

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

Tese

**PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E COMPOSIÇÃO DAS
COMUNIDADES DE AVES AQUÁTICAS EM ÁREAS ÚMIDAS NO
ESTADO DO RIO DE JANEIRO**

Rísia Brígida Gonçalves Cabral Alves

2023



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**Padrões de distribuição e composição das comunidades de aves
aquáticas em áreas úmidas no estado do Rio de Janeiro**

RÍSIA BRÍGIDA GONÇALVES CABRAL ALVES

Sob a Orientação do Professor
Ildemar Ferreira

Tese submetida como requisito parcial
para obtenção do grau de Doutora em
Biologia Animal, no Programa de Pós-
Graduação em Biologia Animal, Área de
Concentração em Biodiversidade Animal.

Seropédica, RJ

Maio de 2023

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

G117p Gonçalves Cabral Alves, Rísia Brígida , -
 PADRÕES DE DISTRIBUIÇÃO E COMPOSIÇÃO DAS
 COMUNIDADES DE AVES AQUÁTICAS EM ÁREAS ÚMIDAS NO
 ESTADO DO RIO DE JANEIRO / Rísia Brígida Gonçalves
 Cabral Alves. - Seropédica, 2023.
 82 f.

 Orientador: Ildemar Ferreira. Tese(Doutorado). -
 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro,
 Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, 2023.

 1. Avifauna. 2. Estrutura de comunidade. 3.
 Variação espacial e temporal. 4. Ambientes aquáticos
 continentais. I. Ferreira, Ildemar, 1951-, orient. II
 Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
 Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal III. Título.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL



TERMO Nº 771 / 2023 - PPGBA (12.28.01.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.043470/2023-95

Seropédica-RJ, 06 de julho de 2023.

Seropédica, 17 de maio de 2023

RÍSIA BRÍGIDA GONÇALVES CABRAL ALVES

Tese submetida como requisito parcial para a obtenção do grau de **Doutor (a)** no Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, Área de Concentração em Biodiversidade Animal.

TESE APROVADA EM 17/05/2023

Conforme deliberação número 001/2020 da PROPPG, de 30/06/2020, tendo em vista a implementação de trabalho remoto e durante a vigência do período de suspensão das atividades acadêmicas presenciais, em virtude das medidas adotadas para reduzir a propagação da pandemia de Covid-19, nas versões finais das teses e dissertações as assinaturas originais dos membros da banca examinadora poderão ser substituídas por documento(s) com assinaturas eletrônicas. Estas devem ser feitas na própria folha de assinaturas, através do SIPAC, ou do Sistema Eletrônico de Informações (SEI) e neste caso a folha com a assinatura deve constar como anexo ao final da tese / dissertação.

ILDEMAR FERREIRA (Orientador)

AUGUSTO JOAO PIRATELLI (UFSCAR)

LEONARDO SILVESTRE GOMES ROCHA

SALVATORE SICILIANO (FIOCRUZ)

JAYME MAGALHAES SANTANGELO

JARBAS MARCAL DE QUEIROZ

(Assinado digitalmente em 06/07/2023 15:56)

ILDEMAR FERREIRA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptBA (12.28.01.00.00.00.45)
Matricula: 387289

(Assinado digitalmente em 06/07/2023 23:09)

JARBAS MARCAL DE QUEIROZ
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
PPGCAF (12.28.01.00.00.00.27)
Matricula: 1356331

(Assinado digitalmente em 07/07/2023 11:08)

JAYME MAGALHAES SANTANGELO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCAmb (12.28.01.00.00.00.29)
Matricula: 1728466

(Assinado digitalmente em 07/07/2023 14:58)

LEONARDO SILVESTRE GOMES ROCHA
CHEFE DE DEPARTAMENTO
DeptBA (12.28.01.00.00.00.45)
Matricula: 1670591

(Assinado digitalmente em 06/07/2023 16:15)

SALVATORE SICILIANO
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 778.497.797-20

(Assinado digitalmente em 06/07/2023 15:57)

AUGUSTO JOÃO PIRATELLI
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 046.448.438-30

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **771**, ano: **2023**, tipo: **TERMO**, data de emissão: **06/07/2023** e o código de verificação: **0c14d379b1**

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela Sua infinita fidelidade, por me fortalecer e capacitar, fazendo-me superar as dificuldades. Graças Te dou por mais esta etapa percorrida!

Ao meu orientador, Ildemar Ferreira, pela oportunidade e confiança no doutorado, além do mestrado e graduação. Seu apoio foi importante para minha formação acadêmica. Obrigada!

Ao meu marido, Leandro, pelo apoio e incentivo durante minha trajetória acadêmica. Obrigada pelo cuidado, paciência e compreensão incondicionais e ainda pelo apoio nos trabalhos de campo. Gratidão!

A Tatiane Silva pelo companheirismo ao longo desses anos, inclusive virtualmente nesta fase da nossa caminhada acadêmica.

A Isabela Araújo pelo apoio no trabalho de campo. Obrigada por poder contar com você mais uma vez. A sua amizade e companheirismo são muito especiais para mim.

Aos proprietários e funcionários das Fazendas Abadia e Mato do Índio, em especial aos Srs. Josué, Júnior, Bil e Renner pela permissão e por me receberem gentilmente para realização de parte do trabalho de campo em suas propriedades.

Aos professores componentes da banca por aceitarem o convite para a participação desta etapa tão importante e pelas sugestões de melhorias contribuindo para a finalização desta Tese.

Aos colegas do laboratório de Ornitologia da UFRRJ, especialmente Daniel e Wesley.

Aos colegas da Pós-Graduação pelo companheirismo, até mesmo virtualmente durante o período de pandemia.

Ao PPGBA/UFRRJ e aos seus professores pela oportunidade e ensinamentos ao longo desses anos de Pós-Graduação. Obrigada por colaborarem para meu desenvolvimento acadêmico.

A Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro e seus servidores por me acolher ao longo desses anos.

Aos meus pais por todo apoio e compreensão. Pai, minha gratidão eterna!

A todos aqueles que contribuíram de alguma maneira para a realização deste trabalho de forma acadêmica e pessoal.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de doutorado.

RESUMO

CABRAL ALVES, Rísia Brígida Gonçalves. **Padrões de distribuição e composição das comunidades de aves aquáticas em áreas úmidas no estado do Rio de Janeiro**. 2023. 82p. Tese (Doutorado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2023.

