., & Renfrew, R. B. (2009). Area sensitivity in North American grassland birds: patterns and processes. *The Auk*, 126(2), 233-244.
- Ricklefs, R. E. (1987). Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science*, 235(4785), 167-171.
- Ricklefs, R. E., & Schluter, D. (1993). Species diversity: regional and historical influences. *Species Diversity in Ecological Communities*, 350-363.
- Ricklefs, R. E. (2004). A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, 7(1), 1-15.
- Ricklefs, R. E. (2008). Disintegration of the ecological community: American Society of Naturalists Sewall Wright award winner address. *The American Naturalist*, 172(6), 741-750.

- Riffell, S. K., Keas, B. E., & Burton, T. M. (2001). Area and habitat relationships of birds in Great Lakes coastal wet meadows. *Wetlands*, 21(4), 492-507.
- Rocchini, D., Boyd, D. S., Féret, J. B., Foody, G. M., He, K. S., Lausch, A., Nagendra, H., Wegmann, M., & Pettorelli, N. (2016). Satellite remote sensing to monitor species diversity: Potential and pitfalls. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2(1), 25-36.
- Rosindell, J., Hubbell, S. P., & Etienne, R. S. (2011). The unified neutral theory of biodiversity and biogeography at age ten. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 340-348.
- Schick, R. S., Loarie, S. R., Colchero, F., Best, B. D., Boustany, A., Conde, D. A., Halpin, P. N., Joppa, L. N., McClellan, C. M., & Clark, J. S. (2008). Understanding movement data and movement processes: current and emerging directions. *Ecology Letters*, 11(12), 1338-1350.
- Schindler, S., Poirazidis, K., & Wrba, T. (2008). Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: a case study from Dadia National Park, Greece. *Ecological Indicators*, 8(5), 502-514.
- Schweiger, O., Biesmeijer, J. C., Bommarco, R., Hickler, T., Hulme, P. E., Klotz, S., Kühn, I., Moora, M., Nielsen, A., Ohlemüller, R., Petanidou, T., Potts, S. G., Pyšek, P., Stout, J. C., Sykes, M. T., Tscheulin, T., Vilà, M., Walther, G. R., Westphal, C., Winter, M., Zobel, M., & Settele, J. (2010). Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. *Biological Reviews*, 85, 777 – 795.
- Şekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(8), 464-471.
- Snyder, R. E., & Chesson, P. (2004). How the spatial scales of dispersal, competition, and environmental heterogeneity interact to affect coexistence. *The American Naturalist*, 164(5), 633-650.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10(12), 1115-1123.
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. (2016). How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, 31(1), 67-80.
- Stein, A., Gerstner, K., & Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, 17(7), 866-880.
- St-Louis, V., Pidgeon, A. M., Radeloff, V. C., Hawbaker, T. J., & Clayton, M. K. (2006). High-resolution image texture as a predictor of bird species richness. *Remote Sensing of Environment*, 105(4), 299-312.
- Stroud, D. A., Davidson, N. C., West, R., Scott, D. A., Haanstra, L., Thorup, O., ... & Delany, S. (2004). Status of migratory wader populations in Africa and Western Eurasia in the 1990s. Thetford, UK: International Wader Study Group.
- Studds, C. E., Kendall, B. E., Murray, N. J., Wilson, H. B., Rogers, D. I., Clemens, R. S., Gosbell, K., Hassell, C. J., Jessop, R., Melville, D. S., Milton, D. A., Minton, C. D. T., Possingham, H. P., Riegen, A. C., Straw, P., Woehler, E. J., & Fuller, R. A. (2017). Rapid population decline in migratory shorebirds relying on Yellow Sea tidal mudflats as stopover sites. *Nature communications*, 8(1), 1-7.
- Sutherland, K., Wooldridge, T. H., & Strydom, N. A. (2013). Composition, abundance, distribution and seasonality of zooplankton in the Sundays Estuary, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 38(1), 79-92.
- Tavares, D. C., Guadagnin, D. L., de Moura, J. F., Siciliano, S., & Merico, A. (2015). Environmental and anthropogenic factors structuring waterbirds habitats of tropical coastal lagoons: implications for management. *Biological Conservation*, 186, 12-21.

- Thuiller, W., Araujo, M. B., & Lavorel, S. (2004). Do we need land-cover data to model species distributions in Europe?. *Journal of Biogeography*, *31*(3), 353-361.
- Tuomisto, H. (2010). A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, *33*(1), 2-22.
- United Nations General Assembly. (2015). Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution Adopted by the General Assembly on 25 September 2015 (United Nations, 2015).
- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaa, J., Marja, R., & Mander, Ü. (2009). Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *Living Reviews in Landscape Research*, *3*(1), 1-28.
- Uuemaa, E., Mander, Ü., & Marja, R. (2013). Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators*, *28*, 100-106.
- van der Plas, F. (2019). Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*, *94*(4), 1220-1245.
- Vellend, M. (2010). Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology*, *85*(2), 183-206.
- Vellend, M. (2016). The theory of ecological communities (MPB-57). In *The Theory of Ecological Communities (MPB-57)*. Princeton University Press.
- Vellend, M. (2017). The biodiversity conservation paradox. *American Scientist*, *105*(2), 94-101.
- Vieira, B. P. (2017). Conceitos utilizados no Brasil para aves aquáticas. *Atualidades Ornitológicas*, *196*, 41-48.
- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, *89*(8), 2290-2301.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, *116*(5), 882-892.
- Walz, U. (2011). Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living Reviews in Landscape Research*, *5*(3), 1-35.
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., & Donoghue, M. J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *33*(1), 475-505.
- Webb, E. B., Smith, L. M., Vrtiska, M. P., & Lagrange, T. G. (2010). Effects of local and landscape variables on wetland bird habitat use during migration through the Rainwater Basin. *The Journal of Wildlife Management*, *74*(1), 109-119.
- Webster, M. S., & Marra, P. P. (2005). The importance of understanding migratory connectivity and seasonal interactions. *Birds of Two Worlds: The Ecology and Evolution of Temperate-Tropical Migration*.
- Weller, M. W. (1999). Wetland birds: habitat resources and conservation implications. Cambridge University Press.
- Wevers, J., Beenaerts, N., Casaer, J., Zimmermann, F., Artois, T., & Fattbert, J. (2021). Modelling species distribution from camera trap by-catch using a scale-optimized occupancy approach. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, *7*(3), 534-549.
- Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, *1134*(1), 25-60.

- Whittaker, R. J., Nogués-Bravo, D., & Araújo, M. B. (2007). Geographical gradients of species richness: a test of the water-energy conjecture of Hawkins et al.(2003) using European data for five taxa. *Global Ecology and Biogeography*, 16(1), 76-89.
- Wisz, M. S., Pottier, J., Kissling, W. D., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C. F., Dormann, F. C., Forchhammer, C. M., Grytnes, J. A., Guisan, A., Heikkinen, R. K., Høye, T. T., Kühn, I., Luoto, M., Maiorano, L., Nilsson, M. C., Normand, S., Öckinger, E., Schmidt, N. M., Termansen, M., Timmermann, A., Wardle, A. D., Aastrup, P., & Svenning, J. C. (2013). The role of biotic interactions in shaping distributions and realized assemblages of species: implications for species distribution modelling. *Biological Reviews*, 88(1), 15-30.
- Withey, P., & van Kooten, G. C. (2011). The effect of climate change on optimal wetlands and waterfowl management in Western Canada. *Ecological Economics*, 70(4), 798-805.
- Wu, J., & Loucks, O. L. (1995). From balance of nature to hierarchical patch dynamics: a paradigm shift in ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 70(4), 439-466.
- Wulder, M. A., Hall, R. J., Coops, N. C., & Franklin, S. E. (2004). High spatial resolution remotely sensed data for ecosystem characterization. *BioScience*, 54(6), 511-521.
- Xu, Y., Si, Y., Wang, Y., Zhang, Y., Prins, H. H., Cao, L., & de Boer, W. F. (2019). Loss of functional connectivity in migration networks induces population decline in migratory birds. *Ecological Applications*, 29(7), e01960.
- Zhang, W., Li, X., Yu, L., & Si, Y. (2018). Multi-scale habitat selection by two declining East Asian waterfowl species at their core spring stopover area. *Ecological Indicators*, 87, 127-1
- Zurell, D., Graham, C. H., Gallien, L., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2018). Long-distance migratory birds threatened by multiple independent risks from global change. *Nature Climate Change*, 8(11), 992-996.

CAPÍTULO 01 – AQUATIC AVIFAUNA ON THE PARANAGUÁ ESTUARINE COMPLEX (PARANÁ, SOUTHERN BRAZIL): DIVERSITY AND CONSERVATION STATUS

Maiara Larissa Miotto^{a, b}, Camila Domit^c, Maikon Di Domenico^{a, b}

^a Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil.

^b Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil.

Submetido à revista Ocean and Coastal Research, (ISSN: 2675-2824; IF = 0,885, Qualis A4 biodiversidade).

ABSTRACT

The Paranaguá Estuarine Complex (PEC) is internationally recognized for its economic, social, and environmental relevance. It is designated as a World Heritage site and part of selected wetland areas that protect and conserve biodiversity, especially waterbirds. However, in contradiction, it has historically been under pressure from human activities and has fragmented information about waterbirds that use the region. Thus, with this study, we sought to establish a baseline for the waterbirds using the bays of PEC, considering aspects such as species richness, abundance, and conservation status. On board a boat, we conducted monthly surveys from March 2020 to February 2021 along 36 transects equally distributed among the three main bays of PEC. We recorded 46 species distributed across 17 families and eight orders. The Charadriiformes order had the highest number of species, with 19. *Nannopterum brasilianum*, the Neotropic Cormorant, had the highest number of occurrences. In addition, we documented eight migratory species from the Northern Hemisphere, including *Calidris pusilla*, the Semipalmated Sandpiper, considered near threatened by the International Union for Conservation of Nature Red List. Additionally, we observed seven other species classified under some threat of extinction. Our results revealed that PEC harbors a rich and diverse assemblage of waterbirds consisting of resident and migratory species, many of which are at some risk of population decline. Therefore, we reinforce the importance of continuous monitoring in the region, which can serve as a basis for public policies, supporting management and conservation strategies focused on waterbirds and the wetlands on which they depend.

Keywords: Baseline, Estuary, Management, Waterbirds, Wetlands

1. INTRODUCTION

Waterbirds are a group of avian species whose life cycles are closely intertwined with aquatic environments, making them rarely observed outside wetlands (Weller, 1999; Kushlan et al., 2002). They have developed a range of anatomical and physiological adaptations, including interdigital membranes, beaks optimized for filtration or fishing, and exceptional diving ability (Weller, 1999; Pough et al., 2003). However, some species can thrive in wetlands despite lacking these specialized features. In recognition of the critical role of wetlands in supporting these birds, the RAMSAR convention (1971) defines waterbirds as any species that depend on or partially depend on wetlands. Due to their spatial and temporal mobility, waterbirds exhibit two distinct assemblages in humid subtropical areas: wintering assemblages comprising migratory species that utilize the region for foraging and resting between migrations and reproductive assemblages consisting of species that rely on these regions for breeding and nesting purposes (Webster and Marra, 2005; Zurell et al., 2018).

The waterbirds live at the interface between aquatic and terrestrial ecosystems and are considered key species for assessing the health of wetlands (Şekercioglu, 2006; Whelan et al., 2008; Green and Elmberg, 2014). They perform several ecosystem functions through predation and they help maintain the natural balance between different species in their habitats, regulating animal populations that might otherwise become overabundant and cause ecological problems; act as ecosystems engineers, as they promote essential changes in the richness and abundance of species; they help to disperse plant seeds in different places when feeding, contributing to the maintenance of biological diversity; and act in the connectivity between different wetlands and other ecosystems because they are highly mobile organisms (Green and Elmberg, 2014; Green et al., 2016; Martín-Vélez et al., 2020).

Wetlands are being lost and degraded at an alarming rate, faster than any other ecosystem in the world (World Resources Institute, 2005; United Nations, 2015). These hydrological changes in wetlands, along with the degradation of coastal and marine habitats and the depletion of food resources, have negatively impacted several waterbird populations (World Resources Institute, 2005; United Nations, 2015; Kushlan et al., 2002). As a result, many waterbird species are experiencing sharp population declines and are at risk of becoming extinct (Wetlands International, 2012; Studds et al., 2017;

Amano et al., 2018; Wang et al., 2022). It is crucial to implement measures that consider the richness and abundance of waterbirds, as they allow for the identification and qualification of wetlands as internationally significant areas and designate them as priority areas for management, restoration, conservation, and protection (Stroud et al., 2004; Amano et al., 2018; Aguilar et al., 2021).

Estuaries, recognized as highly productive wetlands (Nagelkerken et al., 2015; Whitfield, 2017), are complex ecosystems that foster remarkable biological diversity. Their abundant resources and environmental variability provide ideal habitats for many species across different life stages (Nagelkerken et al., 2015; Whitfield, 2017). In particular, waterbirds thrive in estuaries due to the favorable conditions that these ecosystems offer, such as vast opportunities for foraging, areas for reproduction, nesting sites, overnight resting places, and stopover location during migration (Krul, 2004; Tavares et al., 2015; Dias et al., 2017; Almeida et al., 2018).

The Paranaguá Estuarine Complex (PEC) is located on the coast of Paraná, Brazil, and is home to a diverse range of resident and migratory waterbirds (Krul, 2004; Krul et al., 2011). Recognized worldwide for its environmental and ecological significance, the PEC has been designated as a World Natural Heritage Site by UNESCO (1999) to protect areas of exceptional biological and landscape diversity. The complex comprises a mosaic of conservation units, with 14 designated for sustainable use and 30 for complete protection (Paula et al., 2018). In 2017, a portion of its area was recognized as a RAMSAR site, making it part of the List of Wetlands of International Importance (ICMBio, 2017; Ribeiro et al., 2020). These sites serve as living laboratories for developing and refining conservation and sustainable use strategies (Wetlands Convention, 2021). The PEC is particularly relevant as a natural laboratory due to its unique hydrological and oceanographic complexity and the numerous sub-estuaries comprising this complex estuary (Lana et al., 2001; 2018; Noernberg et al., 2006). However, the coast of Paraná, including the PEC, is historically under pressure from various anthropic activities (Miura and Noernberg, 2020). It has two ports installed in the Paranaguá and Antonina Bays, several potentially polluting industrial activities, and real estate expansion and tourism that has been growing in recent years (Pierri et al., 2006; Angeli et al., 2020; Mengatto and Nagai, 2022). Furthermore, despite the significant number of conservation units, only 16.3% have management plans (Paula et al., 2018), and baseline data on waterbirds in this region are scarce (Moraes and Krul, 1999; Mestre et al., 2007; Meijer and Disaró, 2018).

Despite the acknowledged ecological significance of the PEC, a dearth of primary data and fundamental biological assessments persists. Undertaking exhaustive fauna surveys and establishing foundational information can substantially bolster the formulation and execution of conservation-oriented management strategies pertaining to aquatic avifauna and their respective habitats, particularly in view of the ongoing global population decline (Silveira et al., 2010). In pursuit of a comprehensive approach, this investigation endeavors to present a qualitative and quantitative survey encompassing a year-long observation of aquatic avifauna utilizing the primary bays within the PEC. The inquiry encompasses the evaluation of ecological facets, including species richness, relative abundance, and prevailing conservation status. The accrued data is readily accessible to researchers and managers via a dedicated repository, with the express purpose of facilitating the preservation of aquatic avifauna and their reliant habitats.

2. METHODS

2.1. Study sites

The study was carried out in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) (48°25'W, 25°30'S). Defined as a subtropical estuary, the PEC comprises two main bodies of water, the bays of Laranjeiras and Pinheiros (200 km²) on the north-south axis, and the bays of Paranaguá and Antonina (260 km²) that make up the east-west axis (Noernberg et al., 2006; Lana et al., 2018) (Figure 1).

The average annual rainfall is 2500 mm, with a well-defined rainy season during the summer and a dry season in the winter months (Lana et al., 2001; Vanhoni and Mendonça, 2008). Variations in the salinity gradient are well-marked, ranging from 0 to 34 (Lana et al., 2001). The tidal regime is semidiurnal, with an average tidal amplitude of 2.2 m with 12.6 km of intrusion and an average depth of 5.4 m (Lana et al., 2001).

The PEC comprises extensive mangroves, marshes, tidal flats, canals, streams, estuarine beaches, and rocky shores. It is surrounded by one of Brazil's last continuous remnants of the Atlantic Forest. (Noernberg et al., 2006; Lana et al., 2018). It has a mosaic of restricted and sustainable-use conservation units, including marine and terrestrial units (Paula et al., 2018). In addition, it houses two ports on the East-West axis, the port of Antonina and the port of Paranaguá, considered one of Brazil's largest grain ports, with one of the largest port infrastructures on the continent (Menem et al., 2019).

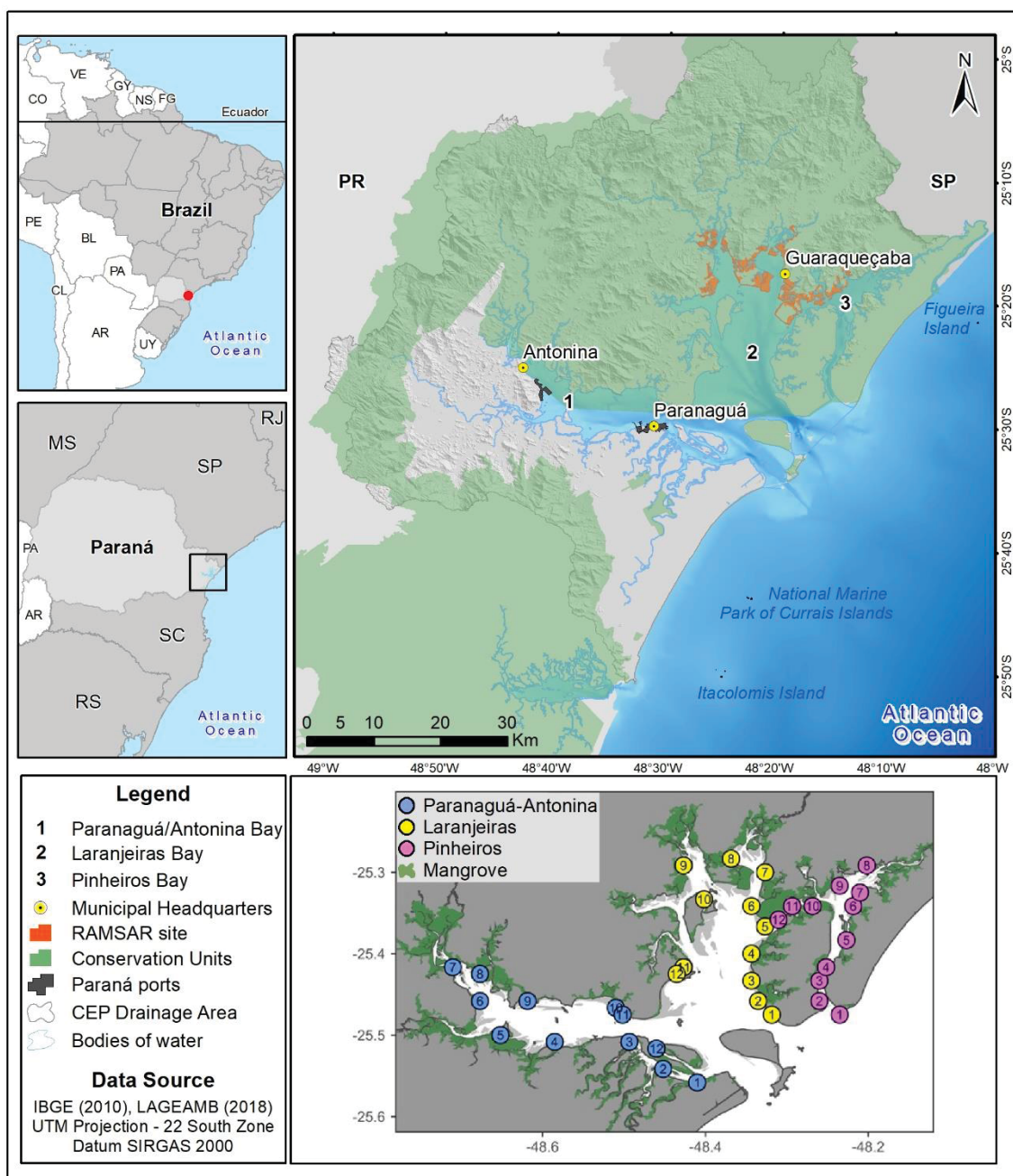


Figure 1 - Map of the study area. The upper map illustrates the Paranaguá/Antonina Bay (1), Laranjeiras Bay (2), and Pinheiros Bay (3), with a focus on conservation units and the RAMSAR site. The lower map indicates the location of each transect within the Paranaguá Estuarine Complex (Adapted from Miotto et al., 2023).

2.2. Sampling waterbirds and analyses

To conduct visual censuses of waterbirds in the PEC, we monitored 36 transects, performing twelve transects per bay, each 1400 m long and distributed throughout the estuary (Figure 1), using a 7 m boat with a 30 cm draft and a 60 HP engine. Monthly censuses were conducted from March 2020 to February 2021 using the linear transect method (Bibby et al., 2000), recording all waterbirds observed within 200 m from the

boat. Each transect was surveyed once a month, with the boat traveling at 5 km/h for 15 minutes. To minimize potential observer biases, data were collected by a single observer using 10 × 50 binoculars and positioned at the boat's bow, covering a 180° angle. Mixed flocks were identified and counted with the help of reduced boat speed, and photographic records were made where possible. Sampling was conducted under favorable environmental conditions, namely in the absence of rain and fog, to ensure accurate observations. To avoid possible biases in the monitoring caused by differences in time of day and tidal regime, we chose to order the transects in each bay from 1 to 12 and alternate the beginning and end of sampling each month.

To evaluate the sample representativeness, a species accumulation curve was calculated (observed richness of species) in comparison to two curves of extrapolated richness indices (in addition to the richness of species), calculated with two methods, Jaccard and Bootstrap (Palmer, 1990; Colwell and Coddington, 1994; Ugland et al., 2003; Oksanen et al., 2022). Plotted accumulation curves of the observed richness of species and the extrapolated richness curves are compared using the indices values and confidence interval (95%) for random ordering of sampling units (Oksanen et al., 2022).

To calculate the relative abundance, we used the equation $(n/N) \times 100$, where “n” represents the number of views of a given species, and “N” represents the total number of organisms counted. Occurrence rates were calculated by the formula $p \times 100 / P$, where “p” represents the number of censuses in which a species was sighted, and “P” represents the total number of censuses (Dajoz, 1978). We classified taxa based on their occurrence rates, categorizing them as dominant if present in over 50% of the samples, frequent if observed between 30% and 50%, rare if observed between 30% and 10%, and uncommon if observed at a frequency of 10% or less (Branco et al., 2010; Barbieri et al., 2013).

The nomenclature of waterbirds in this study followed the list of the Brazilian Ornithological Records Committee (CBRO) (Pacheco et al., 2021). To classify the conservation status of the species, we referred to the list of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (BirdLife International, 2021), the Red Book of Brazilian Fauna Threatened with Extinction (MMA) (ICMBio, 2018), and the List of Bird Species belonging to the Wild Fauna Threatened with Extinction in the State of Paraná (Paraná, 2018). Waterbirds in this study were defined as ecologically dependent and semi-dependent species of wetlands, according to the definition provided by Wetlands International (2012).

Waterbirds in this study were defined as species that have morphophysiological characteristics and behavior adapted for the direct use of resources in wetlands (Vieira, 2017; Almeida et al., 2018). Additionally, were included species that exhibit behaviors directly related to using resources or habitats in wetlands for feeding or reproduction despite not having specific morphophysiological characteristics. Furthermore, we also consider more generalist species that may use these areas in specific stages of their lives or as transitional environments.

3. RESULTS

During our study, we conducted 427 censuses and recorded 46 waterbird species from eight orders and 17 families. Of these, five species were classified as dominant (DM), three as frequent (FR), nine as rare (RR), and 29 as uncommon (UN) (Table 1). The order Charadriiformes was the most represented, accounting for 41.3% (n=19) of the total species sighted, followed by Pelecaniformes with 28.3% (n=13). Families Ardeidae, Scolopacidae, and Sternidae had the highest number of species sighted, with nine, six, and five species, respectively (Table 1).

Most sighted species had low occurrence rates, with 63.0% (n=29) uncommon. Only *Nannopterum brasilianum*, *Fregata magnificens*, *Egretta caerulea*, *Ardea alba*, and *Egretta thula* had occurrence rates greater than 50%. Among the most abundant species, *N. brasilianum*, *E. caerulea*, and *Sula leucogaster* stood out for their large flocks and year-round presence, accounting for 83.5% of the relative abundance (Table 1).

We recorded eight migratory species from the Northern Hemisphere, all belonging to the order Charadriiformes; namely, *Charadrius semipalmatus*, *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis*, *Tringa flavipes*, *Tringa melanoleuca*, *Tringa solitaria*, *Sterna hirundo*, and *Calidris pusilla*, the latter being classified as near threatened (NT) extinction risk by IUCN (Table 1). The other species, migratory and resident, were classified as Least Concern (LC) by the IUCN (Table 1).

At a national level, we have identified three species under some level of threat (ICMBio, 2018). These species include *Haematopus palliatus* and *Sterna hirundinacea*, classified as vulnerable (VU), and *Thalasseus maximus*, classified as endangered (EN), all belonging to the order Charadriiformes (Table 1). We have also recorded three species listed as near threatened (NT), namely *Chloroceryle aenea* from the order Coraciiformes, *Aramides mangle* from the order Gruiformes, and *Eudocimus ruber* from

the order Pelecaniformes (Table 1). Lastly, *C. pusilla*, listed as endangered on a national scale, lacks sufficient data for the state of Paraná, and thus it is listed as data deficient (DD) (Table 1).

The number of species recorded in the bays was quite similar, with 36 species in Laranjeiras Bay, 37 in Paranaguá and Antonina Bays, and 38 in Pinheiros Bay (Table 1). The composition of dominant species was also similar among the bays (Table 1), with *N. brasilianum* as the most abundant species, accounting for 83.9% of the relative abundance in Laranjeiras Bay, 73.5% in Pinheiros Bay and 48.1% in Paranaguá and Antonina Bays. On the other hand, *S. leucogaster* and *E. ruber* showed higher abundance than 5% in Pinheiros Bay. The first had 6.6% of the relative abundance, while the second 5.5% of the species abundance. In Paranaguá and Antonina Bays, *E. caerulea* had for 15.7% of the relative abundance, and *F. magnificens* 5.5% and *T. acufavidus* for 5.3% of the total species abundance. Except for *N. brasilianum*, no species represented more than 5% of the relative abundance in Laranjeiras Bay (Supplementary [Table S1](#)).

The species accumulation curves (observed richness and the extrapolated richness indices) did not overlap the confidence intervals at the beginning of their stabilization, indicating that a more significant number of samplings is necessary to sight unusual species ([Figure S1](#)).

Table 1 - List of species recorded in the Paraná Estuarine Complex between March 2020 and February 2021, with the number of individuals recorded in each bay. Total constancy values (C%) followed by the classification, where: Dominant $\geq 50\%$ (DM), Frequent between 30% and 50% (FR), Rare between 30% and 10% (RR), and Uncommon $\leq 10\%$ (UN), and Relative Abundance of species represented by A%. Conservation status at international (IUCN), national (MMA), and state (PR) levels: Near Threatened (LC), Least Concern (NT), Vulnerable (VU), Endangered (EN), and Data Deficient (DD). Occurrence in resident (R) and migratory (NM) species. For more details, access the supplementary material, [Table S1](#).

Orders/Families/Species	IUCN/MMA/PR				Paraná/Antonina Bay			Class.	A%	Occurrence
	Laranjeiras Bay	Pinheiros Bay	Paraná/Antonina Bay	C%	Class.	A%	Occurrence			
Anseriformes										
Anatidae										
<i>Anas bahamensis</i> Linnaeus, 1758	-	-	24	0.7	UN	<0.1	R			
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	-	0.2	UN	<0.1	R			
Charadriiformes										
Charadriidae										
<i>Charadrius collaris</i> Vieillot, 1818	13	40	178	3.7	UN	0.3	R			
<i>Charadrius semipalmatus</i> Bonaparte, 1825	191	43	234	3.9	UN	0.6	NM			
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	26	23	116	12.8	RR	0.2	R			
Haematopodidae										
<i>Haematopus palliatus</i> Temminck, 1820	7	14	117	7.2	UN	0.2	R			
Laridae										
<i>Chroicocephalus maculipennis</i> (Lichtenstein, 1823)	9	2	16	1.8	UN	<0.1	R			
<i>Larus dominicanus</i> Lichtenstein, 1823	336	319	523	42.1	FR	1.7	R			
Recurvirostridae										
<i>Himantopus melanurus</i> Vieillot, 1817	2	-	195	3.5	UN	0.3	R			
Rynchopidae										
<i>Rynchops niger</i> Linnaeus, 1758	458	18	90	3.8	UN	0.8	R			
Scolopacidae										
<i>Calidris alba</i> (Pallas, 1764)	-	2	-	0.2	UN	<0.1	NM			
<i>Calidris fuscicollis</i> (Vieillot, 1819)	5	11	8	1.6	UN	<0.1	NM			
<i>Calidris pusilla</i> (Linnaeus, 1766)	-	8	-	0.4	UN	<0.1	NM			
<i>Tringa flavipes</i> (Gmelin, 1789)	2	3	-	0.9	UN	<0.1	NM			
<i>Tringa melanoleuca</i> (Gmelin, 1789)	6	12	2	1.9	UN	<0.1	NM			
<i>Tringa solitaria</i> Wilson, 1813	-	2	-	0.2	UN	<0.1	NM			
Sternidae										
<i>Sterna hirundinacea</i> Lesson, 1831	4	1	18	1.6	UN	<0.1	R			
<i>Sterna hirundo</i> Linnaeus, 1758	1	-	-	0.2	UN	<0.1	NM			
<i>Sterna superciliosa</i> (Vieillot, 1819)	4	1	-	0.4	UN	<0.1	R			
<i>Thalasseus acutiflavus</i> (Cabot, 1847)	1173	321	648	29.2	RR	3	R			
<i>Thalasseus maximus</i> (Boddaert, 1783)	138	135	142	14	RR	0.6	R			

Coraciiformes						
Alcedinidae						
<i>Chloroceryle aenea</i> (Pallas, 1764)	LC/-/NT	-	1	1	0.5	UN <0.1
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	LC/-/-	14	16	12	7.7	UN <0.1
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	LC/-/-	4	7	3	3	UN <0.1
<i>Megasceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	LC/-/-	49	73	73	29	RR 0.9
Falconiformes						
Falconidae						
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	LC/-/-	21	29	24	10	RR 0.1
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	LC/-/-	55	29	45	20	RR 0.2
Gruiformes						
Rallidae						
<i>Aramides mangle</i> (Spix, 1825)	LC/-/NT	1	-	2	0.5	UN <0.1
<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	LC/-/-	7	19	13	4.2	UN <0.1
Pelecaniformes						
Ardeidae						
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	LC/-/-	145	138	250	54.5	DM 0.7
<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	LC/-/-	75	78	87	33.7	FR 0.3
<i>Bubulacus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	LC/-/-	1	-	-	0.2	UN <0.1
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	LC/-/-	-	5	8	2.6	UN <0.1
<i>Egretta caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	LC/-/-	721	898	1925	73.5	DM 5.1
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	LC/-/-	156	315	247	52.2	DM 1
<i>Nyctanassa violacea</i> (Linnaeus, 1758)	LC/-/-	68	134	67	12.4	RR 0.4
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	LC/-/-	12	31	86	8.7	UN 0.2
<i>Syrigma sibilatrix</i> Temminck, 1824)	LC/-/-	-	1	-	0.2	UN <0.1
Threskiornithidae						
<i>Eudocimus ruber</i> (Linnaeus, 1758)	LC/-/NT	223	1261	52	13.6	RR 2.2
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	LC/-/-	-	9	46	4.9	UN <0.1
<i>Platalea ajaja</i> Linnaeus, 1758	LC/-/-	12	108	117	13.8	RR 0.3
<i>Plegadis chihi</i> (Vieillot, 1817)	LC/-/-	-	-	1	0.2	UN <0.1
Podicipediformes						
Podicipedidae						
<i>Podiceps major</i> (Boddaert, 1783)	LC/-/-	-	-	2	0.5	UN <0.1
Suliformes						
Fregatidae						
<i>Fregata magnificens</i> Mathews, 1914	LC/-/-	466	489	671	75.1	DM 2.3
Phalacrocoracidae						
<i>Nonnapterum brasilianum</i> (Gmelin, 1789)	LC/-/-	28629	16978	5909	89.9	DM 74.1
Sulidae						
<i>Sula leucogaster</i> (Boddaert, 1783)	LC/-/-	1071	1518	339	42.8	FR 4.2

In addition to the waterbirds species listed in Table 1, we also recorded the Purple-Faced-Parrot (*Amazona brasiliensis*, n=171) and ten species of hawks belonging to the Accipitridae family, Accipitriformes order, namely: *Amadonastur lacernulatus* (n=8), *Buteo brachyurus* (n=1), *Buteogallus aequinoctialis* (n=1), *Elanoides forficatus* (n=1), *Elanus leucurus* (n=1), *Geranospiza caerulescens* (n=1), *Leptodon cayanensis* (n=1), *Pseudastur polionotus* (n=9), *Rupornis magnirostris* (n=6) and *Urubitinga urubitinga* (n=9) (Supplementary [Table S1](#)).

