

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

**Efeito da fragmentação de áreas úmidas sobre
a diversidade funcional de aves aquáticas**

LUTHIANA CARBONELL DOS SANTOS

Porto Alegre, fevereiro de 2021.

Efeito da fragmentação de áreas úmidas sobre
a diversidade funcional de aves aquáticas

Luthiana Carbonell dos Santos

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Demétrio Luis Guadagnin

Comissão Examinadora

Prof^ª. Dr^ª. Sandra Muller
Prof. Dr. Rafael Antunes Dias
Prof. Dr. Maycon Sanyvan Sigales
Gonçalves

Porto Alegre, fevereiro de 2021

CIP - Catalogação na Publicação

dos Santos, Luthiana Carbonell
Efeito da fragmentação de áreas úmidas sobre a
diversidade funcional de aves aquáticas / Luthiana
Carbonell dos Santos. -- 2021.
78 f.
Orientador: Demétrio Luis Guadagnin.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do
Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Programa
de Pós-Graduação em Ecologia, Porto Alegre, BR-RS,
2021.

1. fragmentação. 2. áreas úmidas. 3. aves
aquáticas. 4. diversidade funcional. I. Guadagnin,
Demétrio Luis, orient. II. Título.



Dedico este singelo trabalho a todas as pessoas que de alguma forma lutaram no passado, que lutam no presente e que lutarão no futuro para que todos e todas tenham educação de qualidade, igualdade de oportunidades, e seus direitos fundamentais atendidos.



AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia pela oportunidade e pelo apoio, do início ao fim desta jornada.

Ao meu Professor Orientador, Demétrio Guadagnin, pela confiança em mim, mesmo quando eu mesma não acreditava, e também pela orientação e amizade.

A todos os Professores e as Professoras do PPG em Ecologia, com quem aprendi sobre variados temas, afetos à Ecologia ou não. Obrigada por terem escolhido esta magnífica profissão, desempenharem-na com dedicação e trabalharem pela excelência da Educação Pública no Brasil! Agradeço especialmente ao Prof. Leandro Duarte e à Prof^a. Sandra Muller pelas contribuições direcionadas a este trabalho.

À Lucilene Jacoboski pela colaboração.

Aos Professores da Comissão Examinadora Sandra Muller, Rafael Antunes Dias e Maycon Gonçalves pelo aceite em avaliar este trabalho.

A todos e todas as colegas do PPG em Ecologia pela oportunidade de evolução conjunta e pela partilha.

Ao Diretor de Biodiversidade e Florestas do IMA-SC, Rogério Rodrigues, e à Gerente de Biodiversidade e Florestas, Ana Verônica Cimardi, os quais me apoiaram integralmente, sabendo da importância de qualificação do corpo técnico do IMA.

Aos colegas de trabalho que são uma grande inspiração para mim pela dedicação e competência com que atuam no serviço público: Elaine Zuchiwschi, Marcos Maes, Beloni Marterer, Ana Cimardi, Giorgia Alves, Bianca Parizzotto.

À minha família do Biolar que em uma acolhida generosa me proporcionou uma vivência, ainda que breve, muito alegre no Porto Alegre: Dirleane Ottoneli, Mariana Vieira, Crisla Pott, Iara Corolariano.

À Psicóloga Rosimeire Reis Bento pelo apoio.

Ao Paulo de Souza Knupp pela grande ajuda na revisão do trabalho, e também pelo amor, amizade, incentivo e animação sempre fundamentais para que eu pudesse concluir esta etapa.

À minha família pela oportunidade de estudar e pelo exemplo: mãe Vera, pai Renato e irmã Carol. Ao pequeno Jerônimo e à minha afilhada Júlia que aguardou a finalização do trabalho até que pudéssemos voltar a brincar.

À Sofia Gasparotto e ao Luciano Vonder Goltz por estarem sempre presentes e otimistas.

A todos e todas pelas palavras de incentivo, pelos abraços carinhosos, trocas de ideias, conversas e apoio quando eu mais precisei. MUITO OBRIGADA!

SUMÁRIO

Capítulo 1	8
MARCO TEÓRICO	8
1 Aves aquáticas, áreas úmidas e conservação	9
2 Efeitos da fragmentação do habitat sobre a estrutura das comunidades de áreas úmidas: Biogeografia de Ilhas e Teoria de Nicho.....	12
3 Diversidade Funcional.....	14
Capítulo 2	17
Artigo	17
RESUMO	18
ABSTRACT	20
INTRODUÇÃO	21
MATERIAL E MÉTODOS	24
Área de estudo e delineamento.....	24
Métricas espaciais e de habitat	25
Censo de aves aquáticas	26
Atributos das aves aquáticas	27
Medidas de diversidade	27
Análise de dados.....	36
RESULTADOS	37
DISCUSSÃO.....	39
REFERÊNCIAS	43
Anexo 1: Atributos funcionais de aves aquáticas utilizados em trabalhos publicados e disponíveis na plataforma <i>Web of Science</i> publicados até setembro de 2019.....	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Área de estudo na zona costeira do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil.....	25
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Atributos funcionais considerados neste estudo, suas respectivas categorias e códigos.	29
--	----

Tabela 2: Estados dos atributos funcionais de aves aquáticas	31
--	----

Tabela 3 Modelos lineares dos índices de diversidade funcional das aves aquáticas em relação às variáveis ambientais dos fragmentos de áreas úmidas.....	38
---	----

Capítulo 1

MARCO TEÓRICO

1 Aves aquáticas, áreas úmidas e conservação

O termo *aves aquáticas* é usualmente utilizado como uma referência a espécies de aves pertencentes a diversos grupos taxonômicos e que possuem uma ampla gama de adaptações à vida em áreas úmidas, seja para obtenção de recursos, seja para diversos usos do habitat, o que acarreta em diferentes níveis de dependência ecológica das áreas úmidas (Weller 1999). De um modo geral, pertencem às ordens Sphenisciformes, Gaviiformes, Podicipediformes, Pelecaniformes, Ciconiiformes, Phoenicopteriformes, Anseriformes, Gruiformes, Opisthocomiformes e Charadriiformes, incluindo ainda espécies das ordens Accipitriformes, Falconiformes, Cuculiformes, Strigiformes e Passeriformes (Rose & Scott 1997). São organismos de grande porte e de altos requisitos energéticos, que exercem importante influência na dinâmica dos ecossistemas aquáticos (Green & Elmberg 2014).

As aves aquáticas desempenham papéis funcionais importantes para as áreas úmidas. Devido a sua grande mobilidade, atuam na dispersão de propágulos de plantas e animais de uma área úmida até outra, o que contribui para a manutenção do *pool* de espécies e diversidade de tipos de habitats nestas áreas (Green *et al.* 2002). São predadoras e também são presas, fazendo um elo trófico entre áreas distantes e, ao formarem colônias, influenciam no aporte de nutrientes para um local, por meio do depósito de excretas, ou guano. Também, ao remexerem o solo durante a alimentação, mobilizam os depósitos de sedimentos causando a chamada bioturbação (Green & Elmberg 2014; Michel *et al.* 2020).

A mobilidade das aves está, de forma geral, relacionada aos requisitos funcionais de seus ciclos de vida, dentre eles as migrações anuais entre áreas de reprodução e muda; o atendimento de requisitos de manutenção do corpo; a obtenção de nutrientes para postura de ovos; busca de

alimentos para jovens em áreas de reprodução; busca por isolamento e proteção durante os períodos de muda pós-procriação; localização de áreas ricas em alimentos de manutenção durante a migração e invernada (Weller 1999).

Os padrões sazonais de riqueza e abundância das aves aquáticas são influenciados, principalmente, por seus movimentos migratórios e pelas variações na disponibilidade hídrica das áreas úmidas, as quais são acompanhadas por variações na complexidade estrutural dos habitats (Guadagnin *et al.* 2005). O regime hídrico exerce importante influência sobre as aves aquáticas, uma vez que geram mudanças no habitat aquático e por sua vez nos locais de alimentação e reprodução das aves (Cumming *et al.* 2012).

As áreas úmidas são os ecossistemas considerados de maior produtividade do mundo, o que lhes confere alta diversidade biológica e um papel importante nos ciclos hidrológicos e biogeoquímicos, com destaque para a sua alta capacidade de fixação de carbono (Fraser & Keddy 2005). A definição e delimitação das áreas úmidas se baseiam em três critérios – hidrológico (pulsos de inundação), pedológico (predomínio de solos hidromórficos) e vegetacional (predomínio de vegetação aquática ou anfíbia), sendo que a variação destes fatores resulta em uma ampla gama de possíveis tipos de áreas úmidas (Fraser & Keddy 2005).

A perda e a fragmentação das áreas úmidas provocaram grandes mudanças nas condições ecológicas e na paisagem onde estão inseridas estas áreas. Embora naturalmente distribuídas de forma disjunta, a distribuição atual e a extensão das áreas úmidas não coincidem mais com as que existiram anteriormente (Guadagnin *et al.* 2009; Junk *et al.* 2013). Segundo Avaliação Ecológica do Milênio (Millenium Ecosystem Assesment 2005), mais de 50% das áreas úmidas do hemisfério norte foram perdidas no século passado, e as perdas continuam no século 21. O monitoramento dos indicadores definidos no âmbito da Convenção da Diversidade Biológica para mensuração das Metas de Aichi (Tittenson *et al.* 2014) aponta que 65% dos indicadores de perda de áreas úmidas

sofreram um declínio, o que as insere dentre os ecossistemas mais vulneráveis do planeta. Segundo Maltchik (2003), aproximadamente 90% das áreas úmidas desapareceram no Sul do Brasil e cerca 72% dos remanescentes são menores que 1 km². A maior causa destas perdas está relacionada à conversão das áreas úmidas realizada por meio de drenagens, ou por meio do enchimento, os quais são empregados com a finalidade de tornar os solos agricultáveis. Além disso, o represamento para geração de energia hidrelétrica também está entre os fatores causadores das perdas (Fraser & Keddy 2005).

Os ecossistemas aquáticos sustentam mais de 10% das espécies até o momento descritas, incluindo um terço de todos os vertebrados (Strayer & Dudgeon, 2010). Logo, a perda e a fragmentação das áreas úmidas estão entre as principais ameaças às aves aquáticas, na medida em que induzem modificações na paisagem cujo efeito final é a diminuição da riqueza de espécies e a alteração da estrutura das comunidades. Dentre os efeitos das modificações incluem-se a perda total de área de vida na paisagem, diminuição do tamanho e aumento do isolamento dos remanescentes, aumento do efeito de borda e diminuição da permeabilidade da matriz. As alterações da paisagem e da configuração espacial de áreas úmidas em ilhas de habitat, progressivamente com menor área e maior isolamento, alteram a estrutura e composição de aves aquáticas (Guadagnin & Maltchik 2007). Por isso, os esforços de conservação devem ser dirigidos preferencialmente à manutenção dos fragmentos existentes e à diminuição da destruição e perda de habitats.