Compreender como as comunidades variam no espaço e no tempo e como essa variação está correlacionada com as condições ambientais é fundamental para promover a conservação das aves aquáticas, quer seja em áreas naturais, alteradas por atividades antrópicas ou áreas artificiais. Este trabalho teve como objetivo verificar os efeitos da variação espacial, temporal e climática na distribuição e composição das comunidades de aves aquáticas em áreas úmidas continentais. A estrutura das comunidades das aves aquáticas diferiu entre lagos natural, artificial e de inundação. A riqueza e abundância aumentaram com o aumento da área do lago e da distância de povoamento humano; no entanto, diminuíram com o aumento da profundidade e da proporção do entorno aberto. A abundância também foi influenciada pelo pH, aumentando em locais com pH menos ácido, pelo entorno semi-sombreado e pela pressão de pastoreio, diminuindo o número de aves com o aumento dessas duas variáveis. As variáveis ambientais com maior contribuição na distribuição das guildas foram a área, pH, entorno semi-sombreado, distância de povoamento humano, macrófita e altura da vegetação aquática. Na escala temporal, a riqueza manteve-se relativamente estável, entretanto a abundância aumentou no decorrer do tempo. Tendências temporais também foram identificadas quanto a composição das espécies. A precipitação e temperatura não influenciaram a riqueza, indicando que o elevado número de espécies residentes contribuiu para uma riqueza relativamente constante ao longo do tempo. No entanto, a variação na abundância das aves demonstrou ser inversamente relacionada com os níveis de precipitação, os quais também influenciam as condições ambientais, assim atuando sobre a disponibilidade de recursos e locais de forrageio para as aves aquáticas. Todavia, a abundância não foi influenciada pela temperatura. Os resultados sugerem que os aspectos das comunidades, riqueza, abundância e guildas, são desacoplados e respondem de forma independente e compartilhada às influências das variáveis ambientais e antrópicas nos lagos interiores. Além disso, os fatores temporais e as variações climáticas têm diferentes efeitos na estrutura das comunidades. Portanto, esses aspectos devem ser considerados em uma estrutura comum ao analisar mudanças na estrutura de comunidades de aves aquáticas.

Palavras-chave: Avifauna, Estrutura de comunidade, Variação espacial e temporal, Ambientes aquáticos continentais.

ABSTRACT

CABRAL ALVES, Rísia Brígida Gonçalves. **Distribution patterns and communities composition of waterbirds in wetlands in the state of Rio de Janeiro.** 2023. 82p. Thesis (Doctoral degree in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. 2023.

Understanding how communities vary in space and time concerning environmental conditions is essential to promote waterbird conservation, either in natural, human-altered áreas, or artificial areas. This work aimed to verify the effects of spatial, temporal, and weather variation on the distribution and composition of waterbird communities in continental wetlands. The community structure of waterbirds differed between artificial, natural, and flood lakes. Richness and abundance increased with increasing lake area and distance from human settlement; however, they decreased with increasing depth and extension of open surroundings. Abundance was also influenced by pH, increasing in sites with less acidic pH, and semi-shaded surroundings and grazing pressure, decreasing the number of individuals with the increase of these two variables. The environmental variables with the greatest contribution to the distribution of guilds were the lake area, pH, semi-shaded surroundings, distance from human settlement, macrophyte, and aquatic vegetation height. On the temporal scale, richness remained relatively stable, however, abundance increased over time. Temporal trends were also identified in species composition and dispersion patterns. Precipitation and temperature did not influence richness, indicating that the high number of resident species contributed to a relatively constant richness over time. However, variation in birds abundance was inversely related to precipitation levels, which also influenced environmental conditions acting on the availability of resources and foraging sites for waterbirds. However, abundance was not influenced by temperature. The results suggest that aspects of community structure, richness, abundance, and guilds, are uncoupled and respond in an independent and shared way to the effects of environmental and anthropic variables in inland lakes. Besides, temporal factors and climate variation have different effects on the communities structure. Therefore, these aspects must be considered in a common framework when analyzing changes in the structure of waterbird communities.

Keywords: Avifauna, Community structure, Spatial and temporal variation, Continental aquatic environments.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

- Figura 1.** Localização da área de estudo com indicação dos 12 lagos no estado do Rio de Janeiro. (a) Itaguaí e (b) Seropédica..... 13
- Figura 2.** Boxplot da riqueza de aves aquáticas nos (A)12 lagos, (B) categoria do lago e (C) estação em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. O boxplot mostra medianas, quartis, percentis 5 e 95, dados brutos. Asteriscos representam valores diferentes entre pares de tratamentos ($p < 0,05$)..... 19
- Figura 3.** Curvas de rarefação baseadas em indivíduos das comunidades de aves aquáticas de três categorias de lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Intervalos de confiança de $\pm 95\%$20
- Figura 4.** Boxplot da abundância de aves aquáticas no (A) lago, (B) categoria de lago e (C) estação em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. O boxplot mostra medianas, quartis, percentis 5 e 95, dados brutos. Asteriscos representam valores diferentes entre pares de tratamentos ($p < 0,05$)..... 21
- Figura 5.** Ordenação do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico das comunidades de aves aquáticas em 12 lagos interiores compondo três categorias de lagos no estado do Rio de Janeiro, Brasil.23
- Figura 6.** Ordenação de Análise de Redundância que mostra a relação das guildas de aves aquáticas e variáveis ambientais em 12 lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. As abreviações indicam altura da vegetação aquática (AVAQ), distância de povoamento humano (DAHUM), entorno aberto (EABE), entorno semi-sombreado (ESSOM), macrófita (MACR), pressão de pastoreio (PAST) e profundidade (PROF)..... 26

CAPÍTULO II

- Figura 1.** Localização da área de estudo com indicação dos lagos amostrados no estado do Rio de Janeiro.....55
- Figura 2.** Curvas de rarefação baseadas em indivíduos das comunidades de aves aquáticas em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Intervalos de confiança de $\pm 95\%$ 58
- Figura 3.** Boxplot da riqueza de aves aquáticas em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. O boxplot mostra medianas, quartis, percentis 5 e 95, dados brutos. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).59

Figura 4. Boxplot da abundância de aves aquáticas em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. O boxplot mostra medianas, quartis, percentis 5 e 95, dados brutos. O eixo Y contém uma quebra de escala para melhorar a visualização do gráfico devido a dois valores extremos. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).....	60
Figura 5. Ordenação do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico das comunidades de aves aquáticas em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil.	63
Figura 6. Relação da (A) precipitação mensal total e (B) temperatura mensal média na riqueza de espécies de aves aquáticas durante dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Intervalo de confiança de 95%.	64
Figura 7. Relação da (A) precipitação mensal total e (B) temperatura mensal média na abundância de aves aquáticas durante dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Intervalo de confiança de 95%.	64
Figura 8. Relação da precipitação mensal total na abundância de aves aquáticas em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Intervalo de confiança de 95%.	65