4. DISCUSSION

Spatial and temporal information regarding waterbird assemblages in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) is fragmented. Therefore, this study provides essential contributions to filling knowledge gaps, including a one-year monitoring effort that identified 46 species of waterbirds along the three central bays of the PEC. Of these, 38 species were classified as residents, while eight were classified as migratory. Although most species showed low occurrence rates, we found five dominant species in the area. Previous studies over 20 years ago also documented the diversity of waterbirds within the PEC and adjacent areas. Moraes and Krul (1995) conducted a study investigating the avifauna associated with marine-influenced ecosystems along Paraná state's coast, reporting 59 species in estuaries, oceanic waters, sandy beaches, and rocky shores. Among these species, 28 were also observed during our monitoring efforts. Additionally, over 10 years ago, another complementary study (Mestre et al., 2007) recorded 23 species of waterbirds in the mangroves of Paranaguá Bay, with 22 of these species also being registered in our observations. More recently, Meijer and Disaró (2018) documented 36 estuarine bird species in Paranaguá, Antonina, and Guaraqueçaba, of which 32 species were also included in our observations. However, our monitoring efforts exclusively revealed six additional species: *Calidris pusilla*, *Sterna hirundo*, *Syrigma sibilatrix*, *Plegadis chihi*, and *Podiceps major*.

Nannopterum brasilianum, the Neotropic Cormorant, had the highest occurrence rate, accounting for approximately 90% of the observations and representing about 70% of the total individuals counted. This dominance has also been observed by the previous studies (Moraes and Krul, 1995; Mestre et al. 2007) in the same complex, as well as in other regions of Brazil (Branco, 2007; Dias et al., 2017; Rubert et al., 2020; Roselli and Barbieri, 2022). The Neotropic Cormorant occurs from the southern USA to southern

South America (Telfair and Morrison, 1995). Due to their remarkable adaptability, behavioral and trophic plasticity can thrive in freshwater and marine environments (Harrison, 1985; Quintana et al., 2002). It is currently recognized as one of the cormorant species with the broadest distribution in the Americas and one of South America's most abundant waterbird species (Telfair and Morrison, 1995). However, its abundance in certain areas raises concerns about potential impacts on economically valuable fish stocks and negative interactions with other waterbird species (Kirby et al., 1996; Wisz et al., 2013).

In this study, the largest flocks of *N. brasilianum* were observed along Laranjeiras Bay ([Figure S2](#)), indicating that this area is the most used area for roosting and foraging grounds for the species. This is attributed to the gregarious nature of *N. brasilianum* (Sick, 1997), its fidelity to specific feeding sites (Barquete et al., 2008), and its daily movements restricted to a few kilometers between resting and foraging areas (Quintana et al., 2004). Moraes and Krul (1995) observed a higher abundance of this species during the rainy season, from November to April, attributing these seasonal fluctuations to reproductive changes. However, our findings contradict this trend since our highest number of sightings for this species occurred from May to October, during the dry season in the region ([Figure S2](#)). These results suggest that the species may have either abandoned seasonal migrations to reproduce outside of the PEC, favoring the performance of reproductive activities within this complex, or that the migration period may have shifted over time. Nevertheless, it is important to emphasize that there is still limited knowledge regarding the monthly variations, reproductive periods, and migratory movement patterns of *N. brasilianum* (Barquete et al., 2008). Further studies are necessary to elucidate the seasonal occurrence and movement patterns of this species.

Another prominent resident species in the PEC is *E. caerulea*, commonly known as the blue heron. Moraes and Krul (1995) reported this species as commonly observed in the PEC, although they noted the absence of sightings in February, August, November and December. Likewise, Mestre et al. (2007) emphasized the significant presence of *E. caerulea* as one of the most observed and abundant species in the mangroves of Paranaguá Bay. This species has a distribution from the southern United States to northern Argentina (Olmos and Silva, e Silva, 2003) and is commonly found in coastal habitats, particularly mangroves. Our results showed that the highest frequency of sightings occurred along the Paranaguá/Antonina bays ([Figure S3](#)). Based on plumage

characteristics, we were able to identify adult and juvenile *E. caerulea* within the PEC, suggesting possible reproductive activities of this species in nearby areas. These observations reinforce the importance of PEC in maintaining viable populations of this species.

The species *Fregata magnificens* and the *Sula leucogaster* were recorded as dominant and frequent, respectively, and the latter is also among the three most abundant species in the PEC (Figure S3). Both nest on the coast of Paraná, in mixed colonies located in the archipelago Marine National Park of Currais Islands (Currais Islands MNP 25° 44' 9" S 48° 21' 55" W), where it is possible to find reproductive activities of these species throughout the year (Krul, 2004). The Kelp Gull, *Larus dominicanus*, classified in our study as frequent (Figure S3), also regularly uses the Currais Islands MNP for reproduction (Krul, 2004). For these species, the PEC and its surroundings are required areas for foraging since they have a rich ichthyofauna (Spier et al., 2018). In addition, artisanal fishing activities throughout the region and the year are responsible for food resources such as incidental capture of fish consumed by several species of piscivorous birds (Krul, 1999, 2004; Miotto et al., 2017).

We recorded the presence of *Sterna hirundinacea*, the South American Tern, and *Thalasseus maximus*, the Royal Tern, in all PEC bays. Both belong to the order Charadriiformes and are part of the National Plan for Conservation of threatened species (ICMBio n° 286, 04 April 2018), with *S. hirundinacea* classified as vulnerable (VU) and *T. maximus* as endangered (EN) (ICMBio, 2018; Paraná, 2018). Off the Paraná coast, the *S. hirundinacea* nesting occurs on the Itacolomis and Figueira Islands, located south and north of PEC, respectively, and at Currais Islands MNP (Krul, 2004). However, due to a lack of systematic monitoring, there has been limited data on the reproductive activities of *S. hirundinacea* or *T. maximus* in these islands over the years, (Krul, 2004). Therefore, it is crucial to prioritize and conduct further research to gather comprehensive information and confirm space and habitat use of these islands by *S. hirundinacea* and *T. maximus*. Addressing this knowledge gap is not only critical for conservation efforts but also imperative for the understanding of the species' population dynamics and to guide effective management strategies.

Among the resident species classified as rare, *Eudocimus ruber*, popularly known as the Scarlet Ibis, deserves special attention. Known for its vibrant coloration, the Scarlet Ibis was once considered extinct in the mangroves of the South and Southeast of Brazil (Fink and Cremer, 2015; Chupil and Monteiro-Filho, 2018; Paludo et al., 2018).

The population decline has been attributed to anthropogenic factors such as mangrove degradation and reduction (Hass, 1996; Olmos, 2000), hunting, and egg collection (Lago-Paiva, 1994; Rodrigues, 1995). The last recorded sighting of this species in the PEC before its presumed extinction was in 1977 (Teixeira and Best, 1981). However, Krul et al. (2009) reported the reappearance of the species by observing groups of juvenile individuals. Subsequently, in mid-2011, sightings became more frequent, with the presence of adult individuals (Krul et al., 2011). A population estimate conducted between October 2012 and September 2013 in various locations of the PEC documented 1,559 individuals, the majority adults (Vigário et al., 2020). We observed this species in the three central bays, documenting the presence of both adults and juveniles. Particularly notable is Pinheiros Bay ([Figure S3](#)), which emerged as the most attractive habitat for the species, as most sightings occurred in this area, which was also previously reported by Krul et al. (2011) and Vigário et al. (2020). Our observations emphasize the remarkable recovery and reestablishment of the *E. ruber* population in the PEC. However, it is worth mentioning that this species is still classified as Near Threatened (NT) in the Red List of the State of Paraná (Paraná, 2018), highlighting the importance of implementing management and conservation measures to guarantee its protection.

Throughout the year, we documented eight migratory Nearctic species that travel to the Southern Hemisphere for food and find suitable resting and feeding sites in the PEC (Krul et al., 2011). These species were observed throughout the year, with the exception of the months of June and July, and with the highest records during the months of October and November ([Figure S4](#)). All recorded migratory species belong to the order Charadriiformes, which helps explain this order's significant representativeness in our study. Notably, seven of the eight migratory species are included in the select list of species identified by the National Action Plan for Coastal Migratory Birds, namely *Calidris pusilla*, *Charadrius semipalmatus*, *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis*, *Tringa flavipes*, *Tringa melanoleuca* and *Tringa solitaria* (ICMBio No. 491, September 10, 2019). Among migratory species, *C. pusilla* stands out due to its concerning conservation status, classified as Near Threatened (NT) internationally by the IUCN, Endangered (EN) in Brazil by ICMBio (2018), and with Data Deficiency (DD) at the state level. Migratory species in wintering areas face significant threats, including habitat degradation and alteration, as well as ongoing pressures from human activities in coastal environments (Studds et al., 2017; ICMBio, 2018). It is worth noting that, except for *C. semipalmatus*, most sightings of these migratory species occurred

Pinheiros Bay ([Figure S4](#)), where habitats with lower human impact were also identified. This highlights the crucial role of environmental preservation in supporting these species.

Our study found that the PEC supports a diverse and rich aquatic avifauna composed of resident and migratory species, including species at risk of population decline. The PEC wetlands are crucial in supporting waterfowl by providing essential habitats for feeding, resting, nesting, and resting between migrations (Fundação Bio-Rio et al., 2002). Continuous monitoring of these environments can provide valuable information on anthropogenic effects and impacts, the effectiveness of conservation efforts, and population behavior and ecological responses over time (Stroud et al., 2004; Amano et al., 2018). Our database represents a valuable resource for researchers and conservation managers, providing information that can advance understanding of and efforts to conserve waterfowl and their habitats. The knowledge provided by this study can be applied to support the protection of species and their wetland habitats.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the CNPq project – Resiliência socioecológica e sustentabilidade do Complexo Estuarino de Paranaguá, Process: 441439/2017–9, which funded our field trips and the materials used in this work. We also thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel, Brazil - CAPES (Financial Code 001) for the scholarship granted to M. L. Miotto, and the Center for Sea Studies for the logistics, boat and other facilities. This work is dedicated to the memory of Professor Paulo da Cunha Lana, to whom we are deeply grateful for all his guidance, support, and inspiration to pursue new research endeavors. Paulo was more than a brilliant researcher; he was a passionate enthusiast for science and life. In his later years, he discovered a great passion for birds and joined us enthusiastically on our first field trip, spending several hours exploring the PEC with us to establish our transects. His memory will always be cherished by those of us who had the honor and privilege of knowing him.

REFERENCES

- Aguilar, S., Mugica, L., Acosta, M., Aguilar, K., Boscolo, D., Castro, R., Hernández, Z., & Manica, L. T. (2021). Effect of landscape structure on waterbirds community in a conservation gradient in southwestern wetlands coast of Cuba. *Wetlands Ecology and Management*, 29(6), 929-944.
- Amano, T., Székely, T., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., Langendoen, T., Blanco, D., Soykan, U. C., & Sutherland, W. J. (2018). Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature*, 553(7687), 199-202.
- Angeli, J. L. F., Kim, B. S. M., Paladino, Í. M., Nagai, R. H., Martins, C. C., De Mahiques, M. M., & Figueira, R. C. L. (2020). Statistical assessment of background levels for metal contamination from a subtropical estuarine system in the SW Atlantic (Paranaguá Estuarine System, Brazil). *Journal of Sedimentary Environments*, 5, 137-150.
- Arruda Almeida, B. D., Green, A. J., Sebastian-Gonzalez, E., & Dos Anjos, L. (2018). Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PloS one*, 13(7), e0200959.
- Barbieri, E.; Delchiaro, R. T. C. & Branco, J. O. (2013). Flutuações mensais na abundância dos Charadriidae e Scolopacidae da praia da Ilha Comprida, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 13, 268-277.
- Barquete, V., Bugoni, L., & Vooren, C. M. (2008). Diet of Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) in an estuarine environment. *Marine Biology*, 153(3), 431-443.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., Hillis, D. M., & Mustoe, S. (2000). Bird census techniques. Elsevier.
- Birdlife International. (2018). *Larus dominicanus*. IUCN Red List Threat Species.
- Birdlife International. (2022). Species factsheet: *Amazona brasiliensis*. <http://www.birdlife.org>. Accessed 01 February 2023.
- Branco, J. O. (2007). Avifauna aquática do Saco da Fazenda (Itajaí, Santa Catarina, Brasil): uma década de monitoramento. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24, 873-882.
- Branco, J. O., Barbieri, E., & Fracasso, H. A. A. (2010). Técnicas de pesquisa em aves marinhas. Ornitologia e conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento. Rio de Janeiro: Editora Technical Books, 219-235.
- Carniel, V. L., & Krul, R. (2012). Use of artisanal fishery discards by seabirds on the Paraná Coast of Brazil. *Marine Ornithology*, 40, 57-62.
- Chiavone-Delchiaro, R. T., Roselli, L., Y., & Barbieri, E. (2020). Dinâmica de populações de aves estuarinas na área de relevante interesse ecológico do Guará, Ilha Comprida-SP, Brasil. *Editora Conhecimento Livre*.
- Chupil, H., & De Araujo M.-F., E. L. (2018). História do Ibis *Eudocimus ruber* no sul e sudeste do Brasil. *Boletim do Clube dos Ornitólogos Britânicos* 138 (4), 281-285.
- Croxall, J. P., Butchart, S. H., Lascelles, B. E. N., Stattersfield, A. J., Sullivan, B. E. N., Symes, A., & Taylor, P. H. I. L. (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, 22(1), 1-34.
- Dajoz, R. (1978). *Ecologia Geral*. 3. ed. Petrópolis: Vozes. 472p.

- Dias, R. A., Maurício, G. N., & Bugoni, L. (2017). Birds of the Patos Lagoon Estuary and adjacent coastal waters, southern Brazil: species assemblages and conservation implications. *Marine Biology Research*, 13(1), 108-120.
- Duhem, C., Vidal, E., legrand, J., & Tatoni, T. (2003). Opportunistic feeding responses of the Yellow-legged Gull *Larus micha-hellis* to accessibility of refuse dumps. *Bird Study* 50: 61–67.
- Fink, D., & Cremer, M. J. (2015). The return of the Scarlet Ibis: first breeding event in southern Brazil after local extinction. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 23, 385-391.
- Fundação Bio-Rio. (2002). Relatório de Avaliação e Ações Prioritárias para a Biodiversidade das Zonas Costeiras e Marinhas. Rio de Janeiro.
- Gaget, E., Galewski, T., Jiguet, F., & Le Viol, I. (2018). Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. *Biological conservation*, 227, 205-
- González-Zevallos, D., & Yorio, P. (2006). Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series*, 316, 175-183.
- Green, A. J., & Elmberg, J. (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological reviews*, 89(1), 105-122.
- Green, A. J., Soons, M., Brochet, A. L., & Kleyheeg, E. (2016). Dispersal of plants by waterbirds. Why birds matter: Avian ecological function and ecosystem services, 147.
- Harrison, P. (1985). Seabirds, an identification guide, Houghton Mifflin, Boston.
- Hass, A. (1996). Biologia comportamental de *Eudocimus ruber* (Aves, Threskiornithidae) em manguezais da Ilha do Cajual, Maranhão: reprodução e alimentação. Master thesis. Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Campinas. p. 91. Retrieved from <http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/316084>.
- Instituto Chico Mendes De Conservação Da Biodiversidade. (2018). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III - Aves. In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Brasília: ICMBio. 709p.
- Kirby, J. S., Holmes, J. S., & Sellers, R. M. (1996). Cormorants *Phalacrocorax carbo* as fish predators: an appraisal of their conservation and management in Great Britain. *Biological conservation*, 75(2), 191-199.
- Krul, R. (1999). Interação de aves marinhas com a pesca de camarão no litoral paranaense. Dissertação de Mestrado. Curso de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná. 156 p.
- Krul, R. (2004). Aves marinhas costeiras do Paraná, p. 37-56. Em: J.O. Branco (Ed.) Aves marinhas e insulares brasi- leiras: biologia e conservação. Itajaí: Editora da Univali.
- Krul, R., Festti, L., Gomes, A. L. M., Carniel, V. L., Rechetelo, J. E & Mangini, P. R. (2009). Retorno do guará, *Eudocimus ruber*, ao litoral do Paraná, sul do Brasil: monitoramento da população e aspectos comportamentais. Livro de Resumos. XVII Congr. Bras. Orn. Aracruz.
- Krul, R.; Straube, F.C. & Urben-Filho, A. (2011). Litoral sul do Paraná. In: Valente, R.; Silva, J.M.C.; Straube, F.C. & Nascimento, J.L.X. (Orgs.). Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. Belém, Pa, Conservation International. p. 298-305.
- Kushlan, J. A., Steinkamp, M. J., Parsons, K. C., Capp, J., Cruz, M. A., Coulter, M., Davidson, I., Dickson, L., Edelsonn., Elliot, R., Erwin, M. R., Hatch. S., Kress. S., Milko. R., Miller. S., Mills. K., Paul. R., Phillips. R., Saliva. J. E., Sydeman. B., Trapp. J., Wheeler. J., & Wohl, K. D. (2002). Waterbird conservation for the Americas: The North American waterbird conservation plan, version 1.

- Lago-Paiva, C. (1994). Notas sobre a ocorrência e distribuição de *Eudocimus ruber* (L., 1758) (Aves, Threskiornithidae) no Estado de São Paulo. *Acta Biol. Leopoldensia*, 16, 119-124.
- Lana P.C., Marone E., Lopes R.M., & Machado E.C. (2001). The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. in: Seeliger U., Kjerfve B. (eds) *Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Ecological Studies (Analysis and Synthesis)*, vol 144. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Lana, P. C., Christofoletti, R., Gusmão JR, J. B., Barros, T. L., Spier, D., Costa, T. M., Gomes, A. S., & Santos, C. S. G. D. (2018). Benthic estuarine communities of the southeastern Brazil marine ecoregion (SBME). In *Brazilian Estuaries* (pp. 117-175). Springer, Cham.
- Lunardi, V. O., Macedo, R. H., Granadeiro, J. P., & Palmeirim, J. M. (2012). Migratory flows and foraging habitat selection by shorebirds along the northeastern coast of Brazil: the case of Baía de Todos os Santos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96, 179-187.
- Martín-Vélez, V., Mohring, B., Van Leeuwen, C. H. A., Shamoun-Baranes, J., Thaxter, C. B., Baert, J. M., Camphuysen, C. J., & Green, A. J. (2020). functional connectivity network between terrestrial and aquatic habitats by a generalist waterbird, and implications for biovectoring. *Science of the Total Environment*, 705, 135886.
- Meijer, A. A. R., & Disaró, S. T., (2018). Aves estuarinas do Paraná = Estuarine birds of Paraná. *Museo de Ciências Naturais (UFPR) Curitiba*, 28 p.
- Menem, I. R., Serafim, A. B., & Chiarelli, J. R. (2019). A importância do complexo portuário de Paranaguá para a economia graneleira Brasileira. *Orbis Latina*, 9(2), 208-222.
- Mengatto, M. F., & Nagai, R. H. (2022). A first assessment of microplastic abundance in sandy beach sediments of the Paranaguá Estuarine Complex, South Brazil (RAMSAR site). *Marine Pollution Bulletin*, 177, 113530.
- Mestre, L. A. M., Krul, R., & Moraes, V. D. S. (2007). Mangrove bird community of Paranaguá Bay-Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50, 75-83.
- Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis* (World Resources Institute, 2005).
- Miotto, M. L., Carvalho, B. M. D., & Spach, H. L. (2017). Does the closed fishing season influence the ichthyofauna consumed by *Larus dominicanus*? *Brazilian Journal of Oceanography*, 65, 9-18.
- Moraes, V. S., & Krul, R. (1995). Aves associadas a ecossistemas de influência marítima no litoral do Paraná. *Arquivos de Biologia e Tecnologia*, Curitiba, 38 (1): 121-134
- Nagelkerken, I., Sheaves, M., Baker, R., & Connolly, R. M. (2015). The seascape nursery: a novel spatial approach to identify and manage nurseries for coastal marine fauna. *Fish and Fisheries*, 16(2), 362-371.
- Noernberg, M. A., Lautert, L. F. C., Araújo, A. D., Marone, E., Angelotti, R., Netto JR, J. P. B.; & Krug, L. A. (2006). Remote sensing and GIS integration for modelling the Paranaguá estuarine complex-Brazil. *Journal of Coastal Research*, 1627-1631.
- Olmos, F. & Silva E Silva, R. (2002). Breeding biology of Little Blue Heron (*Egretta caerulea*) in southeastern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 13:17-30.
- Olmos, F. & Silva E Silva, R. (2003). *Guará: ambiente, fauna e flora dos manguezais de Santos-Cubatão*. São Paulo, Empresa das Artes. 215p
- Olmos, F. (2000). *Dieta e biologia reprodutiva de Eudocimus ruber e Egretta caerulea (Aves: Ciconiiformes) nos manguezais de Santos-Cubatão (Doctoral dissertation, Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, São Paulo)*.

- Pacheco, J. F., Silveira, L. F., Aleixo, A., Agne, C. E., Bencke, G. A., Bravo, G. A., Brito, G. R. R., Cohn-Haft, M., Maurício, G. N., Naka, L. N., Olmos, F., Posso, S., Lees, A. C., Figueiredo, L. F. A., Carrano, E., Guedes, R. C., Cesari, E., Franz, I., Schunck, F. & Piacentini, V. Q. (2021). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. *Ornithology Research*, 29(2).
- Paludo, D., Campos, F. P., Collaço, F. L., Fracasso, H. A. A., Martuscelli, P., & Klonowski, V. S. (2018). Reproduction of *Eudocimus ruber* in the Iguape-Cananéia-Ilha Comprida estuary complex, São Paulo, Brazil. *Atualidades Ornitológicas*, 202(1), 8–15.
- Paraná. (2018). Decreto No 11.797, de 22 de novembro de 2018. Reconhece e atualiza lista de espécies de aves pertencentes à fauna silvestre ameaçadas de extinção no estado do Paraná e dá outras providências, atendendo o Decreto No 3.148, de 2004. *Diário Oficial Do Paraná*. <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=369613> Acesso em 31/01/2023.
- Paula, E. V.; Pigosso, A. M. B., & Wroblewski, C. A. (2018). Unidades de conservação no litoral do paraná: evolu o territorial e grau de implementa o. In: Sulzbach, M. T.; Archanjo, D. R.; Quadros, J. *Litoral do Paraná: Território e Perspectivas –v. 1*, p.41–92.
- Pierri, N., Angulo, R. J., De Souza, M. C., & Kim, M. K. (2006). A ocupa o e o uso do solo no litoral paranaense: condicionantes, conflitos e tendências. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 13.
- Pough, F. H., Heiser, J. B., & Mcfarland, W. N. (2003). *A vida dos vertebrados (Vol. 3)*. São Paulo: Atheneu, 699.
- Quintana, F., Yorio, P., & Borboroglu, P. G. (2002). Aspects of the breeding biology of the Neotropic Cormorant *Phalacrocorax olivaceus* at Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ornithology*, 30, 25-29.
- Quintana, F., Yorio, P., Lisnizer, N., Gatto, A., & Soria, G. (2004). Diving behavior and foraging areas of the Neotropic Cormorant at a marine colony in Patagonia, Argentina. *The Wilson Bulletin*, 83-88.
- RAMSAR. (1971). *Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterbirds Habitat*. UNESCO.
- Ribeiro, S., Moura, R. G., Stenert, C., Florín, M., & Maltchik, L. (2020). Land use in Brazilian continental wetland Ramsar sites. *Land Use Policy*, 99, 104851.
- Rodrigues, A. A. F. (1995). Ocorrência da reprodu o de *Eudocimus ruber* na ilha do Cajual, Maranhão, Brasil (Ciconiiformes: Threskiornithidae). *Ararajuba*, 3(1), 67-68.
- Roselli, L. Y., & Barbieri, E. (2022). Seasonal variation of estuarine birds from Trapandé Bay, Cananéia, Brazil. *Ocean and Coastal Research*, 70.
- Rubert, B., Branco, J. O., Barrilli, G. H. C., Melo, D. C., & Ferreira, A. P. (2020). Behavioral aspects of waterbirds. *Brazilian Journal of Biology*, 81, 164-177.
- Rupp, A. E., Bodrati, A., Giorgi, A. P., Wajntal, A., Miyaki, C. Y., Sipinski, E., Seixas, G. H. F., Martinez, J., Ferreira, J. M., Cockle, K., Abe, L. M., Klemann, Junior. L, Prestes, N., Serafini, P. P., Scherer Neto, P., & Caparroz, R. (2011). *Plano de a o nacional para a conserva o dos papagaios da Mata Atlântica*.
- Şekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in ecology and evolution*, 21(8), 464-471.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Silveira, L. F., Beisiegel, B. D. M., Curcio, F. F., Valdujo, P. H., Dixo, M., Verdade, V. K., Mattox, G. M. T. & Cunningham, P. T. M. (2010). Para que servem os inventários de fauna? *Estudos avançados*, 24, 173-207.

- Stroud, D. A., Davidson, N. C., West, R., Scott, D. A., Haanstra, L., Thorup, O., Ganter, B., & Delany, S. (2004). Status of migratory wader populations in Africa and Western Eurasia in the 1990s. Thetford, UK: International Wader Study Group.
- Strydom, Z., Waller, L. J., Brown, M., Fritz, H., & Venter, J. A. (2022). The influence of nest location and the effect of predator removal on Cape Gannet *Morus capensis* egg predation by Kelp Gulls *Larus dominicanus* vetula. *Ostrich*, 93(2), 120-128.
- Studds, C. E., Kendall, B. E., Murray, N. J., Wilson, H. B., Rogers, D. I., Clemens, R. S., Gosbell, K., Hassell, C. J., Jessop, R., Melville, D. S., Milton, D., Minton, C. D. T., Possingham, H. P., Riegen, A. C., Straw, P., Eoehler, E. J., & Fuller, R. A. (2017). Rapid population decline in migratory shorebirds relying on Yellow Sea tidal mudflats as stopover sites. *Nature communications*, 8(1), 14895.
- Tavares, D. C., Guadagnin, D. L., DE Moura, J. F., Siciliano, S., & Merico, A. (2015). Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical coastal lagoons: implications for management. *Biological Conservation*, 186, 12-21.
- Teixeira, D. M. & Best, R. C. (1981). Adendas à ornitologia do Território Federal do Amapá. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, Zool.* 104: 1–25.
- Telfair, R. C., & Morrison, M. L. (1995). Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*). In: Poole A, Gill F (eds) *The birds of North America*. The Academy of Natural Sciences, Washington, DC and The American Ornithologist's Union, Philadelphia 137:1–22.
- United Nations General Assembly. 2015. Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution Adopted by the General Assembly on 25 September 2015 (United Nations, 2015)
- Vigário, D. C., Krul, R., & SPACH, H. L. (2020). Ecologia de *Eudocimus ruber* (pelecaniformes, threskiornithidae) no litoral do estado do Paraná, Brasil. *Oecologia Australis*, 24(4), 970.
- Wang, X., Li, X., Ren, X., Jackson, M. V., Fuller, R. A., Melville, D. S., Amano, T., & Ma, Z. (2022). Effects of anthropogenic landscapes on population maintenance of waterbirds. *Conservation Biology*, 36(2), e13808.
- Webster, M. S., & Marra, P. P. (2005). The importance of understanding migratory connectivity and seasonal interactions. *Birds of Two Worlds: The Ecology and Evolution of Temperate-Tropical Migration*.
- Weller, M. W. (1999). *Wetland birds: habitat resources and conservation implications*. Cambridge University Press.
- Wetlands International. *Waterbird population estimates 5th ed.* (2012). <http://wpe.wetlands.org>. Accessed 02 Aug 2022.
- Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York academy of sciences*, 1134(1), 25-60.
- Whitfield, A. K. (2017). The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 27(1), 75-110.
- Wisz, M. S., Pottier, J., Kissling, W. D., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C. F., Dormann, F. C., Forchhammer, C. M., Grytnes, J. A., Guisan, A., Heikkinen, R. K., Høye, T. T., Kühn, I., Luoto, M., Maiorano, L., Nilsson, M. C., Normand, S., Öckinger, E., Schmidt, M. N., Termansen, M., Timmermann, A., Wardle, A. D., Aastrup, P. & Svenning, J. C. (2013). The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. *Biological reviews*, 88(1), 15-30.

- Yorio, P., Branco, J. O., Lenzi, J., Luna-Jorquera, G., & Zavalaga, C. (2016). Distribution and trends in kelp Gull (*Larus dominicanus*) coastal breeding populations in South America. *Waterbirds*. 39:114–35.
- Zurell, D., Graham, C. H., Gallien, L., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2018). Long-distance migratory birds threatened by multiple independent risks from global change. *Nature climate change*. Nov;8(11):992-6.

CAPÍTULO 02 - ENVIRONMENTAL DRIVERS OF WATERBIRD DIVERSITY IN A WORLD HERITAGE SUBTROPICAL ESTUARINE SYSTEM

(Maiara Larissa Miotto^a), João Bosco Gusmão^b, Camila Domit^{a,c} Maikon Di Domenico^a

^aCentro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil.

^bFaculty of Science and Engineering Åbo Akademi University, Turku, Finland.

^cSetor litoral, Universidade Federal do Paraná, Matinhos, Paraná, Brazil

Artigo publicado na revista Estuarine Coastal and Shelf Science (ISSN: 0272-7714; IF = 3,229, Qualis A2 biodiversidade)

HIGHLIGHTS

- Subtropical estuaries are dynamic environments with well-defined environmental gradients; resources vary in time and space, driving the movement of waterbirds.
- The abundance of resources, the detection capacity and accessibility of them are equally important.
- Balanced variation in abundance is the dominant beta diversity component for waterbird assemblages in a subtropical estuarine system.
- Understanding beta diversity is essential for protecting waterbird diversity at many scales and can directly assist in conservation planning.

Keywords: Alpha diversity; Assemblage's waterbird; Beta diversity; Coastal systems; Marine conservation; Resource tracking.