O Rio Grande do Sul está, ao lado do Pantanal, como uma das áreas de maior diversidade de aves aquáticas do Brasil, sendo este um indicador da importância regional do estado para a conservação das áreas úmidas. O estado possui 14,8% de todas as espécies de aves aquáticas existentes no planeta, sendo que parte desta grande diversidade se deve à existência de rotas migratórias de espécies vindas do norte e do sul do continente (Velez 1997).

A “Convenção sobre as Áreas Úmidas de Importância Internacional especialmente como Habitat de Aves Aquáticas” é um marco nas políticas de conservação destes ecossistemas. A Convenção foi realizada em 1971 na cidade iraniana de Ramsar, passando a vigorar oficialmente em 1975 e conta hoje com 138 Estados Membros. O Brasil ratificou a Convenção de Ramsar em 24 de setembro de 1993, tendo sido promulgada pelo Decreto no 1.905 de 16 de maio de 1996.

Existem estudos trazendo indicações de áreas úmidas de importância para a conservação da biodiversidade em escala regional (Scott & Carbonell 1986), tendo sido duas destas áreas já efetivadas como sítios Ramsar no estado do Rio Grande do Sul, além de possuírem proteção legal como unidades de conservação da natureza, são elas o Parque Nacional da Lagoa do Peixe e a Estação Ecológica de Taim. Embora o Brasil não possua um regime jurídico aplicável aos Sítios Ramsar, esta designação confere às áreas úmidas uma importância internacional, encontrando amparo sob o Direito Internacional do Meio Ambiente (Ramsar Convention Secretariat 2016).

O Rio Grande do Sul apresenta ainda outras unidades de conservação que protegem áreas úmidas, em especial o Parque Estadual do Camaquã, a Reserva Biológica do São Donato, o Parque Estadual Delta do Jacuí, o Banhado dos Pachecos e o Banhado dos Maçaricos. No entanto, considerando o acelerado processo de modificação da paisagem, e as dificuldades encontradas ao longo dos processos de criação de unidades de conservação no Brasil, as áreas protegidas por si só não são suficientes para a proteção das áreas úmidas existentes e, por consequência, das aves aquáticas e migratórias que delas dependem.

2 Efeitos da fragmentação do habitat sobre a estrutura das comunidades de áreas úmidas: Biogeografia de Ilhas e Teoria de Nicho

A Teoria do Equilíbrio da Biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967) é frequentemente utilizada como modelo conceitual na ciência da conservação a fim de

compreender os efeitos da fragmentação do habitat sobre a estrutura das comunidades biológicas (Mendenhall *et al.* 2014). A Teoria da Biogeografia de Ilhas fornece uma explicação baseada na observação geral de que as ilhas (ou qualquer habitat que esteja isolado) maiores possuem mais espécies do que as menores, e as ilhas mais próximas ao continente, ou à área fonte, possuem maior número de espécies em comparação às ilhas mais distantes à área fonte, ou seja, mais isoladas (MacArthur & Wilson 1963). Alguns estudos têm encontrado suporte na Teoria para explicar o efeito da fragmentação sobre outros componentes da biodiversidade (Laurance 2008), como a diversidade funcional, efeitos estes que têm sido cada vez mais investigados (Jacquet *et al.* 2017).

O modelo de Biogeografia de Ilhas presume a homogeneidade de características de habitats entre os fragmentos, confluindo com o Modelo Neutro de Hubbel (2001) que vem a explicar a presença e a ausência de espécies em determinado habitat não em função das propriedades daquele habitat, mas como um efeito da capacidade similar de indivíduos para a dispersão e manutenção em determinado habitat. Entretanto, muitas paisagens fragmentadas apresentam um padrão dividido e heterogêneo, onde as possibilidades de colonização e extinção entre fragmentos são influenciadas também pela permeabilidade da matriz, a heterogeneidade dentro e entre os remanescentes e as características das bordas dos fragmentos, como é o caso das áreas úmidas, muitas vezes inseridas em uma matriz de arrozais, as quais podem não funcionar como barreiras ao deslocamento das aves aquáticas (Guadagnin *et al.* 2014). Desta forma, o modelo de Biogeografia de Ilhas pode não ser suficiente para explicar os padrões de riqueza das comunidades de aves aquáticas.

Por outro lado, a Teoria do Nicho de Hutchinson (1957) prediz uma relação positiva entre a riqueza de espécies e a heterogeneidade de habitat, de forma que as características do habitat, segundo a Teoria, seriam o principal fator a determinar a estrutura das comunidades.

Em comunidades de aves, as características do habitat foram identificadas como importantes forças estruturantes (Henry & Cumming 2016). Desta forma, o questionamento principal não seria sobre qual o mecanismo de estruturação está atuando na comunidade, mas sim qual dos mecanismos possui maior influência sobre a comunidade (Mouchet *et al.* 2010). Segundo Kadmon & Allouche (2007), a integração da Biogeografia de Ilhas com a Teoria do Nicho fornece novos *insights* sobre os mecanismos que regulam a diversidade das comunidades biológicas, gerando previsões que não poderiam ser alcançadas sob a ótica de apenas uma única teoria.

3 Diversidade Funcional

A diversidade funcional é uma medida que leva em consideração as diferenças funcionais entre as espécies de uma comunidade, ou ainda, ela trata da variação dos valores dos atributos funcionais das espécies presentes em uma comunidade (Tilman 2001). A diversidade funcional é um padrão por meio do qual pode-se compreender a comunidade biológica a partir do papel que os organismos desempenham, ou seja, a partir de suas funções (Petchey *et al.* 2007). Este conceito de funcionalidade dos organismos está bastante relacionado ao conceito de nicho funcional, que pode ser descrito como a posição ocupada por uma dada espécie no espaço funcional multidimensional, onde cada espécie possui T valores para cada atributo, e o espaço funcional é o espaço dimensional definido pelos eixos T , sendo que cada eixo corresponde a um atributo (Villéger *et al.* 2008).

Atributos funcionais podem ser definidos como quaisquer características que indiretamente impactem a aptidão dos organismos por meio de seus efeitos no crescimento, reprodução e sobrevivência destes (Violle *et al.* 2007). Utilizando-se de atributos funcionais pode

ser possível detectar a resposta de determinados organismos a parâmetros ambientais, os quais podem estar atuando como filtros ambientais ao determinarem quais espécies estão aptas a se estabelecer naquela comunidade (Mouchet *et al.* 2010).

A pesquisa sobre atributos funcionais representa o uso da história natural para compreender a biodiversidade e testar teorias ecológicas (Petchey *et al.* 2007). Tendo em vista que a diversidade funcional pode ser utilizada para acessar os atributos de resposta aos filtros ambientais, e assim os atributos de efeitos sobre o funcionamento dos ecossistemas, estas métricas possuem potencial para expandir os estudos existentes sobre a Biogeografia de Ilhas (Ding *et al.* 2013). Apesar de que os efeitos da fragmentação de habitat sobre a diversidade de espécies tenham sido estudados mais amplamente utilizando-se a Teoria da Biogeografia de Ilhas, faz-se importante analisar os impactos da fragmentação de habitat sobre diversidade funcional em maior profundidade (Ding *et al.* 2013).

Para o uso de métricas de diversidade funcional, nem sempre será necessário considerar a abundância, mas para algumas aplicações, como a compreensão dos processos e funcionamento dos ecossistemas, considerar a abundância das espécies pode ser fundamental (Newbold *et al.* 2012). A utilização das abundâncias permite estimar a uniformidade funcional das comunidades, o que, por sua vez, pode indicar o grau de estabilidade funcional e resiliência (Cardinale 2012).

Algumas características morfológicas e ecológicas afetam significativamente a diversidade funcional espacial e temporal das aves aquáticas (Mendez *et al.* 2012). Tem sido sugerido que o generalismo alimentar evolui em ambientes heterogêneos, enquanto a especialização seria uma resposta a um ambiente homogêneo (Machovsky-Capuska *et al.* 2016). Outros atributos como o método de forrageamento utilizado pelas espécies seriam influenciados por diversos fatores, incluindo o tipo de presa disponível, as condições ambientais e a presença de outras aves (Billerman *et al.* 2020).

Assim, considerando o quadro de perda e fragmentação das áreas úmidas, e a relação entre diversidade funcional e estrutura e funcionamento dos ecossistemas, este trabalho teve como objetivo geral avaliar os efeitos da fragmentação de áreas úmidas na zona costeira do estado do Rio Grande do Sul, sobre a diversidade funcional da comunidade de aves aquáticas previamente amostradas por Guadagnin *et al.* (2005).

Capítulo 2

Artigo

EFEITO DA FRAGMENTAÇÃO DE ÁREAS ÚMIDAS SOBRE
A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE AVES AQUÁTICAS

Efeito da fragmentação de áreas úmidas sobre a diversidade funcional de aves aquáticas¹

Luthiana Carbonell^{2,3}, Lucilene Jacoboski², Leandro Duarte², Demétrio Guadagnin²

²Programa de Pós-Graduação em Ecologia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

³Autora correspondente: luthianas@gmail.com

RESUMO

A diversidade funcional pode ser afetada pela perda e fragmentação dos habitats, assim como a diversidade específica. A área, o isolamento e a heterogeneidade de habitats influenciam a diversidade e composição de espécies e os atributos funcionais. As áreas úmidas estão entre os ecossistemas mais suscetíveis à perda e fragmentação e as aves aquáticas são um grupo vulnerável devido à dependência destas áreas para completar seu ciclo de vida. Neste trabalho investigamos a relação entre a diversidade funcional de aves aquáticas e a estrutura e configuração espacial de 42 fragmentos de áreas úmidas. Associamos os atributos da estrutura e configuração espacial das áreas úmidas (*Área de cada fragmento*, *Isolamento*; *Diversidade de micro-habitats*; *Densidade de Borda Ponderada pelo Contraste*, e *Porcentagem da Área ocupada por Arrozaís*) com os atributos funcionais das aves aquáticas (massa corporal, dieta predominante, principal método de forrageio, estrato principal de forrageio, estrato de nidificação, dependência de áreas úmidas e se nidifica em colônias ou ninhos isolados). Analisamos a relação entre índices de diversidade funcional (SESGD, FRIC, FEVE, FDIV e FDIS) e atributos da estrutura e configuração espacial das áreas úmidas através de modelos lineares simples. A riqueza funcional (FRIC) foi maior em fragmentos maiores e com menor contraste entre as bordas. A uniformidade funcional (FEVE) foi menor em áreas mais

¹ Artigo redigido e formatado conforme as normas do Periódico *Journal of Animal Ecology*

isoladas e situadas em matrizes com maior proporção de arrozais. A dispersão funcional (FDIS) foi maior em áreas úmidas maiores e a diversidade funcional (FDIV) maior em áreas úmidas mais isoladas. A diversidade de micro-habitats não se mostrou relacionada significativamente com os índices de diversidade funcional utilizados. A Diversidade Funcional ponderada pela riqueza (SeSFD) não esteve relacionada com a estrutura e configuração espacial das áreas úmidas. Os resultados deste trabalho sugerem que a fragmentação das áreas úmidas exerce efeitos sobre diferentes aspectos da diversidade funcional das comunidades de aves aquáticas estudadas.