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

- Tabela 1.** Média, desvio padrão, valores máximo e mínimo e abreviação das variáveis ambientais amostradas em 12 lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil..... 17
- Tabela 2.** Espécies de aves aquáticas registradas em 12 lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Mín = mínimo, Máx = máximo. 18
- Tabela 3.** Riqueza e abundância total de aves aquáticas em 12 lagos interiores compondo três categorias de lagos no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Mín = mínimo, Máx = máximo..... 19
- Tabela 4.** Comparação de pares PERMANOVA para comunidades de aves aquáticas nas três categorias de lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$)..... 22
- Tabela 5.** Resultados PERMDISP da variabilidade das espécies nas comunidades de aves aquáticas nas três categorias de lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. SS: soma dos quadrados. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$)..... 22
- Tabela 6.** Resultados do GLMM em relação à influência de cada variável ambiental na riqueza e abundância de aves aquáticas em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$)..... 24
- Tabela 7.** Resultados da RDA contendo os valores dos eixos 1 e 2, a contribuição de cada variável ambiental em relação ao R² ajustado total (37,3%), valores de F e p. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$)..... 25

CAPÍTULO II

- Tabela 1.** Aves aquáticas registradas nos dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Mín = mínimo, Máx = máximo. Status: R = residente, M = migrante..... 57
- Tabela 2.** Número total de espécies, número de espécies registradas em cada período (2012-2013 e 2021-2022), em ambos os períodos, exclusivamente no primeiro período e no segundo período e resultados do GLMM da riqueza de aves aquáticas entre os lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Todos os valores são significativos ($p < 0,05$)..... 59
- Tabela 3.** Número total de aves, número de aves registrados em cada período (2012-2013 e 2021-2022) e resultados do GLMM da abundância de aves aquáticas entre os lagos interiores

no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Todos os valores são altamente significativos ($p < 0,0001$).

..... 61

Tabela 4. Comparação entre os períodos (2012-2013 e 2021-2022) da composição das comunidades de aves nos lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$). 62

Tabela 5. Comparação entre os períodos (2012-2013 e 2021-2022) da variabilidade das espécies em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. SS: soma dos quadrados. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$). 62

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	3
CAPÍTULO I - Fatores determinantes da distribuição e composição das comunidades de aves aquáticas no estado do Rio de Janeiro	7
1. INTRODUÇÃO	10
2. MATERIAIS E MÉTODOS	12
2.1. Local de estudo	12
2.2. Levantamento das aves aquáticas	13
2.3. Guildas da avifauna e amostragem de variáveis ambientais.....	14
2.4. Análises de dados.....	15
3. RESULTADOS	17
4. DISCUSSÃO.....	26
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	35
6. ANEXOS.....	44
Anexo 1. Resultados do GLMM em relação a influência da categoria de lago, lago e estação na riqueza de aves aquáticas em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).....	44
Anexo 2. Resultados do GLMM em relação a influência da categoria de lago, lago e estação na abundância de aves aquáticas em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).....	45
Anexo 3. Comparação de pares PERMANOVA para comunidades de aves em 12 lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. SS: soma dos quadrados. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).....	46
Anexo 4. Resultados da análise de SIMPER mostrando a dissimilaridade média, a porcentagem de contribuição e a porcentagem de contribuição cumulativa de cada espécie para a dissimilaridade total entre as categorias de lagos (natural e artificial).....	47
Anexo 5. Resultados da análise de SIMPER mostrando a dissimilaridade média, a porcentagem de contribuição e a porcentagem de contribuição cumulativa de cada espécie para a dissimilaridade total entre as categorias de lagos (natural e de inundação).	47
Anexo 6. Resultados da análise de SIMPER mostrando a dissimilaridade média, a porcentagem de contribuição e a porcentagem de contribuição cumulativa de cada espécie para a dissimilaridade total entre as categorias de lagos (artificial e de inundação).....	48
CAPÍTULO II - Influência da variação temporal e climática nas comunidades de aves aquáticas no estado do Rio de Janeiro.....	49
1. INTRODUÇÃO	52

2. MATERIAIS E MÉTODOS	54
2.1. Local de estudo	54
2.2. Levantamento das aves aquáticas	55
2.3. Análises de dados.....	55
3. RESULTADOS.....	57
4. DISCUSSÃO.....	65
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	70
6. ANEXOS.....	77
Anexo 1. Resultados do GLM em relação a influência do período (2012-2013 e 2021-2022), temperatura média e precipitação total na riqueza de aves aquáticas em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).....	77
Anexo 2. Resultados do GLM em relação a influência do período (2012-2013 e 2021-2022), temperatura média e precipitação total na abundância de aves aquáticas em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Distribuição P: Poisson, QP: Quasi-Poisson. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).....	78
Anexo 3. Resultados da análise de SIMPER mostrando a dissimilaridade média, a porcentagem de contribuição e a porcentagem de contribuição cumulativa de cada espécie para a dissimilaridade total entre os períodos de 2012-2013 e 2021-2022 em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro.	79
Anexo 4. Comparação de pares PERMANOVA para comunidades de aves em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. SS: soma dos quadrados. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).....	80
CONSIDERAÇÕES FINAIS	81

INTRODUÇÃO GERAL

O conhecimento sobre a forma como agrupamentos de espécies são distribuídos na natureza, e as maneiras como estes agrupamentos podem ser influenciados pelos atributos abióticos e pelas interações entre as populações das espécies é fundamental na investigação da comunidade (Begon et al. 2007, Andrade et al. 2018, Barraquand et al. 2022). Os padrões ecológicos podem existir em várias escalas espaciais e temporais, variando desde a abundância da população, comunidade, ecossistema, bioma até toda a biosfera (Lawton 1996, Morim 2011). Conforme Vellend (2016), as relações composição-ambiente, espécie-área e perturbação-diversidade estão entre os padrões produzidos pelos processos em uma comunidade.

A ocupação e persistência no habitat depende da disponibilidade de recursos, condições abióticas e a interação com a biota local (Townsend et al. 2010, Hickman et al. 2019). A riqueza e distribuição das espécies reflete as influências locais, tais como a variedade de micro-habitats proporcionados e as consequências das interações das espécies (Brandolin e Blendinger 2016, Kačergytė et al. 2021). A abundância pode ser determinada pelos efeitos combinados de todos os processos que afetam uma população, sejam eles dependentes ou independentes da densidade (Morim 2011). Além disso, a composição da comunidade pode mudar devido a influência na disponibilidade de recursos alimentares, espaço ou mudanças no ambiente físico (Almeida et al. 2020, Gao et al. 2021). Dessa forma, a ocorrência de uma espécie está relacionada a onde e quando existirem condições e recursos apropriados, a sua capacidade de alcançar a uma localidade e não serem impedidas por interações populacionais (Sick 1997, Begon et al. 2007). Assim, os ambientes influenciam a distribuição e composição das espécies (Cintra 2019).