ABSTRACT

This study analyzed how environmental, temporal, and spatial variables influenced the distribution and diversity of waterbird assemblages during the dry and rainy seasons in a subtropical estuarine complex in southern Brazil, a world heritage site. From March 2020 to February 2021, we determined the alpha and beta diversities of waterbird in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC), southern Brazil, by sampling 36 transects distributed in three bays. Altogether we recorded 46 species distributed in 17 families and eight genera. Despite the similar species richness observed in the dry versus rainy season (41 and 39 species, respectively), we found a weak seasonal influence on the composition of the waterbird assemblage due to the presence of migratory species. Species richness was positively related with water temperature and dissolved oxygen during the wet season. While in the dry season, we recorded a negative relationship between species diversity and turbidity. Despite the great diversity of waterbird species recorded in the PEC, we did not detect a consistent pattern of alpha and beta diversity responses. Balanced variation in abundance was the component that most contributed to total beta diversity, which is consistent for highly mobile species that roam heterogeneous landscapes. Due to their high mobility, waterbird quickly track dynamic features in time and space. The lack of apparent patterns in species distribution and alpha and beta diversity may reflect this dynamic. Our findings reinforce the need to use robust, long-term databases to understand and monitor beta diversity, providing information to support practical actions to protect local and regional biodiversity. Therefore, strategic management plans that use integrated protection networks and aim at biodiversity conservation at different scales must consider these results.

1. INTRODUCTION

Birds are crucial components of coastal ecosystems due to their high diversity, quick response to environmental changes, ecosystem services they provide, their role in interchange subsidies between aquatic and terrestrial ecosystems, and their conspicuousness (Şekercioglu, 2006; Whelan et al., 2008; Green & Elmberg, 2014). They act as surrogates of the diversity patterns for other groups (Şekercioglu et al., 2012). Bird species find few geographic barriers, favoring their dispersion in search of dynamic resources on large spatial scales (Dias et al., 2017; Andrade et al., 2018). Indeed, the great dispersal capacity of birds makes them dynamic entities and excellent foragers capable of locating the most valuable resources, balancing the benefits of foraging in an area with the physiological costs of obtaining and metabolizing food (Pyke et al., 1977; Brown, 1988; Hagy & Kaminski, 2015).

Estuaries provide shelter, nesting, and feeding sites for several waterbirds (Tavares et al., 2015; Dias et al., 2017), contributing to the maintenance of the diversity of this group. Seasonally, they become springboards for many migratory species (Amezaga et al., 2002) that act as important moving links in estuarine dynamics, connecting wintering and breeding sites (Kleyheeg et al., 2017; Brandis et al., 2021) and, therefore, performing a series of ecological functions and services (Şekercioglu, 2006; Whelan et al., 2008; Green & Elmberg, 2014). However, these valuable ecosystems are threatened due to climate change and increased anthropic pressures that lead to changes in ecological dynamics and loss of essential habitats for the survival of several waterbird species, leading to severe population declines (Hoegh-Guldberg et al., 2019; Ribeiro et al., 2020).

Estuarine systems comprise highly dynamic biodiversity habitats driven by many biogeochemical processes and boundary conditions (Nordhaus et al., 2018). The composition and diversity of assemblages in these regions result from the interaction of species acting and interacting at different spatial and temporal scales with environmental variables, processes often treated as assemblage rules. However, there are still several gaps in the ecological complexity of these systems and how landscape and environmental variables act in structuring biodiversity communities. Understanding the factors that determine the assembly patterns of waterbird assemblages in coastal and estuarine systems and their seasonal variation is essential for the development of systemic conservation strategies (Socolar et al., 2016) that aim at the current context of rapid changes and habitat loss (Hoegh-Guldberg et al., 2019).

Beta diversity (β) is considered the most direct and informative measure of changes in species composition along environmental and biodiversity gradients (Mori et al., 2018). It can be defined as the result of two simultaneous processes: changes in species richness, when local biotas, with a small number of species, are subsets of biotas from more species-rich locations (nesting), and changes in species composition associated with species substitution in response to environmental variables, human impacts, spatial or historical constraints (turnover) (Baselga, 2010; Socolar et al., 2016). Recently, a similar approach was proposed based on species' abundance data, in which variation in community composition can be separated into abundance gradients (analogous to species nestedness) and balanced variation in species abundance (analogous to species turnover) (Baselga, 2017). However, it remains unclear how and to what extent environmental, spatial, and temporal processes may interact and influence the beta diversity of waterbirds in estuarine systems (Gianuca et al., 2017). Thus, separating and quantifying these two beta diversity components can support unravelling ecological processes and help managers plan conservation strategies for waterbirds in coastal regions (Dobrovolski et al., 2012; Si et al., 2015; Calderon-Patron et al., 2016).

Providing suitable habitats to maintain waterbird populations is crucial to conserving these species. However, despite recognizing that estuarine systems are essential wetlands for maintaining waterbirds assemblages, knowledge about the environmental variables and the temporal and spatial patterns that influence the occurrence and distribution of assemblages in subtropical coastal systems still needs to be better explored (Lunardi et al., 2012; Tavares et al., 2015; Dias et al., 2017). In this context, we address how the composition and distribution of waterbird assemblages respond to temporal and spatial patterns of environmental variables in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC), an area listed as a World Heritage Site in southern Brazil (UNESCO, 1999). We tested the hypotheses that: (1) if the waterbirds actively select their habitats according to the availability of specific resources, it is expected the environmental variables that affect the detection and accessibility of these features should also affect the occurrence of waterbirds; (2) Assuming that the estuarine gradient is responsible for explaining variations in waterbird gathering in the PEC, transects with substantial differences in oceanographic characteristics are expected to show marked differences in the composition of waterbird assemblages, with a dominant component of balanced variation in abundance.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study area

The study was carried out in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) (48° 25' W, 25° 30'), a subtropical system and UNESCO World Heritage Site (UNESCO, 1999), located on the southern coast of Brazil (Figure 1). The PEC, an area of about 612 km², encompass the bays of Paranaguá, Antonina, Laranjeiras and Pinheiros (Lana et al. 2018).

The climate is subtropical, with rainy summers (November - April) and drier winters (May - October). The average annual precipitation is 2500 mm, being rates during the rainy season three times higher than in the dry season (Lana et al., 2001). Variations in the salinity gradient are well-marked, ranging from 0 to 34 ppm (Lana et al., 2001). The PEC has a diverse landscape, with coastal plains and shallow and intertidal zones with extensive mangroves, islands, rocky shores, salt marshes, and smaller estuaries formed by the mouths of numerous rivers (Lana et al., 2018). It is among Brazil's least impacted coastal ecosystems (Lana et al., 2018). It is considered an ecological sanctuary that concentrates the largest continuous portion of the Atlantic Rainforest (Ribeiro et al., 2009; Kauano et al., 2012). In 2017, part of its area was included in the RAMSAR List (Convention on Wetlands of International Importance Especially as Habitat for Aquatic Birds) as an area of environmental preservation (Figure 1), since its wetlands are considered of world importance due to its great biodiversity (Ribeiro et al., 2020).

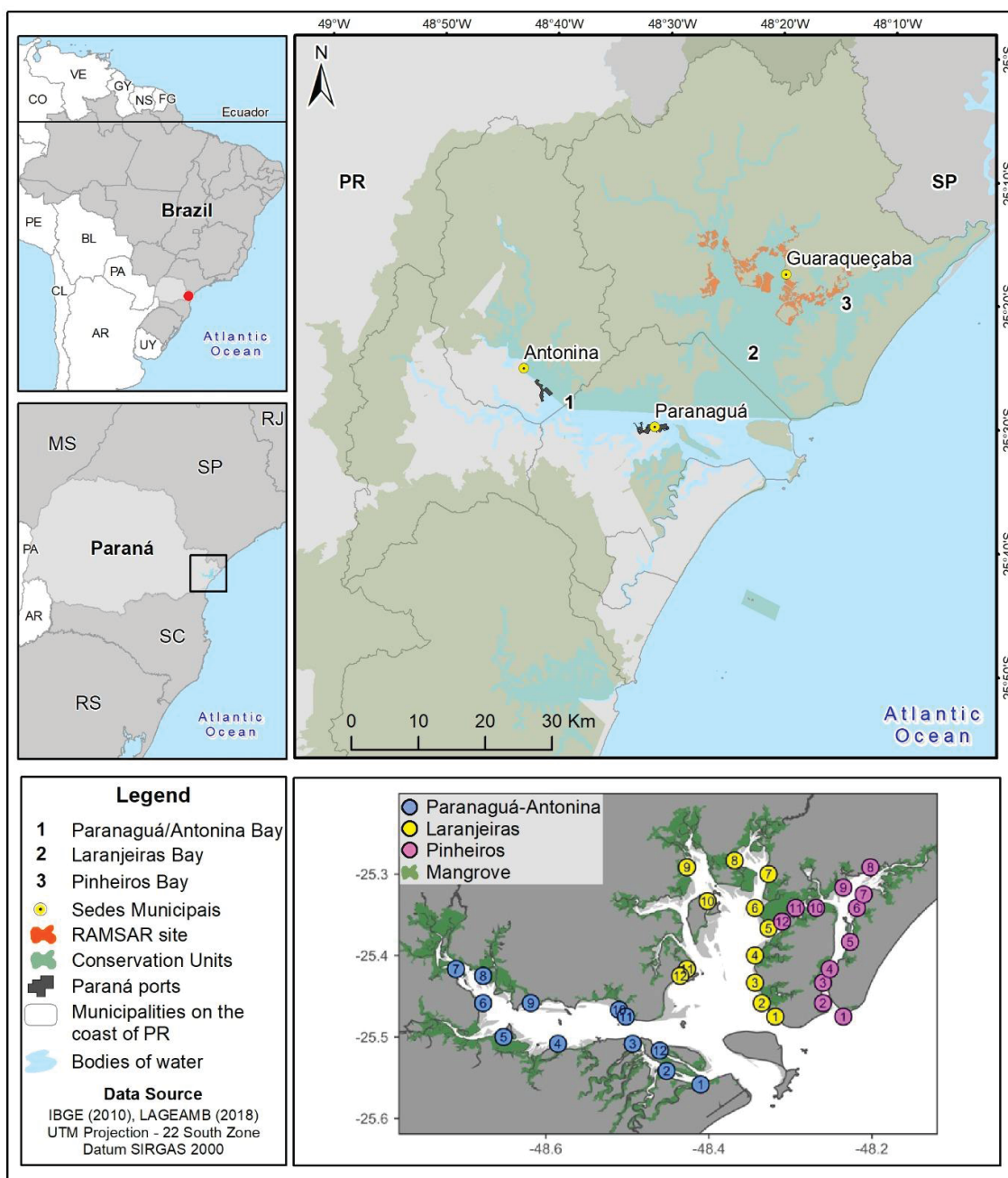


Figure 1- Map of the study area, the upper figure with emphasis on conservation units, and the lower figure indicating the position of each transect in the Paranaguá Estuarine Complex (PEC).

2.2. Sampling of waterbirds

Sampling was conducted monthly from March 2020 to February 2021. We defined 36 transects 1400 meters-long transects at georeferenced points equally distributed among the three bays (Figure 1). The sampling campaigns were carried out monthly on days with favorable weather and oceanographic conditions (without rain and fog), and each day in one of the bays. To avoid possible biases in the monitoring caused by differences in time

of day and tidal regime, we chose to order the transects in each bay from 1 to 12 and alternate the sequence of beginning and end of sampling each month.

A linear transect method (Bibby et al., 2000) was applied to record waterbirds within a 200 m radius of the boat. The boat speed during monitoring was 10 km/h for 15 minutes. To avoid possible biases in observations and identifications, data were collected permanently by the same observer, using 10 x 50 binoculars and positioned at the boat's bow to monitor an angle of 180°. When necessary, the boat's speed was reduced to facilitate the counting and identification of large flocks and mixed flocks, and, when possible, photographic records were also made for this purpose. At the beginning of each transect, we recorded the pH of the water, salinity, turbidity (NTU), dissolved oxygen (DO), temperature (water surface and atmospheric; °C), and wind speed (m/s), to later use these variables as environmental descriptors.

Followed the Brazilian Committee for Ornithological Records (CBRO) resolutions to classify observed waterbirds according to their taxonomy, nomenclature, and occurrence situation (Pacheco et al., 2021). In addition, the species were also classified according to their conservation status, following the list of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (BirdLife International, 2021). This study follows the Wetlands International definitions (Wetlands International, 2012) and considers species ecologically dependent or semi-dependent on wetlands as waterbirds.

2.3. Data analysis

2.3.1. Environmental variables

We analyzed general trends in the variation of environmental variables across samples using principal component analyses (PCA). Separate analyses were performed during the rainy season (from November to April) and dry season (from May to October) to better visualize the environmental gradients along the estuaries. Before the analysis, environmental data were standardized (i.e., transformed to a common scale from 0 to 1) and centered (mean = 0). PCA was performed using the *vegan* R package (Oksanen et al., 2020).

To ensure that the wet and dry seasons were consistent with the performance of the analyzed period, we calculated the accumulated precipitation for each season during the year 2020. The results showed an accumulation of 1404.6 mm in the rainy season and 476.8 mm in the dry season.

2.3.2. Alpha diversity

Alpha diversity was estimated using Hill's (1973) numbers. These consist of a unified system of complementary indices to quantify assemblage diversity, incorporating species richness and abundance. Hill's numbers have different degrees (i.e., exponents); represented by the symbol q that determines the susceptibility of a diversity estimate to the relative abundance of species. Taxonomic richness (or species richness) is represented by $q = 0$, Shannon's diversity by $q = 1$, and Simpson's diversity by $q = 2$.

Considering that the abundance of species varies considerably from sample to sample, we applied a protocol for standardizing diversity estimates considering the degree of coverage (completeness) of each sample (sample completeness, Chao & Jost, 2012). The degree of coverage of the samples was expressed by the number of individuals counted in each observation. This standardization method is based on curves of species accumulation plotted in relation to the accumulated number of individuals. Standardized estimates of Hill numbers were calculated using tools from the R package iNEXT (Hsieh et al., 2020). All observations were standardized to 175 individuals (average number of individuals per sample). Samples with less than ten individuals or less than three species were removed from the analysis due to the degree of uncertainty in the extrapolations of Hill numbers.

To test our first hypothesis, we assessed the relationship between each diversity index and the different environmental variables using generalized linear models (GLMs) based on Gamma distribution and inverse link function. We also analyzed the effect of environmental variables on the total number of individuals, using GLMs based on Poisson distribution and logarithmic link function. Temporal variation was also considered in the GLMs as a covariate. Finally, the GLMs were complemented with likelihood ratio tests comparing the fitted models with a model without predictors (only the intercept).

To visualize possible nonlinear temporal trends of the diversity indices and total abundance, we fitted generalized additive models (GAMs) (smooths considering knots = 3). The fitted smooth lines were adjusted and plotted using the *stat_smooth* function of the R package *ggplot2* (Wickham, 2016).

2.3.3. Beta diversity

To test our second hypothesis, we estimated beta diversity by partitioning it into components of (i) abundance gradients and (ii) balanced abundance variation (Baselga,

2017). These components were based on a Bray-Curtis distance matrix of the species' abundances transformed to the fourth root. The Bray-Curtis dissimilarity measures the compositional dissimilarity between two samples based on their relative abundances of shared taxa or species. This value ranges from 0 to 1, with 0 indicating that the two samples have identical species composition and 1 indicating that the two samples share no taxa in common. The beta diversity components were calculated using the R package betapart (Baselga et al., 2018).

Each beta diversity component was modelled as a function of temporal, spatial, and environmental distances using linear regressions. Temporal distances were expressed as the difference in days between observations made on the same transect; spatial distances as the distance between transects sampled in the same sampling campaign; and the environmental distances by the Euclidean distance of the environmental variables (with standardized scales) between pairs of transects collected in the same month.

All analyzes and graphs were made using packages and tools of the software and programming language R 4.1.1 (R Core Team, 2021).

3. RESULTS

A total of 69.484 individuals were registered. They belong to 46 species, 17 families, and eight genera. The order Charadriiformes was the most represented, with seven families and 19 species. The Neotropic cormorant (*Nannopterum brasilianus*) was the most representative species throughout the year, with 74.1% of occurrence, followed by *Egretta caerulea* with 5.1% and *Sula leucogaster* with 4.2%. During the dry season, 41 species were recorded, while in the rainy season, we recorded 39 species (Supplementary Material Table A.1).

We recorded eight migratory species from the northern hemisphere (NV): *C. semipalmatus*, *C. alba*, *C. fuscicollis*, *C. pusilla*, *T. flavipes*, *T. melanoleuca*, *T. solitaria*, and *S. hirundo* (Supplementary Material Table A.1).

Laranjeiras Bay had the highest number of individuals, with a total of 34.107 classified in 36 species and 16 families, followed by Pinheiros Bay, with 23.086 individuals, distributed in 38 species and 16 families, and Paranaguá and Antonina Bay, with 12.291 individuals classified into 37 species and belonging to 17 families (Supplementary Material A.1).

3.1. Environmental variables

The PCA biplot showed a large overlap of transects between the bays, indicating that the variability of environmental variables within the bays is higher than that observed between them (Figure 2 - a). The first component explained 41% of the variation and was mostly dominated by the variables air and water temperatures, dissolved oxygen, and salinity. The second component explained 17% of the variation and was related to pH and wind speed. Water turbidity was the variable with the lowest correlation with PCA components (Figure 2 - a).

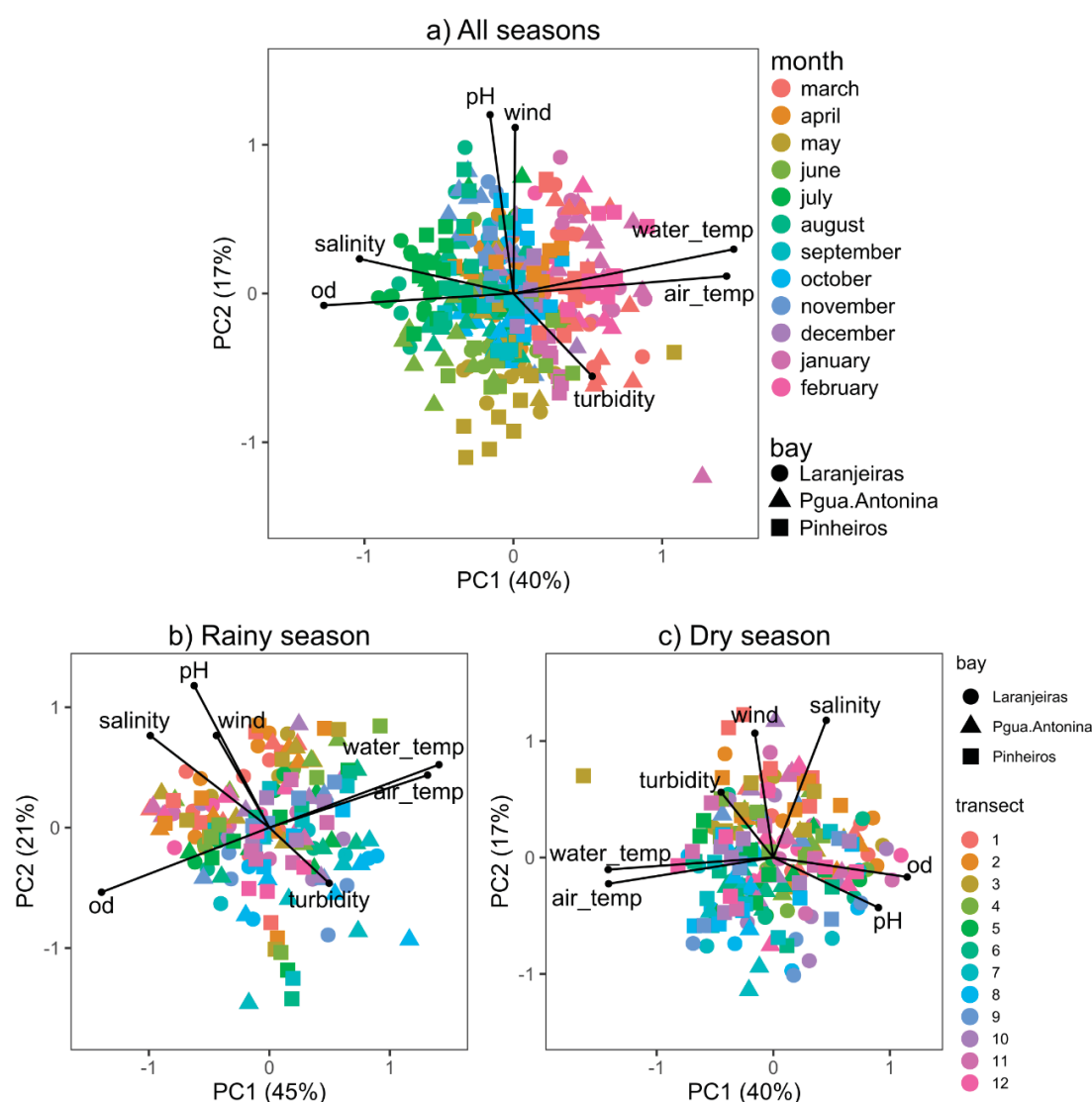


Figure 2 - Biplot analysis of principal components (PCA) of the environmental variables measured in each sampled transect in the three bays of the Paranaguá Estuarine Complex. In (a) the color gradient indicates the months of the sampling campaigns; In (b) wet season and in (c) dry season, the color gradient indicates the transects where data were collected.

The PCA of the rainy season (Figure 2 - b) presented a first component responsible for explaining 45% of the total variation, being mainly related to gradients in dissolved oxygen, turbidity, water and air temperature and salinity. The second component explained 21% of the total variation and was related to pH, wind speed and salinity gradients (Figure 2 - b). The PCA of the dry season (Figure 2 - c) presented a first component that explained 40% of the total variation, which was mainly related to the gradients of water and air temperature, dissolved oxygen, and pH. The second component explained 17% of the total variation and was related to salinity, wind speed and turbidity gradients (Figure 2 - c).

3.2. Alpha diversity

We found no zonation in the distribution of mean diversity values along the multiple transects within each bay (Figure 3 - a, c). However, the total number of individuals showed peaks in the innermost transects of Laranjeiras and Pinheiros bays (Figure 3 - d). Most of these results are due to large flocks of Neotropical cormorants (*N. brasiliensis*) in these bays.

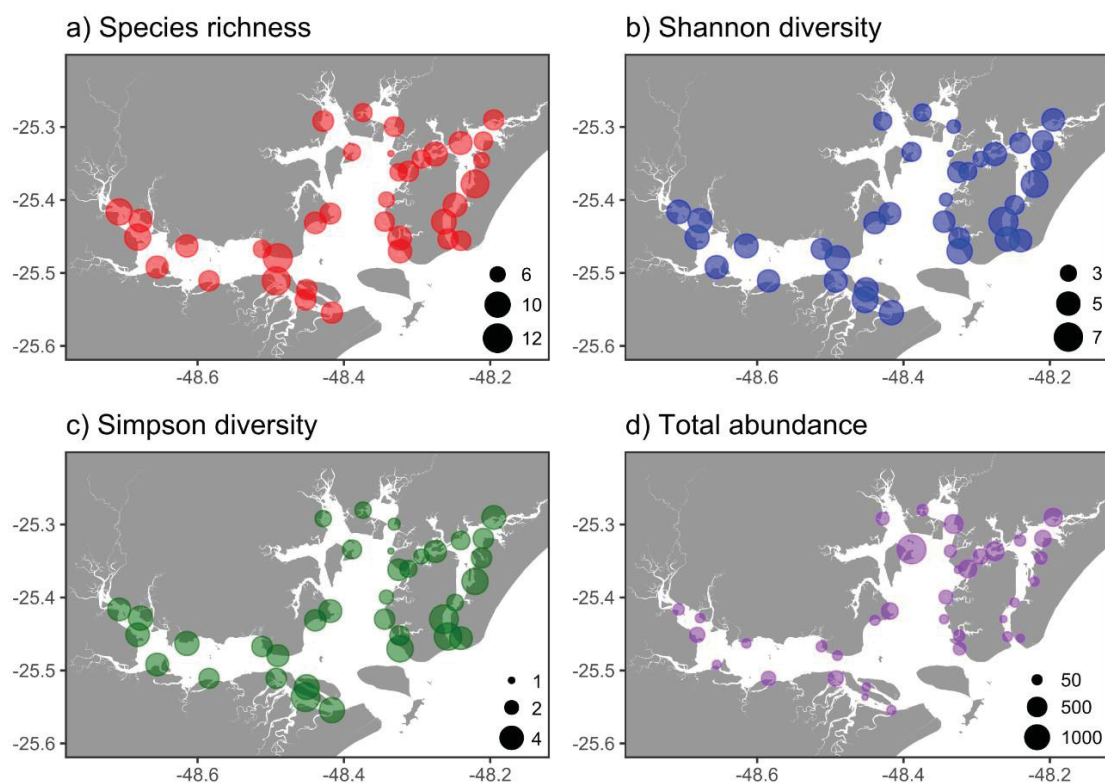


Figure 3 - Maps showing the differences between the sampling points in the mean values (i.e., annual mean) of waterbirds species richness (a), Shannon diversity (b), Simpson diversity (c) and total abundance of individuals (d), in Paranaguá Estuarine Complex, Paraná state, southern Brazil.

Of the adjusted GLMs, the only model that outperformed a null model (i.e., with only the intercept as a predictor) was the total abundance for the dry and wet seasons (Table 1).

Table 1 - Deviation analysis results comparing GLMs (i.e., with all environmental variables as predictors) of waterbirds diversity and total abundance indices with null models with only the intercept as a predictor. Significant results ($p < 0.05$) are highlighted in bold.

Model	Rainy season					Dry season				
	Resid df	Res. Deviance	df	Deviance	p-value	Resid df	Res. Deviance	df	Deviance	p-value
Species Richness										
Full model	139	27.136				180	35.794			
Null model	147	29.145	-8	-2.0095	0.2696	188	39.713	-8	-3.9642	0.005173**
Shannon Diversity										
Full model	139	46.251				180	53.396			
Null model	147	49.483	-8	-3.2321	0.2937	188	54.404	-8	-1.00781	0.8859
Simpson Diversity										
Full model	139	50.571				180	58.385			
Null model	147	49.483	-8	-3.2321	0.2937	188	54.404	-8	-1.2854	0.905
Total abundance										
Full model	139	17012				180	131032			
Null model	147	19018	-8	-2006	<2,2e-16***	188	170059	-8	-39027	<2,2e-16***

During the rainy season, species richness was positively correlated with water temperature and dissolved oxygen. During this season, Shannon diversity also positively correlated with dissolved oxygen (Table 2). For the dry season, the turbidity variable negatively correlated with Shannon and Simpson diversity (Table 2). Conversely, the total abundance of waterbird showed significant coefficients for all predictors, including the wet and dry season models (Table 2).

Table 2 - Summary of GLM results modelling the three indices of taxonomic diversity and total abundance of waterbirds as a function of different environmental predictors separated by rainy (a) and dry (b) seasons, in the Paranaguá Estuarine Complex, Paraná state, southern Brazil. Significant terms ($p < 0.05$) are underlined in bold.

Terms	Species richness									
	Rainy season					Dry season				
	Estimate	SE	t-value	p-value	Estimate	SE	t-value	p-value		
(Intercept)	-1.24E+00	9.94E-01	-1.24	0.2	-9.75E-01	1.47E+00	-0.67	0.5		
Time	-1.45E-05	4.87E-05	-0.30	0.8	4.87E-05	8.09E-05	0.60	0.5		
pH	2.02E-02	1.75E-02	1.15	0.3	3.47E-03	8.31E-03	0.42	0.7		
Water temperature	1.34E-02	5.00E-03	2.67	<0.01	4.39E-03	3.21E-03	1.37	0.2		
Air temperature	2.77E-03	2.79E-03	0.99	0.3	5.67E-05	1.86E-03	0.03	1.0		
Dissolved oxygen	1.51E-01	3.76E-02	4.01	<0.001	5.74E-03	7.25E-03	0.79	0.4		
Salinity	-8.01E-04	1.04E-03	-0.77	0.4	1.48E-03	8.79E-04	1.68	0.09		
Wind	-5.87E-04	2.66E-03	-0.22	0.8	-2.18E-03	2.54E-03	-0.86	0.4		
Turbidity	1.39E-04	4.24E-04	0.33	0.7	-8.06E-04	6.57E-04	-1.23	0.2		

Null deviance: 25.436 on 140 df
Residual deviance: 23.183 on 132 df

Null deviance: 36.915 on 180 df
Residual deviance: 35.281 on 172 df

Shannon Diversity										
	Rainy season					Dry season				
Terms	Estimate	SE	t-value	p-value	Estimate	SE	t-value	p-value		
(Intercept)	-1.31E+00	2.01E+00	-0.65	0.5	-1.06E-01	3.30E+00	-0.03	1.0		
Time	-7.79E-05	9.70E-05	-0.80	0.4	1.15E-05	1.82E-04	0.06	1.0		
pH	6.61E-02	3.50E-02	1.89	0.06	3.96E-03	1.88E-02	0.21	0.8		
Water temperature	1.72E-02	1.11E-02	1.54	0.1	-4.34E-03	7.52E-03	-0.58	0.6		
Air temperature	9.14E-03	5.71E-03	1.60	0.1	6.49E-03	4.40E-03	1.48	0.1		
Dissolved oxygen	2.58E-01	8.79E-02	2.93	<0.01	1.52E-02	1.55E-02	0.98	0.3		
Salinity	-2.69E-03	2.09E-03	-1.29	0.2	-2.03E-03	2.26E-03	-0.90	0.4		
Wind	1.52E-03	5.49E-03	0.28	0.8	7.28E-04	5.98E-03	0.12	0.9		
Turbidity	-1.54E-04	7.73E-04	-0.20	0.8	-3.64E-03	1.40E-03	-2.61	<0.05		
Null deviance: 37.247 on 140 df					Null deviance: 61.276 on 180 df					
Residual deviance: 34.471 on 132 df					Residual deviance: 57.687 on 172 df					

Simpson Diversity										
	Rainy season					Dry season				
Terms	Estimate	SE	t-value	p-value	Estimate	SE	t-value	p-value		
(Intercept)	-4.93E-01	2.99E+00	-0.17	0.9	2.41E-01	5.14E+00	0.05	1.0		
Time	-1.25E-04	1.37E-04	-0.91	0.4	3.89E-06	2.83E-04	0.01	1.0		
pH	9.26E-02	5.00E-02	1.85	0.1	-4.24E-03	2.91E-02	-0.15	0.9		
Water temperature	1.47E-02	2.04E-02	0.72	0.5	-9.17E-03	1.17E-02	-0.78	0.4		
Air temperature	1.32E-02	8.22E-03	1.61	0.1	1.06E-02	6.92E-03	1.53	0.1		
Dissolved oxygen	2.41E-01	1.67E-01	1.44	0.2	1.70E-02	2.59E-02	0.66	0.5		
Salinity	-3.55E-03	2.95E-03	-1.20	0.2	-5.09E-03	3.62E-03	-1.41	0.2		
Wind	5.68E-03	8.05E-03	0.71	0.5	6.96E-03	9.48E-03	0.73	0.5		
Turbidity	-7.15E-04	1.00E-03	-0.72	0.5	-5.42E-03	2.12E-03	-2.55	<0.05		
Null deviance: 41.291 on 140 df					Null deviance: 76.272 on 180 df					
Residual deviance: 38.648 on 132 df					Residual deviance: 70.762 on 172 df					

Total Abundance										
	Rainy season					Dry season				
Terms	Estimate	SE	t-value	p-value	Estimate	SE	t-value	p-value		
(Intercept)	2.72E+01	1.36E+00	19.94	<0.0001	-2.07E+02	2.83E+00	-73.21	<0.0001	1	
Time	3.89E-04	6.33E-05	6.15	<0.0001	1.18E-02	1.58E-04	74.59	<0.0001	1	
pH	-6.65E-02	2.27E-02	-2.93	<0.01	-3.32E-01	1.74E-02	-19.10	<0.0001	1	
Water temperature	-1.29E-01	8.54E-03	-15.15	<0.0001	1.92E-01	4.28E-03	44.91	<0.0001	1	
Air temperature	-3.09E-01	3.55E-03	-87.05	<0.0001	-1.53E-01	2.81E-03	-54.41	<0.0001	1	
Dissolved oxygen	-2.30E+00	7.15E-02	-32.12	<0.0001	-2.83E-01	1.43E-02	-19.76	<0.0001	1	
Salinity	-1.44E-02	1.26E-03	-11.47	<0.0001	-6.03E-02	1.55E-03	-39.01	<0.0001	1	
Wind	-1.53E-01	3.67E-03	-41.58	<0.0001	-1.19E-01	5.09E-03	-23.36	<0.0001	1	
Turbidity	-2.32E-02	9.14E-04	-25.39	<0.0001	6.92E-03	1.29E-03	5.37	<0.0001	1	
Null deviance: 132929 on 140 df					Null deviance: 56364 on 180 df					
Residual deviance: 116142 on 132 df					Residual deviance: 39552 on 172 df					

3.3. Beta diversity

The total beta diversity, calculated by the Bray-Curtis dissimilarity matrix for the abundance of waterbird species along the PEC and modeled as a function of temporal, spatial, and environmental distances, resulted in a total value of 0.989.