Palavras-chave: fragmentação, áreas úmidas, aves aquáticas, diversidade funcional

ABSTRACT

Functional diversity can be affected by loss and fragmentation of habitats, as well as the specific diversity. Area, isolation and heterogeneity of habitats influence the diversity and composition of species and functional attributes. Wetlands are among the most threatened habitats by loss and fragmentation, and the waterfowl are vulnerable due to their dependence on wetlands to complete their life cycle. In this work we investigated the relationship between the functional diversity of waterbirds and the structure and spatial configuration of 42 fragments of humid areas. We associate the attributes of the structure and spatial configuration of the wetlands (area, isolation; diversity of microhabitats; contrast weighted edge density, and percentage of the area occupied by rice fields) with the functional attributes of aquatic birds (body mass, diet Predominant, main forage method, main stratum of foraging, nesting stratum, dependence on wetland and colonial nesting). We analyzed the relationship between functional diversity indices (SESFD, FRIC, FEVE, FDIV and FDIS) and attributes of the structure and spatial configuration of wetlands through simple linear models. Functional richness (FRIC) was higher in larger fragments with less contrasted edges. Functional uniformity (FEVA) was lower in more isolated wetland situated in matrices with a greater proportion of rice fields. Functional dispersion (FDIS) was higher in larger wetlands and functional diversity (FDIV) larger in more isolated wet areas. The diversity of microhabitats has not been significantly related to the functional diversity indexes used. Richness weighted functional diversity (SESFD) was not related to the structure and spatial configuration of wetlands. The results of this work suggest that the fragmentation of wetlands exerts effects on different aspects of the functional diversity of the studied water bird communities.

Keywords: fragmentation, wetlands, waterbirds, functional diversity

INTRODUÇÃO

A destruição e a perda de habitat estão entre as causas principais de extinção de espécies e, conseqüentemente, do declínio da biodiversidade global (Tilman *et. al* 2001). A supressão de habitat tem como consequência o processo de fragmentação, o qual consiste na divisão do habitat em fragmentos remanescentes que, separados por uma matriz cada vez mais antropizada, tendem a diminuir de tamanho e perder a conexão entre si na paisagem (Fahrig 2003; Haddad *et al.* 2015). A fragmentação ocasiona ainda alterações nos tipos e na permeabilidade das bordas artificialmente criadas com efeitos na composição e estrutura das comunidades (Guadagnin & Maltchik 2007; Haddad *et al.* 2015).

Existe considerável arcabouço teórico e empírico demonstrando a importância da área, do isolamento e da heterogeneidade de habitats na diversidade e composição de espécies. A teoria do equilíbrio da Biogeografia de Ilhas de MacArthur & Wilson (1967) é frequentemente utilizada como modelo conceitual para compreender os efeitos da fragmentação do habitat, sendo um pilar da ciência da conservação (Mendenhall *et al.* 2014). Segundo a teoria, o número de espécies em ilhas (incluindo manchas de habitat ou fragmentos) resulta de um equilíbrio dinâmico entre a extinção dependente da área e a colonização dependente do isolamento. Em consequência, ilhas menores e mais isoladas conterão menos espécies do que as ilhas maiores e/ou mais bem conectadas (MacArthur & Wilson 1967). Além de área e isolamento, tem sido demonstrado que o aumento da diversidade de espécies também está relacionado a fatores relacionados à qualidade do habitat, sendo a heterogeneidade ambiental um fator determinante pois áreas mais heterogêneas proporcionam condições adequadas para um maior número de espécies com diferentes requisitos ecológicos (Stein *et al.* 2014; Alouche *et al.* 2014).

As áreas úmidas estão entre os ecossistemas mais vulneráveis à perda e fragmentação do planeta (Millenium Ecosystem Assesment 2005; Tittenson *et al.* 2014). As perdas e a fragmentação

das áreas úmidas provocaram grandes mudanças nas condições ecológicas e na paisagem onde estão inseridas estas áreas, sendo que, a distribuição atual e a extensão das áreas úmidas não coincidem mais com as que existiram anteriormente (Junk *et al.* 2013). Atualmente, a superfície constituída por áreas úmidas é formada por um conjunto de manchas disjuntas na paisagem, apresentando assim um padrão característicos de ilhas de habitat, de diferentes tamanhos (Guadagnin *et al.* 2009). Os efeitos desta configuração em ilhas de habitat tendem ao agravamento, na medida em que o grau de isolamento, e conseqüentemente a homogeneização biótica tendem a intensificar-se devido à fragmentação e à perda de habitat (Guadagnin *et al.* 2009).

As aves aquáticas ocupam habitats naturalmente disjuntos, estão adaptadas a grandes deslocamentos e desempenham papéis funcionais importantes para as áreas úmidas (Green *et al.* 2002). Por outro lado, são consideradas como um grupo vulnerável, dada sua dependência estrita das áreas úmidas, do quadro grave de perda e fragmentação destas áreas, em escala global, e da necessidade de uso de múltiplas áreas e deslocamentos de grande distância para completar seu ciclo de vida (Weller 1999; Green & Elmberg 2014).

São muitos os esforços para o entendimento sobre como as perdas de biodiversidade afetam a dinâmica e o funcionamento dos ecossistemas. Na medida em que pesquisas passaram a evidenciar que os organismos influenciam uma série de processos ecológicos como a própria formação física dos habitats, os ciclos biogeoquímicos e a produtividade dos ecossistemas, restou evidente que a perda de certas formas de vida pode vir a alterar substancialmente a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas (Cardinale *et al.* 2012).

Características funcionais dos organismos têm grandes feitos na magnitude das funções dos ecossistemas, sendo plausível afirmar que extinções de espécies dão origem a uma ampla gama de impactos que afetam a efetividade dos serviços ecossistêmicos (Cardinale *et al.* 2012).

Embora sejam amplamente reconhecidos os efeitos negativos da perda e fragmentação de habitats sobre a biodiversidade, graças a um número significativo de estudos, ainda podem ser identificadas algumas lacunas de conhecimento, especialmente no que se refere aos efeitos da fragmentação relacionadas a características funcionais (Teixido *et al.* 2020).

O estudo das respostas das comunidades a partir de métricas de diversidade funcional é um aspecto complementar no entendimento dos efeitos da perda e fragmentação dos habitats sobre a estrutura e funcionamento das comunidades biológicas (Cianciaruso *et al.* 2009; Petchey & Gaston 2002; Petchey & Gaston 2006; Ricotta 2005; Tilman 2001). Estas são métricas que consideram a amplitude de variação dos atributos funcionais de uma comunidade, ao mesmo tempo em que incorporam a abundância dos organismos estudados (Tilman 2001). A relação entre diversidade funcional e estrutura e arranjo dos fragmentos de áreas úmidas ainda é pouco compreendida, tendo sido a temática mais explorada em termos de riqueza e diversidade de espécies (Guadagnin *et al.*, 2009; Almeida *et al.* 2018; Almeida *et al.* 2020). Neste estudo investigamos a relação entre a diversidade funcional de aves aquáticas e a estrutura e o arranjo espacial de 42 fragmentos de áreas úmidas. Especificamente, investigamos as expectativas de relações entre diversidade funcional e fragmentação de áreas úmidas a partir de métricas comumente utilizadas para caracterização de fragmentos na paisagem, como medidas de área, isolamento, permeabilidade à matriz e características do contexto da matriz circundante, além de uma caracterização da heterogeneidade a partir da diversidade de micro-habitats existente em cada fragmento. Nossa hipótese é de que a diversidade funcional das comunidades de aves aquáticas será maior quanto maior for o tamanho da área úmida e a diversidade de micro-habitats, e menor for o grau de isolamento e conectividade entre os fragmentos.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e delineamento

A área de estudo compreendeu um trecho de planícies com 71,287 hectares, localizado na zona costeira do sul do Brasil ($30^{\circ} 56' - 30^{\circ} 22' S$, $50^{\circ} 58' - 50^{\circ} 22' W$) (Figura 1). Esta área possui importância regional para aves aquáticas devido ao tamanho e diversidade de áreas úmidas (Guadagnin *et al.* 2005; Scott & Carbonell 1986). O clima é subtropical com temperatura média anual de $19^{\circ}C$ e pluviosidade total anual de cerca de 1.200mm distribuídos uniformemente ao longo do ano. O uso do solo é caracterizado por uma matriz de cultivo de arroz irrigado, permeada por fragmentos remanescentes de áreas úmidas, florestas nativas, lagoas naturais e artificiais e silvicultura de espécies exóticas, como *Pinus* sp. e eucalipto (Guadagnin *et al.* 2005). Foram estudados 42 fragmentos de áreas úmidas selecionados aleatoriamente na região, de um universo de 212 remanescentes, em uma porção de terra de aproximadamente $1.800 km^2$, conforme descrito em Guadagnin *et al.* (2005).