As áreas úmidas são ecossistemas complexos de altíssima relevância ecológica que desempenham inúmeras funções ambientais, sendo um dos ecossistemas que mais sustentam serviços ecossistêmicos, como melhoria da qualidade da água, fixação de nutrientes, sequestro de carbono e redução do risco de inundação (Zedler e Kercher 2005, Ramsar Convention on Wetlands 2018). A integridade e o funcionamento desses ecossistemas dependem da interação desses com o ambiente terrestre (Rebouças et al. 2006). Os tipos dessas áreas na paisagem diferenciam-se conforme seus processos de funcionamento e manutenção hidrológica e suas variadas funções ambientais desempenhadas no ambiente (Gomes e Magalhaes Júnior 2018). Dentre as áreas úmidas, os lagos continentais constituem ambientes peculiares que podem atrair comunidades de aves típicas dessas condições (Tavares e Siciliano 2014, Almeida et al. 2018).

A estrutura e funcionamento dos lagos continentais proporcionam uma diversidade de habitats, sendo o seu estudo fundamental para o conhecimento mais profundo de processos da

interação entre os componentes abióticos e bióticos desse ecossistema (Esteves 2011). As áreas úmidas continentais oferecem recursos ecológicos fundamentais que permitem a ocorrência e permanência de uma ampla diversidade de aves aquáticas atendendo as necessidades de recursos alimentares, locais de refúgio e reprodução (Accordi 2010, Li et al. 2019, Convention on Wetlands 2021). Essas aves desempenham papel importante nas relações tróficas das áreas úmidas, dado que aumentam a ciclagem de nutrientes entre essas áreas e os habitats terrestres adjacentes através da captura de presas e eliminação de excrementos, contribuindo para o enriquecimento da matéria orgânica das cadeias alimentares locais, além de auxiliarem no transporte de organismos aquáticos de uma área úmida para a outra, seja no trato digestivo ou aderidos em penas e pés (Green e Elmberg 2014; Faria et al. 2016).

Diferentes mecanismos regulam a distribuição de organismos, composição das comunidades e a sua variabilidade (Townsend et al. 2010, Hickman et al. 2019). Compreender como as comunidades variam no espaço e no tempo e como essa variação está correlacionada com as condições ambientais é fundamental para promover a conservação das aves aquáticas, quer seja em áreas naturais, alteradas por ações antrópicas ou áreas artificiais (Paracuellos e Tellería 2004, Wang et al. 2021).

No presente trabalho, estão apresentadas em dois capítulos as análises das comunidades de aves aquáticas e a influência de fatores ambientais e antrópicos nos níveis estruturais (riqueza, abundância e composição das espécies) e na ocorrência das diferentes guildas da avifauna (aves vasculhadoras, mergulhadoras, pernaltas, catadoras e pescadoras), além da distribuição espaço-temporal dessas aves e sua relação com variáveis climáticas. Esses dados foram obtidos a partir de levantamentos e coletas em lagos naturais, artificiais e de inundações no estado do Rio de Janeiro. Assim, este estudo teve como objetivo verificar os efeitos da variação espacial, temporal e climática na distribuição e composição das comunidades de aves aquáticas em áreas úmidas continentais.

No primeiro capítulo, são apresentados estudos das comunidades de aves aquáticas de 12 lagos interiores localizados em áreas originalmente de floresta de encosta na Mata Atlântica. Foram avaliadas a composição e distribuição espacial da avifauna aquática entre os lagos, as categorias de lagos e as estações seca e chuvosa. Ainda são apresentadas variáveis ambientais e antrópicas locais para verificar quais desses atributos influenciam a riqueza, abundância e a permanência das guildas de aves nos lagos. Foram investigadas a ocorrência de padrões de distribuição das aves com base em fatores bióticos e abióticos em lagos interiores. Lagos que apresentam maior disponibilidade de recursos e heterogeneidade de habitats podem influenciar

positivamente as comunidades de aves aquáticas e apresentar maiores riqueza e abundância (Pérez-García et al. 2014, Tavares et al. 2015, Chatterjee et al. 2020).

No segundo capítulo, foram verificadas se as estruturas das comunidades das aves aquáticas se modificaram entre dois períodos com intervalo de nove anos. Comparações dos dados obtidos permitiram analisar a ocorrência de alterações temporais nas comunidades, além de investigar a influência da variação da precipitação e temperatura sobre a avifauna nos lagos interiores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Accordi IA (2010) Pesquisa e conservação de aves em áreas úmidas. In: Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento (org) Von Matter S, Straube FC, Accordi IA, Piacentini VQ, Cândido-Jr JF. Technical Books, Rio de Janeiro.

Almeida BA, Green AJ, Sebastian-Gonzalez E, Anjos L (2018) Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PLoS One*. 13, e0200959. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200959>

Almeida BA, Sebastián-González E, Anjos L, Green AJ (2020) Comparing the diversity and composition of waterbird functional traits between natural, restored, and artificial wetlands. *Freshw Biol* 65(12):2196–2210

Andrade R, Bateman HL, Franklin J, Allen D (2018) Waterbird community composition, abundance, and diversity along an urban gradient. *Landsc Urban Plan*. 170: 103-111. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.11.003>

Barraquand F, Picoche C, Aluome C, Carassou L, Feigné C (2022) Looking for compensation at multiple scales in a wetland bird Community. *Ecol Evol*. 12:e8876. <https://doi.org/10.1002/ece3.8876>

Begon M, Townsend CR, Harper JL (2007) *Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas*. 4ed. Artmed, Porto Alegre.

Brandolin PG, Blendinger PG (2016) Effect of habitat and landscape structure on waterbird abundance in wetlands of central Argentina. *Wetlands Ecol Manage.* 24: 93–105. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9454-y>

Chatterjee A, Adhikari S, Pal S, Mukhopadhyay SK (2020) Foraging guild structure and niche characteristics of waterbirds wintering in selected sub-Himalayan wetlands of India. *Ecol Indic.* 108: e105693. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105693>

Cintra R (2019) Waterbird community composition in relation to lake physical traits and wetland limnological conditions in the Amazon basin. *Hydrobiologia* 826:43–65. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3676-y>

Convention on Wetlands (2021) Global Wetland outlook: special edition 2021. Gland, Switzerland: Secretariat of the Convention on Wetlands. https://static1.squarespace.com/static/5b256c78e17ba335ea89fe1f/t/61b8a904f3ceb458e9b5ca44/1639491853578/Ramsar+GWO_Special+Edition+2021%E2%80%93ENGLISH_WEB.pdf

Esteves FA (2011) *Fundamentos em Limnologia* 3 ed. Interciência, Rio de Janeiro.