When decomposing the total beta diversity, we found a contribution of less than 0.0065 for the abundance gradient component. In contrast, a contribution greater than 0.9826 was found for the balanced variation in abundance component. The predominance of balanced variation in abundance indicates that changes in species composition are not directly related to environmental gradients and may result from stochastic processes, such as dispersal and colonization, competition, and random fluctuations in population sizes. In addition, the component of balanced variation in abundance in the PEC was better correlated with temporal distance (Supplementary Material Table A.2).

4. DISCUSSION

Although the different environmental variables measured along the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) show well-defined gradients in space and time, waterbird assemblages' alpha and beta diversities did not strongly depend on these gradients. Alpha diversity was positively associated with water temperature and dissolved oxygen variables during the rainy season. Conversely, the water turbidity variable negatively affected alpha diversity in the dry season. This variable can affect prey detection in the aquatic environment, limiting the presence of some waterbird species, which is consistent with our first hypothesis. Beta diversity was dominated by balanced variation in abundance, indicating that changes in composition from one transect to another tend to be influenced by the estuarine gradient, resulting from the replacement of abundances of one species by another, thus supporting our second hypothesis.

In general, the fact that the diversities do not show a clear pattern of variation in environmental, temporal, and spatial variables could, ultimately, indicate that random assembly processes are dominant in the formation of waterbird assemblages in the PEC, which would be explained by the relative homogeneity of dispersal of waterbird assemblages in estuaries and subtropical bays (Hubbell, 2011; Tuomisto et al., 2012). However, we must consider that although some species may show regional and local fidelity to a specific habitat, waterbirds move across landscape scales, continuously adjusting their activities, flying among feeding areas, perches, and breeding colonies

(Mitchell et al., 2006; Buelow & Sheaves, 2015; Martín-Vélez et al., 2020). Furthermore, for species that consume abundant but ephemeral prey, foraging between different locations is more efficient than staying in one, even if it is extensive (Goodale et al., 2017). Thus, a combination of factors such as high dispersal capacity (Buelow & Sheaves, 2015), lack of well-defined barriers (Andrade et al., 2018), wide availability of habitats (Paracuellos & Telleria, 2004), in addition to the local scale in that the study was carried out (Mitchell et al., 2001; Aguilar et al., 2021), could better explain this lack of patterns of diversity metrics with the variables tested here.

Despite having well-defined environmental gradients, estuarine wetlands are dynamic entities that respond daily to variations imposed by the tide, and throughout the year, they are shaped according to climatic and oceanographic seasonality (Rajasekar et al., 2005; Cowan et al., 2015). This dynamic is expressed by environmental variables such as salinity, turbidity, temperature, and dissolved oxygen. In addition, variations in assemblage composition reflect this dynamic through short-term behavioral, distributive, or demographic adjustments (Cody, 1981), which can influence species turnover (Dias et al., 2017; de Deus et al., 2020), reflecting a dynamic balance. Organisms that occupy environments with high productivity, such as the PEC, tend to move on relatively small scales (Roshier et al., 2008), adjusting their foraging and dispersal movements to the distribution of resources in the environment and, in turn, influencing the distribution and structure of assemblages (Turchin, 1998; Westcott & Graham, 2000).

Our results showed a positive relationship between increasing water temperature and species richness of waterbird during the rainy season. This correlation is possibly associated with the predictable seasonal pulses of primary and secondary aquatic production, commonly occurring in tropical and subtropical estuaries (Rajasekar et al., 2005; Cowan et al., 2015; Salvador & Bersano, 2017). The rainy season in the PEC coincides with increased solar irradiation, temperature, and nutrient input from continental drainage (Mantovanelli et al., 2004), causing productivity peaks during the spring and summer months (Salvador & Bersano, 2017). Through trophic links, primary production peaks favor an increase in the density of aquatic herbivores (Salvador & Bersano, 2017), influencing the abundance of estuarine organisms (Kimmerer, 2002; Kimmel & Roman, 2004; Marcus, 2004), such as invertebrates and fish, which serve as food for several species of waterbirds. Dissolved oxygen concentration also showed a positive correlation with waterbird species richness. This variable plays an essential role in determining wetlands' trophic status and health (Holm & Clausen, 2006; Banerjee et

al., 2019). Like the temperature, oxygen regulates the availability and abundance of various aquatic resources (Masifwa et al., 2001; Sulai et al., 2015; Banerjee et al., 2019), reflecting on the increase in species richness of waterbirds.

As important as the abundance of resources is the detection capacity and accessibility of these resources by waterbirds (Bolduc & Afton, 2004). Here we find a negative relationship between increased turbidity and waterbird diversity during the dry season. This fact may be associated with the increase in cold fronts recorded with greater intensity and duration along the southern coast of Brazil during the dry season (Rodrigues et al., 2004). These fronts intensify the waves, making the estuarine waters more turbid. Consequently, some species, whose vision is the primary sense used in foraging, may reduce their skills (Sick, 1997; Pimenta et al., 2007). Thus, greater water turbidity can reduce the species richness of waterbirds in the PEC by making detecting and accessing certain prey difficult or even impossible. Furthermore, turbidity is widely considered to modulate primary production and food chain interactions, alternating the food chain in estuarine areas; as observed for waterbird, high turbidity was associated with decreased fish species richness and diversity (Lunt & Smee, 2020).

Despite the species richness being similar between the dry (41 species) and rainy (39 species) seasons, we observed a small seasonal influence on the composition of the assemblages due to the presence of migratory species. During the dry season, the PEC becomes a stopping point for several species of Nearctic migratory birds that come towards the southern hemisphere in search of food (Krul et al., 2011; Domit et al., 2020). However, some migratory species were observed in the PEC throughout the year, possibly being juvenile individuals that, in some cases, may remain in the wintering areas during the first year (Piersma et al., 1996; Cristol et al., 1999; Somenzari et al., 2018). Species of the order Charadriiformes were the majority among the Nearctic waterbird identified in the PEC, which explains the great representativeness of this order in our study. Several authors have already described the same along the Brazilian coast (Krul et al., 2011; Lunardi et al., 2012; Dias et al., 2017; Delchiaro et al., 2020; Prado et al. 2022).

Balanced variation in abundance was the dominant component responsible for shaping the beta diversity of waterbirds in the PEC. This result is consistent with the general pattern found for beta diversity in a variety of taxa and ecosystems (Soininen et al., 2018), including forest birds (Calderon-Patron et al., 2016), birds present on islands in the reproductive period (Si et al., 2015) and for birds in riverside communities (Sinha et al., 2022). In spatially and temporally heterogeneous environments, such as subtropical

estuarine regions, the spatio-temporal distribution of resources can constantly change, shaping ecological processes (Guégan et al., 1998; Questad & Forest, 2008). Animal movement results from environmental predictability in transition areas, allowing individuals to respond quickly to heterogeneous environments with dynamic resources (Nathan et al., 2008; Riotte-Lambert et al., 2020; Abrahms et al., 2021). Highly mobile animals, such as waterbirds, can benefit from movement agility to explore phenological features in space and time (Abrahms et al., 2021). For this, they can use patch sampling techniques by visiting several patches of adjacent habitats relatively quickly (Tello-Ramos et al., 2015), favoring species rotation and resulting in balanced variation in abundance as the main component of beta diversity for the analyzed region.

Our results provide an extensive baseline of the occurrence and distribution of waterbirds in subtropical estuarine systems, considering several implications for the management and conservation of these systems, aiming at the maintenance of birds and their habitats. First, the wide occurrence and abundance of resident and migratory species reinforce the importance of the PEC for several species that use the region for feeding, resting, nesting, and migratory routes (Fundação Bio-Rio et al., 2002). Furthermore, recorded waterbird assemblages play an essential ecological role, reinforcing their contribution to providing multiple ecosystem services for this region (Green & Elmberg, 2014). Second, our baselines provide tools for monitoring programs to accurately consider the contribution of the components that make up total beta diversity, in addition to seasonal dynamics, considering breeding and wintering periods, and the dynamics of highly mobile species (Ma et al., 2010). Finally, when the dissimilarity between communities is mainly caused by balanced variation in abundance, as with the waterbird assemblages in the PEC, species turnover between habitats will be high. Thus, systemic actions must be focused on conservation over a large area (Angeler, 2013), adopting the integrated management of biodiversity at various scales (Basile et al., 2021), aiming to meet the needs of different species of waterbird.

CONCLUSION

Subtropical estuarine systems are characterized by well-defined environmental gradients that may vary over time. As a result, these systems provide heterogeneous and critical habitats for maintaining many waterbird species that regularly adjust their activities by moving between these gradients to track resources that can vary in time and

space. Despite the great diversity of waterbird species recorded in the PEC, we did not detect a consistent pattern of responses of the alpha and beta diversity of the assemblages to the variables analyzed. Given the high mobility of these species, the spatial scale at which the study was carried out may have influenced our results, masking any existing patterns. However, we reaffirm the PEC's notoriety for conserving resident and migratory waterbirds, some of whom are at risk of extinction. Furthermore, our results reinforce the importance of strategic conservation and management plans for integrated ecosystem protection, considering different spatial scales and the spatiotemporal dynamics of waterbirds and their habitats.

ACKNOWLEDGEMENT

We thank the CNPq project – Resiliência socioecológica e sustentabilidade do Complexo Estuarino de Paranaguá, Process: 441439/2017-9, which financed our field trips and the materials used in this work. We also thank the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel – Brazil (CAPES, Financial Code 001) for the scholarship granted to Miotto, M. L., and the Center for Sea Studies for the logistics with the vessels. Finally, we would like to sincerely thank all the volunteers willing to accompany us on the long field trips. Without them carrying out this work would be impossible!

REFERENCES

- Abrahms, B., Aikens, E. O., Armstrong, J. B., Deacy, W. W., Kauffman, M. J., and Merkle, J. A. (2021). Emerging perspectives on resource tracking and animal movement ecology. *Trends Ecol. Evol.* 26, 308–320. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.10.018>
- Aguilar, S., Mugica, L., Acosta, M., Aguilar, K., Boscolo, D., Castro, R., Hernández, Z., & Manica, L. T. (2021). Effect of landscape structure on waterbirds community in a conservation gradient in southwestern wetlands coast of Cuba. *Wetlands Ecol Manage* 29, 929–944. <https://doi.org/10.1007/s11273-021-09821-9>
- Amezaga, J. M., Santamaría, L., & Green, A. J. (2002). Biotic wetland connectivity—supporting a new approach for wetland policy. *Acta oecologica*, 23(3), 213–222. [https://doi.org/10.1016/S1146-609X\(02\)01152-9](https://doi.org/10.1016/S1146-609X(02)01152-9)
- Andrade, R., Bateman, H. L., Franklin, J., & Allen, D. (2018). Waterbirds community composition, abundance, and diversity along an urban gradient. *Landscape and Urban Planning*, 170, 103–111. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.11.003>
- Angeler, D. G. (2013). Revealing a conservation challenge through partitioned long-term beta diversity: Increasing turnover and decreasing nestedness of boreal lake metacommunities. *Diversity and Distributions*, 19(7), 772–781. <https://doi.org/10.1111/ddi.12029>
- Banerjee, A., Chakrabarty, M., Rakshit, N., Bhowmick, A. R., & Ray, S. (2019). Environmental factors as indicators of dissolved oxygen concentration and zooplankton abundance: Deep learning versus traditional regression approach. *Ecological Indicators*, 100, 99–117. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.051>
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1), 134–143.
- Baselga, A. (2017). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods Ecol Evol* 8:799–808.
- Baselga, A., Orme, D., Villéger, S., De Bortoli, J., Leprieur, F., Logez, M., & Henriques-Silva, R. (2018). Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. *Package 'betapart'.* Version, 1(1). <http://CRAN.R-project.org/package=betapart>
- Basile, M., Storch, I., & Mikusiński, G. (2021). Abundance, species richness and diversity of forest bird communities—The relative importance of habitat structures and landscape context. *Ecological Indicators*, 133, 108402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108402>
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., Hillis, D. M., & Mustoe, S. (2000). *Bird census techniques*. Elsevier.
- BirdLife, M. (2021). In: <http://datazone.birdlife.org/country/brazil> Accessed 02 Aug 2022.
- Brandis, K. J., Mazumder, D., Gadd, P., Ji, B., Kingsford, R. T., & Ramp, D. (2021). Using feathers to map continental-scale movements of waterbirds and wetland importance. *Conservation Letters*, e12798. <https://doi.org/10.1111/conl.12798>
- Brown, J. S. (1988). Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk, and competition. *Behavioral ecology and sociobiology*, 22(1), 37–47. <https://doi.org/10.1007/BF00395696>
- Bolduc, F., & Afton, A. D. (2004). Relationships between wintering waterbirds and invertebrates, sediments and hydrology of coastal marsh ponds. *Waterbirds*, 27(3), 333–341. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2004\)027\[0333:RBWWAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2004)027[0333:RBWWAI]2.0.CO;2)

- Buelow, C., & Sheaves, M. (2015). A birds-eye view of biological connectivity in mangrove systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 152, 33-43. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.10.014>
- Calderon-Patron, J. M., Goyenechea, I., Ortiz-Pulido, R., Castillo-Ceron, J., Manriquez, N., Ramirez-Bautista, A., Rojas-Martínez, A., Sánchez-Rojas, G., Zuria, I. & Moreno, C. E. (2016). Beta diversity in a highly heterogeneous area: disentangling species and taxonomic dissimilarity for terrestrial vertebrates. *PLoS one*, 11(8), e0160438. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160438>
- Chao, A. & Jost, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93, 2533–2547. <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>.
- Cody, M. L. (1981). Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience*, 31(2), 107-113. <https://doi.org/10.2307/1308252>
- Cowan, J. H., Yanez-Arancibia, A., Sanchez-Gil, P., & Deegan, L. A. (2013). Estuarine nekton. *Estuarine ecology*, 2, 327-355.
- Cristol, D. A., Baker, M. B., & Carbone, C. (1999). Differential migration revisited: latitudinal segregation by age and sex class. *Current ornithology*, 33-88. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-4901-4_2
- de Deus, F. F., Schuchmann, K. L., Arieira, J., de Oliveira Tissiani, A. S., & Marques, M. I. (2020). Avian beta diversity in a Neotropical wetland: the effects of flooding and vegetation structure. *Wetlands*, 40(5), 1513-1527. <https://doi.org/10.1007/s13157-019-01240-0>
- Delchiaro, R. T. C., Roselli, Larissa, Y., Barbieri, E. (2020). Dinâmica de populações de aves estuarinas na área de relevante interesse ecológico do Guará, Ilha Comprida-SP, Brasil. Editora Conhecimento Livre. doi: [10.37423/2020.edcl90](https://doi.org/10.37423/2020.edcl90).
- Dias, R. A., Maurício, G. N., & Bugoni, L. (2017). Birds of the Patos Lagoon Estuary and adjacent coastal waters, southern Brazil: species communities and conservation implications. *Marine Biology Research*, 13(1), 108-120. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1209525>
- Dobrovolski, R., Melo, A. S., Cassemiro, F. A., & Diniz-Filho, J. A. F. (2012). Climatic history and dispersal ability explain the relative importance of turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 21(2), 191-197. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00671.x>
- Domit, C., Rosa, L., Possatto, P., Torres, F., Altoe, M., Cabral, A., & Barreto, A. S. (2020), Strandings of marine mammals, sea turtles and seabirds along the Paraná coast, Brazil, from 2015 to 2018., Dryad, Dataset, <https://doi.org/10.5061/dryad.k0p2ngf48>
- Fundação Bio-Rio et al. (2002). Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha. Secretaria de Biodiversidade e Florestas (SBF), Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília.
- Gianuca, A. T., Declerck, S. A., Lemmens, P., & De Meester, L. (2017). Effects of dispersal and environmental heterogeneity on the replacement and nestedness components of β -diversity. *Ecology*, 98(2), 525-533. <https://doi.org/10.1002/ecy.1666>
- Goodale, E., Beauchamp, G., & Ruxton, G. (2017). *Mixed-species groups of animals: behavior*,
- Green, A. J., & Elmberg, J. (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological reviews*, 89(1), 105-122. <https://doi.org/10.1111/brv.12045>
- Guégan, J. F., Lek, S., & Oberdorff, T. (1998). Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity. *Nature*, 391(6665), 382-384. <https://doi.org/10.1038/34899>

- Hagy, H. M., & Kaminski, R. M. (2015). Determination of foraging thresholds and effects of application on energetic carrying capacity for waterbird. *PloS one*, *10*(3), e0118349. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0118349>
- Hill, M.O., (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology* *54*, 427–432. <https://doi.org/10.2307/1934352>
- Hoegh-Guldberg, O., Jacob, D., Taylor, M., Guillén Bolaños, T., Bindi, M., Brown, S., Camilloni, I. A., Diedhiou, A., Djalante, R., Ebi, K., Engelbrecht, F. (2019). The human imperative of stabilizing global climate change at 1.5 C. *Science*. 365(6459):eaaw6974. <https://doi: 10.1126/science.aaw6974>
- Holm, T. E., & Clausen, P. (2006). Effects of water level management on autumn staging waterbird and macrophyte diversity in three Danish coastal lagoons. *Biodiversity & Conservation*, *15*, 4399-4423. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-4384-2>
- Hsieh, C., Ma, K. H., & Chao, A. (2020). iNEXT: Interpolation and extrapolation for species diversity. R package version 2.0.20. Retrieved from http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/
- Hubbell, S. P. (2011). The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32). In *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography (MPB-32)*. Princeton University Press. <https://doi: 10.1126/science.aaw6974>
- Kauano, É. E., Torezan, J. M. D., Cardoso, F. C. G., & Marques, M. C. M. (2012). Landscape structure in the northern coast of Paraná state, a hotspot for the Brazilian Atlantic Forest Conservation. *Revista Árvore*, *36*(5), 961-970. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622012000500018>
- Kimmel, D. G., & Roman, M. R. (2004). Long-term trends in mesozooplankton abundance in Chesapeake Bay, USA: influence of freshwater input. *Marine Ecology Progress Series*, *267*, 71-83. <http://doi:10.3354/meps267071>
- Kimmerer, W. J. (2002). Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms: physical effects or trophic linkages?. *Marine Ecology Progress Series*, *243*, 39-55. doi:10.3354/meps243039
- Kleyheeg, E., Treep, J., de Jager, M., Nolet, B. A., & Soons, M. B. (2017). Seed dispersal distributions resulting from landscape-dependent daily movement behaviour of a key vector species, *Anas platyrhynchos*. *Journal of Ecology*, *105*(5), 1279-1289. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12738>
- Krul, R.; Straube, F.C. & Urben-Filho, A. (2011). Litoral sul do Paraná. In: Valente, R.; Silva, J.M.C.; Straube, F.C. & Nascimento, J.L.X. (Orgs.). Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. Belém, Pa, Conservation International. p. 298-305.
- Lana P.C., Marone E., Lopes R.M., Machado E.C. (2001). The Subtropical Estuarine Complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: Seeliger U., Kjerfve B. (eds) Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Ecological Studies (Analysis and Synthesis), vol 144. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-662-04482-7_11
- Lana, P. C., Christofoletti, R., Gusmão Jr, J. B., Barros, T. L., Spier, D., Costa, T. M., Gomes, A. S., Santos, C. S. G. D. (2018). Benthic estuarine communitys of the southeastern Brazil marine ecoregion (SBME). In *Brazilian Estuaries* (pp. 117-175). Springer, Cham. doi: 10.1007/978-3-319-77779-5_5
- Lunardi, V. O., Macedo, R. H., Granadeiro, J. P., & Palmeirim, J. M. (2012). Migratory flows and foraging habitat selection by shorebirds along the northeastern coast of Brazil: the case of Baía de Todos os Santos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *96*, 179-187. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.11.001>
- Lunt, J., & Smee, D. L. (2020). Turbidity alters estuarine biodiversity and species composition. *ICES Journal of Marine Science*, *77*(1), 379-387. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz214>
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B., & Chen, J. (2010). Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands*, *30*(1), 15-27. <https://doi.org/10.1007/s13157-009-0001-6>

- Mantovanelli, A., Marone, E., Da Silva, E. T., Lautert, L. F., Klingenfuss, M. S., Prata Jr, V. P., Noernberg, M. A. & Angulo, R. J. (2004). Combined tidal velocity and duration asymmetries as a determinant of water transport and residual flow in Paranaguá Bay estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 59(4), 523-537.
- Marcus, N. (2004). An overview of the impacts of eutrophication and chemical pollutants on copepods of the coastal zone. *Zoological studies*, 43(2), 211-217.
- Martín-Vélez, V., Mohring, B., Van Leeuwen, C. H. A., Shamoun-Baranes, J., Thaxter, C. B., Baert, J. M., Camphuysen, C. J., Green, A. J. (2020). Functional connectivity network between terrestrial and aquatic habitats by a generalist waterbird, and implications for biovectoring. *Science of the Total Environment*, 705, 135886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135886>
- Masifwa, W. F., Twongo, T., & Denny, P. (2001). The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia*, 452, 79-88. <https://doi.org/10.1023/A:1011923926911>
- Mitchell, M. S., Lancia, R. A., & Gerwin, J. A. (2001). Using landscape-level data to predict the distribution of birds on a managed forest: effects of scale. *Ecological Applications*, 11(6), 1692-1708. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1692:ULLDTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1692:ULLDTP]2.0.CO;2)
- Mitchell, M. S., Rutzmoser, S. H., Wigley, T. B., Loehle, C., Gerwin, J. A., Keyser, P. D., Lancia R. A., Perry, R. W., Reynolds, C. J., Thill, R. E., Weih, R., White, D., Wood, P. B. (2006). Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. *Forest Ecology and Management*, 221(1-3), 155-169. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.09.023>
- Mori, A. S., Isbell, F., & Seidl, R. (2018). β -diversity, community assembly, and ecosystem functioning. *Trends in ecology & evolution*, 33(7), 549-564. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.012>
- Nathan, R., Getz, W. M., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D., & Smouse, P. E. (2008). A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(49), 19052-19059. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800375105>
- Nordhaus, I., Roelke, D. L., Vaquer-Sunyer, R., & Winter, C. (2018). Coastal systems in transition: From a 'natural' to an 'anthropogenically-modified' state. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 211, 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.08.001>
- Oksanen, F. J., Blanchet, G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, R. P., O'Hara R. B., Simpson, L. G., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H. (2020). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pacheco, J. F., Silveira, L. F., Aleixo, A., Agne, C. E., Bencke, G. A., Bravo, G. A., Brito, G. R. R., Cohn-Haft, M., Mauricio, G. N., Naka, L. N., Olmos, F., Posso, S., Lees, A. C., Figueiredo, L. F. A., Carrano, E., Guedes, R. C., Cesari, E., Franz, I., Schunck, F. & Piacentini, V. Q. (2021). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. *Ornithology Research*, 29(2). <https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>.
- Paracuellos, M., & Tellería, J. L. (2004). Factors affecting the distribution of a waterbirds community: the role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds*, 27(4), 446-453. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2004\)027\[0446:FATDOA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2004)027[0446:FATDOA]2.0.CO;2)
- Piersma, T., van Gils, J. A., & Wiersma, P. (1996). Family Scolopacidae (sandpipers, snipes and phalaropes). In *Handbook of the Birds of the World, vol. 3: Hoatzin to Auks* (pp. 444-533). Lynx Edicions.
- Pimenta, F. E., Drummond, J. C., & Lima, A. C. (2007). Aves aquáticas da Lagoa da Pampulha: seleção de habitats e atividade diurna. *Lundiana: International Journal of Biodiversity*, 8(2), 89-96. <https://doi.org/10.35699/2675-5327.2007.23187>

- Prado, J. H., Daudt, N. W., Perez, M. S., Castilho, P. V., & Monteiro, D. S. (2022). Intensive and wide-ranging beach surveys uncover temporal and spatial stranding patterns of marine megafauna. *ICES Journal of Marine Science*. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac119>
- Pyke, G. H., Pulliam, H. R., & Charnov, E. L. (1977). Optimal foraging: a selective review of theory and tests. *The quarterly review of biology*, 52(2), 137-154. <https://doi.org/10.1086/409852>
- Questad, E. J., & Foster, B. L. (2008). Coexistence through spatio-temporal heterogeneity and species sorting in grassland plant communities. *Ecology letters*, 11(7), 717-726. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01186.x>
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Rajasekar KT, Peramal P, Santhanam P. Phytoplankton diversity in the Coleroon estuary, Southeast coast of India. *J. Mar. Biol. Assoc. India*. 2005;47(1).
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142(6), 1141-1153. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>
- Ribeiro, S., Moura, R. G., Stenert, C., Florín, M., & Maltchik, L. (2020). Land use in Brazilian continental wetland Ramsar sites. *Land Use Policy*, 99, 104851. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104851>
- Riotte-Lambert, L., & Matthiopoulos, J. (2020). Environmental predictability as a cause and consequence of animal movement. *Trends in ecology & evolution*, 35(2), 163-174. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.09.009>
- Rodrigues, M. L. G., Franco, D., & Sugahara, S. (2004). Climatologia de frentes frias no litoral de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Geofísica*, 22(2), 135-151. <https://doi.org/10.1590/S0102-261X2004000200004>
- Roshier, D.A., Doerr, V.A.J. & Doerr, E.D. Animal movement in dynamic landscapes: interaction between behavioural strategies and resource distributions. *Oecologia* 156, 465–477 (2008). <https://doi.org/10.1007/s00442-008-0987-0>
- Salvador, B., & Bersano, J. G. F. (2017). Zooplankton variability in the subtropical estuarine system of Paranaguá Bay, Brazil, in 2012 and 2013. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 199, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2017.09.019>
- Şekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in ecology & evolution*, 21(8), 464-471. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.007>
- Şekercioglu, Ç. H., Primack, R. B., & Wormworth, J. (2012). The effects of climate change on tropical birds. *Biological conservation*, 148(1), 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.019>
- Si, X., Baselga, A., & Ding, P. (2015). Revealing beta-diversity patterns of breeding bird and lizard communities on inundated land-bridge islands by separating the turnover and nestedness components. *PLoS One*, 10(5), e0127692. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0127692>
- Sick, H. (1997). Ornitologia brasileira [Brazilian ornithology]. *Rio de Janeiro (Brasil): Editora Nova Fronteira. Portuguese*.
- Sinha, A., Menzies, R. K., Chatterjee, N., Rao, M., & Naniwadekar, R. (2022). Drivers of Taxonomic, Phylogenetic, and Functional Beta Diversity of Himalayan Riverine Birds. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 31. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.788184>

- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. (2016). How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in ecology & evolution*, 31(1), 67-80. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.11.005>
- Soininen, J., Heino, J., & Wang, J. (2018). A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 27(1), 96-109. <https://doi.org/10.1111/geb.12660>
- Somenzari, M., Amaral, P. P. D., Cueto, V. R., Guaraldo, A. D. C., Jahn, A. E., Lima, D. M., ... & Whitney, B. M. (2018). An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 58.
- Sulai, P., Nurhidayu, S., Aziz, N., Zakaria, M., Barclay, H., & Azhar, B. (2015). Effects of water quality in oil palm production landscapes on tropical waterbirds in Peninsular Malaysia. *Ecological Research*, 30, 941-949. <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1297-8>
- Tavares, D. C., Guadagnin, D. L., de Moura, J. F., Siciliano, S., & Merico, A. (2015). Environmental and anthropogenic factors structuring waterbirds habitats of tropical coastal lagoons: implications for management. *Biological Conservation*, 186, 12-21. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.027>
- Tello-Ramos, M. C., Hurly, T. A., & Healy, S. D. (2015). Traplining in hummingbirds: flying short-distance sequences among several locations. *Behavioral Ecology*, 26(3), 812-819. <https://doi.org/10.1093/beheco/arv014>
- Tuomisto, H., Ruokolainen, L., & Ruokolainen, K. (2012). Modelling niche and neutral dynamics: on the ecological interpretation of variation partitioning results. *Ecography*, 35(11), 961-971. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07339.x>
- Turchin, P. (1998). *Quantitative analysis of movement: measuring and modeling population redistribution in animals and plants*. Sinauer associates.
- UNESCO - United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (1999). Atlantic forest south-east reserves. World Heritage List. <http://whc.unesco.org/en/list/893>. Accessed 11 Aug 2022.
- Westcott, D. A., & Graham, D. L. (2000). Patterns of movement and seed dispersal of a tropical frugivore. *Oecologia*, 122(2), 249-257.
- Wetlands International. Waterbird population estimates 5th ed. 2012. <http://wpe.wetlands.org>. Accessed 02 Aug 2022.
- Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York academy of sciences*, 1134(1), 25-60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Wickham, H. (2016). Data analysis. In *ggplot2* (pp. 189-201). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4_

Supplementary material Chapter 2 - Environmental drivers of waterbird diversity in a world heritage subtropical estuarine system

Table A.1 - Species observed between March 2020 and February 2021 along the Laranjeiras, Paranaguá/Antonina, and Pinheiros Bay during the dry season (May to October) and the rainy season (November to April). Classification according to the status of occurrence in Brazil for each species according to the resolutions of the Brazilian Committee of Ornithological Records (CBRO): R = Resident (available evidence of breeding in the country); E = endemic to Brazil; VN = seasonal visitor coming from the Northern Hemisphere. Classification according to the conservation status of the species (IUCN): LC = Least Concern; NT = Near Threatened; VU = Vulnerable.