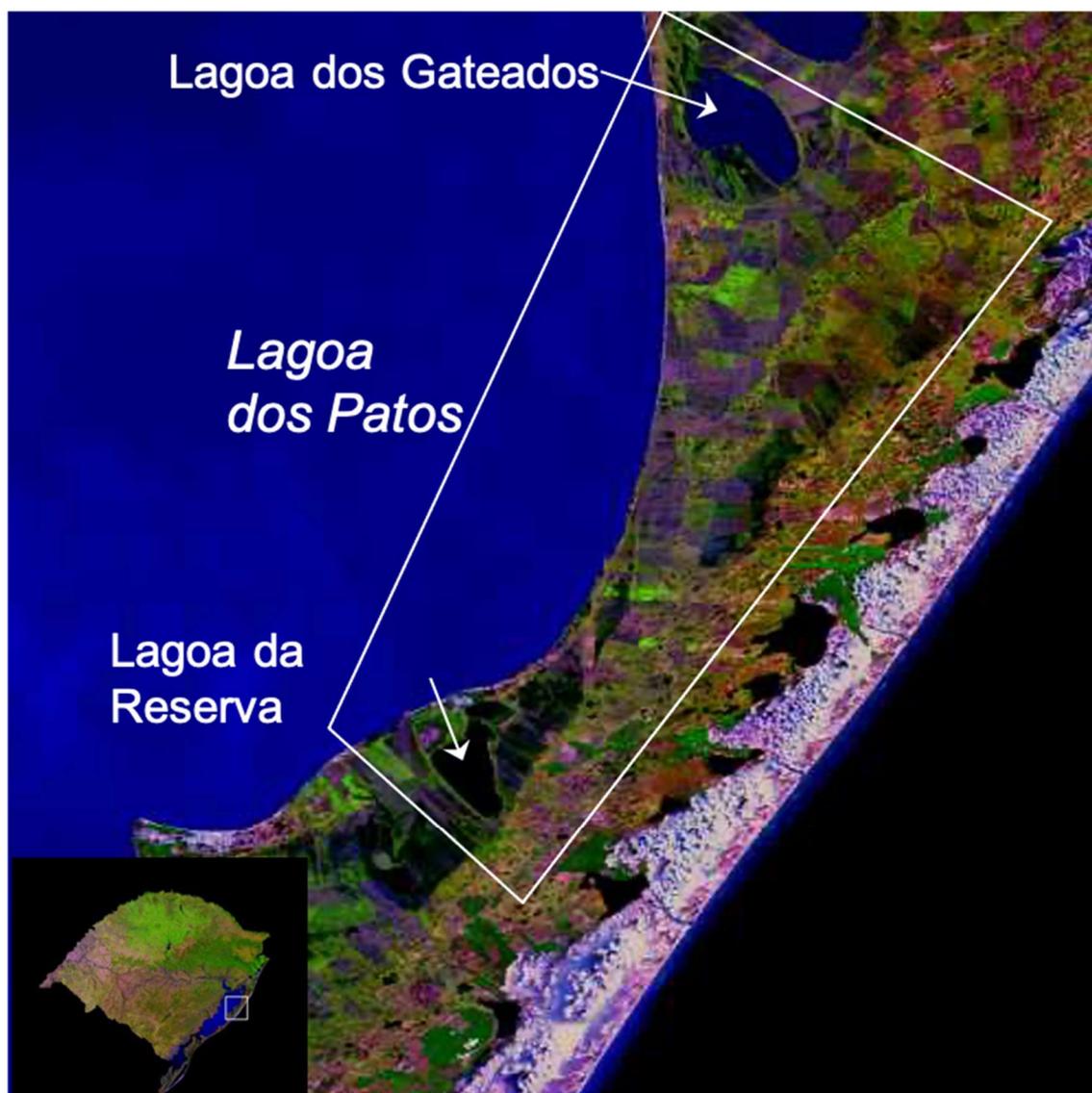


Figura 1: Área de estudo na zona costeira do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil.

Métricas espaciais e de habitat

Empregamos neste estudo as métricas espaciais e de habitat calculadas por Guadagnin & Maltchik (2007), sendo elas: *Área de cada fragmento*, em hectares; *Isolamento*, medido pela distância da borda do fragmento até seu vizinho mais próximo, em metros; *Diversidade de micro-habitats*; a *Densidade de Borda Ponderada pelo Contraste*, como uma medida funcional de conectividade e, por fim, a *Porcentagem da Área ocupada por Arrozais*. A área dos fragmentos de áreas úmidas, bem como o número e a área de cada categoria de micro-habitat que compõem

cada um dos fragmentos foram obtidos a partir de fotografias aéreas de pequeno formato processadas no programa IDRISI 3.2. As categorias de micro-habitats foram definidas com base em 13 diferentes tipos de cobertura de macrófitas identificadas em campo: 1) espelho d'água; 2) gramíneas de bordas úmidas; 3) grama flutuante; 4) palha densa; 5) juncal aberto; 6) mata corticeira; 7) juncal denso; 8) banco flutuante; 9) gravatás; 10) sarandis; 11) palha verde; 12) mata paludosa; 13) salvinias/ aguapés flutuantes. A diversidade de micro-habitats foi estimada pelo índice de Shannon. Métricas de isolamento e proximidade foram calculadas no programa FRAGSTATS 3.3 (McGarical & Marks 1995) a partir de janelas de uma imagem Landsat com 5 x 5 km centradas nos fragmentos e processada no programa IDRISI 3.2. Em escala de paisagem medimos a *Porcentagem da Área ocupada por Arrozais*, como uma medida de disponibilidade de habitat suplementar para aves aquáticas, e a *Densidade de Borda Ponderada pelo Contraste* para expressar a permeabilidade da matriz. Um peso de 0,5 foi estabelecido para o contraste entre os arrozais e fragmentos de alagados e 1,0 para todos os outros casos, a fim de avaliar o papel da matriz dos arrozais como elemento de permeabilidade.

Censo de aves aquáticas

Analisamos a base de dados das aves aquáticas disponibilizada por Guadagnin *et al.* (2005), correspondendo a 12 contagens totais de aves realizadas mensalmente de janeiro a dezembro de 2003. Passeriformes e algumas espécies da família Rallidae que apresentam comportamentos crípticos não foram incluídas devido ao método de contagem utilizado não ser o adequado para amostragem destas aves. A riqueza e a abundância de aves de cada fragmento foram consideradas como a soma dos doze censos mensais.

Atributos das aves aquáticas

Para a seleção dos atributos, buscamos realizar uma revisão dos trabalhos que utilizaram atributos funcionais de aves aquáticas para o cálculo da diversidade funcional. Realizamos uma busca na base de dados *Web of Science* por trabalhos publicado até setembro de 2019 e que contivessem os termos “*Waterbird*” e “*trait*”. A busca resultou em 27 artigos, nos quais identificamos 30 atributos funcionais de aves aquáticas (Anexo 1). O principal objetivo da busca foi verificar se os autores apresentavam justificativa para o uso dos atributos, e se as justificativas apresentadas possuíam relação com a estrutura e configuração espacial das áreas úmidas. Concluimos por considerar os seguintes atributos funcionais: massa corporal, dieta predominante, principal método de forrageio, estrato principal de forrageio, estrato de nidificação, dependência de áreas úmidas, se nidifica em colônias ou ninhos isolados. Os atributos e suas respectivas categorias foram adaptados da literatura (Billerman *et al.* 2020; Wilman *et al.* 2014) de acordo com as particularidades da área de estudo, considerando os tipos de micro-habitats presentes na indicação dos estratos principais de forrageio e nidificação (Tabela 1). A tabela 2 lista as espécies e seus respectivos atributos.

Medidas de diversidade

Utilizamos os 3 índices de diversidade funcional FRIC, FEVE, FDIV propostos por Villéger *et al.* (2008) e o índice FDIS proposto por Laliberté e Legendre (2010), e também calculamos o índice de diversidade funcional padronizada (SEsFD) para cada uma das comunidades de aves amostradas em cada fragmento. O índice FRIC, riqueza funcional, representa a totalidade do espaço funcional ocupado pela comunidade; FEVE, equidade funcional, pode ser descrita como uma análise da equidade da distribuição da abundância no espaço funcional; FDIV, divergência funcional, representa como a abundância está distribuída ao longo do eixo de um atributo

funcional; e, por fim, FDIS, dispersão funcional, que pode ser caracterizada como a distância média, no espaço multidimensional do valor do atributo de cada uma das espécies até o centroide de todas as espécies. Os índices SESFD e FRIC são baseados em presença/ausência das espécies, enquanto FEVE, FDIV, FDIS são baseados na abundância das espécies nas respectivas comunidades. A fim de verificar se os índices de diversidade funcional (SESFD, FRIC, FEVE, FDIV, FDIS) demonstram padrões similares foi utilizado teste de correlação de Pearson.

Tabela 1 Atributos funcionais considerados neste estudo, suas respectivas categorias e códigos.

Atributo	Categorias	Código	Categoria
Massa Corporal	Em gramas (g)	massa	Quantitativo (Contínuos)
Dieta predominante	vertebrados/peixes/carcaças	vertfishscav	Qualitativo (Binário)
	invertebrados	invertebrate	
	omnívoros	omnivore	
	plantas/sementes	plantseed	
Principal método de forrageio	swimming diving	swin	Qualitativo (Binário)
	plunge-diving	plunge	
	aerial dive	aerial	
	run-stop-peck	runpeck	
	skimming	skim	
	grazing	grazi	
	dabbling	dabb	
	persuit-diving	persuit	
	pecking	walkpeck	
	steady-walking-pecking	strik	
	striking	glean	
	gleaning	grab	
steady-walking-probing	prob		

Atributo	Categorias	Código	Categoria
Estrato principal de forrageio	vegetação baixa ou charcos incluindo gramíneas	charco	Qualitativo (Binário)
	vegetação flutuante	flutu	
	vegetação emergente, ereta (incluindo juncos e lírios)	juncal	
	águas rasas (sem mergulho)	aguarasa	
	lodo/zona intertidal	lodointert	
	abaixo da superfície água (impõe mergulho)	colunadagua	
	na linha d'água	linhadagua	
Estrato de nidificação	arbustos ou árvores sobre ou próximo à água	arvoragua	Qualitativo (Binário)
	árvores em terra firme	terra	
	ninhos flutuantes	flutu	
	escondido em macrófitas e gramíneas altas sobre a água	macrof	
	ninho no solo	solo	
	ninho elementar	elem	
	variado	var	
Dependência de áreas úmidas	dependentes exclusivas	exclu	Qualitativo (Binário)
	dependentes não-exclusivas	noexclu	
Nidifica em colônias ou isolados	colônias mistas	mixcol	Qualitativo (Binário)
	pares isolados	pair	
	pares isolados ou colônias mono específicas	pairorcolon	

Tabela 2: Estados dos atributos funcionais de aves aquáticas

Espécie		mass	VertFishSca	Invertebrat	Omnivore	PlantSeed	swin	plunge	aerial	runpeck	skim	grazi	dabb	persuit	walkpeck	strik	glean	grab	prob	charco	flutu	juncal	aguarasa	lodointert	colunadagu	linhadagua	arvoragua	terra	flutu	macrof	solo	elem	var	exclu	noexclu	mixcol	pair	pairorcolon		
<i>Podiceps major</i>	MGRANDE	1646	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0		
<i>Tachybaptus dominicus</i>	MPEQ	132,59	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	
<i>Podilymbus podiceps</i>	MGROSSO	411,93	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	
<i>Rollandia rolland</i>	MORELHA	324,27	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	
<i>Nannopterum brasilianus</i>	BIGUA	1239,29	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	
<i>Anhinga anhinga</i>	ANING	1235	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	
<i>Syrigma sibilatrix</i>	FACEIRA	463	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	
<i>Botaurus pinnatus</i>	SOCOBOI	812,16	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	
<i>Butorides striata</i>	SOCOZI	201,5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	
<i>Tigrisoma lineatum</i>	SOCOVE	812,99	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	
<i>Nycticorax</i>	SAVACU	810	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0

<i>Aramides ypecaha</i>	SURUCU	700,07	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1								
<i>Aramides saracura</i>	SBREJO	540	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1							
<i>Porphyriops melanops</i>	FRCARIO	191	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1									
<i>Gallinula galeata</i>	GAL	339,63	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1							
<i>Porphyrio martinicus</i>	FRAZUL	235,06	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1						
<i>Fulica leucoptera</i>	CARQUEJA	656	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0					
<i>Rynchops niger</i>	TALHAM	297,73	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0					
<i>Jacana jacana</i>	JACANA	106,24	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0					
<i>Himantopus melanurus</i>	PERNIL	176,82	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1					
<i>Charadrius collaris</i>	BACOLEI	28,3	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0				
<i>Pluvialis dominica</i>	BATUCU	151,47	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1				
<i>Pluvialis squatarola</i>	AXILA	250	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1			
<i>Tringa flavipes</i>	MAPA	77,5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0		
<i>Tringa melanoleuca</i>	MAGPA	161,74	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0		
<i>Tringa solitaria</i>	MASOLIT	48,4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0		
<i>Gallinago paraguaiensis</i>	NARCEJA	109,44	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0

Análise de dados

Os dados foram dispostos em três matrizes: 1) matriz das comunidades descritas pela raiz quadrada do número total de indivíduos amostrados das espécies; 2) matriz das espécies descritas por seus atributos; 3) matriz ambiental, contendo os valores de cada uma das variáveis ambientais obtidos para cada fragmento.