Faria FA, Silva-Costa A, Gianuca D, Bugoni L (2016) Cooi Heron (*Ardea cocoi*) connects estuarine, coastal, limnetic and terrestrial environments: an assessment based on conventional dietary and stable isotope analysis. *Estuar Coast.* <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0073-5>

Green AJ, Elmberg J (2014) Ecosystem services provided by waterbirds. *Biol Rev* <https://doi.org/10.1111/brv.12045>

Gomes CS e Magalhaes Júnior AP (2018) sistemas de classificação de áreas úmidas no Brasil e no mundo: panorama atual e importância de critérios hidrogeomorfológicos. *Geo UERJ.* 33 e 34519. <https://doi.org/10.12957/geouerj.2018.34519>

Hickman CP, Roberts LS, Keen S, Einsenhour DJ, Larson A, I'Anson H (2019) *Princípios Integrados de Zoologia* 16 ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Kačergytė I, Arlt D, Berg Å, Žmihorski M, Knape J, M. Rosin ZM, Tomas Pärt T (2021) Evaluating created wetlands for bird diversity and reproductive success. *Biol Conserv.* 257: e109084. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109084>

Lawton J (1996) Patterns in ecology. *Oikos* 75:145-147.

Li Y, Qian F, Silbernagel J, Larson H (2019) Community structure, abundance variation and population trends of waterbirds in relation to water level fluctuation in Poyang Lake. *J. Gt. Lakes Res.* 45(5): 976-985. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.08.002>

Lovette IJ, Fitzpatrick JW (2016) *Handbook of bird biology*. John Wiley & Sons Ltd, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca.

Morim PJ (2011) *Community Ecology*. 2ed. Wiley-blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781444341966>

Paracuellos M, Tellería JL (2004) Factors affecting the distribution of a waterbird community: the role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds*. 27(4):446-453.

Pérez-García JM, Sebastián-González E, Alexander K, Sánchez-Zapata J, Botella F (2014) Effect of landscape configuration and habitat quality on the community structure of waterbirds using a man-made habitat. *Eur J. Wildl Res* 1–9.

Ramsar Convention on Wetlands (2018) *Global wetland outlook: state of the world's wetlands and their services to people*. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/gwo_e.pdf

Rebouças AC, Braga B, Tundisi JG (2006) *Águas doces do Brasil*. 3ed. Escrituras, São Paulo.

Tavares DC, Guadagnin DL, Moura JF, Siciliano S, Merico A (2015) Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical coastal lagoons: implications for management. *Biol Conserv* 186:12–21.

Tavares DC, Siciliano S (2014) Temporal variation in the abundance of waterbird species in a coastal lagoon in the northern Rio de Janeiro state, Brazil. *Biotemas* 27:121–132.

Vellend M (2016) *The theory of ecological communities*. *Mongraphs in Population Biology*, Princeton University Press.

Townsend CR, Begon M, Harper JL (2010) *Fundamentos em Ecologia* 3 ed. Artmed, Porto Alegre.

Wang C, Wang G, Dai L, Liu H, Li Y, Qiu C, Zhou Y, Chen H, Dong B, Zhao Y, Zhang Y, (2021) Study on the effect of habitat function change on waterbird diversity and guilds in

Yancheng coastal wetlands based on structure–function coupling. *Ecol Indic.* 122: e107223.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107223>.

Zedler JB, Kercher S (2005) Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu Rev Environ Resour.* 30: 39-74.

CAPÍTULO I

FATORES DETERMINANTES DA DISTRIBUIÇÃO E COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES DE AVES AQUÁTICAS NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

RESUMO

A avaliação da estrutura de comunidades pode contribuir para a compreensão da variabilidade do funcionamento ecológico em diferentes condições ambientais, como áreas naturais ou antropizadas. Este estudo objetivou analisar como a estrutura de comunidades das aves aquáticas varia entre os lagos, categorias de lagos (natural, artificial e de inundação) e estações do ano, além de avaliar a influência das variáveis ambientais (área, perímetro, profundidade, altura da vegetação aquática, cobertura de macrófitas, pH, salinidade, riqueza e tipo de cobertura vegetal no entorno, distância de povoamento humano, pressão de pastoreio) na riqueza, abundância e nas guildas tróficas. O estudo foi realizado em 12 lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. A riqueza, abundância e composição das espécies diferiram entre lagos e categorias, mas não diferiram entre as estações seca e chuvosa. A riqueza e abundância aumentaram com o aumento da área do lago e da distância de povoamento humano; no entanto, diminuíram com o aumento da profundidade e da proporção do entorno aberto. A abundância também foi influenciada pelo pH, aumentando em locais com pH levemente alcalino, pelo entorno semi-sombreado e pela pressão de pastoreio, diminuindo o número de aves com o aumento dessas variáveis. As variáveis ambientais com maior contribuição na distribuição das guildas foram a área, pH, entorno semi-sombreado, distância de povoamento humano, macrófita e altura da vegetação aquática. Os resultados sugerem que os aspectos das comunidades, riqueza, abundância e guildas, são desacoplados e respondem de forma independente e compartilhada aos efeitos das variáveis ambientais e antrópicas nos lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Portanto, esses aspectos devem ser considerados em uma estrutura comum ao analisar mudanças na estrutura das comunidades de aves aquáticas.

Palavras-chave: Relação espécie-ambiente, Variação espacial, Heterogeneidade ambiental, Guildas, Lagos interiores.

ABSTRACT

The evaluation of community structure can contribute to the understanding of variability in ecological functioning in different environmental conditions, such natural or human-altered areas. This study aimed to analyze how the structure of waterbird communities vary between lakes, categories of lakes (natural, artificial, and flood), and seasons, and evaluate the influence of local environmental variables (area, perimeter, depth, aquatic vegetation height, macrophyte cover, pH, density, salinity, richness and vegetation type of surrounding areas, human population, and grazing pressure) in general richness and abundance and trophic guilds. I studied 12 inland lakes in the state of Rio de Janeiro. Species richness, abundance, and composition differed between lakes and categories but did not differ between dry and wet seasons. Richness and abundance increased with increasing lake area and distance from human settlement; however, they decreased with increasing depth and extension of open surroundings. Abundance was also influenced by pH, increasing in sites with slightly alkaline pH, and semi-shaded surroundings and grazing pressure, decreasing the number of individuals with the increase of these variables. The environmental variables with the greatest contribution to the distribution of guilds were the lake area, pH, semi-shaded surroundings, distance from human settlement, macrophyte, and aquatic vegetation height. The results suggest that aspects of community structure, richness, abundance, and guilds, are uncoupled and respond in an independent and shared way to the effects of environmental and anthropic variables in inland lakes in the state of Rio de Janeiro. Therefore, these aspects must be considered in a common framework when analyzing changes in the structure of the waterbird communities.