Order	Family	Scientific Name	Occurrence	IUCN	Rainy Season			Dry Season		
					Laranjeiras	Paranaguá/Antonina	Pinheiros	Laranjeiras	Paranaguá/Antonina	Pinheiros
Anseriformes	Anatidae	<i>Anas bahamensis</i> Linnaeus, 1758	R	LC	0	5	0	0	19	0
Anseriformes	Anatidae	<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	R	LC	1	0	0	0	0	0
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius collaris</i> Vieillot, 1818	R	LC	85	26	40	106	208	0
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Charadrius semipalmatus</i> Bonaparte, 1825	VN	LC	9	172	43	4	6	0
Charadriiformes	Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	R	LC	16	35	11	10	81	12
Charadriiformes	Haematopodidae	<i>Haematopus palliatus</i> Temminck, 1820	R	LC	3	51	8	4	66	6
Charadriiformes	Laridae	<i>Chroicocephalus maculipennis</i> (Lichtenstein, 1823)	R	LC	0	0	0	9	16	2
Charadriiformes	Laridae	<i>Larus dominicanus</i> Lichtenstein, 1823	R	LC	230	419	189	106	104	130
Charadriiformes	Recurvirostridae	<i>Himantopus melanurus</i> Vieillot, 1817	R	LC	1	79	0	1	116	0
Charadriiformes	Rynchopidae	<i>Rynchops niger</i> Linnaeus, 1758	R	LC	454	33	18	4	57	0
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Calidris alba</i> (Pallas, 1764)	VN	LC	0	0	2	0	0	0
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Calidris fuscicollis</i> (Vieillot, 1819)	VN	LC	2	8	6	3	0	0
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Calidris pusilla</i> (Linnaeus, 1766)	VN	NT	0	0	13	0	0	0
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Tringa flavipes</i> (Gmelin, 1789)	VN	LC	2	0	2	0	0	1
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Tringa melanoleuca</i> (Gmelin, 1789)	VN	LC	1	0	11	5	2	1
Charadriiformes	Scolopacidae	<i>Tringa solitaria</i> Wilson, 1813	VN	LC	0	0	0	0	0	2
Charadriiformes	Sternidae	<i>Sterna hirundinacea</i> Lesson, 1831	R	LC	0	0	0	4	18	1
Charadriiformes	Sternidae	<i>Sterna hirundo</i> Linnaeus, 1758	VN	LC	2	0	0	0	0	0
Charadriiformes	Sternidae	<i>Sternaula superciliaris</i> (Vieillot, 1819)	R	LC	4	0	0	0	0	1

Charadriiformes	Sternidae	<i>Thalasseus acutirostris</i> (Cabot, 1847)	R	LC	1003	47	38	170	601	283
Charadriiformes	Sternidae	<i>Thalasseus maximus</i> (Boddaert, 1783)	R	LC	20	23	50	118	119	85
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle aenea</i> (Pallas, 1764)	R	LC	0	1	1	0	0	0
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	R	LC	6	3	6	8	9	10
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	R	LC	2	0	2	2	3	5
Coraciiformes	Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	R	LC	14	26	27	35	47	46
Falconiformes	Falconidae	<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	R	LC	14	15	10	7	9	19
Falconiformes	Falconidae	<i>Mivago chinachina</i> (Vieillot, 1816)	R	LC	27	22	11	28	23	12
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides mangle</i> (Spix, 1825)	R	LC	0	0	0	1	2	0
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides cajanus</i> (Statius Muller, 1776)	R	LC	2	2	6	5	11	13
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	R	LC	54	96	61	91	154	77
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Ardea coccy</i> Linnaeus, 1766	R	LC	28	30	36	47	57	42
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	R	LC	0	0	0	1	0	0
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	R	LC	0	4	1	0	4	4
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Egretta caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	R	LC	329	727	448	392	1198	450
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	R	LC	63	132	140	93	115	175
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nyctanassa violacea</i> (Linnaeus, 1758)	R	LC	30	53	68	38	14	66
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	R	LC	2	61	18	10	25	13
Pelecaniformes	Ardeidae	<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	R	LC	0	0	0	0	0	1
Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Eudocimus ruber</i> (Linnaeus, 1758)	R	LC	36	42	839	187	10	422
Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	R	LC	0	12	2	0	34	7
Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Platalea ajaja</i> Linnaeus, 1758	R	LC	11	92	96	1	25	12
Pelecaniformes	Threskiornithidae	<i>Plegadis chihi</i> (Vieillot, 1817)	R	LC	0	0	0	0	1	0
Podicipediformes	Podicipedidae	<i>Podiceps major</i> (Boddaert, 1783)	R	LC	0	1	0	0	1	0
Suliformes	Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i> Mathews, 1914	R	LC	235	384	251	231	287	238
Suliformes	Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianum</i> (Gmelin, 1789)	R	LC	5965	2336	2732	22664	3573	14246
Suliformes	Sulidae	<i>Sula leucogaster</i> (Boddaert, 1783)	R	LC	370	113	142	701	226	1376

Table A.2 - R summary of the relationship between the different components of waterbird beta diversity and the increase in spatial (degrees), environmental (Euclidean distance), and temporal (days) distance in the Paraná Estuarine Complex. Significant terms ($p < 0.05$) are underlined in bold.

Bray-Curtis vs Spatial distance	Balanced Abundance vs Spatial distances	Abundance Gradients vs Spatial distances
lm(formula = beta.bray.all ~ spat.dis, data = beta.all) Residuals: Min 1Q Median 3Q Max -0.52992 -0.10162 -0.00501 0.09301 0.47008 Coefficients: Estimate Std. Error t value Pr(> t) (Intercept) 0.52992 0.00429 123.520 <2e-16 *** spat.dis 0.06000 0.01827 3.283 0.00103 ** Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1 ' ' 1 Residual standard error: 0.1449 on 4434 degrees of freedom Multiple R-squared: 0.002425, F-statistic: 10.78 on 1 and 4434 DF, p-value 0.001 Adjusted R-squared: 0.0022	lm(formula = beta.bal.all ~ spat.dis, data = beta.all) Residuals: Min 1Q Median 3Q Max -0.42338 -0.13128 -0.00716 0.12183 0.59351 Coefficients: Estimate Std. Error t value Pr(> t) (Intercept) 0.40649 0.00551 73.773 <2e-16 *** spat.dis 0.03376 0.02347 1.438 0.15 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1 ' ' 1 Residual standard error: 0.1861 on 4434 degrees of freedom Multiple R-squared: 0.0004663, F-statistic: 2.068 on 1 and 4434 DF, p-value: 0.150 Adjusted R-squared: 0.0002408	lm(formula = beta.gra.all ~ spat.dis, data = beta.all) Residuals: Min 1Q Median 3Q Max -0.13661 -0.08946 -0.03083 0.05638 0.78205 Coefficients: Estimate Std. Error t value Pr(> t) (Intercept) 0.123431 0.003486 35.412 <2e-16 *** spat.dis 0.026242 0.014848 1.767 0.0772. Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1 ' ' 1 Residual standard error: 0.1177 on 4434 degrees of freedom Multiple R-squared: 0.000704, F-statistic: 3.124 on 1 and 4434 DF, p-value: 0.077 Adjusted R-squared: 0.0004786
Bray-Curtis vs Environmental distance	Balanced Abundance vs Environmental distances	Abundance Gradients vs Environmental distances
lm(formula = beta.bray.all ~ envi.dis, data = beta.all) Residuals: Min 1Q Median 3Q Max -0.53920 -0.10102 -0.00521 0.09270 0.46634 Coefficients: Estimate Std. Error t value Pr(> t) (Intercept) 0.533663 0.006726 79.35 <2e-16 *** envi.dis 0.002220 0.001681 1.32 0.187 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1 ' ' 1 Residual standard error: 0.1451 on 4434 degrees of freedom	lm(formula = beta.bal.all ~ envi.dis, data = beta.all) Residuals: Min 1Q Median 3Q Max -0.41494 -0.13090 -0.00772 0.12190 0.58891 Coefficients: Estimate Std. Error t value Pr(> t) (Intercept) 0.4110938 0.0086313 47.629 <2e-16 *** envi.dis 0.0005891 0.0021578 0.273 0.785 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1 ' ' 1 Residual standard error: 0.1862 on 4434 degrees of freedom	lm(formula = beta.gra.all ~ envi.dis, data = beta.all) Residuals: Min 1Q Median 3Q Max -0.13460 -0.08971 -0.03082 0.05627 0.78738 Coefficients: Estimate Std. Error t value Pr(> t) (Intercept) 0.122569 0.005460 22.450 <2e-16 *** envi.dis 0.001631 0.001365 1.195 0.232 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.05 '*' 0.1 '.' 1 ' ' 1 Residual standard error: 0.1178 on 4434 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.0003929,
F-statistic: 1.743 on 1 and 4434 DF, p-value: 0.186
Adjusted R-squared: 0.0001675

Multiple R-squared: 1.681e-05,
F-statistic: 0.07452 on 1 and 4434 DF, p-value: 0.784
Adjusted R-squared: -0.0002087

Multiple R-squared: 0.0003218,
F-statistic: 1.427 on 1 and 4434 DF, p-value: 0.232
Adjusted R-squared: 9.636e-05

Bray-Curtis vs Temporal distance

lm(formula = temp.bray ~ temp.dis, data = beta.temp.all)
Residuals:
Min 1Q Median 3Q Max
-0.45737 -0.09247 -0.00657 0.08250 0.54263
Coefficients:
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 4.574e-01 6.838e-03 66.881 < 2e-16 ***
temp.dis 1.496e-04 4.612e-05 3.244 0.00121 **
Residual standard error: 0.1342 on 1325 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.00788,
F-statistic: 10.52 on 1 and 1325 DF, p-value: **0.001**
Adjusted R-squared: 0.007131

Balanced Abundance vs Temporal distances

lm(formula = temp.bal ~ temp.dis, data = beta.temp.all)
Residuals:
Min 1Q Median 3Q Max
-0.39110 -0.11822 -0.00872 0.10715 0.65667
Coefficients:
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 3.433e-01 8.665e-03 39.621 <2e-16 ***
temp.dis 1.470e-04 5.844e-05 2.515 0.012 *
Residual standard error: 0.1701 on 1325 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.004752,
F-statistic: 6.327 on 1 and 1325 DF, p-value: **0.012**
Adjusted R-squared: 0.004001

Abundance Gradients vs Temporal distances

lm(formula = temp.gra ~ temp.dis, data = beta.temp.all)
Residuals:
Min 1Q Median 3Q Max
-0.11463 -0.07815 -0.03147 0.05201 0.47795
Coefficients:
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 1.140e-01 5.293e-03 21.544 <2e-16 ***
temp.dis 2.625e-06 3.570e-05 0.074 0.941
Residual standard error: 0.1039 on 1325 degrees of freedom
Multiple R-squared: 4.082e-06,
F-statistic: 0.005408 on 1 and 1325 DF, p-value: 0.941
Adjusted R-squared: -0.0007506

CAPÍTULO 03 – RELAÇÃO ENTRE A DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE AVES AQUÁTICAS À ESTRUTURA DA PAISAGEM EM UMA REGIÃO COSTEIRA SUBTROPICAL

Maiara Larissa Miotto^{a, c}, João Bosco Gusmão^b, Mauricio Almeida Noernberg^{a, c}, Camila Domit^c, Brendo Benato Rutyna^{a, c}, Gabriel Domingues de Melo^{a, c}, Maikon Di Domenico^{a, c}

^a Centro de estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil.

^b Faculty of Science and Engineering Åbo Akademi University, Turku, Finland.

^c Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Universidade Federal do Paraná, Pontal do Paraná, Paraná, Brazil.

Será submetido à revista *Landscape Ecology* (Electronic ISSN: 1572-9761; Print ISSN: 0921-2973), IF = 5,043, Qualis A1.

RESUMO

Com o objetivo de investigar os efeitos da estrutura da paisagem e das variáveis ambientais na composição e diversidade das assembleias de aves aquáticas no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), sul do Brasil, realizamos monitoramentos mensais em 14 transecções distribuídas ao longo do CEP, entre março de 2020 e fevereiro de 2021. A estrutura da paisagem foi descrita a partir de sete métricas de paisagem, analisadas em diferentes escalas espaciais e utilizando uma classificação não supervisionada ISODAT, a partir de uma imagem multiespectral Landsat-8 com resolução de 30 m. Ao realizar análises de ordenação e regressão, notamos que a presença de paisagens com manchas contínuas maiores e uma maior heterogeneidade está associada a um aumento na diversidade das aves aquáticas. Por outro lado, fatores como a densidade de bordas, aumento da salinidade e velocidade do vento, juntamente com padrões sazonais, têm o potencial de restringir a presença de certas espécies, o que, por sua vez, influencia negativamente a diversidade dessas aves. Por fim, destacamos que a dominância numérica do biguá, *Nannopterum brasilianum*, teve um papel importante na influência dos padrões de distribuição das assembleias, limitando, através da exclusão competitiva, a presença de outras espécies. Nossos resultados fornecem informações inéditas e de relevância bioecológica sobre esse complexo de zonas úmidas de importância global, considerado patrimônio mundial, bem como sobre as aves aquáticas que dele dependem e suas relações ecológicas.

Palavras-chave: Avifauna, Distribuição espacial; Diversidade biológica, Métricas de paisagem.

1. INTRODUÇÃO

Um dos princípios fundamentais da ecologia de paisagem afirma que os padrões espaciais, ou seja, a forma como a paisagem é estruturada no espaço, desempenham um papel fundamental na regulação de processos ecológicos, funções ecossistêmicas e na distribuição de assembleias biológicas (Levin, 1992; Wiens, 2002; Turner, 2005). A estrutura da paisagem é caracterizada tanto pela composição, que resulta das feições que caracterizam a variabilidade e a abundância de tipos de manchas, quanto pela configuração, que se refere ao arranjo espacial, à posição ou orientação dessas manchas (McGarigal & Marks, 1995; Turner et al., 2001). Essas características são fundamentais para entender a diversidade de espécies e a dinâmica ecológica das paisagens, especialmente diante de ameaças como a perda, a fragmentação e outras alterações na paisagem, que podem afetar tanto a composição quanto a configuração das manchas (Fletcher et al., 2016).

O uso de dados de sensoriamento remoto, como imagens de satélite, oferece uma maneira eficiente de medir e descrever a estrutura da paisagem. Com a análise de métricas de paisagem que descrevem a composição e arranjo espacial entre os elementos individuais, é possível quantificar não só o tamanho das manchas, mas também a forma, as linhas de borda e a diversidade da paisagem como um todo (Uuemaa et al., 2009). Essas métricas têm sido amplamente utilizadas para investigar as relações entre a diversidade biológica e a paisagem, fornecendo informações valiosas sobre os processos que influenciam a montagem das assembleias (Foltête et al., 2012; Hasui et al., 2017; Morelli et al., 2017), permitindo inferir sobre processos bióticos, como imigração e interações bióticas (Honnay et al., 2003; Simmonds et al., 2019). Além disso, as métricas de paisagem são essenciais para medir e avaliar os impactos ambientais e suas consequências para as assembleias (Uuemaa et al., 2009; Walz, 2011; Almeida et al., 2018; Morelli et al., 2018).

A complexidade estrutural dos estuários é notável em comparação a outras zonas úmidas, tanto em termos de composição quanto de configuração. Essas regiões estão sujeitas a variações diárias e sazonais regulares e previsíveis, que afetam as condições físicas e químicas, resultando em grande variabilidade espaço-temporal do ambiente

(Schaffner et al., 2001; Telesh & Khlebovich, 2010). A heterogeneidade espacial é uma expressão da estrutura da paisagem e indica a variabilidade das propriedades do sistema em termos espaciais (Kolasa & Rollo, 1991; Li & Reynolds, 1995). Em paisagens heterogêneas, as condições ambientais são mais diversas, permitindo que espécies com vários requisitos ecológicos coexistam em uma mesma área (Honkanen et al., 2010; Mouchet et al., 2010; Schuldt et al., 2019). Esse arranjo ambiental pode resultar tanto em um aumento na diversidade taxonômica (Kisel et al., 2011; Lorenzón et al., 2016), quanto na diversidade funcional das espécies (Almeida et al., 2018; Li et al., 2019), em diferentes escalas espaciais (MacArthur & MacArthur, 1961; Magurran, 1988; Beatty et al., 2014).

As aves aquáticas são amplamente reconhecidas como bioindicadores da saúde dos ecossistemas de zonas úmidas (Amat & Green, 2010). Essas espécies encontram nas regiões estuarinas paisagens heterogêneas, altamente atrativas e favoráveis para o forrageamento, reprodução, nidificação, pouso e descanso entre os movimentos migratórios (Tavares et al., 2015; Dias et al., 2017; Almeida et al., 2018; Miotto et al., 2023). No entanto, as mudanças climáticas e as atividades humanas, especialmente urbanas, agrícolas e portuárias, estão causando impactos significativos nas zonas úmidas costeiras, resultando em perdas e degradação em taxas alarmantes, superando outros ecossistemas (World Resources Institute, 2005; United Nations, 2015). Essas alterações estão gerando estresse ecossistêmico e representam uma séria ameaça à diversidade de aves aquáticas, com várias espécies já enfrentando um acentuado declínio populacional (Studds et al., 2017; Amano et al., 2018; Wang et al., 2022).

A fim de compreender melhor a relação dessas espécies com o ambiente, empregamos dados de sensoriamento remoto em uma abordagem analítica, baseada na composição taxonômica e de traços funcionais das espécies, para investigar como a estrutura da paisagem e as variáveis ambientais influenciam a composição e a diversidade das assembleias de aves aquáticas, em diferentes escalas espaciais dentro do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP). Buscamos identificar: i) as métricas de paisagem que melhor se relacionam com os padrões da diversidade; ii) se a diversidade taxonômica responde da mesma forma que a diversidade funcional à variação ambiental, ou seja, se as mudanças em ambas as métricas são dependentes do mesmo conjunto de variáveis; e iii) qual é a escala em que os descritores das assembleias são mais sensíveis às variáveis da estrutura da paisagem. Testamos aqui a hipótese de que a área e a heterogeneidade ambiental, também conhecida como hipótese da diversidade de espécies de MacArthur e Wilson (MacArthur & Wilson, 1967; Allouche et al., 2012). De acordo com essa hipótese,

habitats mais extensos e heterogêneos, oferecem uma variedade mais ampla de recursos favorecendo a diversidade. Dessa forma, acreditamos que a relação entre tamanho e heterogeneidade da paisagem pode influenciar tanto a diversidade taxonômica quanto a diversidade funcional das assembleias de aves aquáticas no CEP, e esperamos encontrar evidências que possam corroborar essa hipótese.

Por fim, esperamos que a utilização dessa abordagem, com enfoque para as aves aquáticas nas zonas úmidas, possa orientar ações de conservação, auxiliando na proteção e manejo das áreas úmidas remanescentes, que disponibilizam habitats complexos, apropriados para a manutenção das populações de aves aquáticas (Amano et al., 2018; Wang et al., 2022) e de seus serviços ecossistêmicos associados (Şekercioglu, 2006; Green & Elmberg, 2014).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Com uma área de 612 km², o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) (48°25'W, 25°30'W) está entre os maiores estuários do Brasil (Lana et al., 2018). É definido como um estuário subtropical, constituído por dois corpos d'água principais, as baías das Laranjeiras e Pinheiros (200 km²) no eixo Norte-Sul com 35 km de comprimento, e as baías de Paranaguá e Antonina (260 km²) que compõem o eixo Leste - Oeste com 25 km de comprimento (Noernberg et al., 2006; Lana et al., 2018) (Figura 1).

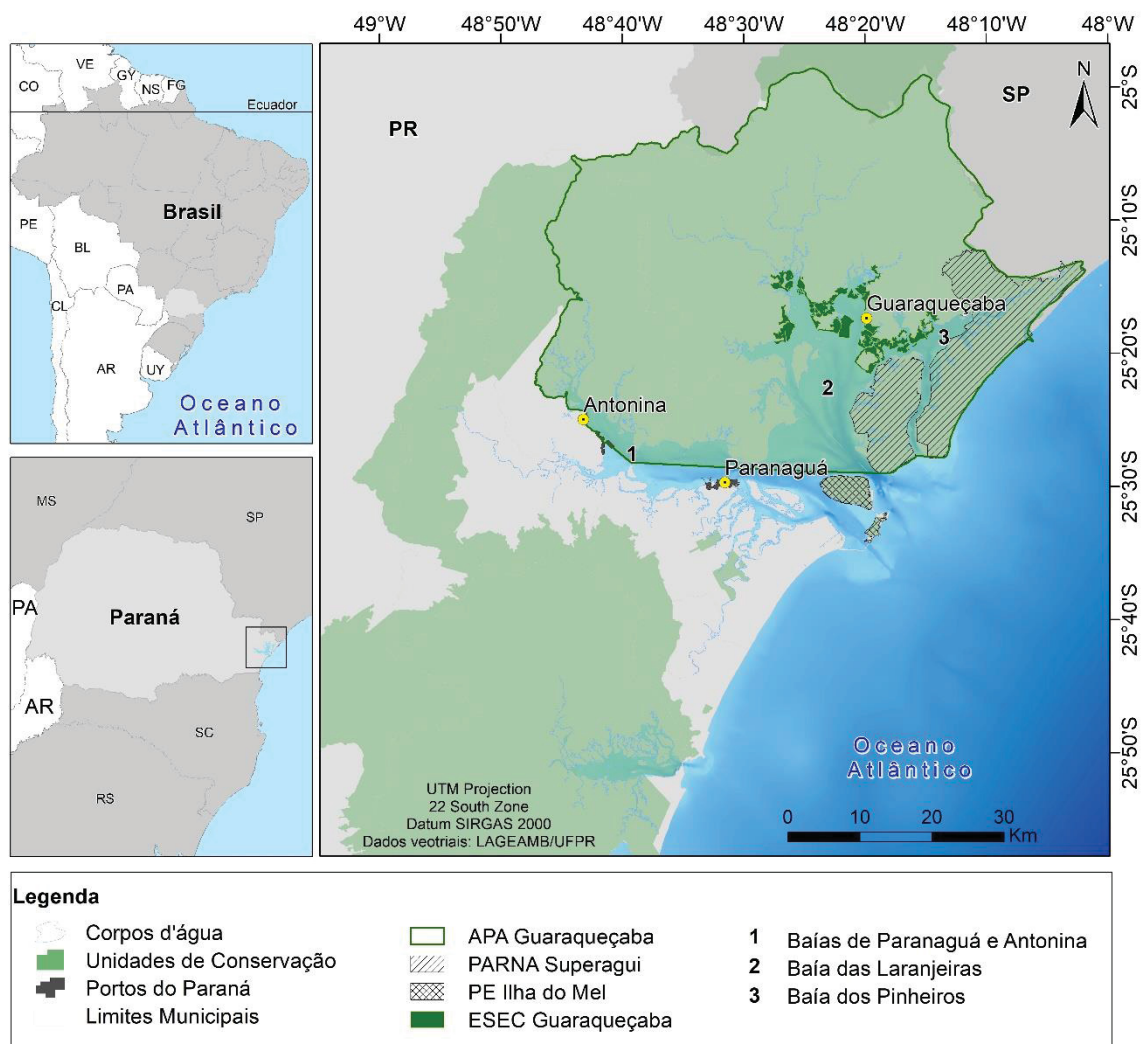


Figura 1- Mapa do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) com destaque para as Baías de Paranaguá e Antonina (1), Laranjeiras (2) e Pinheiros (3). Em destaque também as principais Unidades de conservação da região.

O clima na região é classificado como subtropical úmido com precipitação média de 2500 mm (Lana et al., 2018). Os verões tendem a ser mais chuvosos e abrangem os meses de novembro a abril, enquanto os meses entre maio e outubro são mais secos e correspondem ao inverno (Lana et al., 2018). O regime de marés é semidiurno, apresentando amplitude média de maré de 2,2 m com 12,6 km de intrusão e profundidade média de 5,4 m (Lana et al., 2018). A salinidade varia de 0 a 34 e é afetada pelo regime de marés e pelo aporte de água doce (Lana et al., 2018). As planícies entre marés e as áreas rasas, localizadas acima da isóbata de 1 m, somam aproximadamente 132 km², enquanto as áreas vegetadas inundáveis constituem 296 km² (Noernberg et al., 2006).

O CEP possui uma notável importância ecológica e econômica para toda a região sul do país. É formado por extensas áreas de manguezais, pântanos, planícies de marés,

canais, riachos, praias estuarinas, costões rochosos, e circundada por um dos últimos remanescentes contínuos de Mata Atlântica do Brasil (Noernberg et al., 2006; Lana et al., 2018). Possui um mosaico de unidades de conservação, incluindo unidades marinhas e terrestres, de uso restrito e sustentável (Paula et al., 2018). A área onde se encontra o CEP possui um reconhecimento internacional, sendo qualificada pela UNESCO como integrante da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e Sítio do Patrimônio Mundial Natural (1991; 1999). Além disso, em 2017 a região ganhou ainda mais destaque com o reconhecimento da Estação Ecológica de Guaraqueçaba (ESEC) como sítio RAMSAR, título que foi conferido em virtude da importância ecológica regional (Ribeiro et al., 2020). Esse reconhecimento contribui para elevar ainda mais o prestígio da área, que é considerada uma das mais relevantes para a conservação da biodiversidade no Brasil. Em seu entorno também se concentram várias cidades, vilas, aldeias indígenas, áreas de plantio, além da segunda maior área portuária do Brasil (Paula et al., 2006) formada por dois complexos portuários instalados no eixo Leste - Oeste, mais precisamente nas cidades de Antonina e Paranaguá.

2.2. Amostragem de aves aquáticas

Entre março de 2020 e fevereiro de 2021, realizamos campanhas mensais para monitorar, através de censos visuais as aves aquáticas presentes no CEP. Para isso, utilizamos uma embarcação de 10 m e motor de popa, a qual foi mantida a uma velocidade constante de 10 km/h afim de monitorar as aves presentes em 36 transecções, cada uma contendo com 1.400 m de extensão, e distribuídas ao longo do complexo (conforme Miotto et al., 2023). Neste estudo, foi realizada a seleção de 14 transecções por meio de análise visual, com o cuidado de preservar a integridade da representação espacial característica do CEP, ao mesmo tempo em que se evitou a ocorrência de correlações indesejadas e sobreposições entre as áreas selecionadas.

O método utilizado para os monitoramentos foi o de transecto linear (Bibby et al., 2000), a fim de registrar as aves aquáticas em um raio de 200 m a partir da embarcação. Os dados foram coletados pelo mesmo observador utilizando binóculos 10 × 50 e posicionado na proa da embarcação de modo a cobrir um ângulo de 180° (90° para cada bordo). No início de cada transecção foram aferidos dados abióticos referentes à salinidade, turbidez (NTU), temperatura (superfície da água e atmosférica; °C) e

velocidade do vento (m/s). A metodologia segue conforme descrito por Miotto et al. (2023).

A classificação das aves aquáticas seguiu a lista do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos - CBRO (Pacheco et al., 2021). Neste estudo, consideramos como aves aquáticas as espécies ecologicamente dependentes e semi-dependentes das zonas úmidas, classificadas de acordo com a definição de Wetlands International (2012).

2.3. Métricas de paisagem

Para descrever a estrutura da paisagem, geramos um mapa temático da região com escala de detecção de 1:15.000 (Figura 2). O mapa foi produzido no software Qgis, aplicando uma classificação não supervisionada ISODATA de uma imagem multiespectral Landsat-8, com resolução espacial de 30m, capturada em 07 de junho de 2020. Na classificação foram utilizadas as bandas espectrais de 2 (0,45 – 0,52 μm) a 7 (2,11 – 2,29 μm), que correspondem ao espectro visível e infravermelho. A partir da classificação não supervisionada, definimos sete classes de paisagem que foram utilizadas para o cálculo das métricas de paisagem. As classes escolhidas abrangem os principais habitats presentes na região, sendo elas: água, baixio, mangue, praia, solo exposto, urbano e vegetação (Figura 2).

Afim de investigar a escala em que os descritores das assembleias de aves aquáticas são mais sensíveis às variáveis da paisagem, otimizamos a extensão da paisagem e definimos quatro áreas de influência (*buffers*), com escalas de 500, 1000, 2000 e 3000 m em torno de cada transecção de amostragem (Figura 2). Com o objetivo de evitar a autocorrelação espacial, limitamos a extensão da maior escala a 3 km em cada uma das 14 transecções selecionadas de Miotto et al. (2023)

Com base na classificação de indicadores de paisagem em ecologia de paisagem (McGarigal et al., 2012), quatro categorias de métricas de paisagem foram selecionadas. Na categoria área-borda, as métricas *Largest patch index* (LPI) e *Edge density* (ED); para avaliar a forma da paisagem, as métricas *Shape index* (SHAPE) e *Contiguity index* (CONTIG). Em ambos os casos utilizamos o valor referente à média ponderada pela área, que fornece uma perspectiva centrada na paisagem (McGarigal et al., 2012). Para avaliar a distribuição espacial da paisagem, utilizamos as métricas de agregação *Patch density* (PD) e *Splitting index* (SPLIT). Já a diversidade da paisagem foi calculada utilizando a métrica *Shannon's diversity index* (SHDI), com um valor mais alto representando maior

heterogeneidade de classes presentes na paisagem. O cálculo e a descrição detalhada de cada métrica estão resumidos na Tabela A1 (material suplementar), mais informações podem ser encontradas em McGarigal et al., (2002). Todas as métricas foram calculadas a nível de paisagem utilizando a versão para dados em *raster* pelo *software* Fragstats 4.2 (McGarigal et al., 2012).

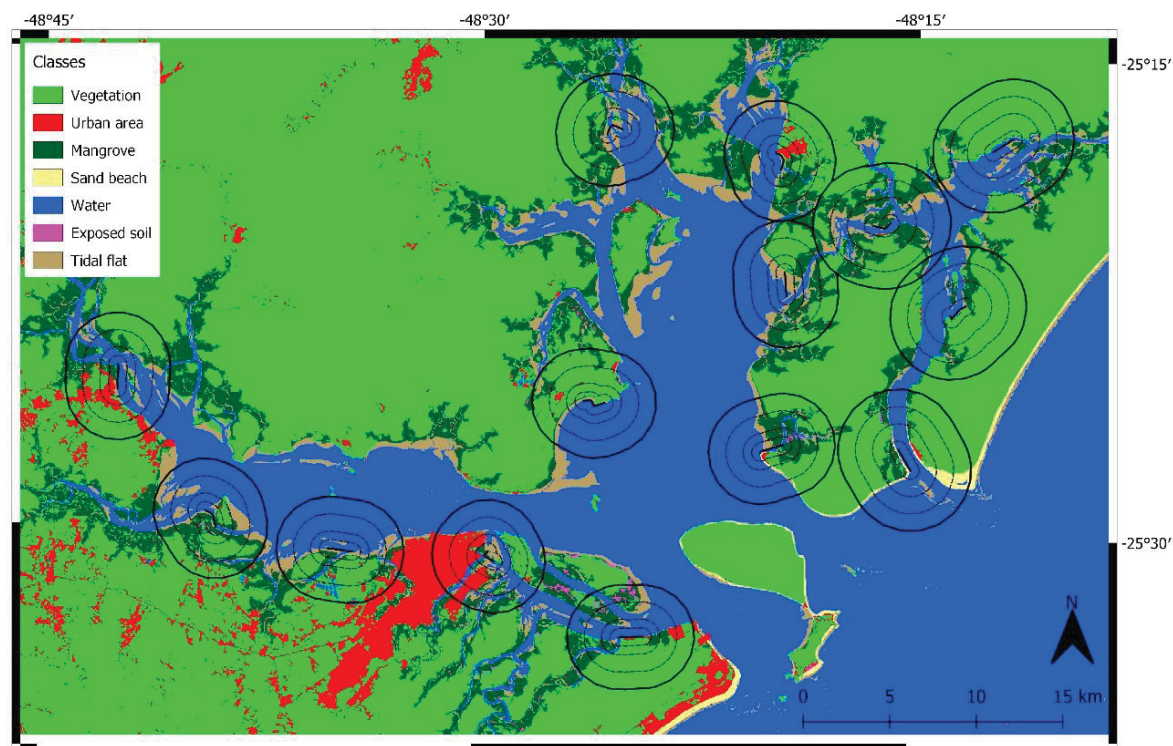


Figura 2 - Mapa da área de estudo com ênfase nos transectos distribuídos ao longo das baías de Paranaguá/Antonina, Laranjeiras e Pinheiros. Ao redor de cada transecto estão representados os buffers de 500 m, 1000 m, 2000 m e 3000 m respectivamente. As cores estão relacionadas com as sete classes de paisagem estipuladas para este trabalho: *Urban área* – área urbana; *Mangrove* – manguezais; *Sand beach* – praia arenosa; *Water* – água; *Exposed soil* – solo exposto; *Tidal flat* – planícies de maré.

2.4. Análise de dados

Para as análises estatísticas foram utilizadas cinco variáveis ambientais, sendo elas; salinidade, turbidez, temperatura (água e ar) e velocidade do vento, e 7 métricas de paisagem; LPI, ED, SHAPE, CONTIG, PD, SPLIT e SHDI, ambas calculadas para quatro escalas espaciais (*buffers*), sendo todas as análises realizadas no *software* R Core Team (2023).