Para o cálculo da diversidade funcional das comunidades de aves dos 42 fragmentos de áreas úmidas, utilizamos cinco diferentes índices a fim de explorar os efeitos da fragmentação sobre diferentes facetas da diversidade funcional. Sendo o índice de diversidade funcional (FD) dependente da riqueza de espécies, procedemos o cálculo do índice SESFD (Swenson 2014) o qual remove o efeito da riqueza de espécies sobre a diversidade funcional. Como medida de distância para o cálculo deste índice, utilizamos o dendrograma gerado a partir do agrupamento de espécies com base na sua proximidade em uma matriz distâncias. Para o cálculo do dendrograma, foi utilizado o método UPGMA, o qual constrói o dendrograma agrupando as espécies mais próximas par a par e, posteriormente, agregando ao mesmo grupo demais espécies que compartilhem a mesma distância. Tendo em vista que o conjunto de atributos funcionais utilizados reúne atributos quantitativos e qualitativos, utilizamos como medida de distância a Distância de Gower (Swenson 2014).

Para avaliar o efeito da fragmentação sobre a variação da diversidade funcional das aves aquáticas utilizamos modelos lineares, relacionando cada um dos índices de diversidade funcional às variáveis ambientais de cada um dos 42 fragmentos de áreas úmidas. Nós testamos a significância dos modelos lineares utilizando Análise de Variância (ANOVA), e também calculamos o Fator de Inflação de Variância (VIF) para detecção da presença de colinearidade entre as variáveis independentes. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R (R Core

Team 2015) utilizando-se dos pacotes *picante* (Kembel et al. 2010), *FD* (Swenson, 2014), *vegan* (Oksanen et al., 2015) e *ade4* (Dray et al. 2015).

RESULTADOS

O censo de aves aquáticas acumulou um total de 84.282 registros de aves distribuídos em 64 espécies. Dez espécies eram não residentes incomuns, compreendendo menos de 1% do total de indivíduos, no entanto, foram mantidas nas análises de diversidade funcional. O número de espécies de aves aquáticas variou de 3 a 40 entre os remanescentes de zonas úmidas, enquanto o número total de indivíduos registrados por remanescente variou em mais de três ordens de magnitude ($N = 15$ a 19.322), dos quais foram extraídos a raiz quadrada. A área dos fragmentos variou de 0,15 a 79 hectares. O isolamento variou de um mínimo de 1,98 um máximo de 2,18 m da paisagem coberta por zonas úmidas (média de 2,08). A diversidade de micro-habitats variou de 1 a 2.81, a proporção de arrozais na matriz variou entre 0,299 e 0,745, e a densidade de borda ponderada pelo contraste variou entre 0,353 e 1, com média 0,784. O Fator de Inflação de Variância (VIF) foi menor ou igual a 2.05 para as variáveis explicativas, o que não foi considerado como multicolinearidade.

Os índices de diversidade funcional apresentaram diferentes padrões de variação com relação às variáveis ambientais. SESFD e FEVE não se relacionaram significativamente com os atributos das áreas úmidas (Tabela 3). A Riqueza Funcional, FRIC, foi maior com o aumento da área dos fragmentos e menor com o aumento do contraste entre as bordas, representado pelo aumento dos valores de CWED. A Equabilidade Funcional, FEve, apresentou diminuição com o aumento do isolamento, e também com o aumento da proporção de arrozais na matriz. A

Dispersão Funcional, FDis, também foi maior com o aumento da área dos fragmentos, e a Divergência Funcional, FDiv, esteve positivamente relacionada com o isolamento.

Tabela 3 Modelos lineares dos índices de diversidade funcional das aves aquáticas em relação às variáveis ambientais dos fragmentos de áreas úmidas.

Modelo	Variáveis	Estimativa	Erro padrão	t	p (> t)
SESFD <i>Pr(>Chi) = 0.14</i>	area	0.0749	0.2376	0.315	0.7544
	nearestn	-3.0955	2.7369	-1.131	0.2655
	SHDI	-0.1893	0.2629	-0.720	0.4760
	arrozprop	1.1631	1.0479	1.110	0.2744
	CWED	-1.9946	0.8816	-2.263	*0.0298
FRIC <i>Pr(>Chi) = 0.01</i>	area	0.15932	0.05606	2.842	**0.00734
	nearestn	0.82727	0.64578	1.281	0.20837
	SHDI	0.02851	0.06203	0.460	0.64851
	arrozprop	-0.26813	0.24727	-1.084	0.28541
	CWED	-0.45651	0.20802	-2.195	*0.03473
FEVE <i>Pr(>Chi) = 0.06</i>	area	0.003334	0.02444	0.136	0.89225
	nearestn	-0.632637	0.281546	-2.247	*0.03086
	SHDI	-0.032408	0.027043	-1.198	0.23861
	arrozprop	-0.232427	0.107803	-2.156	*0.03784
	CWED	0.058031	0.09069	0.640	0.5263
FDis <i>Pr(>Chi) = 0.06</i>	area	0.48939	0.16014	3.056	**0.00421
	nearestn	-1.30927	1.84472	-0.710	0.48244
	SHDI	-0.03195	0.17719	-0.180	0.85793
	arrozprop	-0.44941	0.70634	-0.636	0.52864
	CWED	-0.56997	0.59422	-0.959	0.34386
FDiv <i>Pr(>Chi) > 0.01</i>	area	0.031448	0.018296	1.719	0.0942
	nearestn	0.473208	0.210770	2.245	*0.031
	SHDI	0.017834	0.020245	0.881	0.3842
	arrozprop	0.147372	0.080703	1.826	0.0761
	CWED	0.008673	0.067892	0.128	0.8991

Legenda: SESFD – índice de diversidade funcional calculado a partir da remoção do efeito da riqueza de espécies; FRIC – Riqueza Funcional; FEVE – Equabilidade Funcional; FDis – Dispersão

Funcional; FDIV – Divergência Funcional; Área – tamanho da área úmida; nearestn – distância do fragmento até o vizinho mais próximo; SHDI – diversidade de micro-habitats; arrozprop – proporção de arrozais na matriz; CWED – Densidade de Borda Ponderada pelo Contraste.

DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo sugerem que, exceto a diversidade de micro-habitats, as variáveis ambientais estudadas exercem efeitos sobre diferentes aspectos da diversidade funcional das comunidades de aves aquáticas. Com relação às nossas hipóteses iniciais, em que presumimos um aumento da diversidade funcional em áreas úmidas com maior diversidade de micro-habitats, maior tamanho (área) e menor grau de isolamento, os resultados corroboraram apenas parcialmente, na medida em que a diversidade de micro-habitats não se mostrou relacionada significativamente às variações de nenhum dos índices de diversidade funcional utilizados. Fragmentos de áreas úmidas com menor área possuem menores riqueza funcional e dispersão funcional, ou seja, sofrem com perdas em termos do número de funções exercidas no ecossistema, uma vez que a riqueza funcional representa a magnitude do espaço funcional ocupado pela comunidade de aves (Mouchet *et al.* 2010), e também em termos de eficiência no desempenho destas funções, considerando que a dispersão funcional leva em consideração as abundâncias das espécies distribuídas no espaço funcional, sendo a dispersão funcional um índice bastante relacionado à riqueza e à divergência funcional.

Para os fragmentos mais isolados, obtivemos os valores mais altos de divergência funcional, o que indica que as espécies mais abundantes possuem valores de atributo funcional mais extremos (Villéger *et al.* 2008). Este resultado sugere que o isolamento pode ocasionar

perdas funcionais na comunidade de aves aquáticas, onde algumas funções podem estar sendo reduzidas em detrimento de outras mais bem representadas pelas espécies mais abundantes.

Estes mesmos padrões foram também observados por Ding *et al.* (2013) em seu estudo sobre a diversidade funcional de aves florestais em um conjunto de ilhas isoladas recentemente no lago Thousand Island, China. No estudo, os autores verificaram o aumento da riqueza funcional com relação ao tamanho da área, e um efeito negativo do isolamento sobre a divergência funcional, embora este último com baixo poder explicativo.

Os resultados relativos ao tamanho da área dos fragmentos também corroboram os resultados obtidos por Guadagnin *et al.* (2009) onde os autores encontraram uma forte associação entre a riqueza de espécies e o tamanho da área dos fragmentos na mesma área de estudo. Os autores também demonstraram que a riqueza de espécies não foi apenas fruto de um efeito da disposição aleatória de indivíduos no fragmento, uma vez que o modelo nulo não foi eficiente em explicar o menor número de indivíduos em áreas maiores, proporcionalmente. Da mesma forma, nos informam os resultados relativos à riqueza funcional e dispersão funcional com relação à variável área, pois mesmo que o espaço funcional ocupado seja maior, em áreas maiores, os maiores valores de diversidade funcional indicam que o aumento da área oferece também um incremento na proporção de indivíduos com combinações de valores extremos dos atributos. Isso sugere que há maior variação em torno do valor médio dos atributos, ponderado pela abundância.