Keywords: Species-environment relationship, Spatial variation, Environmental heterogeneity, Guilds, Continental lakes.

1. INTRODUÇÃO

A estrutura ecológica da comunidade é regida por processos que variam em escala espacial e temporal (Begon et al 2007, HilleRisLambers et al. 2012, Li et al. 2019). Em relação aos fatores espaciais que influenciam a estrutura de comunidade, pressupõem-se que ambientes mais heterogêneos espacialmente comportam mais espécies visto que eles possibilitam, por exemplo, maior quantidade de micro-habitats, maior variedade de microclimas e mais esconderijos aos predadores (Townsend et al. 2010, Almeida et al. 2018). De forma geral, é possível relacionar a riqueza e abundância das espécies à heterogeneidade de variáveis ambientais bióticas e abióticas (Pérez-García et al. 2014, Kačergytė et al. 2021). Além disso, é provável que a riqueza de espécies seja aumentada em ambientes que a produtividade mais alta está correlacionada com um gradiente mais amplo de recursos disponíveis (Begon et al 2007, Cintra 2019).

As áreas úmidas continentais estão entre os ecossistemas mais produtivos e importantes do mundo em relação a termos ambientais e sua estrutura e funcionamento proporcionam uma variedade de habitats (Esteves 2011, Junk et al. 2013). Essas áreas compreendem além de diversos ambientes úmidos naturais, áreas artificiais como lagos, açudes e represas (Ramsar, 2007, Wetlands International 2023). O ambiente lacustre abrange não somente a porção aquática, mas também a vegetação parcialmente inundada em seu interior e ao longo das margens (Esteves 2011), oferecendo uma variedade de recursos a seus habitantes e assim apresentando uma diversidade específica da fauna (Rebouças et al. 2006).

A avifauna aquática é uma interface móvel entre os ambientes aquáticos e terrestres, alterando o substrato inclusive por meio da eliminação de excretas, transportando matéria orgânica e removendo biomassa através da captura de presas de um sistema para o outro (Green e Elmberg 2014, Faria et al. 2016). Essas aves são espécies ecologicamente dependentes de áreas úmidas (Wetlands International 2023). Elas podem apresentar modificações morfológicas, comportamentais e fisiológicas para viverem nos diversos ambientes aquáticos (Pought et al. 2008, Lovette e Fitzpatrick 2016). A utilização dos habitats pelas aves aquáticas pode variar significativamente conforme seu grau de especialização na exploração dos recursos ambientais (Brandolin e Blendinger 2016, Cabral et al. 2023). Algumas espécies podem utilizar diversos tipos de habitats ao passo que outras espécies são fortemente associadas a um habitat ou micro-habitat específico, como as aves que utilizam o mergulho para forragearem e assim necessitam de águas relativamente mais profundas e áreas maiores para capturarem suas presas (Lovette e Fitzpatrick 2016, Chatterjee et al. 2020, Andrade et al. 2018).

A ocorrência da avifauna está diretamente relacionada com a oferta de alimento (Hickman et al. 2019). Conforme Tavares et al. (2015) e Chatterjee et al. (2020), classificar essas espécies em grupos com base nas guildas são abordagens objetivas para avaliar as influências ambientais sobre as aves aquáticas, e para oferecer indicadores ecológicos da capacidade das áreas úmidas suportarem uma diversidade de espécies. A predominância de um ou outro grupo em um ambiente lacustre é determinado principalmente pelas características dominantes do meio, por exemplo, profundidade da coluna d'água, presença de vegetação aquática, pH e tamanho da área (Ma et al. 2010, Brandolin e Blendinger 2016), além da distribuição e disponibilidade dos tipos de presas, detectabilidade do alimento e ocorrência de predadores (Stanton et al. 2014, Keppeler et al. 2016, Ferreira et al. 2019). Por outro lado, a redução da biodiversidade em um sistema lacustre pode ser causada por mudanças na estrutura e função desse ambiente resultando em alterações substanciais nas cadeias tróficas (Paracuellos e Tellería 2004).

A variabilidade espacial dos habitats e das condições ambientais podem ser determinantes na diversidade da avifauna aquática, em que são esperadas maiores diversidades em ambientes estruturalmente mais complexos devido a maior disponibilidade de habitats para forrageio e refúgio, e maior diversidade de alimento (Brandolin e Blendinger 2016, Almeida et al. 2018, Gao et al. 2021). Assim, espera-se que a avaliação da estrutura de comunidades possa contribuir para o entendimento das distintas formas do funcionamento ecológico (Begon et al. 2007) em diferentes condições naturais ou antrópicas (Pérez-García et al. 2014, Tavares et al. 2015, Wang et al. 2021). Portanto, este estudo objetivou analisar como as comunidades de aves aquáticas variam em relação as variabilidades ambientais dos ambientes lacustres, além de avaliar a influência das variáveis ambientais dos lagos interiores (área, perímetro, profundidade, altura da vegetação aquática, cobertura de macrófitas, pH, salinidade, riqueza e tipo de cobertura vegetal no entorno, distância de povoamento humano, pressão de pastoreio) nas diferentes guildas tróficas. Visto que ambientes estruturalmente complexos sustentam mais espécies em relação aqueles mais simples (Pearse et al. 2012, Lovette e Fitzpatrick 2016), foram testadas as seguintes hipóteses: (i) a riqueza, a abundância e a composição das comunidades de aves diferem entre os lagos, as categorias de lagos (natural, artificial e de inundação) e as estações seca e chuvosa, em que os ambientes lacustres com maior variabilidade de habitats e disponibilidade de recursos influenciam positivamente as comunidades de aves aquáticas e comportam maiores riqueza e abundância das aves.; (ii) as variações locais das características

dos lagos determinam a riqueza e abundância; e (iii) as diferentes guildas da avifauna em lagos interiores neotropicais.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Local de estudo

O estudo foi realizado em 12 lagos interiores no estado do Rio de Janeiro de diferentes tipos (lagos naturais, lagos artificiais e lagos de inundações). Seis lagos (quatro naturais, um artificial e um de inundação) foram amostrados na cidade de Itaguaí, próximo a uma região de encosta (23° 10' 31''S 44° 11' 7''W) em local de zona rural com pecuária intensiva. Embora sejam lagos naturais, esses sistemas aquáticos encontram-se em paisagem alterada por ações antrópicas. Em adição, seis lagos (três artificiais e três de inundação) foram amostrados na cidade de Seropédica (22° 44' 38''S 43° 42' 28''W) (Figura 1) em uma área originalmente de floresta tropical de encosta e relevo levemente ondulado ou de planície de baixa altitude, a qual apresenta graus de sucessão ecológica variados. Esta região está inserida no domínio da Mata Atlântica, um bioma que apresenta uma das maiores diversidades biológicas do mundo (MMA 2022). Os lagos naturais são de origem natural não conectados a rios ou canais e funcionam sem interferência de entradas ou saídas adicionais a partir dos rios. Dos lagos artificiais, três foram construídos há mais de 70 anos para melhorar o valor cênico da paisagem (Vargas et al. 2019) e um foi constituído como um açude. Esses lagos apresentam águas mais profundas alcançando 2,28 m de profundidade. Os lagos de inundações são áreas alagáveis dependentes dos níveis de precipitação apresentando predominância de lâminas d'água com baixa profundidade e margens lamacentas.