Para avaliar as métricas de paisagem e variáveis ambientais que melhor se relacionam com os padrões de abundância das espécies e em qual escala os descritores das assembleias são mais sensíveis às variáveis da estrutura da paisagem, foi realizada uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA). A rotina de análise foi construída a partir

dos trabalhos de Birks et al., (2012) e Borcard et al., (2018), buscando representar o máximo possível da variação dos dados, preservando a distância explicitamente computada (Birks et al., 2012). Os dados de abundância das espécies foram transformados pela raiz quadrada do total (transformação de Hellinger), já a matriz de dissimilaridade foi calculada com a distância de Bray-Curtis (Birks et al., 2012; Oksanen et al., 2022). Para visualização das PCoA, foram elaborados *biplots* de uma matriz de dissimilaridades percentuais de dados de abundância, onde foram projetadas as posições relativas das espécies e pontos (Birks et al., 2012; Borcard et al., 2018).

Os vetores das variáveis ambientais e métricas de paisagem foram projetados na PCoA a partir de superfície de tendência linear de cada variável, que representa a direção de aumento mais acentuado ou gradiente (Oksanen et al., 2022). Foram incluídas no *biplot* as variáveis ambientais e métricas de paisagem que foram mais explicadas pelos escores de ordenação em teste permutacional, sendo cada variáveis ou métricas analisada separadamente, onde as variáveis com menor significância foram representadas com setas mais curtas (Oksanen et al., 2022). O *biplot* da PCoA apresenta os pontos e espécies posicionados nos dois eixos que mais explicam a disposição das observações, provenientes do cálculo da matriz de distância pelo coeficiente de Bray-Curtis. (Gower & Legendre, 1986; Legendre & Legendre, 1998; Paradis & Schliep, 2019). Para elaborar a porcentagem de explicação corrigida de cada eixo a matriz de dissimilaridade foi transformada usando o método de Cailliez, que produz resultados sem *eigenvalues* negativos (Cailliez, 1983; Cox & Cox, 2001; Paradis & Schliep, 2019; Stats, 2023).

Para examinar a relação entre os padrões de diversidade e as métricas de paisagem, bem como para determinar se as alterações nos índices de diversidade taxonômica e funcional estão associadas ao mesmo conjunto de métricas de paisagem e variáveis ambientais, conduzimos Modelos Aditivos Generalizados (GAM). Esses modelos foram ajustados utilizando uma distribuição de erro Gaussiana e foram aplicados individualmente para cada um dos sete índices de diversidade (Zuur et al., 2009). Além disso, a data da coleta foi incorporada como um preditor e tratada por meio de um ajuste suavizado (*smooth fit*).

A diversidade taxonômica foi avaliada por meio da análise da riqueza de espécies, diversidade de Shannon e diversidade de Simpson. Optamos por utilizar esses três índices, uma vez que eles apresentam uma complementaridade na medição da diversidade de espécies, permitindo uma avaliação mais abrangente e robusta da riqueza biológica da área em estudo (Magurran, 1988, 2004).

Para a diversidade funcional reunimos um conjunto de dados globais de traços morfológicos e ecológicos de resposta (Tobias et al., 2022), relacionados sobretudo ao uso de recursos, para compreender como as espécies respondem a estímulos ambientais associados a estrutura da paisagem (Lavorel & Garniel, 2002; Rosado et al., 2013). Utilizamos sete traços morfológicos contínuos (Tabela 1), que fornecem informações sobre as principais dimensões do nicho. O comprimento, a profundidade e a largura do bico têm relação com o nicho trófico, uma vez que estão ligados ao tamanho e tipo de alimento consumido (Wheelwright, 1985; Eklöf et al., 2013; Hsu et al., 2014; Pigot et al., 2020). Comprimento do tarso, comprimento da curvatura da asa e o comprimento da cauda são características locomotoras e estão relacionadas à utilização do habitat, estratégia de forrageamento e dispersão (Miles & Ricklefs, 1984; Claramunt et al., 2012; Sheard et al., 2020). A massa corporal, por sua vez, está relacionada a vários aspectos do nicho, incluindo necessidades metabólicas (Brown et al., 2004), movimento (Wotton & Kelly, 2012) e comportamento de forrageamento (Dial et al., 2008). Também utilizamos nove características ecológicas qualitativas representadas: i) pelas categorias - herbívoro aquático, invertívoro, vertívoro e predador aquático, todas relacionadas às modalidades dietéticas que abrangem os principais tipos de recursos utilizados pelas aves; e ii) pelas características - aérea, terrestre, insensorial e aquática, associadas ao estilo locomotor de forrageio (Tabela 1).

Para obter uma compreensão abrangente da diversidade funcional em cada conjunto no espaço e no tempo, e a fim de evitar correlações entre os índices de diversidade funcional e a riqueza de espécies, quantificamos quatro índices independentes (Villéger et al., 2008) que descrevem a diversidade funcional geral em uma determinada comunidade: Riqueza Funcional (FRic), Equidade Funcional (FEve), Divergência Funcional (FDiv) e a Entropia Quadrática de Rao (Rao's Q). Esses índices são baseados no espaço de características funcionais da comunidade, o qual é multidimensional definido pelas características de todas as espécies em uma comunidade (Villéger et al., 2008). O espaço de traços é representado por uma ordenação de análise de coordenadas principais calculada a partir das distâncias de *Gower* aos pares de traços de espécies, ou seja, uma matriz de semelhança comparando espécies.

O índice FRic mede o invólucro convexo do espaço de traços definido por todas as espécies em uma estação. Ele considera apenas a presença de cada espécie e é altamente afetado quando espécies com combinações de características únicas e extremas são adicionadas ou removidas de uma comunidade. Enquanto FEve mede a uniformidade das

distribuições de abundância dentro do espaço de características da comunidade. Quanto mais as abundâncias estiverem distribuídas uniformemente entre espécies com características contrastantes, maiores serão os valores de FEve. FDiv por sua vez, mede se as abundâncias de espécies estão concentradas no centro do espaço funcional ou na periferia. Quanto maior o número de espécies com características extremas em uma comunidade, maiores serão os valores de FDiv. Por fim, Rao's Q mede as diferenças gerais de características entre as espécies dentro de uma assembleia, enquanto pondera as diferenças de abundância. Quanto mais as espécies em uma comunidade diferem em pontuações de características e abundâncias, maiores os valores de Rao's Q.

Tabela 2- Traços funcionais das aves aquáticas selecionados para avaliação dos dados obtidos no Complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, sul do Brasil (dados da tabela foram compilados de Tobias et al., 2022).

Traço funcional	Descrição do traço funcional
<i>Características morfológicas que estão relacionadas ao tamanho e tipo de alimento consumido</i>	
Comprimento do bico	Distância mensurada da ponta do bico até a base do crânio (cm)
Profundidade do bico	Profundidade do bico na borda anterior das narinas (cm)
Largura do bico	Largura do bico na borda anterior das narinas (cm)
<i>Características morfológicas locomotoras, relacionadas a utilização do habitat, estratégias de forrageamento e dispersão</i>	
Comprimento do tarso	Comprimento do tarso desde a incisura posterior entre a tíbia e o tarso até a dobra da pata (cm)
Comprimento da curvatura da asa	Comprimento da articulação do carpo até a ponta do primário mais longo na asa (cm)
Comprimento da cauda	Distância entre a ponta da maior retora e o ponto em que as duas retoras centrais se projetam
<i>Característica morfológica relacionada à aspectos do nicho, necessidades metabólicas, movimento e comportamento de forrageio.</i>	
Massa corporal	Massa corporal em gramas (g)
<i>Características ecológicas relacionadas aos recursos dietéticos (nicho trófico)</i>	
Herbívoros aquáticos	Obtêm ao menos 60% dos recursos alimentares de materiais vegetais em sistemas aquáticos
Invertívoros	Obtêm ao menos 60% dos recursos alimentares de invertebrados em sistemas terrestres
Vértívoros	Obtêm ao menos 60% dos recursos alimentares de animais vertebrados em sistemas terrestres
Predadores Aquáticos	Obtêm ao menos 60% dos recursos alimentares de vertebrados e/ou invertebrados aquáticos
<i>Características ecológicas relacionadas ao estilo locomotor predominante durante o forrageio</i>	
Aérea	Passa grande parte do tempo em voo, caçando ou forrageando predominantemente em voo
Terrestre	Passa a maior parte do tempo no solo, onde obtém alimento enquanto caminha ou saltita
Insensorial	Passa a maior parte do tempo empoleirada acima do solo, em galhos de árvores/vegetação
Aquático	Passa a maior parte do tempo na água, onde obtém o alimento
Generalista	Não possui estilo de vida primário porque passa o tempo em diferentes classes de estilo de vida

As métricas de paisagem e as variáveis ambientais foram consideradas preditoras com um ajuste linear. Cada índice de diversidade foi tratado como um recorte em separado e a seleção da melhor combinação de variáveis explicativas para cada índice de diversidade foi realizada com o critério de informação de Akaike corrigido (AICc), onde

dentre os múltiplos modelos elaborados através de critérios preestabelecidos, foram selecionados todos os modelos que estiveram dentro de linha de corte traçada no critério de seleção (Burnham & Anderson, 2003; Zuur et al., 2009). Neste trabalho todos os modelos que, quando comparados apresentaram delta AICc menor que dois, foram selecionados (Burnham & Anderson, 2003). Dentre os modelos selecionados foram abordados nos resultados apenas os que apresentaram porcentagem de explicação da variância superior a 20%.

3. RESULTADOS

No total, foram avistadas 24.875 aves aquáticas, de 37 espécies, 15 famílias e seis ordens (Material suplementar Tabela S2). O número de espécies por transecção variou de 12 a 30, com média de 18,36 e desvio padrão de 4,81, sendo o menor valor registrado para a Baía das Laranjeiras e o maior valor para a Baía de Paranaguá e Antonina (Material suplementar Tabela S2). As famílias registradas com maior frequência foram Ardeidae (nove espécies) e Alcedinidae (quatro espécies) (Material suplementar Tabela S2). O biguá, *Nannopterum brasilianum* foi a espécie avistada com maior frequência, correspondendo a 76,2% do número total de avistagens registradas no trabalho, seguida pela garça azul, *Egretta caerulea* com 6,1%. Essas duas espécies, juntamente com a *Egretta thula* e *Fregata magnificens* foram avistadas em todas as transecções dispostas ao longo do Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) (Material suplementar Tabela S2).

A PCoA mostrou que as métricas de paisagem e a salinidade foram responsáveis por influenciar os padrões de distribuição das assembleias de aves aquáticas no CEP (Figura 3). Entre as cinco variáveis ambientais incluídas na PCoA, a turbidez, temperatura (água e ar) e velocidade do vento não mostraram significância e assim foram retiradas das visualizações. Da mesma forma as métricas LPI 3000 m, SPLIT 3000 m e SHDI 500 e 3000 m não mostraram significância, e assim também foram retiradas das visualizações gráficas.

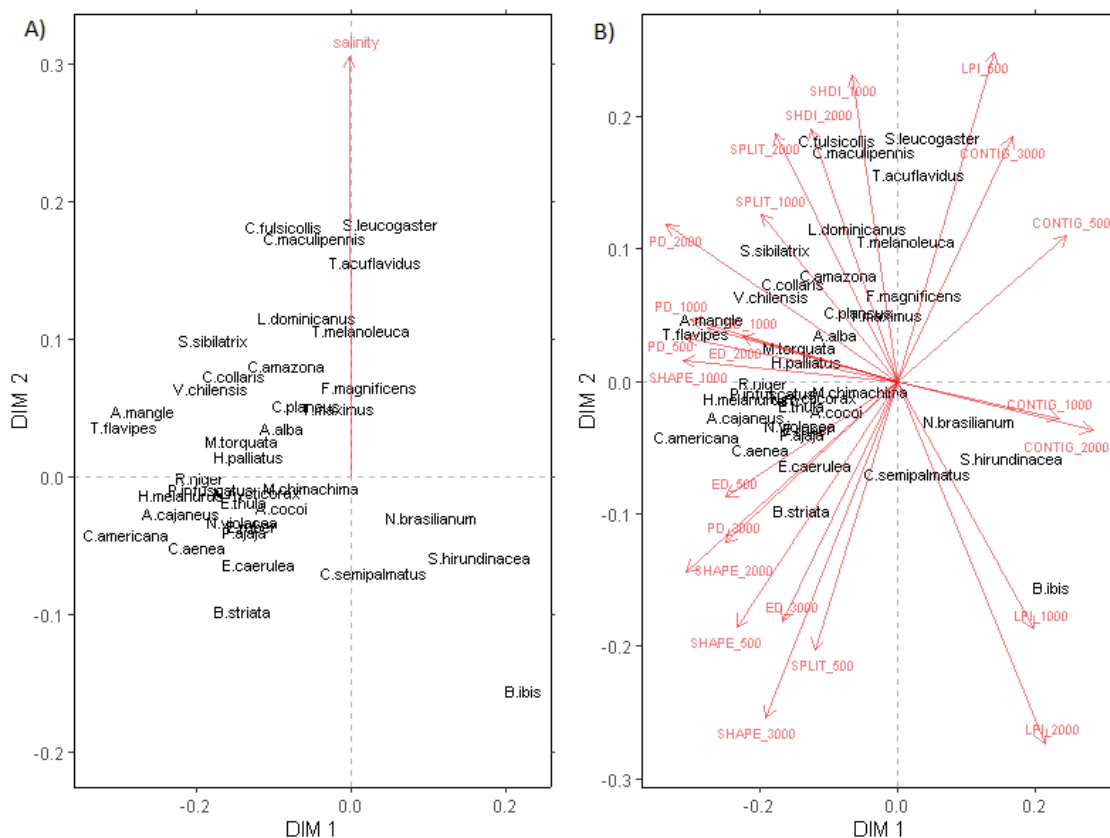


Figura 3- Biplot da PCoA de uma matriz de dissimilaridades de percentuais de dados de abundância de aves aquáticas no CEP; A) Projeção das espécies, a partir de pontuações médias ponderadas da matriz de dissimilaridade. B) Projeção das variáveis ambientais e métricas de paisagem, a partir de superfície de tendência linear (2D) de cada variável (direção de aumento mais acentuado ou gradiente). Foram incluídas as variáveis ambientais e métricas de paisagem que foram mais explicadas pelos escores de ordenação (a posteriori), cada uma deve ser analisada separadamente. Porcentagem que cada eixo (DIM 1 e DIM 2) explica a disposição das observações, e respectivo valor corrigido: 28,2% e 14,6% - 12,38% e 6,5%.

A posição relativa de *C. fuscicollis*, *C. maculipennis*, *L. dominicanus*, *S. leucogaster* e *T. acutiflavus* mostrou uma relação com o gradiente de salinidade (Figura 3). Já *B. ibis*, *C. semipalmatus*, *N. brasilianum* e *S. hirundinacea* apresentaram relação com LPI e CONTIG, em 1000 e 2000 m (Figura 3), sendo que essa relação pode ser melhor evidenciada na Baía das Laranjeiras (Figuras 3 e 4). *Calidris fuscicollis*, *C. maculipennis* e *L. dominicanus* apresentaram relação com SHDI e SPLIT, em 1000 e 2000 m (Figuras 3 e 4).

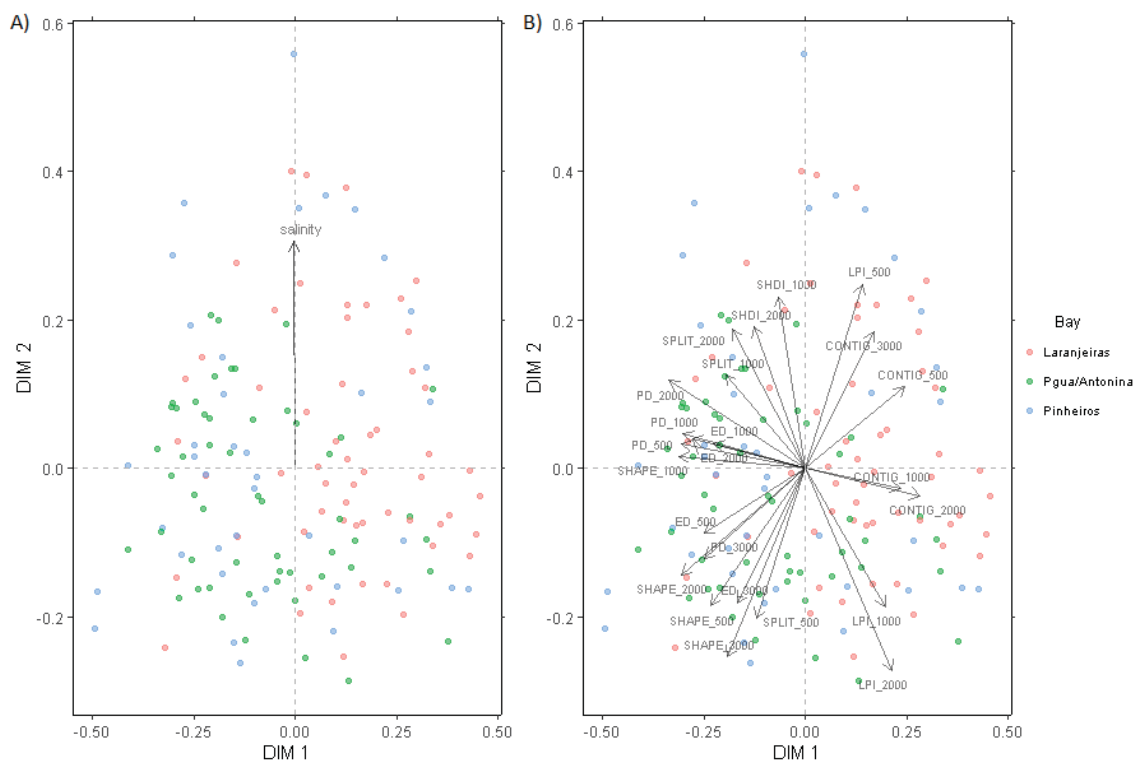


Figura 4 - Biplot da PCoA de uma matriz de dissimilaridades percentuais de dados de abundância de aves aquáticas no CEP; A) Projeção dos pontos (coloração representando baía), a partir de pontuações médias ponderadas da matriz de dissimilaridade. B) Projeção das variáveis ambientais e métricas de paisagem, a partir de superfície de tendência linear (2D) de cada variável (direção de aumento mais acentuado ou gradiente). Incluídas as variáveis ambientais e métricas de paisagem que foram mais explicadas pelos escores de ordenação (*a posteriori*), cada uma deve ser analisada separadamente. Porcentagem que cada eixo (DIM 1 e DIM 2) explica a disposição das observações, e respectivo valor corrigido: 28,2% e 14,6% - 12,3% e 6,5%.

Os GAMs apresentaram porcentagem de explicação superior a 20% para a riqueza de espécies, Shannon, FRic e FDiv, no entanto, os outros índices de diversidade obtiveram menos de 20% de explicação. Em nenhum dos modelos selecionados, o tempo, tratado como linha de suavização dos GAMs, apresentou relação significativa com os índices de diversidade biológica abordados nos resultados (Material suplementar Figura S1 - A e B).

No geral, todas as métricas de paisagem foram selecionadas em pelo menos um dos modelos para riqueza de espécies, Shannon, Fric e Fdiv. Entretanto, nem todas as métricas foram selecionadas em todas as escalas, assim LPI 1000 m, SHAPE 500 m e SPLIT 1000 e 3000 m não apresentaram relação significativa com as métricas de diversidade biológica em nenhum dos modelos. Para as variáveis ambientais foram selecionadas entre todos os modelos a temperatura do ar, salinidade, turbidez e velocidade do vento, onde a salinidade, temperatura do ar e velocidade do vento apresentaram efeito significativo na resposta dos índices de diversidade, com exceção de FDiv. Os resultados completos dos GAMs estão disponíveis no Material Suplementar (Tabela S3, S4 e S5).

A riqueza de espécies foi a repostas com maior valor de qualidade de ajuste, 47,1%, dentre todos os índices de diversidade biológica (Figura 5). Segundo esse modelo a riqueza de espécies foi influenciada positivamente por LPI na escala de 2000 m, PD em 1000 m, SPLIT em 2000 m, e negativamente por ED 500 m SHAPE em 3000 m e SHDI em 1000 m. A riqueza de espécies também respondeu a temperatura do ar e a velocidade do vento, onde em ambos os casos o efeito observado foi negativo (Figura 5).

A diversidade de Shannon apresentou valor de qualidade de ajuste de 25,5% (Figura 5). De acordo com esse modelo, Shannon foi influenciada positivamente por LPI na escala de 500 m, PD em 2000 m, por SPLIT em 500 m, e por SHAPE na escala de 2000 m, e negativamente por LPI na escala de 3000 m, ED em 500 m e por PD em 3000 m, (Figura 5). A temperatura do ar também teve um efeito significativo sobre a diversidade de Shannon, com efeito negativo (Figura 5).

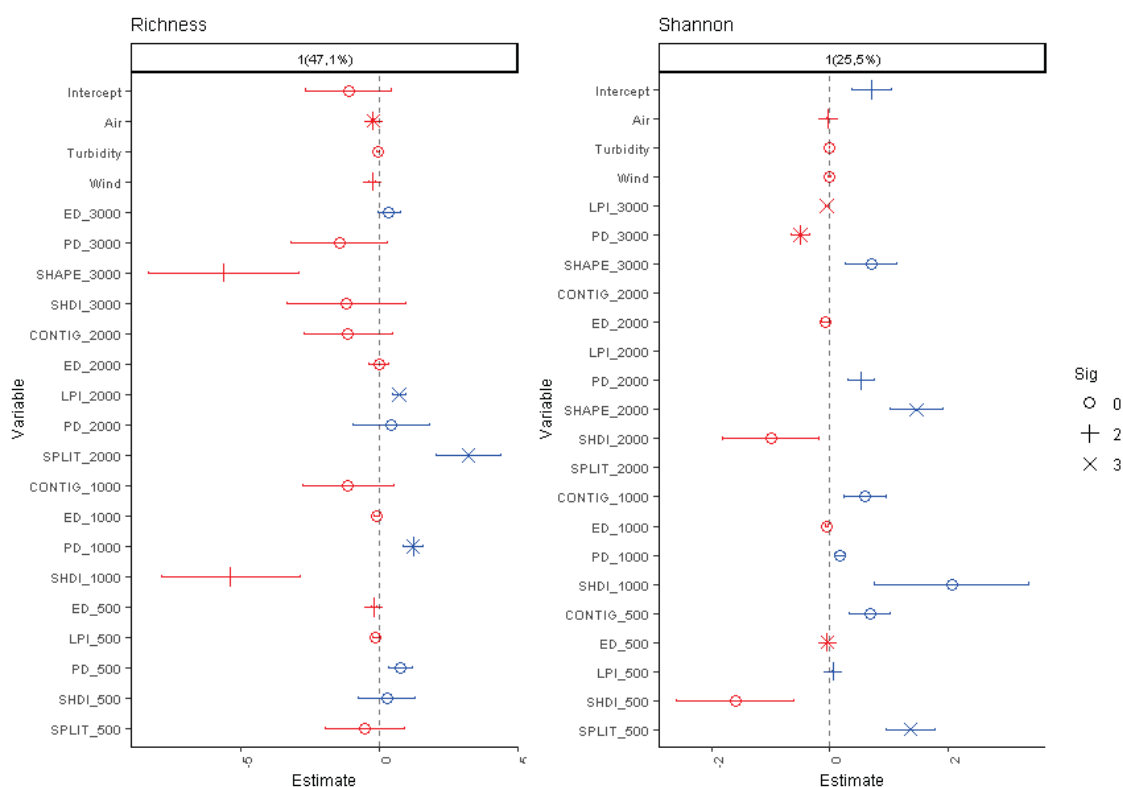


Figura 5 - Coeficientes do modelo GAM para os índices de diversidade taxonômica (*Riqueza* e *Shannon*). O eixo X corresponde a magnitude dos efeitos das variáveis explicativas do modelo (variáveis ambientais e métricas de paisagem) e suas respectivas barras de erro padrão. No eixo Y estão as variáveis explicativas do modelo que minimizaram a perda de informação, foram incluídos todos os modelos com delta AICc < 2, no selo de cada modelo (acima) está apresentada a porcentagem da estatística de qualidade de ajuste o modelo. A variável explicativa *smooth* dos modelos (data de amostragem) não está incluída no *plot*. Em azul estão as variáveis com efeito positivo e em vermelho as variáveis com efeito negativo sobre a resposta (*Riqueza* e *Shannon*), em cinza está marcada a linha de efeito nulo sobre a resposta.

Para o índice FRic foram selecionados cinco modelos, com valor de qualidade de ajuste superior a 30% (Figura 6). Segundo esses modelos, FRic foi influenciado positivamente por: LPI, nas escalas de 500, 2000 e 3000 m, ED na escala de 500 m, por PD na escala de 2000 e 3000 m, SPLIT na escala de 500 e 2000 m e por SHDI na escala de 500, 2000 e 3000 m. Entretanto, FRic foi influenciado negativamente por ED nas escalas de 2000 e 3000 m, e SHAPE na escala de 2000 m (Figura 6). O índice de diversidade FRic também foi influenciado negativamente pela salinidade, temperatura do ar e velocidade do vento (Figura 6).

Para o índice de diversidade FDiv, o modelo selecionado, com valor de qualidade de ajuste de 30,8%, indicou que todas as métricas de paisagem foram responsáveis por influenciar esse índice em alguma escala. Segundo esse modelo FDiv foi influenciado positivamente por LPI na escala de 2000 e 3000 m, ED em 2000 m, PD em 500 e 2000 m, SHAPE em 1000 m, CONTIG nas escalas de 500, 1000, 2000 e 3000 m, e SHDI em 1000 m. Por outro lado, observamos um efeito negativo influenciado pelas métricas ED nas escalas de 500, 1000 e 3000 m, SPLIT em 500 m e SHDI em 500 m. (Figura 6).

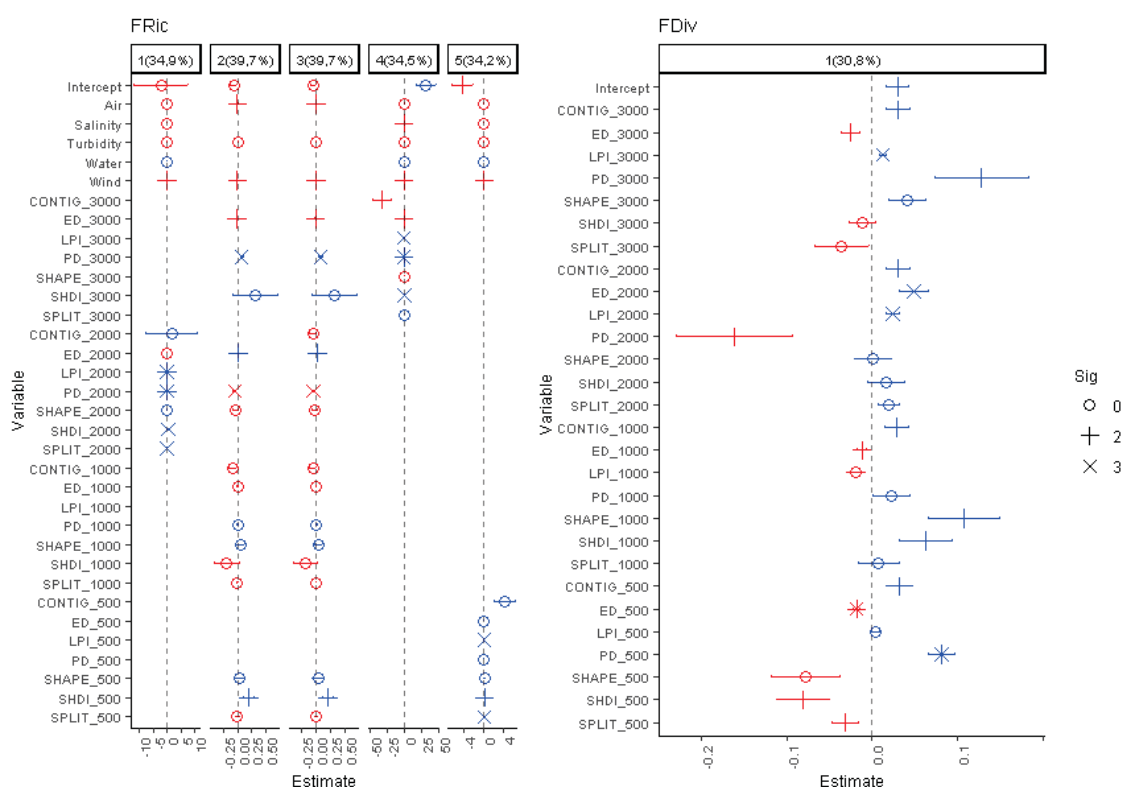


Figura 6 - Coeficientes do modelo GAM para os índices de diversidade funcional (FRic e FDiv). O eixo X corresponde a magnitude dos efeitos das variáveis explicativas do modelo (variáveis ambientais e métricas de paisagem) e suas respectivas barras de erro padrão. No eixo Y estão as variáveis explicativas do modelo que minimizaram a perda de informação; foram incluídos todos os modelos com delta AICc < 2. No selo

de cada modelo (acima) está apresentada a porcentagem da estatística de qualidade de ajuste do modelo. A variável explicativa *smooth* dos modelos (data de amostragem) não está incluída no *plot*. Em azul estão as variáveis com efeito positivo e em vermelho as variáveis com efeito negativo sobre a resposta (FRic e FDiv), em cinza está marcada a linha de efeito nulo sobre a resposta.

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados indicam que a estrutura da paisagem, as variáveis ambientais, bem como processos de interações bióticas, influenciam a composição e a diversidade das assembleias de aves aquáticas no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP), no sul do Brasil. Ao analisar a estrutura das assembleias, constatamos que apesar da elevada riqueza de espécies, o CEP é dominado em número de indivíduos pelo biguá, *Nannopterum brasilianum*, e que sua abundância pode influenciar a relação das assembleias com a estrutura da paisagem. Assim, diferente do que esperávamos, apenas LPI, que indica o índice das maiores manchas da paisagem, foi responsável por influenciar positivamente todos os índices de diversidade biológica. A contiguidade, indicada pela métrica CONTIG, e a heterogeneidade da paisagem, medida por SHDI, influenciaram positivamente apenas a diversidade funcional. Por outro lado, a densidade de borda, indicada pela métrica ED, afetou negativamente todas as demais métricas de diversidade.

Devido ao seu potencial de mobilidade, as aves aquáticas requerem áreas úmidas mais extensas para assegurar a dinâmica populacional das espécies (Brown & Dinsmore, 1986; Tozer et al., 2010; Webb et al., 2010; Wu et al., 2011). Áreas úmidas com manchas maiores oferecem uma maior quantidade e diversidade de recursos em comparação às manchas menores (Colwell & Taft, 2000; Sebastián-González & Green, 2014), favorecendo a diversidade das assembleias (Helzer & Jelinski, 1999; González-Gajardo, 2009; Honkanen et al., 2010). A relação positiva entre a diversidade taxonômica e funcional das aves aquáticas com o índice da maior mancha (LPI), foi observada em quase todas as escalas analisadas. No caso do CEP, as maiores manchas de paisagem são compostas por áreas protegidas e bem conservadas (Lana et al., 2018; Paula et al., 2018; Ribeiro et al., 2020), as quais são fundamentais para a manutenção da diversidade de espécies de aves aquáticas em escala regional e global (Ma et al., 2010).