Fragmentos de áreas úmidas que possuíam maior densidade de borda, aquelas para as quais estimamos ou valores mais elevados da variável *CWED* e que assumimos como relativamente mais isolados, foram também aqueles que apresentaram os menores valores para riqueza funcional. Somando-se isso à variação positiva da riqueza funcional obtida em função da área, os resultados sugerem que áreas úmidas inseridas em um entorno com rizicultura são menos

impactadas, em termos de perdas de funções ecossistêmicas, quando comparadas a áreas circundadas por outras classes de uso do solo. Embora existam diferenças significativas entre as áreas úmidas e lavouras de arroz, em termos de estrutura do hábitat, profundidade da água e aporte de nutrientes (Elphick 2000), alguns estudos já apontaram que algumas espécies de aves aquáticas podem ser beneficiadas por áreas com rizicultura, principalmente em certas épocas do ano, como as espécies das famílias Ardeidae, Charadriidae, Recurvirostridae e Ciconiidae (Fasola & Ruiz 1996; Elphick 2000).

A equidade funcional foi menor em áreas mais isoladas, o que pode indicar a importância de algumas espécies dominantes na comunidade as quais possuem atributos distintos em relação às demais. Por outro lado, a diminuição da equidade funcional também em áreas com maior proporção de arrozais na matriz pode sugerir que, neste caso, a presença de arrozais no entorno das áreas úmidas não é fator suficiente para mitigar os efeitos do isolamento dos fragmentos sobre as comunidades de aves aquáticas, uma vez que a abundância das aves se apresentou menos uniformemente distribuída também nestes fragmentos.

Nossos resultados registraram diferenças significativas nas funções exercidas pelas aves aquáticas em função do tamanho da área e do isolamento dos fragmentos de áreas úmidas, convergindo com os pressupostos gerais da Teoria da Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson 1967). No entanto, o aumento do grau de fragmentação das áreas úmidas, representado pelo tamanho da área e isolamento, não diminuiu a diversidade funcional de forma equivalente. Os resultados reafirmam o papel preponderante da área para a manutenção da funcionalidade do ecossistema, e indicam que o isolamento pode ser um fator determinante para a distribuição da abundância das espécies, o que pode determinar a diminuição na magnitude de algumas funções ecossistêmicas. Estes efeitos podem resultar em prejuízos importantes a processos essenciais aos

ecossistemas, dos quais as aves aquáticas são protagonistas, como, por exemplo, dispersão de propágulos de espécies da flora e da fauna, predação e aporte de nutrientes. Visando à conservação do sistema formado por aves aquáticas e áreas úmidas, fatores como tamanho dos fragmentos e isolamento seguramente precisam ser considerados.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Bia A.; *et al.* Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PLoS ONE*, v. 13, n. 7, p. 1–18, 2018.

ALMEIDA, Bia A.; SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, Esther; DOS ANJOS, Luiz; *et al.* Comparing the diversity and composition of waterbird functional traits between natural, restored, and artificial wetlands. *Freshwater Biology*, n. December 2019, p. 1–15, 2020.

BAILEY, S. A. *et al.* Primary productivity and species richness: Relationships among functional guilds, residency groups and vagility classes at multiple spatial scales. *Ecography*, v. 27, n. 2, p. 207–217, 2004.

BARSHEP, Yahkat *et al.* Identifying ecological and life-history drivers of population dynamics of wetland birds in South Africa. *Global Ecology and Conservation*, v. 12, p. 96–107, 2017.

BEŁCIK, Michał *et al.* Different response of the taxonomic, phylogenetic and functional diversity of birds to forest fragmentation. *Scientific Reports*, v. 10, n. 1, p. 1–11, 2020.

BILLERMAN, Shawn; KEENEY, Brooke; RODEWALD, Paul; SCHULENBERG, Tom (ed.). Birds of the World. 2020. Cornell Laboratory of Ornithology. Disponível em: <https://birdsoftheworld.org/bow/home>. Acesso em: 19 set. 2019.

CHE, Xianli *et al.* Phylogenetic and Functional Structure of Wintering Waterbird Communities Associated with Ecological Differences. *Scientific Reports*, v. 8, n. 1, p. 1–8, 2018.

CUMMING, Graeme S. *et al.* Foraging guild membership explains variation in waterbird responses to the hydrological regime of an arid-region flood-pulse river in Namibia. *Freshwater Biology*, v. 57, n. 6, p. 1202–1213, 2012.

DING, Zhifeng *et al.* Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *Journal of Animal Ecology*, v. 82, n. 4, p. 781–790, 2013.

DRAY, S., Dufour, A., Thioulouse J., 2015. Package 'ade4'. The comprehensive R archive network. <http://cran.r-project.org/web/packages/ade4/ade4.pdf> (acessado em 2 Novembro 2020).

ELPHICK, Chris S. Society for Conservation Biology Functional Equivalency between Rice Fields and Seminatural Wetland Habitats. *Biology*, v. 14, n. 1, p. 181–191, 2000.

FAHRIG, Lenore. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 34, p. 487–515, 2003.

FARIA, Fernando Azevedo; ALBERTONI, Edélti Faria; BUGONI, Leandro. Trophic niches and feeding relationships of shorebirds in southern Brazil. *Aquatic Ecology*, v. 52, n. 4, p. 281–296, 2018.

FASOLA, Mauro; RUIZ, Xavier. The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean Region. *Waterbirds*, v. 19, n. SUPPL.1, p. 122–128, 1996.

FOLEY, Jonathan A. *et al.* Global consequences of land use. *Science*, v. 309, n. 5734, p. 570–574, 2005.

FRASER, L. H.; KEDDY, P. The future of large wetlands: A global perspective. *The World's Largest Wetlands: Ecology and Conservation*, p. 446–468, 2005.

GATTO, Alejandro; QUINTANA, Flavio; YORIO, Pablo. Feeding Behavior and Habitat Use in a Waterbird Assemblage at a Marine Wetland in Coastal Patagonia, Argentina. *Waterbirds*, v. 31, n. 3, p. 463–471, 2009.

GREEN, Andy J.; ELMBERG, Johan. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews*, v. 89, n. 1, p. 105–122, 2014.

GREEN, Andy J.; FIGUEROLA, Jordi; SÁNCHEZ, Marta I. Implications of waterbird ecology for the dispersal of aquatic organisms. *Acta Oecologica*, v. 23, n. 3, p. 177–189, 2002.

GUADAGNIN et al. Spatial and Temporal Patterns of Waterbird Assemblages in Fragmented Wetlands of Southern Brazil. *Waterbirds*, v. 28, n.3, p. 261–272, 2005.

GUADAGNIN, Demétrio L. *et al.* Does Non-Intentional Flooding of Rice Fields After Cultivation Contribute to Waterbird Conservation in Southern Brazil? *Waterbirds*, v. 35, n. 3, p. 371–380, 2014.

GUADAGNIN, Demétrio Luis; MALTCHIK, Leonardo; FONSECA, Carlos Roberto. Species-area relationship of Neotropical waterbird assemblages in remnant wetlands: Looking at the mechanisms. *Diversity and Distributions*, v. 15, n. 2, p. 319–327, 2009.

GUADAGNIN, Demetrio Luis; MALTCHIK, Leonardo. Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity and Conservation*, v. 16, n. 4, p. 1231–1244, 2007.

HADDAD, Nick M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, v. 1, n. 2, p. 1–10, 2015.

HENRY, Dominic A.W.; CUMMING, Graeme S. Can waterbirds with different movement, dietary and foraging functional traits occupy similar ecological niches? *Landscape Ecology*, v. 32, n. 2, p. 265–278, 2016.

IKIN, Karen *et al.* Avian functional responses to landscape recovery. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, Atributos índices pacote R reflexão sobre redundância, estabilidade para discussão, v. 286, n. 1901, p. 20190114, 2019.

JORDI, Figuerola; A.J, GREEN. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*, v. 47, p. 483–494, 2002.

JUNK, Wolfgang J. *et al.* Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: A synthesis. *Aquatic Sciences*. [S.l: s.n.], jan. 2013

KADMON, Ronen; ALLOUCHE, Omri. Integrating the effects of area, isolation, and habitat heterogeneity on species diversity: A unification of island biogeography and niche theory. *American Naturalist*, v. 170, n. 3, p. 443–454, 2007.

KISSICK, Ashley L. *et al.* Different responses of predator and prey functional diversity to fragmentation. *Ecological Applications*, v. 28, n. 7, p. 1853–1866, 2018.

KELLY, Jay F.; GAWLIK, Dale E.; KIECKBUSCH, David K. An Updated Account of Wading Bird Foraging Behavior. *The Wilson Bulletin*, v. 115, n. 1, p. 105–107, 2006.

KNEITEL, Jamie M.; CHASE, Jonathan M. Trade-offs in community ecology: Linking spatial scales and species coexistence. *Ecology Letters*, v. 7, n. 1, p. 69–80, 2004.

JACQUET, Claire et al. Extensions of Island Biogeography Theory predict the scaling of functional trait composition with habitat area and isolation. *Ecology Letters*, v. 20, n. 2, p. 135–146, 2017.

KRUG, Cornelia B.; LEADLEY, Paul; BELLARD, Céline. Progress Towards the Aichi Biodiversity Targets: an assessment of biodiversity trends, policy scenarios and key actions: global biodiversity outlook 4 (gbo-4) technical report. Montreal: Secretariat Of The Convention On Biological Diversity, 2014. 488 p.

LANTZ, Samantha M.; GAWLIK, Dale E.; COOK, Mark I. The Effects of Water Depth and Emergent Vegetation on Foraging Success and Habitat Selection of Wading Birds in the Everglades. *Waterbirds*, v. 34, n. 4, p. 439–447, 2012.

LARA, Carlos *et al.* Foraging guild structure and niche characteristics of waterbirds in an epicontinental lake in Mexico. *Zoological Studies*, v. 52, n. 1, p. 54, 2013.

LAURANCE, William F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, v. 141, n. 7, p. 1731–1744, 2008.

LI, Chunlin *et al.* Assembly processes of waterbird communities across subsidence wetlands in China: A functional and phylogenetic approach. *Diversity and Distributions*, n. March, p. 1–12, 2019.

LUCK, Gary W. *et al.* Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology*, v. 81, n. 5, p. 1065–1076, 2012.

LUCK, Gary W.; CARTER, Andrew; SMALLBONE, Lisa. Changes in Bird Functional Diversity across Multiple Land Uses: Interpretations of Functional Redundancy Depend on Functional Group Identity. *PLoS ONE*, v. 8, n. 5, 2013.

MACGREGOR, Hannah E. A. *et al.* Using avian functional traits to assess the impact of land-cover change on ecosystem processes linked to resilience in tropical forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 283, n. 1844, p. 20161289, 2016.

MACHOVSKY-CAPUSKA, Gabriel E. *et al.* The Multidimensional Nutritional Niche. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 31, n. 5, p. 355–365, 2016.