O clima na região é tropical com estação seca no inverno (Aw) segundo a classificação de Köppen-Geiger, com temperatura média anual de 24,2°C e precipitação anual de 1.158 mm. O regime pluvial é marcado por uma estação chuvosa (outubro a março), com precipitação mensal superior a 90 mm, e uma estação seca (abril a setembro), com precipitação mensal inferior a 60 mm (Kottek et al. 2006; INMET 2022). Esses lagos formam um sistema lacustre heterogêneo variando em atributos espaciais e temporais. Tais características forneceram uma ampla diversidade de variáveis ambientais, que influenciam a biota como o crescimento da vegetação, populações da fauna e os deslocamentos das populações de aves. Ao longo do período de amostragem, a profundidade variou de 0,07 a 2,28 m, a área lacustre variou de 572

a 99.263 m² e a altura da vegetação aquática variou de (0,01 m) *Salvinia auriculata* (Salviniaceae) a (2,30 m) *Thypha domingensis* (Typhaceae).

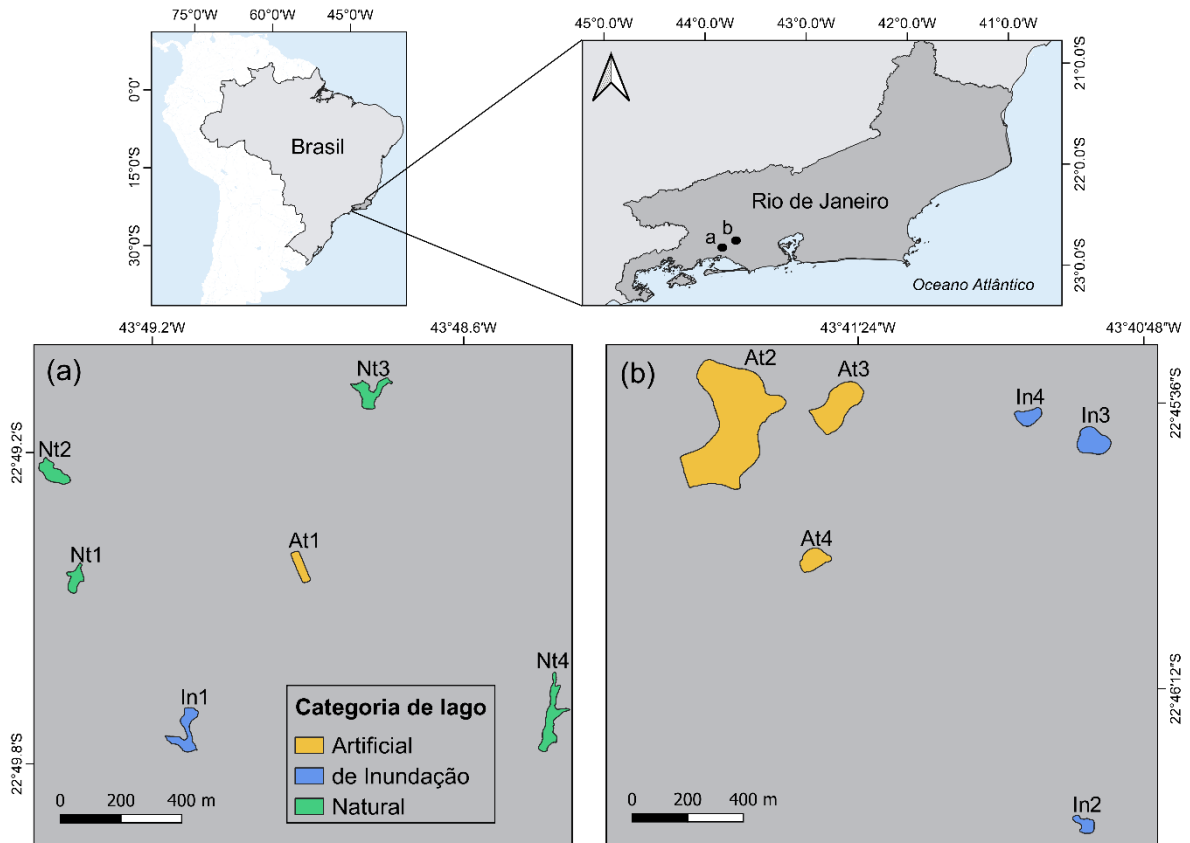


Figura 1. Localização da área de estudo com indicação dos 12 lagos no estado do Rio de Janeiro. (a) Itaguaí e (b) Seropédica.

2.2. Levantamento das aves aquáticas

As aves aquáticas são difíceis de capturar e marcar para estudos comunitários. Assim, uma alternativa é realizar a pesquisa pelo método de amostragem por pontos em curto espaço de tempo para minimizar a contagem dupla na realização da pesquisa (Cintra 2019). O registro das aves estritamente aquáticas, aquelas que se alimentam dentro ou sobre a água (Sick 1997, Lovette e Fitzpatrick 2016), foi realizado por meio de três pontos de observações, com duração de 10 minutos cada, distribuídos ao longo da margem de cada lago, os quais foram reunidos como uma única amostragem totalizado 30 minutos para cada lago (unidade amostral), cobrindo a visualização de toda a área do lago até 10 m na sua margem, de modo a reduzir a probabilidade de ave já registrada. A abrangência do campo visual dos pontos reduziu o erro da pesquisa. Os dados foram coletados com auxílio de binóculo (10 x 42) e câmera (75 - 300 mm) para

confirmar a identificação quando necessário, mantendo-se uma distância a cerca de 15 - 20 m entre o lago e a observadora (adaptado de Tavares et al. 2015, Keppeler et al. 2016). Cada lago foi amostrado uma vez na estação seca e uma vez na estação chuvosa durante dois anos (2021 e 2022), em dias consecutivos durante cada período de amostragens, totalizando 48 observações (12 lagos x 4 amostragens) no decorrer do estudo. O levantamento da avifauna aquática foi realizado entre 6 e 10 h.