A conectividade é outro fator crucial para a manutenção da diversidade (Guadagnin & Maltchik, 2007; Zhang et al., 2018). Em escalas locais, a presença de manchas bem conectadas favorece a agregação durante o forrageamento, repouso e reprodução, além de favorecer o movimento das espécies entre as manchas, reduzindo os custos com deslocamento e minimizando o tempo de exposição a predadores (Dunning et al., 1992;

Elphick, 2008). Ao analisar a estrutura das assembleias, observamos uma relação positiva entre o índice de contiguidade (CONTIG) e a abundância de *N. brasilianum* em escalas de 1000 e 2000 m, principalmente na Baía das Laranjeiras. Essa espécie possui técnicas de forrageamento flexíveis, ou seja, são predadores oportunistas e não seletivos (Quintana et al., 2004; Barquete et al., 2008). Diariamente deslocam-se das colônias ou locais de descanso noturno para áreas de alimentação, limitando seus movimentos a alguns poucos quilômetros (Quintana et al., 2004). Assim, apesar de a conectividade favorecer a diversidade biológica, identificamos que a grande abundância de *N. brasilianum* no CEP pode limitar, através da exclusão competitiva, a presença de outras espécies com características funcionais semelhantes (Luck & Smallbone, 2001; Wisz et al., 2013). A relação positiva entre CONTIG e a divergência funcional (FDiv) em todas as escalas analisadas reforça a ideia de exclusão, já que FDiv pondera a distância média das espécies que coexistem em uma comunidade, levando em conta traços funcionais divergentes (Villéger et al., 2008; Laliberté & Legendre, 2010).

Na análise de ordenação, a posição das observações e das espécies em relação às métricas de paisagem revelou uma forte associação entre LPI e CONTIG, especialmente em transecções localizadas na Baía das Laranjeiras. Considerando o contexto ecológico do CEP, a disposição dessas métricas sugere um alto grau de conservação, com a presença de manchas de paisagem maiores e bem conectadas. Essa constatação fortalece os atributos naturais da Baía das Laranjeiras a qual abriga diversas unidades de conservação (Paula et al., 2018) um Sítio Ramsar (Ribeiro et al., 2020), além de políticas públicas e iniciativas que proporcionam melhores estratégias de proteção e manejo sustentável aos recursos naturais agregados na região. No entanto, também ressalta a importância de estender essas ações para outras regiões do CEP, além de garantir a eficácia contínua do manejo, considerando a importância local na preservação da diversidade taxonômica e funcional da vida aquática.

A presença de água doce e salgada no estuário cria condições ambientais dinâmicas e aumenta ainda mais a heterogeneidade, influenciando na distribuição de organismos e na diversidade biológica (Schaffner et al., 2001; Telesh & Khlebovich, 2010). Como resultado, esses ambientes apresentam uma elevada capacidade de suporte (Mouchet et al., 2010; Schuldt et al., 2019), permitem a coexistência de um grande número de espécies com traços funcionais distintos (Pigot et al., 2018; Rosamond et al., 2020). Nossos resultados revelaram que a heterogeneidade da paisagem (SHDI) esteve associada a ambientes com maior salinidade, influenciando positivamente a diversidade funcional em

todas as escalas mensuras, bem como a ocorrência de *C. fuscicollis*, *C. maculipennis*, *L. dominicanus*, *S. leucogaster* e *T. acufavidus*, espécies geralmente associadas a ambientes com maior influência marinha (Sick, 1997; Dias et al., 2017). Por outro lado, observamos que SHDI influenciou negativamente a riqueza de espécies o que pode ser justificado pela associação dessa métrica com a salinidade. Essa variável exerce uma influência indireta sobre os padrões de forrageamento, afetando a composição, abundância e dinâmica dos recursos disponíveis (Takekawa et al., 2006; Tavares et al., 2015). Consequentemente, D.

A fragmentação de grandes manchas de paisagem, ocasionada por processos naturais ou antrópicos dá origem a manchas menores com características distintas, como consequência, a conectividade funcional e a heterogeneidade dentro dessas manchas podem aumentar (van Dijk et al., 2012; Fahrig, 2017). Através de análise de regressão, observamos que o índice de fragmentação, SPLIT, influenciou positivamente a riqueza de espécies, diversidade de Shannon e a riqueza funcional (FRic). Isso indica que a heterogeneidade ambiental gerada pela fragmentação também pode promover a diversidade das assembleias (Fahrig, 2017), fornecendo uma ampla variedade de recursos para espécies com diferentes necessidades ecológicas (Hu et al., 2012; Rohwäder & Jeltsch, 2022). Entretanto, o aumento na complexidade desses fragmentos, resultado direto das ações antrópicas, pode resultar na formação de manchas com contornos mais irregulares e isolados, além de uma maior proporção de bordas (Fletcher Jr, 2005; Gyenizse et al., 2014). Ao avaliarmos a posição das observações em relação às métricas de paisagem, verificamos um agrupamento entre o índice de forma, SHAPE, e a densidade da borda, ED, principalmente em pontos localizados nas Baías de Paranaguá e Antonina. Essas baías de fato, apresentam maior influência de atividades humanas, com a presença de complexos portuários e uma extensa área urbana (Paula et al., 2006; Miura & Noernberg, 2020) o que favorece a fragmentação, com forma isoladas e um efeito de borda mais pronunciado (Ries et al., 2004; Didham, 2010).

A influência das bordas na diversidade de espécies é um tema amplamente discutido na bibliografia científica (Fahrig, 2017; Fahrig et al., 2019; Rohwäder & Jeltsch, 2022). Embora alguns estudos tenham sugerido que os efeitos de borda podem aumentar a diversidade de espécies (Ries et al., 2004; Didham, 2010; Patton et al., 2020), nossos resultados apresentam uma perspectiva contrária. Observamos que a densidade de bordas, ED, teve um impacto negativo tanto na diversidade taxonômica quanto na diversidade funcional, em todas as escalas analisadas. Por ser um ambiente altamente exposto, as bordas podem favorecer o parasitismo e a predação (Paton, 2004), além de elevar a

degradação da qualidade do habitat, favorecendo a especulação imobiliária (Ries et al., 2004), e a propagação sonora (Proulx et al., 2019), e assim, impactando negativamente a diversidade de aves aquáticas nessas áreas. Também devemos considerar, como último aspecto, que a perturbação sonora causada pelo motor da embarcação de pesquisa pode ter influenciado em parte nossos resultados, potencialmente afugentando algumas espécies durante a amostragem (Farina, 2013). Portanto, recomendamos que estudos futuros levem em consideração a influência dessa perturbação ao interpretar os dados e analisar os padrões de distribuição das espécies nesses ambientes.

Além da estrutura da paisagem, as variáveis ambientais mensuradas no CEP desempenharam um papel fundamental na condução dos padrões de distribuição das assembleias. Nossos resultados indicaram que o aumento da salinidade, temperatura do ar e velocidade do vento influenciaram negativamente a riqueza taxonômica e funcional. Essa combinação de variáveis geralmente indica a presença de ambientes mais expostos, como áreas próximas à desembocadura, no caso dos estuários, onde a influência marinha é mais intensa (Ridd & Stieglitz, 2002; Uncles & Stephens, 2011), limitando a ocorrência de algumas espécies, como já mencionado anteriormente. O aumento na velocidade do vento pode representar um desafio para o voo das aves, acarretando em um aumento no gasto energético necessários para a locomoção (Liechti, 2006). Além disso, o aumento na intensidade do vento pode agitar a água, resultando em maior turbidez, o que pode afetar negativamente a eficiência alimentar de espécies que dependem principalmente da visão como tática para o forrageamento (Sick, 1997; Pimenta et al., 2007; Miotto et al., 2023). Durante os meses que compõem a estação seca (maio a outubro), o CEP torna-se rota de várias espécies migratórias neárticas que se deslocam em direção ao hemisfério sul em busca de alimento (Krul et al., 2011; Domit et al., 2020; Miotto et al., 2023). Esse período também coincide com os meses de menor temperatura, o que pode estar relacionado com a influência negativa do aumento da temperatura sobre a riqueza taxonômica e funcional.

Embora tenhamos abordado diferentes escalas em nosso estudo, não foi possível identificar de forma geral em qual escala os descritores das assembleias foram mais sensíveis às variáveis da estrutura da paisagem. As aves aquáticas se beneficiam da sua agilidade de movimento e respondem a ambientes heterogêneos com recursos dinâmicos através de padrões complexos (Riotte-Lambert et al., 2020; Abrahms et al., 2021). Assim, a escala de efeito pode variar consideravelmente entre as espécies, podendo ser influenciada pela capacidade individual de deslocamento, além das variáveis ambientais e da paisagem (Jackson & Fahrig, 2015; Henry & Cumming, 2017; Moraga et al., 2019;

Moretto et al., 2019). Nesse sentido, recomendamos que estudos futuros adotem uma abordagem integrada, levando em consideração a escala de efeito específica para cada espécie analisada. Isso implica na integração de padrões de movimento, dinâmica de recursos, variáveis ambientais e interações interespecíficas, visando aprimorar a compreensão da complexa relação entre a estrutura da paisagem e a biodiversidade.

CONCLUSÃO

Compreender as relações e os mecanismos que afetam a composição e a distribuição da diversidade das assembleias de aves aquáticas é de extrema importância para a proteção das espécies, muitas das quais enfrentam declínio populacional. No Complexo Estuarino de Paranaguá, no sul do Brasil, a diversidade é impulsionada por manchas maiores e heterogêneas na paisagem, embora bordas extensas e variáveis abióticas como salinidade, sazonalidade e velocidade do vento limitem certas espécies, afetando a diversidade. A influência de espécies generalistas e numericamente dominantes, como o biguá, impacta os padrões de distribuição e pode restringir a presença de outras espécies através da exclusão competitiva. Diante disso, é necessário aprofundar nossos conhecimentos sobre essa espécie e sua abundância na região a fim de implementar medidas de gestão que considerem o manejo adequado dessas populações dominantes, garantindo habitats adequados para as espécies como um todo, bem como a funcionalidade ecossistêmica relacionada à diversidade ecológica local.

REFERÊNCIAS

- Aarif, K. M., Nefla, A., Nasser, M., Prasad, P. K., Athira, T. R., & Muzaffar, S. B. (2021a). Multiple environmental factors and prey depletion determine declines in abundance and timing of departure in migratory shorebirds in the west coast of India. *Global Ecology and Conservation*, 26(1).
- Abrahms, B., Aikens, E. O., Armstrong, J. B., Deacy, W. W., Kauffman, M. J., & Merkle, J. A. (2021). Emerging perspectives on resource tracking and animal movement ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(4), 308-320.
- Allouche, O., Kalyuzhny, M., Moreno-Rueda, G., Pizarro, M., & Kadmon, R. (2012). Area-heterogeneity tradeoff and the diversity of ecological communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(43), 17495-17500.
- Amano, T., Székely, T., Sandel, B., Nagy, S., Mundkur, T., Langendoen, T., Blanco, D., Candan, U. S., & Sutherland, W. J. (2018). Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature*, 553(7687), 199-202.
- Amat, J. A., & Green, A. J. (2010). Waterbirds as bioindicators of environmental conditions. *Conservation monitoring in freshwater habitats: A practical guide and case studies*, 45-52.
- Araújo, M. B., & Rozenfeld, A. (2014). The geographic scaling of biotic interactions. *Ecography*, 37(5), 406-415.
- Arruda Almeida, B. D., Green, A. J., Sebastian-Gonzalez, E., & Dos Anjos, L. (2018). Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PloS one*, 13(7), e0200959.
- Barquete, V., Bugoni, L., & Vooren, C. M. (2008). Diet of Neotropic cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) in an estuarine environment. *Marine Biology*, 153, 431-443.
- Beatty, W. S., Webb, E. B., Kesler, D. C., Raedeke, A. H., Naylor, L. W., & Humburg, D. D. (2014). Landscape effects on mallard habitat selection at multiple spatial scales during the non-breeding period. *Landscape ecology*, 29(6), 989-1000.
- Belmaker, J., Zarnetske, P., Tuanmu, M.-N., Zonneveld, S., Record, S., Strecker, A., & Beaudrot, L. (2015). Empirical evidence for the scale dependence of biotic interactions. *Global Ecology and Biogeography*, 24, 750-761.
- Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A., Hillis, D. M., & Mustoe, S. (2000). *Bird census techniques*. Elsevier.
- Birks, H. J. B., Lotter, A. F., Juggins, S., & Smol, J. P. (Eds.). (2012). *Tracking environmental change using lake sediments: data handling and numerical techniques* (Vol. 5). Springer Science & Business Media.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P. Numerical Ecology With R. Springer. (2018). Burnham, K., Anderson, D., Model Selection and Multimodel Inference - A Practical Information Theoretic Approach. Springer. 2003.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., Borcard, D., Gillet, F., & Legendre, P. (2018). Canonical ordination. *Numerical ecology with R*, 203-297.
- Brown, J. H., Gillooly, J. F., Allen, A. P., Savage, V. M., & West, G. B. (2004). Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology*, 85(7), 1771-1789.
- Brown, M., & Dinsmore, J. J. (1986). Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *The Journal of Wildlife Management*, 392-397.

- Burnham, K., Anderson, D., (2003). Model Selection and Multimodel Inference - A Practical Information Theoretic Approach. Springer.
- Cadotte, M. W., Carscadden, K., & Mirotchnick, N. (2011). Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1079-1087.
- Cailliez, F. (1983). The analytical solution of the additive constant problem. *Psychometrika*, 48(2), 305-308.
- Claramunt, S., Derryberry, E. P., Remsen Jr, J. V., & Brumfield, R. T. (2012). High dispersal ability inhibits speciation in a continental radiation of passerine birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1733), 1567-1574.
- Colwell, M. A., & Taft, O. W. (2000). Waterbird communities in managed wetlands of varying water depth. *Waterbirds*, 45-55.
- Connor, E.F., Courtney, A.C. & Yoder, J.M. (2000) Individuals–area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology*, **81**, 734– 748.
- Cox, M. A., & Cox, T. F. (2001). *Local minima in nonmetric multidimensional scaling*. Technical report.
- Dial, K. P., Greene, E., & Irschick, D. J. (2008). Allometry of behavior. *Trends in ecology & evolution*, 23(7), 394-401.
- Dias, R. A., Maurício, G. N., & Bugoni, L. (2017). Birds of the Patos Lagoon Estuary and adjacent coastal waters, southern Brazil: species assemblages and conservation implications. *Marine Biology Research*, 13(1), 108-120.
- Didham, R. K. (2010). Ecological consequences of habitat fragmentation. *Encyclopedia of life sciences*, 61, 1-11.
- Domit, C., Rosa, L., Possatto, P., Torres, F., Altoe, M., Cabral, A., & Barreto, A. S. (2020), Strandings of marine mammals, sea turtles and seabirds along the Paraná coast, Brazil, from 2015 to 2018., Dryad, Dataset,
- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 169-175.
- Eklöf, A., Jacob, U., Kopp, J., Bosch, J., Castro-Urgal, R., Chacoff, N. P., Dalsgaard, B., Sassi, C., Galetti, M., Guimarães, P. R., Lomáscolo, S. B., Martín Gonzpalez, A. M., Pizo, M. A., Rader, R., Rodrigo, A., Tylianakis, J. M., Vázquez, D. P., & Allesina, S. (2013). The dimensionality of ecological networks. *Ecology letters*, 16(5), 577-583.
- Elphick, C. S. (2008). Landscape effects on waterbird densities in California rice fields: taxonomic differences, scale-dependence, and conservation implications. *Waterbirds*, 31(1), 62-69.
- Fahrig, L. 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. – *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48: 1–23.
- Fahrig, L. 2017. Ecological responses to habitat fragmentation per se. – *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 48: 1–23.
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J. R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D. J., ... & Watling, J. I. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. *Biological Conservation*, 230, 179-186.
- Farina, A. (2013). *Soundscape ecology: principles, patterns, methods and applications*. Springer Science & Business Media.

- Fletcher Jr, R. J. (2005). Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology*, 74(2), 342-352.
- Fletcher, R. J., McCleery, R. A., Greene, D. U., & Tye, C. A. (2016). Integrated models that unite local and regional data reveal larger-scale environmental relationships and improve predictions of species distributions. *Landscape Ecology*, 31, 1369-1382.
- Foltête, J. C., Clauzel, C., Vuidel, G., & Tournant, P. (2012). Integrating graph-based connectivity metrics into species distribution models. *Landscape Ecology*, 27(4), 557-569.
- González-Gajardo, A., Sepúlveda, P. V., & Schlatter, R. (2009). Waterbird assemblages and habitat characteristics in wetlands: influence of temporal variability on species-habitat relationships. *Waterbirds*, 32(2), 225-233.
- Gower, J. C., & Legendre, P. (1986). Metric and Euclidean properties of dissimilarity coefficients. *Journal of classification*, 3, 5-48.
- Green, A. J., & Elmberg, J. (2014). Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological reviews*, 89(1), 105-122.
- Guadagnin, D. L., & Maltchik, L. (2007). Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Vertebrate Conservation and Biodiversity*, 405-418.
- Gyenyisz, P., Bognár, Z., Czigány, S., & ELEkes, T. (2014). Landscape shape index, as a potential indicator of urban development in Hungary. *Landscape & Environment*, 8(2), 78-88.
- Hasui, E., Silva, V. X., Cunha, R. G., Ramos, F. N., Ribeiro, M. C., Sacramento, M., ... & Ribeiro, B. R. (2017). Additions of landscape metrics improve predictions of occurrence of species distribution models. *Journal of Forestry Research*, 28, 963-974.
- Helzer, C. J., & Jelinski, D. E. (1999). The relative importance of patch area and perimeter–area ratio to grassland breeding birds. *Ecological applications*, 9(4), 1448-1458.
- Henry, D. A., & Cumming, G. S. (2017). Can waterbirds with different movement, dietary and foraging functional traits occupy similar ecological niches?. *Landscape Ecology*, 32, 265-278.
- Honkanen, M., Roberge, J. M., Rajasärkkä, A., & Mönkkönen, M. (2010). Disentangling the effects of area, energy and habitat heterogeneity on boreal forest bird species richness in protected areas. *Global Ecology and biogeography*, 19(1), 61-71.
- Honnay, O., Piessens, K., Van Landuyt, W., Hermy, M., & Gulinck, H. (2003). Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape and urban planning*, 63(4), 241-250.
- Hsu, Y. C., Shaner, P. J., Chang, C. I., Ke, L., & Kao, S. J. (2014). Trophic niche width increases with bill-size variation in a generalist passerine: a test of niche variation hypothesis. *Journal of Animal Ecology*, 83(2), 450-459.
- Hu, G., Wu, J., Feeley, K. J., Xu, G., & Yu, M. (2012). The effects of landscape variables on the species-area relationship during late-stage habitat fragmentation. *PLOS ONE* 7:e43894
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale?. *Global Ecology and Biogeography*, 24(1), 52-63.
- Jedlicka, J. A., Greenberg, R., Perfecto, I., Philpott, S. M., & Dietsch, T. V. (2006). Seasonal shift in the foraging niche of a tropical avian resident: resource competition at work?. *Journal of Tropical Ecology*, 22(4), 385-395.

- Kisel, Y., McInnes, L., Toomey, N. H., & Orme, C. D. L. (2011). How diversification rates and diversity limits combine to create large-scale species–area relationships. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1577), 2514-2525.
- Kolasa, J., & Rollo, C. D. (1991). Introduction: the heterogeneity of heterogeneity: a glossary. *Ecological heterogeneity*, 1-23.
- Krul, R.; Straube, F.C. & Urben-Filho, A. (2011). Litoral sul do Paraná. In: Valente, R.; Silva, J.M.C.; Straube, F.C. & Nascimento, J.L.X. (Orgs.). Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. Belém, Pa, *Conservation International*. p. 298-305.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91(1), 299-305.
- Lana, P. C., Christofolletti, R., Gusmão Jr, J. B., Barros, T. L., Spier, D., Costa, T. M., & Santos, C. S. G. D. (2018). Benthic estuarine assemblages of the southeastern Brazil marine ecoregion (SBME). In *Brazilian Estuaries* (pp. 117-175). Springer, Cham.
- Lavorel, S., & Garnier, É. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional ecology*, 16(5), 545-556.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology*. Elsevier.
- Levin, S. A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology*, 73(6), 1943-1967.
- Li, C., Zhang, Y., Zha, D., Yang, S., Huang, Z. Y., & de Boer, W. F. (2019). Assembly processes of waterbird communities across subsidence wetlands in China: A functional and phylogenetic approach. *Diversity and Distributions*, 25(7), 1118-1129.
- Li, H., & Reynolds, J. F. (1995). On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 280-284.
- Liechti, F. (2006). Birds: blowin' by the wind?. *Journal of Ornithology*, 147, 202-211.
- Lorenzón, R. E., Beltzer, A. H., Olguin, P. F., & Ronchi-Virgolini, A. L. (2016). Habitat heterogeneity drives bird species richness, nestedness and habitat selection by individual species in fluvial wetlands of the Paraná River, Argentina. *Austral Ecology*, 41(7), 829-841.
- Luck, G. W., & Smallbone, L. T. (2011). The impact of urbanization on taxonomic and functional similarity among bird communities. *Journal of Biogeography*, 38(5), 894-906.
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B., & Chen, J. (2010). Managing wetland habitats for waterbirds: an international perspective. *Wetlands*, 30(1), 15-27.
- MacArthur R.H., MacArthur J.W. (1961). On bird species diversity. *Ecology* 42(3):594–598
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton university press.
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. *Current Biology*, 31(19), R1174-R1177.
- McGarigal, K., & Marks, B. J. (1995). Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. *Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station*, 1-122.
- McGarigal, K., Cushman, S. A., & Ene, E. (2012). FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps. *Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst*.

- McGarigal, K., Cushman, S., Neel, M., Ene, E., (2002). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer Software Program Produced by the Authors at the University of Massachusetts, Amherst (Available at the following web site:). <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats>.
- Miles, D. B., & Ricklefs, R. E. (1984). The correlation between ecology and morphology in deciduous forest passerine birds. *Ecology*, 65(5), 1629-1640.
- Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis (World Resources Institute, 2005).
- Miura, A., & Noernberg, M. A. 2020. Mapeamento de Conflitos de Uso e Ocupação no Complexo Estuarino de Paranaguá e Plataforma Rasa: Subsídios para o Planejamento Espacial Marinho. *Costas*, 2(2), 53-72.
- Miotto, M. L., Gusmão, J. B., Domit, C., & Di Domenico, M. (2023). Environmental drivers of waterbird diversity in a world heritage subtropical estuarine system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 108343.
- Moraga, A. D., Martin, A. E., & Fahrig, L. (2019). The scale of effect of landscape context varies with the species' response variable measured. *Landscape Ecology*, 34, 703-715.
- Morelli, F., Benedetti, Y., & Šimová, P. (2018). Landscape metrics as indicators of avian diversity and community measures. *Ecological Indicators*, 90, 132-141.
- Morelli, F., Benedetti, Y., Su, T., Zhou, B., Moravec, D., Šimová, P., & Liang, W. (2017). Taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary uniqueness in bird communities of Beijing's urban parks: effects of land use and vegetation structure. *Urban Forestry & Urban Greening*, 23, 84-92.
- Moretto, L., Fahrig, L., Smith, A. C., & Francis, C. M. (2019). A small-scale response of urban bat activity to tree cover. *Urban Ecosystems*, 22, 795-805.
- Mouchet, M. A., Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2010). Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24(4), 867-876.
- Noernberg, M. A., Lautert, L. F. C., Araújo, A. D., Marone, E., Angelotti, R., Netto Jr, J. P. B.; Krug, L. A. (2006). Remote sensing and GIS integration for modelling the Paranaguá estuarine complex-Brazil. *Journal of Coastal Research*, 1627-1631.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlenn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. Cran.R. Version 2, 6-4.
- Pacheco, J. F., Silveira, L. F., Aleixo, A., Agne, C. E., Bencke, G. A., Bravo, G. A., Brito, G. R. R., Cohn-Haft, M., Maurício, G. N., Naka, L. N., Olmos, F., Posso, S., Lees, A. C., Figueiredo, L. F. A., Carrano, E., Guedes, R. C., Cesari, E., Franz, I., Schunck, F. & Piacentini, V. Q. (2021). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. *Ornithology Research*, 29(2).
- Paradis, E., & Schliep, K. (2019). ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics*, 35(3), 526-528.
- Paton, P. W. (1994). The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence?. *Conservation biology*, 8(1), 17-26.

- Patton, B. A., Nyman, J. A., & Lapeyre, M. K. (2020). Living on the edge: Multi-scale analyses of bird habitat use in coastal marshes of Barataria Basin, Louisiana, USA. *Wetlands*, 40, 2041-2054.
- Paula, E. V., Cunico, C., & Boldrini, E. B. (2006). Controle do assoreamento e dos contaminantes por meio da gestão de bacias hidrográficas para o planejamento das dragagens portuárias na Baía de Antonina/Paraná/Brasil. *Raega-O Espaço Geográfico em Análise*, 12.
- Paula, E. V.; Pigosso, A. M. B.; Wroblewski, C. A. (2018). Unidades de conservação no litoral do paraná: evolu o territorial e grau de implementa o. In: Sulzbach, M. T.; Archanjo, D. R.; Quadros, J. (2018). Litoral do Paraná: território e perspectivas –v. 1, p.41–92.
- Petchey, O. L., Hector, A., & Gaston, K. J. (2004). How do different measures of functional diversity perform?. *Ecology*, 85(3), 847-857.
- Pigot, A. L., Jetz, W., Sheard, C., & Tobias, J. A. (2018). The macroecological dynamics of species coexistence in birds. *Nature ecology & evolution*, 2(7), 1112-1119.
- Pigot, A. L., Sheard, C., Miller, E. T., Bregman, T. P., Freeman, B. G., Roll, U., ... & Tobias, J. A. (2020). Macroevolutionary convergence connects morphological form to ecological function in birds. *Nature Ecology & Evolution*, 4(2), 230-239.
- Pimenta, F. E., Drummond, J. C., & Lima, A. C. (2007). Aves aquáticas da Lagoa da Pampulha: sele o de habitats e atividade diurna. *Lundiana: International Journal of Biodiversity*, 8(2), 89-96.
- Proulx, R., Waldinger, J., & Koper, N. (2019). Anthropogenic landscape changes and their impacts on terrestrial and freshwater soundscapes. *Current Landscape Ecology Reports*, 4, 41-50.
- Quintana, F., Yorio, P., Lisnizer, N., Gatto, A., & Soria, G. (2004). Diving behavior and foraging areas of the Neotropic Cormorant at a marine colony in Patagonia, Argentina. *The Wilson Bulletin*, 116(1), 83-88.
- R Core Team. (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Ribeiro, S., Moura, R. G., Stenert, C., Florín, M., & Maltchik, L. (2020). Land use in Brazilian continental wetland Ramsar sites. *Land Use Policy*, 99, 104851.
- Ridd, P. V., & Stieglitz, T. (2002). Dry season salinity changes in arid estuaries fringed by mangroves and saltflats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54(6), 1039-1049.
- Ries, L., Fletcher Jr, R. J., Battin, J., & Sisk, T. D. (2004). Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 491-522.
- Riotte-Lambert, L., & Matthiopoulos, J. (2020). Environmental predictability as a cause and consequence of animal movement. *Trends in ecology & evolution*, 35(2), 163-174.
- Rohwäder, M. S., & Jeltsch, F. (2022). Foraging personalities modify effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Oikos*, e09056.
- Rosado, B. H., Dias, A. T., & de Mattos, E. A. (2013). Going back to basics: importance of ecophysiology when choosing functional traits for studying communities and ecosystems. *Natureza & Conserva o*, 11(1), 15-22.
- Rosamond, K. M., Kent, C. M., Hunter, S. C., & Sherry, T. W. (2020). Morphological traits influence prey selection by coexisting species of New World warblers (Parulidae). *Journal of Field Ornithology*, 91(4), 393-408.
- Schaffner, L. C., Dellapenna, T. M., Hinchey, E. K., Friedrichs, C. T., Neubauer, M. T., Smith, M. E., & Kuehl, S. A. (2001). Physical energy regimes, seabed dynamics and organism-sediment interactions along an estuarine gradient. *Organism-sediment interactions*, 159-179.

- Schuldt, A., Ebeling, A., Kunz, M., Staab, M., Guimarães-Steinicke, C., Bachmann, D., ... & Eisenhauer, N. (2019). Multiple plant diversity components drive consumer communities across ecosystems. *Nature communications*, *10*(1), 1-11.
- Sebastián-González, E., & Green, A. J. (2014). Habitat use by waterbirds in relation to pond size, water depth, and isolation: lessons from a restoration in southern Spain. *Restoration Ecology*, *22*(3), 311-318.
- Şekercioglu, C. H. (2006). Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in ecology & evolution*, *21*(8), 464-471.
- Sheard, C., Neate-Clegg, M. H., Alioravainen, N., Jones, S. E., Vincent, C., MacGregor, H. E., ... & Tobias, J. A. (2020). Ecological drivers of global gradients in avian dispersal inferred from wing morphology. *Nature communications*, *11*(1), 1-9.
- Sick, H. Ornitologia Brasileira. Nova Fronteira. Rio de Janeiro, 1997.
- Simmonds, J. S., van Rensburg, B. J., Tulloch, A. I., & Maron, M. (2019). Landscape-specific thresholds in the relationship between species richness and natural land cover. *Journal of Applied Ecology*, *56*(4), 1019-1029.
- Stats. (2023). Package documentation, 'cmdscale' function. In: R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R.
- Studds, C. E., Kendall, B. E., Murray, N. J., Wilson, H. B., Rogers, D. I., Clemens, R. S., ... & Fuller, R. A. (2017). Rapid population decline in migratory shorebirds relying on Yellow Sea tidal mudflats as stopover sites. *Nature communications*, *8*(1), 1-7.
- Takekawa, J. Y., Miles, A. K., Schoellhamer, D. H., Athearn, N. D., Saiki, M. K., Duffy, W. D., ... & Jannusch, C. A. (2006). Trophic structure and avian communities across a salinity gradient in evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia*, *567*, 307-327.
- Tavares, D. C., Guadagnin, D. L., de Moura, J. F., Siciliano, S., & Merico, A. (2015). Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical coastal lagoons: implications for management. *Biological Conservation*, *186*, 12-21.
- Telesh, I. V., & Khlebovich, V. V. (2010). Principal processes within the estuarine salinity gradient: a review. *Marine Pollution Bulletin*, *61*(4-6), 149-155.
- Tobias, J. A., Sheard, C., Pigot, A. L., Devenish, A. J., Yang, J., Sayol, F., ... & Schleuning, M. (2022). AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters*, *25*(3), 581-597.
- Tozer, D. C., Nol, E., & Abraham, K. F. (2010). Effects of local and landscape-scale habitat variables on abundance and reproductive success of wetland birds. *Wetlands Ecology and Management*, *18*, 679-693.
- Turner, M. G. (2005). Landscape ecology: what is the state of the science?. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 319-344.
- Turner, M. G., Gardner, R. H., O'Neill, R. V., & O'Neill, R. V. (2001). *Landscape ecology in theory and practice* (Vol. 401). Springer New York.
- Uncles, R. J., & Stephens, J. A. (2011). The effects of wind, runoff and tides on salinity in a strongly tidal sub-estuary. *Estuaries and coasts*, *34*, 758-774.
- United Nations General Assembly. Transforming Our World: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Resolution Adopted by the General Assembly on 25 September 2015 (United Nations, 2015)

- Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R., & Mander, Ü. (2009). Landscape metrics and indices: an overview of their use in landscape research. *Living reviews in landscape research*, 3(1), 1-28.
- Van Dijk JG et al (2012) Mallards feed longer to maintain intake rate under competition on a natural food distribution. *Ethology* 118:169–177
- Vellend, M. (2016). The theory of ecological communities (MPB-57). In *The Theory of Ecological Communities (MPB-57)*. Princeton University Press.
- Villéger, S., Mason, N. W., & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- Walz, U. (2011). Landscape structure, landscape metrics and biodiversity. *Living reviews in landscape research*, 5(3), 1-35.
- Wang, X., Li, X., Ren, X., Jackson, M. V., Fuller, R. A., Melville, D. S., ... & Ma, Z. (2022). Effects of anthropogenic landscapes on population maintenance of waterbirds. *Conservation Biology*, 36(2), e13808.
- Webb, E. B., Smith, L. M., Vrtiska, M. P., & Lagrange, T. G. (2010). Effects of local and landscape variables on wetland bird habitat use during migration through the Rainwater Basin. *The Journal of Wildlife Management*, 74(1), 109-119.
- Wetlands International. Waterbird population estimates 5th ed. 2012. <http://wpe.wetlands.org>. Accessed 02 Aug 2022.
- Wheelwright, N. T. (1985). Fruit-size, gape width, and the diets of fruit-eating birds. *Ecology*, 66(3), 808-818.
- Wiens, J. A. (2002). Central concepts and issues of landscape ecology. In *Applying landscape ecology in biological conservation* (pp. 3-21). Springer, New York, NY.
- Wisz, M. S., Pottier, J., Kissling, W. D., Pellissier, L., Lenoir, J., Damgaard, C. F., Dormann, F. C., Forchhammer, C. M., Grytnes, J. A., Guisan, A., Heikkinen, R. K., Høye, T. T., Kühn, I., Luoto, M., Maiorano, L., Nilsson, M. C., Normand, S., Öckinger, E., Schmidt, M. N., Termansen, M., Timmermann, A., Wardle, A. D., Aastrup, P. & Svenning, J. C. (2013). The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modelling. *Biological reviews*, 88(1), 15-30.
- Wotton, D. M., & Kelly, D. (2012). Do larger frugivores move seeds further? Body size, seed dispersal distance, and a case study of a large, sedentary pigeon. *Journal of Biogeography*, 39(11), 1973-1983.
- Wu, C. F., Lin, Y. P., & Lin, S. H. (2011). A hybrid scheme for comparing the effects of bird diversity conservation approaches on landscape patterns and biodiversity in the Shangan sub-watershed in Taiwan. *Journal of Environmental Management*, 92(7), 1809-1820.
- Zhang, W., Li, X., Yu, L., & Si, Y. (2018). Multi-scale habitat selection by two declining East Asian waterfowl species at their core spring stopover area. *Ecological Indicators*, 87, 127-135.
- Zuur, A., Ieno, E., Saveliev, A., Walker, N., Smith, G. Mixed effects model and extensions in ecology with R. Springer. 2009

Material Suplementar Capítulo 3 - Resposta da diversidade taxonômica e funcional de aves aquáticas a estrutura da paisagem em uma região costeira subtropical.