MACGARIGAL, Kevin; MARKS, Barbara. *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Portland: Us Department Of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995. 122 p.

MALTCHIK, Leonardo. Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciencia*, [s. l], v. 28, n. 7, p. 421-423, jul. 2003.

MCGILL, Brian J. *et al.* Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 21, n. 4, p. 178–185, 2006.

MENDENHALL, Chase D. *et al.* Predicting biodiversity change and averting collapse in agricultural landscapes. *Nature*, v. 509, n. 7499, p. 213–217, 2014.

MENDEZ, Veronica *et al.* Functional diversity across space and time: Trends in wader communities on British estuaries. *Diversity and Distributions*, v. 18, n. 4, p. 356–365, 2012.

MICHEL, Nicole L.; WHELAN, Christopher J.; VERUTES, Gregory M. Ecosystem services provided by Neotropical birds. *Condor*, v. 122, n. 3, p. 1–21, 2020.

NEWBOLD, Tim *et al.* Mapping Functional Traits: Comparing Abundance and Presence-Absence Estimates at Large Spatial Scales. *PLoS ONE*, v. 7, n. 8, p. 1–11, 2012.

NTIAMOA-BAIDU, YAA *et al.* Water depth selection, daily feeding routines and diets of waterbirds in coastal lagoons in Ghana. *Ibis*, v. 140, n. 1, p. 89–103, 2008.

NUSSEY, Daniel H.; WILSON, A. J.; BROMMER, J. E. The evolutionary ecology of individual phenotypic plasticity in wild populations. *Journal of Evolutionary Biology*, v. 20, n. 3, p. 831–844, 2007.

OKES, Nicola C.; HOCKEY, Philip A R; CUMMING, Graeme S. Habitat use and life history as predictors of bird responses to habitat change. *Conservation Biology*, v. 22, n. 1, p. 151–162, 2008.

OLIVEIRA, Brunno F. *et al.* Species and functional diversity accumulate differently in mammals. *Global Ecology and Biogeography*, v. 25, n. 9, p. 1119–1130, 2016.

PETCHEY, Owen L. *et al.* Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology*, v. 76, n. 5, p. 977–985, 2007.

POYSA, Hannu. Nordic Society Oikos Resource Utilization Pattern and Guild Structure in a Waterfowl Community Author (s): Hannu Pöysä Published by: Wiley on behalf of Nordic Society Oikos Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/3544594> REFERENCES Linked references a. v. 40, n. 2, p. 295–307, 2017.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (2016). Available at: <http://www.R-project.org/>.

RAMÍREZ, Francisco *et al.* How will climate change affect endangered Mediterranean waterbirds? *PLoS ONE*, v. 13, n. 2, p. 1–20, 2018.

RAMSAR Convention Secretariat, 2016. An Introduction to the Ramsar Convention on Wetlands, 7th ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland. Disponível em: https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/handbook1_5ed_introductiontoconvention_final_e.pdf. Acesso em 11 de fevereiro de 2021.

REYNOLDS, Chevonne; CUMMING, Graeme S. Defining functional groups using dietary data: Quantitative comparison suggests functional classification for seed-dispersing waterfowl. *Basic and Applied Ecology*, v. 17, n. 4, p. 333–343, 2016.

ROSE, P. M.; SCOTT, D.A. 1997. Waterfowl population estimates. 2^o ed. No. 44. Wetlands International, Wageningen, the Netherlands.

ROSS, Samuel R.P.J. *et al.* A test of trophic and functional island biogeography theory with the avifauna of a continental archipelago. *Journal of Animal Ecology*, v. 88, n. 9, p. 1392–1405, 2019.

SCHUH, Marina H.; GUADAGNIN, Demetrio L. Habitat and landscape factors associated with the nestedness of waterbird assemblages and wetland habitats in South Brazil. *Austral Ecology*, v. 43, n. 8, p. 989–999, 2018.

SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, Esther; GREEN, Andy J. Habitat Use by Waterbirds in Relation to Pond Size, Water Depth, and Isolation: Lessons from a Restoration in Southern Spain. *Restoration Ecology*, v. 22, n. 3, p. 311–318, 2014.

SEKERCIOGLU, Cagan H. Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, v. 153, n. SUPPL. 1, p. 153–161, 2012.

SEKERCIOGLU, Cagan H. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 21, n. 8, p. 464–471, 2006.

SMITH, Nathan D. Body mass and foraging ecology predict evolutionary patterns of skeletal pneumaticity in the diverse “waterbird” clade. *Evolution*, v. 66, n. 4, p. 1059–1078, 2012.

Strayer DL and Dudgeon D (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Biodiversity Conservation Challenges*, **29**, 344-358

STEIN, Anke *et al.* Habitat and landscape factors associated with the nestedness of waterbird assemblages and wetland habitats in South Brazil. *Journal of Animal Ecology*, v. 82, n. 4, p. 781–790, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41598-020-76917-2>>.

SUÁREZ-CASTRO, Andrés Felipe *et al.* Correlations and variance among species traits explain contrasting impacts of fragmentation and habitat loss on functional diversity. *Landscape Ecology*, v. 35, n. 10, p. 2239–2253, 2020.

SWENSON, Nathan G. *Functional and Phylogenetic Ecology in R*. [S.l: s.n.], 2014.

TAVARES, Davi Castro *et al.* Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical coastal lagoons: Implications for management. *Biological Conservation*, v. 186, p. 12–21, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.027>>.

TEIXIDO, Alberto L. *et al.* Major biases and knowledge gaps on fragmentation research in Brazil: Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 251, n. July, p. 108749, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108749>>.

TILMAN, D. *et al.* Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, v. 292, n. 5515, p. 281–284, 2001.

TILMAN, David; CLARK, Michael. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, v. 515, n. 7528, p. 518–522, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature13959>>.

TITTENSOR, Derek P. *et al.* A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science*, v. 346, n. 6206, p. 241–244, 2014.

ULRICH, Werner *et al.* Contrasting patterns of species richness and functional diversity in bird communities of east African cloud forest fragments. *PLoS ONE*, v. 11, n. 11, p. 1–16, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0163338>>.

VASILIOS, Liordos. Foraging guilds of waterbirds wintering in a Mediterranean coastal wetland. *Zoological Studies*, v. 49, n. 3, p. 311–323, 2010. Disponível em: <<http://zoolstud.sinica.edu.tw/Journals/49.3/311.pdf>>.

VÉGVÁRI, Zsolt; BORZA, Sándor; JUHÁSZ, Krisztina. The role of phylogeny and life history of migratory waterbirds in designing fishpond management plans. *Ecological Engineering*, v. 85, p. 288–295, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.007>>.

VÉLEZ, E. 1997. Estrutura das comunidades de aves aquáticas no complexo de áreas úmidas de Tapes e Arambaré, Planície Costeira do Rio Grande do Sul.

VILLÉGER, S., J. Ramos Miranda, D. Flores Hernandez, and D. Mouillot. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* 20:1512–1522.

VILLÉGER, Sébastien; MASON, Norman W H; MOUILLOT, David. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, v. 89, n. 8, p. 2290–301, 2008. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18724739>>.

Weller, M.W, 1999. *Wetland birds: habitat resources and conservation implications*. Cambridge University Press, New York

WHITE, Ethan P. *et al.* Relationships between body size and abundance in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 22, n. 6, p. 323–330, 2007.

WILMAN, Hamish *et al.* EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology*, v. 95, n. 7, p. 2027–2027, 2014. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1890/13-1917.1>>.

WILSON, J Bastow. Nordic Society Oikos Guilds , Functional Types and Ecological Groups Author (s): J . Bastow Wilson Published by: Wiley on behalf of Nordic Society Oikos Stable URL :

<http://www.jstor.org/stable/3546655> REFERENCES Linked references are available on JSTO. v. 86, n. 3, p. 507–522, 2016.

ZAMBRANO, Jenny *et al.* The effects of habitat loss and fragmentation on plant functional traits and functional diversity: what do we know so far? *Oecologia*, v. 191, n. 3, p. 505–518, 2019.

Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00442-019-04505-x>>.

Anexo 1: Atributos funcionais de aves aquáticas utilizados em trabalhos publicados e disponíveis na plataforma *Web of Science* publicados até setembro de 2019.

ATRIBUTO	REFERÊNCIAS	JUSTIFICATIVA	VALOR/CATEGORIA	RELAÇÃO COM AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS (área, isolamento e diversidade de micro-hábitats)	OBS.:
Massa corporal	Mendez et al 2012;	Requisitos energéticos; taxa metabólica; comportamento alimentar; capacidade de predação; longevidade; tamanho território, quantidade de recursos utilizados	Valor médio da massa corporal de machos e fêmeas adultos (em mg)		
	Petchey et al 2007	Quantidade de recursos consumidos. Atributos representam muitos aspectos da utilização de recursos, isto é, quantidade de tipo de recursos, e os métodos para adquirir recursos		Área/Diversidade de micro-hábitats	

	Che et al. 2018			
	Barshep et al. 2017	Disponibilidade dos dados		
	Newbold et al. 2012	Importante para determinar a estrutura da teia alimentar		
	Luck et al. 2012	Relacionado ao metabolismo, comportamento de forrageamento e tamanho do território		
	Sekercioglu 2012	Proxy para função ecológica		
	Okes et al. 2008			
	Ikin et al. 2019	Relacionado a uma série de características morfológicas e de história de vida que ditam efeitos sobre a função ecológica.	very small: <20 g; small: 20–90 g; large: >90 g	

	Li et al. 2019	Relacionado com a quantidade de recurso requerida pela espécie	Média da espécie		
	Sebastián-Gonzalez et al., 2014	Requisitos energéticos; taxa metabólica; comportamento alimentar; capacidade de predação; longevidade; tamanho território	Comprimento do corpo em cm		
	Almeida et al. 2018				
Comportamento social	Ikin et al. 2019	Espécies gregárias podem ter alto impacto localizado em serviços como controle de pragas e polinização	1 Gregário 2 não-gregário		
	Luck et al. 2012	Espécies que formam bandos podem exercer maior impacto na redução das populações de invertebrados			
Nidifica em colônia	Sekercioglu 2006	Podem modificar substancialmente o ambiente			
	Ikin et al 2019	Espécies coloniais podem concentrar nutrientes em áreas pequenas	1 Colonial 2 Não-colonial		

	Okes et al. 2008		1 Solitário 2 Colonial		
	Luck et al 2012	Localização dos ninhos			
Status migratório	Henry & Cumming 2017		1 Migrante inter-Africano 2 Migrante intra-africano 3 Residente 4 Realiza movimento locais		
	Barshep et al. 2017	Disponibilidade de dados	1 Residente africano não-migratório 2 Migrante intra-africano		