Tabela S1- Descrição completa das métricas de paisagem utilizadas no trabalho (McGarigal et al., 2002).

MÉTRICAS DE ÁREA E BORDA	
Índice da maior mancha	
$LPI = \frac{\max(a_{ij})}{A} (100)$	a_{ij} = Área (m ²) da mancha ij. A = Área total da paisagem (m ²).
<i>Descrição</i>	LPI é igual à área (m ²) da maior mancha na paisagem dividida pela área total da paisagem (m ²), multiplicada por 100 (para converter em porcentagem)
<i>Unidade</i>	Porcentagem
<i>Intervalo</i>	$0 < LPI \leq 100$ LPI = 100 quando toda a paisagem consiste em uma única mancha; ou seja, quando a maior mancha compreende 100% da paisagem.
Densidade de Borda	
$ED = \frac{E}{A} (10,000)$	E = Comprimento total (m) da borda na paisagem. A = Área total da paisagem (m ²).
<i>Descrição</i>	ED é igual à soma dos comprimentos (m) de todos os segmentos de borda da paisagem, divididos pela área total da paisagem (m ²), multiplicado por 10.000 (para converter em hectares).
<i>Unidade</i>	Metros por hectare
<i>Intervalo</i>	$ED > 0$, sem limites $ED = 0$ quando não há borda na paisagem; isto é, quando toda a paisagem e a borda da paisagem
MÉTRICAS DE FORMA	
Índice de forma	
$SHAPE = \frac{.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$	p_{ij} = Perímetro (m) da mancha ij. a_{ij} = Área (m ²) da mancha ij.
<i>Descrição</i>	SHAPE é igual ao perímetro da mancha (m) dividido pela raiz quadrada da área da mancha (m ²), ajustado por uma constante para ajustar um padrão quadrado.
<i>Unidade</i>	Nenhuma
<i>Intervalo</i>	$SHAPE \geq 1$, sem limite. SHAPE = 1 quando a mancha é quadrada e aumenta sem limite conforme o formato da mancha se torna mais irregular.

Índice de Contiguidade	
$\text{CONTIG} = \frac{\left[\frac{\sum_{r=1}^z c_{ijr}}{a_{ij}^*} \right] - 1}{v - 1}$	<p>c_{ijr} = valor de contiguidade para o pixel r na mancha ij.</p> <p>v = soma dos valores em um modelo de célula 3 por 3.</p> <p>a_{ij}^* = área da mancha ij em termos de número de células.</p>
<i>Descrição</i>	<p>CONTIG é igual ao valor médio de contiguidade para as células em uma mancha (ou seja, soma dos valores das células dividido pelo número total de pixels na mancha) menos 1, dividido pela soma dos valores do modelo menos 1.</p> <p>O índice de contiguidade avalia a conexão espacial, ou contiguidade, de células dentro de uma mancha de célula de grade para fornecer um índice sobre a configuração do limite da mancha e, portanto, a forma da mancha.</p>
<i>Unidade</i>	Nenhuma
<i>Intervalo</i>	<p>$0 \leq \text{CONTIG} \leq 1$</p> <p>CONTIG é igual a 0 para uma mancha de um pixel e aumenta até um limite de 1 conforme a contiguidade da mancha, ou conectividade, aumenta.</p>
MÉTRICAS DE AGREGAÇÃO	
Densidade da mancha	
$\text{PD} = \frac{N}{A} (10,000)(100)$	<p>N = Número total de manchas na paisagem</p> <p>A = Área total da paisagem (m^2).</p>
<i>Descrição</i>	<p>PD é igual ao número de manchas na paisagem, dividido pela área total da paisagem (m^2), multiplicado por 10.000 e 100 (para converter em 100 hectares). De modo geral, expressa o número de manchas por unidade de área.</p>
<i>Unidade</i>	Número por 100 hectares
<i>Intervalo</i>	<p>$\text{PD} > 0$, limitado pelo tamanho da célula.</p> <p>O PD é limitado pelo tamanho do grão da imagem <i>raster</i>, porque o PD máximo é atingido quando cada célula é uma mancha separada.</p>
Índice de divisão	
$\text{SPLIT} = \frac{A^2}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n a_{ij}^2}$	<p>a_{ij} = Área (m^2) da mancha ij.</p> <p>A = Área total da paisagem (m^2).</p>
<i>Descrição</i>	<p>SPLIT é igual à área total da paisagem (m^2) ao quadrado dividida pela soma da área da mancha (m^2) ao quadrado, somada em todas as manchas na paisagem.</p>
<i>Unidade</i>	Nenhuma

<i>Intervalo</i>	<p>$1 \leq \text{SPLIT} \leq$ número de células na paisagem ao quadrado.</p> <p>SPLIT = 1 quando a paisagem consiste em uma única mancha. SPLIT aumenta à medida que a paisagem é cada vez mais subdividida em manchas menores e atinge seu valor máximo quando a paisagem é subdividida ao máximo; isto é, quando cada célula é uma mancha separada.</p>
MÉTRICA DE DIVERSIDADE	
Índice de Diversidade de Shannon	
$\text{SHDI} = -\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$	P = _i proporção da paisagem ocupada pelo tipo de mancha (classe) i.
<i>Descrição</i>	SHDI é igual a menos a soma, em todos os tipos de manchas, da abundância proporcional de cada tipo de mancha multiplicada por essa proporção.
<i>Unidade</i>	Informativa
<i>Intervalo</i>	<p>SHDI \geq 0, sem limite</p> <p>SHDI = 0 quando a paisagem contém apenas 1 mancha (ou seja, sem diversidade). O SHDI aumenta à medida que o número de diferentes tipos de manchas (ou seja, riqueza de manchas, PR) aumenta e/ou a distribuição proporcional da área entre os tipos de manchas se torna mais equitativa.</p>

Tabela S2 – Espécies avistadas durante março de 2020 e fevereiro de 2021 em transecções selecionadas nas Baías de Laranjeiras, Pinheiros, Paranaguá e Antonina, Complexo Estuarino de Paranaguá - CEP, sul do Brasil

Ordem/Família/Espécie	Baía das Laranjeira					Baía dos Pinheiros					Baía de Paranaguá e Antonina				
	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Transecto 4	Transecto 5	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Transecto 4	Transecto 5	Transecto 1	Transecto 2	Transecto 3	Transecto 4	
Charadriidae															
<i>Charadrius collaris</i>	10	0	0	0	0	0	0	6	0	0	128	0	0	0	0
<i>Charadrius semipalmatus</i>	166	0	0	0	0	0	0	0	0	0	162	16	0	0	0
<i>Vanellus chilensis</i>	6	0	2	0	0	5	4	0	5	7	56	0	0	12	0
Haematopodidae															
<i>Haematopus palliatus</i>	0	0	0	0	1	3	3	0	0	0	28	0	0	0	0
Laridae															
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	0	0	1	4	0	0	0	0	2	0	14	0	0	0	0
<i>Larus dominicanus</i>	91	0	24	11	2	133	7	8	30	10	122	2	7	49	0
Recurvirostridae															
<i>Himantopus melanurus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54	0	0	13	0
Rynchopidae															
<i>Rynchops niger</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	46	0	0	0	0
Scolopacidae															
<i>Calidris fuscicollis</i>	5	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Tringa flavipes</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tringa melanoleuca</i>	6	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Sternidae															
<i>Sterna hirundinacea</i>	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalasseus acutiflavus</i>	35	50	26	130	15	2	0	0	70	2	171	7	1	1	1
<i>Thalasseus maximus</i>	0	1	2	13	103	31	0	3	9	1	2	1	9	1	1
Coraciiformes															
Alcedinidae															
<i>Chloroceryle aenea</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Chloroceryle amazona</i>	2	2	5	0	1	0	0	2	0	3	3	0	2	0	0
<i>Chloroceryle americana</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0
<i>Megasceryle torquata</i>	9	0	4	6	1	2	2	10	6	5	11	6	10	4	4

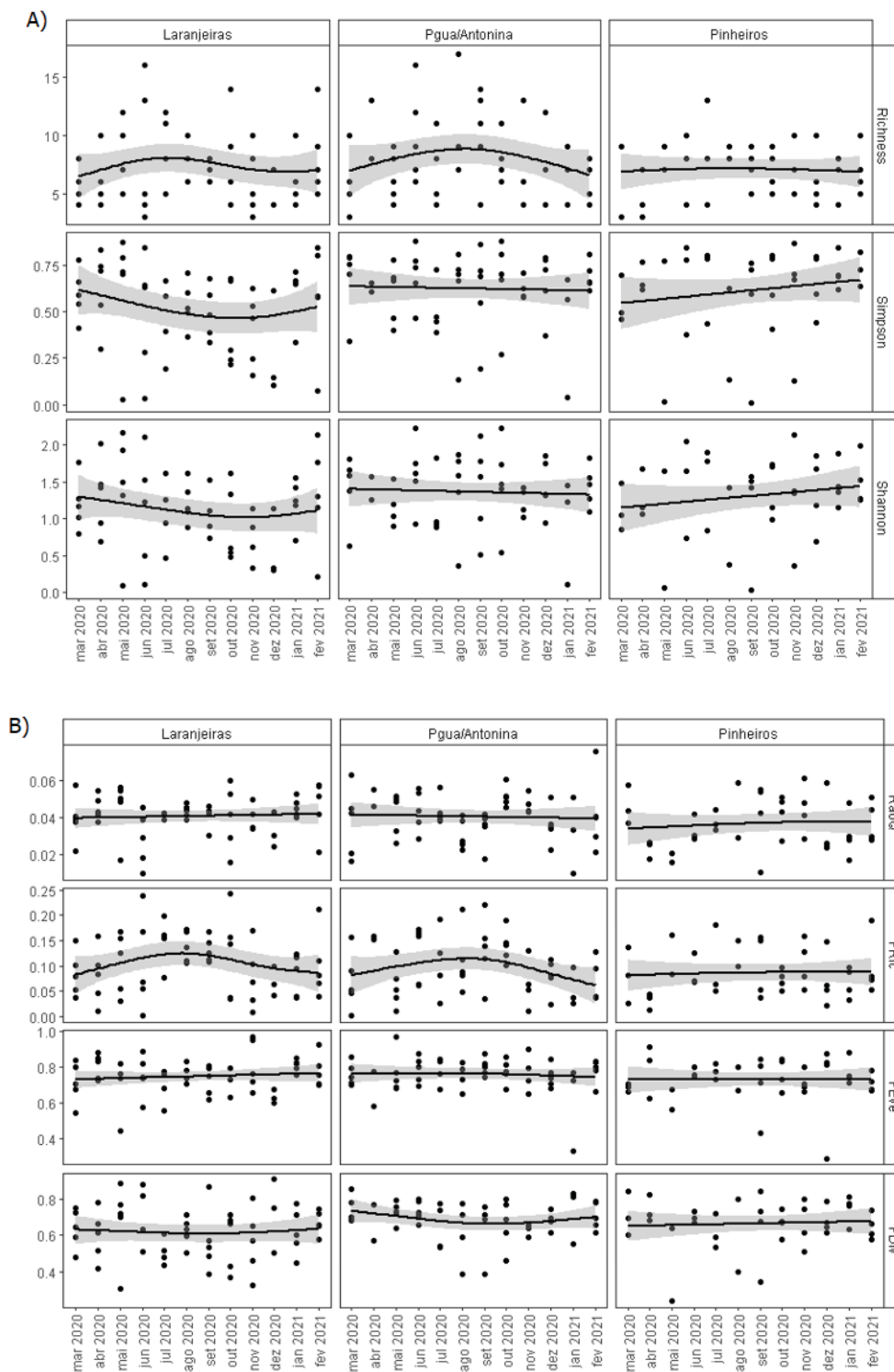


Figura S1 - Diagrama de dispersão dos valores da: A) diversidade taxonômica (riqueza de espécies, Simpson e Shannon) e B) diversidade funcional (RaoQ, FRic, FEve e FDiv), no eixo Y, pela data de amostragem, no eixo X. As tendências temporais gerais são representadas usando ajustes de GAM (linhas pretas) com unicamente a data de amostragem como variável explicativa e ajustada como *smooth* da curva do modelo para cada índice de diversidade funcional. A margem de erro dos ajustes dos GAM's estão representadas em cinza, e indicam o intervalo de confiança de 95% das linhas ajustadas.

Tabela S3 – Resultado dos GAM's para diversidade taxonômica (riqueza de espécies e diversidade de Shannon) onde a porcentagem de explicação da variância foi superior a 20%. Coeficientes paramétricos das variáveis preditoras (estimativa; erro padrão; valor de T e de P), com nível de significância estipulado em 0.01. Termo *smooth data* (edf, graus de liberdade efetivos; número de referência dos graus de liberdade, Ref. df; valor de F e de P). Valor do ajuste (R.sq) e porcentagem de explicação, valor da validação minimalizada de explicação (GCV), valor do erro padrão ao quadrado (Scale est.) e número amostral do modelo.

Species richness					Shannon				
Parametric coefficients:					Parametric coefficients:				
	Estimate	Std.Error	t-value	Pr(> t)		Estimate	Std.Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	-1,10049	1,567876	-0,702	0,483977	(Intercept)	0,709318	0,335816	2,112	0,036569
LPI_500	-0,10804	0,123844	-0,872	0,384571	LPI_500	0,048976	0,019386	2,526	0,012715
ED_500	-0,18855	0,094017	-2,006	0,046951	ED_500	-0,04573	0,01295	-3,531	0,000572
PD_500	0,776457	0,443662	1,75	0,082423	CONTIG_500	0,677641	0,347537	1,95	0,053335
SPLIT_500	-0,49979	1,438239	-0,348	0,728766	SPLIT_500	1,370925	0,41441	3,308	0,001213
SHDI_500	0,292505	1,021458	0,286	0,775051	SHDI_500	-1,60533	0,987324	-1,626	0,10637
ED_1000	-0,07181	0,084756	-0,847	0,398395	ED_1000	-0,05506	0,029002	-1,898	0,059853
CONTIG_1000	-1,10418	1,658788	-0,666	0,506794	CONTIG_1000	0,604006	0,354852	1,702	0,091106
PD_1000	1,234125	0,365969	3,372	0,000979	PD_1000	0,16915	0,094252	1,795	0,075018
SHDI_1000	-5,34797	2,500013	-2,139	0,034262	SHDI_1000	2,061345	1,304342	1,58	0,116437
LPI_2000	0,74083	0,24285	3,051	0,002761	ED_2000	-0,07318	0,060136	-1,217	0,225829
ED_2000	-0,00753	0,373012	-0,02	0,983928	SHAPE_2000	1,471302	0,441949	3,329	0,001132
CONTIG_2000	-1,11699	1,59701	-0,699	0,485517	PD_2000	0,520515	0,2244	2,32	0,021913
PD_2000	0,455483	1,370458	0,332	0,740146	SHDI_2000	-1,00161	0,813207	-1,232	0,220278
SPLIT_2000	3,228192	1,159502	2,784	0,006156	LPI_3000	-0,05528	0,020302	-2,723	0,007353
ED_3000	0,35348	0,402437	0,878	0,38135	SHAPE_3000	0,701562	0,438595	1,6	0,112109
SHAPE_3000	-5,58109	2,714619	-2,056	0,041759	PD_3000	-0,4975	0,147232	-3,379	0,000959
PD_3000	-1,41834	1,738681	-0,816	0,416109	air	-0,03195	0,013066	-2,445	0,015801
SHDI_3000	-1,16988	2,159352	-0,542	0,588887	wind	-0,0048	0,022564	-0,213	0,831884
air	-0,20752	0,053611	-3,871	0,00017	turbidity	-0,00578	0,006986	-0,827	0,410008
wind	-0,23474	0,110445	-2,125	0,035419					
turbidity	-0,03008	0,032867	-0,915	0,361833					
Approximate significance of smooth terms:					Approximate significance of smooth terms:				
	edf	Ref.df	F	p-value		edf	Ref.df	F	p-value
s(as.numeric(date))	1	1	0,186	0,667	s(as.numeric(date))	2,234	2,848	2,197	0,0879
R-sq.(adj) = 0,403 Deviance explained = 47,1%					R-sq.(adj) = 0,151 Deviance explained = 25,5%				
GCV = 5,9324 Scale est. = 5,2205 n = 150					GCV = 0,24848 Scale est. = 0,21662 n = 150				

Tabela S4 – Resultado dos GAM's para diversidade funcional (FRic) onde a porcentagem de explicação da variância foi superior a 20%. Coeficientes paramétricos das variáveis preditoras (estimativa; erro padrão; valor de T e de P), com nível de significância estipulado em 0.01. Termo *smoth data* (edf, graus de liberdade efetivos; número de referência dos graus de liberdade, Ref. df; valor de F e de P). Valor do ajuste (R.sq) e porcentagem de explicação, valor da validação minimalizada de explicação (GCV), valor do erro padrão ao quadrado (Scale est.) e número amostral do modelo.

FRic				
Parametric coefficients:				
	Estimate	Std.Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	-0,071	0,063	-1,14	0,2586
SHAPE_500	0,031	0,0989	0,312	0,75583
SPLIT_500	-0,006	0,0288	-0,2	0,83972
SHDI_500	0,196	0,0978	2,006	0,0469
ED_1000	-6E-04	0,0041	-0,14	0,8909
SHAPE_1000	0,047	0,0789	0,59	0,5565
CONTIG_1000	-0,084	0,0748	-1,12	0,26431
PD_1000	0,004	0,0102	0,346	0,73015
SPLIT_1000	-0,006	0,0067	-0,88	0,38299
SHDI_1000	-0,197	0,2207	-0,89	0,37491
ED_2000	0,012	0,0051	2,397	0,01795
SHAPE_2000	-0,042	0,0443	-0,94	0,34822
PD_2000	-0,055	0,0195	-2,81	0,00574
ED_3000	-0,015	0,0061	-2,51	0,01318
PD_3000	0,07	0,0265	2,63	0,00958
SHDI_3000	0,304	0,3855	0,788	0,43242
air	-0,003	0,0014	-2,31	0,02228
wind	-0,006	0,0022	-2,52	0,013
turbidity	-5E-04	0,0007	-0,73	0,46968
Approximate significance of smooth terms:				
	edf	Ref.df	F	p-value
s(as.numeric(date))	3,98	4,921	1,161	0,349
R-sq.(adj) = 0,303 Deviance explained = 39,7%				
GCV = 0,0024467 Scale est. = 0,0021045 n = 150				

FRic				
Parametric coefficients:				
	Estimate	Std.Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	-0,048	0,0423	-1,14	0,256
SHAPE_500	0,03	0,0994	0,3	0,765
SPLIT_500	-0,007	0,0282	-0,25	0,802
SHDI_500	0,197	0,0982	2,009	0,047
ED_1000	-3E-04	0,0039	-0,07	0,948
SHAPE_1000	0,04	0,0742	0,542	0,589
CONTIG_1000	-0,06	0,0534	-1,13	0,263
PD_1000	0,003	0,0099	0,266	0,791
SPLIT_1000	-0,006	0,0066	-0,9	0,372
SHDI_1000	-0,189	0,2157	-0,88	0,381
ED_2000	0,012	0,0049	2,412	0,017
SHAPE_2000	-0,029	0,0433	-0,67	0,505
CONTIG_2000	-0,059	0,0527	-1,11	0,268
PD_2000	-0,055	0,0197	-2,81	0,006
ED_3000	-0,016	0,0064	-2,48	0,014
PD_3000	0,074	0,027	2,744	0,007
SHDI_3000	0,305	0,3869	0,79	0,431
air	-0,003	0,0014	-2,31	0,022
wind	-0,006	0,0022	-2,52	0,013
turbidity	-5E-04	0,0007	-0,73	0,47
Approximate significance of smooth terms:				
	edf	Ref.df	F	p-value
s(as.numeric(date))	3,98	4,921	1,161	0,349
R-sq.(adj) = 0,303 Deviance explained = 39,7%				
GCV = 0,0024467 Scale est. = 0,0021045 n = 150				

FRic				
Parametric coefficients:				
	Estimate	Std.Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	-2,081	9,653	-0,22	0,8297
LPI_2000	0,0071	0,002	3,574	0,0005
ED_2000	-0,006	0,014	-0,44	0,6594
SHAPE_2000	0,025	0,044	0,563	0,5744
CONTIG_2000	1,6375	9,491	0,173	0,8633
PD_2000	0,0316	0,008	4,074	8E-05
SPLIT_2000	0,0381	0,013	3,001	0,0032
SHDI_2000	0,3319	0,107	3,107	0,0023
salinity	-0,002	0,001	-1,95	0,0531
water	0,0014	0,004	0,348	0,7286
air	-0,004	0,002	-1,68	0,0951
wind	-0,005	0,002	-2,39	0,0184
turbidity	-6E-04	6E-04	-0,94	0,3486
Approximate significance of smooth terms:				
	edf	Ref.df	F	p-value
s(as.numeric(date))	3,646	4,593	1,26	0,252
R-sq.(adj) = 0,272 Deviance explained = 34,9%				
GCV = 0,0024721 Scale est. = 0,0021978 n = 150				

FRic				
Parametric coefficients:				
	Estimate	Std.Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	31,9309	14,1821	2,251	0,02599
LPI_3000	0,00443	0,00169	2,614	0,00996
ED_3000	-0,057	0,02336	-2,44	0,01594
SHAPE_3000	-0,075	0,03971	-1,89	0,0612
CONTIG_3000	-31,936	14,1584	-2,26	0,02572
PD_3000	0,03804	0,00941	4,042	8,9E-05
SPLIT_3000	0,01597	0,00839	1,903	0,05916
SHDI_3000	0,29325	0,09636	3,043	0,00282
salinity	-0,0022	0,00102	-2,15	0,03336
water	0,00267	0,00403	0,663	0,50835
air	-0,0044	0,00233	-1,91	0,05831
wind	-0,0049	0,00227	-2,17	0,03184
turbidity	-0,0002	0,00069	-0,26	0,79498
Approximate significance of smooth terms:				
	edf	Ref.df	F	p-value
s(as.numeric(date))	3,728	4,688	1,53	0,163
R-sq.(adj) = 0,267 Deviance explained = 34,5%				
GCV = 0,0024909 Scale est. = 0,0022131 n = 150				

FRic				
Parametric coefficients:				
	Estimate	Std.Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	-4,3722	2,15727	-2,027	0,0447
LPI_500	0,0034	0,00126	2,7	0,0078
ED_500	0,00369	0,00292	1,264	0,2083
SHAPE_500	0,0495	0,03596	1,376	0,171
CONTIG_500	4,12927	2,1075	1,959	0,0522
PD_500	0,00737	0,0039	1,888	0,0613
SPLIT_500	0,04892	0,01665	2,938	0,0039
SHDI_500	0,11159	0,04355	2,563	0,0115
salinity	-0,0006	0,00082	-0,751	0,4538
water	0,00086	0,0038	0,226	0,8217
air	-0,004	0,0022	-1,819	0,0711
wind	-0,0048	0,00225	-2,149	0,0335
turbidity	-0,0002	0,00066	-0,363	0,7174
Approximate significance of smooth terms:				
	edf	Ref.df	F	p-value
s(as.numeric(date))	3,586	4,519	0,872	0,44
R-sq.(adj) = 0,265 Deviance explained = 34,2%				
GCV = 0,0024973 Scale est. = 0,0022212 n = 150				

Tabela S5 - Resultado dos GAM's para diversidade funcional (FDiv) onde a porcentagem de explicação da variância foi superior a 20%. Coeficientes paramétricos das variáveis preditoras (estimativa; erro padrão; valor de T e de P), com nível de significância estipulado em 0.01. Termo *smoth data* (edf, graus de liberdade efetivos; número de referência dos graus de liberdade, Ref. df; valor de F e de P). Valor do ajuste (R.sq) e porcentagem de explicação, valor da validação minimalizada de explicação (GCV), valor do erro padrão ao quadrado (Scale est.) e número amostral do modelo.

FDiv									
Parametric coefficients:									
	Estimate	Std.Error	t-value	Pr(> t)		Estimate	Std.Error	t-value	Pr(> t)
(Intercept)	0,0294	0,0138	2,134	0,03465	(Intercept)	0,02935	0,01375	2,134	0,03465
LPI_500	0,0043	0,0045	0,952	0,34304	LPI_2000	0,02377	0,00817	2,909	0,00424
ED_500	-0,018	0,0037	-4,88	3,011E-06	ED_2000	0,04883	0,01662	2,939	0,00388
SHAPE_500	-0,077	0,0401	-1,93	0,05622	SHAPE_2000	0,00055	0,02126	0,026	0,97953
CONTIG_500	0,0319	0,015	2,129	0,03506	CONTIG_2000	0,02946	0,01392	2,116	0,03619
PD_500	0,0809	0,0154	5,254	5,72E-07	PD_2000	-0,161	0,06711	-2,399	0,01784
SPLIT_500	-0,031	0,0157	-1,99	0,04885	SPLIT_2000	0,01935	0,01256	1,541	0,12576
SHDI_500	-0,081	0,0312	-2,6	0,01041	SHDI_2000	0,01622	0,02146	0,756	0,45115
LPI_1000	-0,019	0,0108	-1,73	0,08685	LPI_3000	0,01216	0,00435	2,795	0,00596
ED_1000	-0,012	0,0055	-2,22	0,02791	ED_3000	-0,0252	0,01104	-2,278	0,02429
SHAPE_1000	0,107	0,042	2,547	0,01201	SHAPE_3000	0,04092	0,02202	1,859	0,06528
CONTIG_1000	0,0288	0,0139	2,069	0,04048	CONTIG_3000	0,02962	0,01389	2,132	0,03485
PD_1000	0,0217	0,0216	1,006	0,31625	PD_3000	0,12765	0,05466	2,335	0,02101
SPLIT_1000	0,0077	0,0243	0,316	0,75217	SPLIT_3000	-0,0355	0,03213	-1,104	0,27147
SHDI_1000	0,0624	0,0305	2,049	0,04242	SHDI_3000	-0,0111	0,01536	-0,721	0,47242
Approximate significance of smooth terms:									
		edf	Ref.df	F	p-value				
s(as.numeric(date))		2,073	2,581	1,975	0,155				
R-sq.(adj) = 0,23 Deviance explained = 30,8%									
GCV = 0,014534 Scale est. = 0,012976 n = 150									

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os principais objetivos desse estudo foram: I) identificar a composição das assembleias de aves aquática do CEP, fornecendo informações sobre aspectos ecológicos, como riqueza, abundância relativa e estado de conservação das espécies; II) compreender como as variáveis ambientais e os padrões temporais e espaciais afetam a ocorrência e distribuição da diversidade alfa e beta das assembleias e III) investigar como a estrutura da paisagem e as variáveis ambientais influenciam a composição e a diversidade das assembleias, em diferentes escalas espaciais.

Verificamos que o CEP abriga uma rica e diversificada assembleia de aves aquáticas, composta por espécies residentes e migratórias, muitas das quais estão enfrentando ameaças de extinção. Dentre as espécies residentes, *N. brasilianum*, o biguá, se destaca pela sua dominância numérica, exercendo influência sobre os padrões de distribuição e possivelmente limitando a presença de outras espécies através da exclusão competitiva. A influência da sazonalidade foi observada nos padrões espaço-temporais das assembleias, sendo que, durante a estação seca, a turbidez apresentou um efeito negativo, enquanto na estação chuvosa, o aumento da concentração de oxigênio dissolvido e da temperatura da água influenciaram positivamente. As aves aquáticas, devido à sua alta mobilidade, possuem a capacidade de rastrear recursos dinâmicos, o que resulta na rotatividade das espécies entre os diferentes ambientes. Essa dinâmica contribui para uma variação equilibrada na abundância das espécies, desempenhando um papel central na diversidade beta das assembleias no CEP. Tamanha mobilidade também é favorecida pela presença de grandes manchas contínuas de paisagens e afetada pelo efeito de borda, que pode comprometer a qualidade da paisagem em questão e devem ser monitoradas por programas de conservação locais.

O conhecimento prévio acerca da avifauna aquática do CEP apresentava uma natureza fragmentada, sendo este estudo o primeiro a integrar, por meio de censos mensais, a avaliação sistêmica das três principais baías que compõem o CEP. Destacamos assim, a importância deste conjunto de dados e conhecimentos adquiridos e integrados neste trabalho. Por meio da divulgação deste estudo e dos artigos derivados, esperamos disponibilizá-lo para acesso coletivo e utilização por parte de outros pesquisadores e gestores em diferentes momentos e contextos. Além disso, informamos que este é o primeiro trabalho a empregar métricas de paisagem para avaliar a influência da estrutura da paisagem na composição e diversidade das assembleias de aves aquáticas no CEP, sul

do Brasil. Essas métricas desempenham um papel crucial na descrição e quantificação de características ambientais relevantes. Portanto, os resultados aqui reunidos possuem um valor ecológico significativo, pois fornecem informações inovadoras sobre um complexo de zonas úmidas de grande importância global e que abriga mais de 40 espécies de aves aquáticas que compõe a fauna brasileira.

No entanto, também gostaríamos de registrar que, embora relevantes, nossos resultados têm limitações espaciais e temporais que afetam a quantidade e a qualidade das informações coletadas, trazendo desafios para detectar padrões de longo prazo e identificar mudanças graduais e lentas no ambiente. Além disso, a presença de espécies altamente móveis com comportamentos migratórios, sazonais ou cíclicos pode resultar em variações que não são capturadas em uma coleta de dados com escala limitada, tal como a realizada neste estudo. Portanto, para avançar a compreensão da dinâmica das populações de aves aquáticas, é importante que futuros estudos considerem abordagens e delineamentos amostrais complementares quanto a escala espacial e temporal e utilizem protocolos bem definidos para coleta de dados. Este aprimoramento permitirá a análise de tendências e mudanças em diferentes escalas e ajudará a formular medidas de manejo e conservação ainda mais robustos e de maior potencial de eficiência para a fauna e habitats locais.