			3 Migrante paleártico	
	Ikin et al. 2019	Dispersores locais podem concentrar nutrientes dentro de pequenas áreas; nômades e migratórias podem influenciar a ciclagem de nutrientes em larga escala, assim como serviços como controle de pragas e polinização, sobre grandes regiões	1 Dispersão local 2 Nômade 3 Migrante parcial 4 Migrante total	
	Newbold et al. 2012	Pode impor efeito sazonal a funções ecossistêmicas desempenhadas por aves migratórias	1 Não migratório 2 Nômade 3 Migrante altitudinal 4 Migrante total	
	Okes et al. 2008		1 Movimento extenso (migrante ou efetua dispersão regional) 2 Movimento	

			limitado (residente)		
Dieta predominante	Newbold et al. 2012	Está relacionado com funções ecossistêmicas, como polinização e dispersão de sementes.	1 Frutas 2 Néctar 3 Outros materiais vegetais 4 Invertebrados 5 Vertebrados 6 misto	Diversidade de Micro-habitats	
	Sekercioglu 2006	Consumidores primário e secundário, Dispersão de sementes, predação, deposição de nutrientes, controle de pestes, remoção de carcaças			
	Ikin et al. 2019	Relacionada a funções como controle de pragas, dispersão de sementes, polinização	1 Insetos 2 Néctar 3 Sementes 4 Variado 5 Vertebrados 6 Visco		AVES FLORESTAIS

	Petchey et al 2007	Atributos representam muitos aspectos da utilização de recursos, isto é, quantidade e tipo de recursos, e os métodos para adquirir recursos	1	Vertebrados		
			2	Invertebrados		
			3	Plantas		
	Mendez et al 2012;		1	Insetos		
			2	Crustáceos		
			3	Minhocas		
			4	Moluscos		
			5	Medusa		
			6	Anfíbios		
			7	Peixes		
			8	Material vegetal		
			9	Outros		
	Okes et al. 2008		1	Herbívoros		
			2	Carnívoros		
			3	nsetívoros		

	Sekercioglu 2012		<ul style="list-style-type: none"> 1 peixe 2 saprófaga 3 plantas 4 onívora 5 vertebrado 6 néctar 7 semente 8 frutas 9 invertebrados 		
	Li et al. 2019		<ul style="list-style-type: none"> 1 vertebrados 2 invertebrados 3 plantas 		
	Luck et al. 2012	Tipo de itens alimentares consumidos			
	Almeida et al. 2018		<ul style="list-style-type: none"> 1 invertebrados 2 endotérmicos 3 ectotérmicos 4 peixes 		

			<p>5 vertebrados de grupo desconhecido</p> <p>6 carniça</p> <p>7 frutos</p> <p>8 sementes</p> <p>9 outros compostos vegetais</p> <p>10 plasticidade da dieta</p>		
	Henry & Cumming 2017;	Uso do habitat e dos recursos	<p>1 Águas profundas</p> <p>2 Vegetação emergente</p> <p>3 Águas rasas</p> <p>4 Vegetação baixa</p>		

Estrato de forrageamento/habitat de forrageamento/guilda de forrageamento	Cumming et al. 2012	Variação do regime hidrológico influencia a disponibilidade de habitat para forrageio.	<p>1 Vegetação baixa, ou lama, incluindo gramas</p> <p>2 Vegetação emergente, incluindo juncos e lírios</p> <p>3 Águas rasas</p> <p>4 Em ou sobre águas profundas</p> <p>5 No ar, empoleirado em bancos de areia, afloramentos rochosos ou margens gramadas</p>	Diversidade de micro-habitats	
	Barshep et al. 2017 (modificado de Cumming et al 2012).	Disponibilidade da informação para a maioria das espécies	<p>1 Vegetação baixa ou charcos incluindo gramíneas</p>		

			<ul style="list-style-type: none"> 2 Águas rasas 3 Em ou sobre a água profunda 		
	Petchey et al 2007	Quantidade de recursos consumidos. Atributos representam muitos aspectos da utilização de recursos, isto é, quantidade de tipo de recursos, e os métodos para adquirir recursos	<ul style="list-style-type: none"> 1 Água 2 Lama 3 Solo 4 Vegetação 5 Ar 		
	Ikin et al. 2019	Relacionado com a função como controle de pragas, dispersão de sementes, polinização.	<ul style="list-style-type: none"> 1 Solo 2 Sub-bosque 3 Dossel 4 Ar 		AVES FLORESTAIS
	Li et al. 2019		<ul style="list-style-type: none"> 1 Água 2 Lama 3 Vegetação 		
	Almeida et al. 2018		<ul style="list-style-type: none"> 1 Abaixo da superfície 		

			<p>2 Ao redor da superfície</p> <p>3 Solo</p> <p>4 Sub-bosque</p> <p>5 Estrato médio</p>		
Uso do habitat	Okes et al. 2008		<p>1 Nidifica em habitat modificado</p> <p>2 Alimenta-se em habitat modificado</p> <p>3 Áreas úmidas vegetadas e pântanos (banhado)</p> <p>4 Rios</p> <p>5 Planícies inundáveis</p> <p>6 Campos</p> <p>7 Pans</p>	Diversidade de Micro-habitats	

	Sekercioglu 2012		<ol style="list-style-type: none"> 1 Floresta 2 Agrofloresta 3 Agricultura 		
	Luck et al. 2012	Principais requisitos de habitat e capacidade de utilizar vários habitats			
	Petchey et al. 2007	Quantidade de recursos consumidos. Atributos representam muitos aspectos da utilização de recursos, isto é, quantidade de tipo de recursos, e os métodos para adquirir recursos	<ol style="list-style-type: none"> 1 Perseguir 2 Recolher 3 Atacar 4 Pastar 5 Escavar/pescar 6 Saprófago (Scavenger) 7 Sondar 		
	Mendez et al 2012	Tipo de recurso utilizado e método para aquisição	<ol style="list-style-type: none"> 1 Bicando 2 Sondando 3 “jabbing” 4 Costurando 		

Estratégia alimentar/comportamento alimentar /Métodos de forrageamento			5 "Arar" 6 Ceifar, cortar (água ou lama) 7 Tremular dos pés 8 Removendo objetos 9 Martelando 10 nadando	Diversidade de micro-habitats	
	Li et al. 2019		1 Perseguido 2 Catar (gleaning) 3 Atacando 4 Pastando 5 Cavando 6 Limpando (scaveging) 7 Sondando		

	Luck et al. 2012	Métodos de busca por alimento e localização do forrageio			
	Sebastián-Gonzalez et al., 2014		<p>1 Aves pernaltas (garças, colheireiros, flamingos);</p> <p>2 Gaivotas (incluindo andorinhas-do-mar);</p> <p>3 Aves limícolas</p> <p>4 Patos (incluindo galeirões e carquejas)</p>		
Local de nidificação	Okes et al 2008		<p>1 Juncos</p> <p>2 Água</p> <p>3 Solo</p> <p>4 árvore</p>	Diversidade de micro-habitats	
Modo de desenvolvimento da ninhada	Okes et al 2008		<p>1 Altricial</p> <p>2 Precoce</p>		

	Barshep et al. 2017		1 Altricial 2 Semiprecoce 3 precoce		
Tamanho da ninhada/Esforço reprodutivo	Okes et al 2008;				
	Sekercioglu 2012				
	Luck et al. 2012	Espécies com baixas taxas reprodutivas (pequeno tamanho da ninhada, reprodução pouco frequente, e baixa produtividade anual) e baixas taxas de sobrevivência são menos resilientes a alterações ambientais, possuindo reduzida capacidade de recuperação frente a perturbações).	Tamanho da ninhada, frequência reprodutiva, fecundidade		
Comportamento do casal	Luck et al. 2012	Perda e fragmentação do habitat podem perturbar o comportamento cooperativo de reprodução de algumas espécies (Luck 2002, 2003)			

Formato do bico	Mendez et al 2012;		1 Curvado para cima 2 Reto 3 Curvado para baixo		
Abertura do bico	Mendez et al 2012		Média em cm		
"Gape width"	Luck et al. 2012	Relacionado com o tamanho dos itens alimentares que podem ser consumidos			
Comprimento da asa	Che et al. 2018			Isolamento	
Morfologia da asa	Luck et al. 2012;	Pode indicar capacidade para usar áreas abertas ou manobrar através da densa folhagem			
Tamanho do Tarso	Luck et al. 2012				
	Che et al. 2018	Representa captura de alimento, aquisição de recursos e alocação de estratégias	Comprimento		

	Mendez et al 2012		Comprimento médio em cm		
Formato das patas	Luck et al. 2012	Comportamento alimentar	Tamanho e formato		
Tamanho geracional	Newbold et al. 2012	Característica afetada pelas alterações ambientais	Idade média dos indivíduos reprodutores		
Tipo de hábitat a que a espécie está tipicamente associada	Barshep et al. 2017	Disponibilidade dos dados	1 Costeiro 2 Água doce continental 3 Ambos (generalistas)		
Cuidado parental	Barshep et al. 2017	Disponibilidade dos dados	1 Sistema uniparental 2 Sistema biparental		
Extensão da poligamia	Barshep et al. 2017	Disponibilidade dos dados	1 Poligamia masculina 2 Poligamia		

			feminina 3 Sem poligamia 4 Poligamia em <20% da pop. reprodutiva 5 Poligamia em 20% ou mais na pop. reprodutiva		
Forma de localização da presa	Mendez et al 2012		1 Toque 2 Visão		
Status de conservação	Sekercioglu 2012				
Habilidade de dispersão	Sekercioglu 2012				
Especialização em recursos	Sekercioglu 2012				
Latitude da reprodução	Barshep et al. 2017				

Tamanho de área de vida	Luck et al. 2012	Relacionado à área sobre a qual a espécie forrageia			
Estratégia de dispersão	Luck et al. 2012	Relacionado com a capacidade de lidar com a perda de conectividade da paisagem			
Movimentos locais	Luck et al. 2012	Movimento realizados pela espécie em suas atividades diárias refletindo a capacidade de lidar com a perda de cobertura florestal ou navegar pelo ambiente de estudo			
Hábito de empoleirar-se	Luck et al. 2012	Germinação e sobrevivência de sementes			
Habilidade competitiva	Luck et al. 2012	Podem excluir espécies menores, e são mais adaptáveis ao ambiente antropizado			
Plasticidade da dieta	Almeida et al. 2018		Número de itens presentes na dieta		
Plasticidade de estrato de forrageio	Almeida et al. 2018		Número de estratos utilizados para aquisição de alimento		

Pernas longas	Almeida et al. 2018				
Bico em forma de gancho	Almeida et al. 2018				
Bico longo	Almeida et al. 2018				
Aptidão para nadar	Almeida et al. 2018				
Aptidão para empoleirar-se	Almeida et al. 2018				