2.3. Guildas da avifauna e amostragem de variáveis ambientais

A observação das aves foi realizada antes da amostragem das variáveis ambientais para evitar a influência sobre o comportamento da avifauna. As aves aquáticas foram posteriormente agrupadas em guildas de acordo com técnicas de forrageio e semelhanças morfológicas das espécies, conforme Tavares e Siciliano (2014) e Tavares et al. (2015) e segundo o conceito de guilda proposto por Blondel (2003). Foram identificadas cinco guildas: aves vasculhadoras (marrecas), aves mergulhadoras (mergulhões), aves pernaltas (garças, socós e carão), aves catadoras (saracuras, frangos-d'água e jaçanã) e aves pescadoras (martins-pescadores) (Tabela 2).

Foram coletadas 11 variáveis ambientais em cada lago (unidade amostral) no final de cada amostragem da avifauna, nas estações seca e chuvosa dos anos de 2021 e 2022: área do lago, profundidade do lago, perímetro do lago, altura da vegetação aquática, cobertura de macrófitas, riqueza vegetal, cobertura vegetal, distância de povoamento humano, pressão de pastoreio, pH e salinidade da água para avaliar sua possível influência nos padrões espaciais e temporais das comunidades de aves aquáticas. A área e o perímetro de cada ambiente aquático foram medidos usando imagens Maxar Technologies disponibilizadas pelo Google Earth Pro. A profundidade do lago foi estimada como a média entre a profundidade mínima (1 m a partir da margem do lago) e máxima (maior profundidade do lago), usando um bastão graduado. A altura da vegetação aquática foi determinada em cada lago utilizando um bastão graduado em três locais aleatórios. Os valores médios foram considerados para cada amostragem. A cobertura de macrófitas foi estimada visualmente pela porcentagem (0 - 100) de vegetação flutuante e emergente considerando todo o lago. No entorno do lago até 50 m das margens foram estimadas a riqueza vegetal como o número de espécies de plantas (contagem até 20 espécies); e, a cobertura vegetal pela proporção de três grupos de vegetação (arbórea - área sombreada; arbustiva - área semiaberta e herbácea - área aberta) com uso de rangefinder (telescópio monocular de medição). A distância de povoamento humano foi determinada como

a menor distância entre o centro do lago e da construção ativa mais próxima (Longoni et al. 2011, Tavares et al. 2015). Essa medida foi obtida a partir de imagens Maxar Technologies disponibilizadas pelo Google Earth Pro. A pressão de pastoreio foi estimada como o número de bovinos e equinos que pastavam no entorno do lago. Finalmente, o pH da água e salinidade foram medidos em três pontos aleatórios usando equipamentos portáteis (medidor de pH digital e refratômetro), os quais foram calibrados regularmente durante as amostragens. Os valores médios foram considerados para as duas variáveis para cada amostragem.

2.4. Análises de dados

A riqueza (definida como o número de espécies presentes no lago (unidade amostral)) e abundância (definida como número de aves no lago) foram comparadas entre os lagos, categorias de lagos (artificial, de inundação e natural) e estação do ano (seca e chuvosa) (preditores categóricos) por modelos mistos lineares generalizados (GLMM), com o ano como fator aleatório utilizando a função “glmer” do pacote lme4 (Bates et al. 2015). Tal modelo foi escolhido para lidar com a autocorrelação temporal das amostras do mesmo lago em anos diferentes, avaliada pelo coeficiente de autocorrelação de Moran.I ($p < 0,05$), com a função “Moran.I” do pacote ape (Paradis e Schliep 2019). Foram realizados modelos separados com os lagos e categorias de lagos por serem de variáveis correlacionadas. Os resíduos foram inspecionados quanto a normalidade por histogramas e teste de Shapiro-Wilk e homoscedasticidade pelo teste de Bartlett. A suficiência amostral foi avaliada pela confecção de curvas de rarefação e extrapolação com base no número de aves utilizando a função “iNEXT” do pacote iNEXT (Chao et al. 2014; Hsieh et al. 2022). A influência das variáveis ambientais (Tabela 1) sob a riqueza e abundância foram analisadas através de modelos mistos lineares generalizados (GLMM) utilizando a distribuição de Poisson com o ano como fator aleatório através da função “glmer” do pacote lme4 (Bates et al. 2015). As variáveis ambientais foram transformadas em $\log(x + 1)$ antes das análises. o GLMM foi o modelo selecionado para lidar com a autocorrelação temporal das amostras do mesmo lago em anos diferentes, avaliada pelo coeficiente de autocorrelação de Moran.I ($p < 0,05$), com a função “Moran.I” do pacote ape (Paradis e Schliep 2019). Os resíduos foram inspecionados quanto a normalidade por histogramas e teste de Shapiro Wilk e homoscedasticidade pelo teste de Bartlett. A autocorrelação espacial foi avaliada nos resíduos dos modelos pela função “Moran.I” do pacote ape (Paradis e Schliep 2019), não havendo autocorrelação espacial nos modelos de riqueza ($I = -0,03 \pm 0,04$; $p = 0,85$) e abundância ($I = -0,004 \pm 0,04$; $p = 0,49$). A composição de espécies

(definida como quais as espécies presentes no lago) foi comparada entre os lagos, categorias de lagos e estação pela PERMANOVA usando a função “adonis2” e “pairwise.adonis” (para comparações par a par) dos pacotes vegan (Oksanen et al. 2022) e pairwiseAdonis (Martinez 2017), respectivamente. A variabilidade na composição entre os lagos, categorias de lagos e estação foi avaliada por meio do PERMDISP, com a função “betadisper” do pacote vegan (Oksanen et al. 2022). A análise de variância (função “anova”) e posteriormente o teste de Tukey (função “TukeyHSD”) foram utilizados para comparações entre os fatores através do pacote stats (R Core Team 2022). Para avaliar quais espécies apresentaram maior contribuição para a diferenciação entre as categorias de lagos, foi realizado a análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) (Clarke 1993), usando a função “simper” do pacote vegan (Oksanen et al. 2022). O escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) foi utilizado para ordenar as amostras com base na abundância de aves usando a função “metaMDS” do pacote vegan (Oksanen et al. 2022). A métrica de dissimilaridade usada foi a de Bray-Curtis. As amostras foram agrupadas com uma amostra por estação em cada lago para melhorar a visualização da ordenação dos dados.

A análise de redundância (RDA) foi utilizada para avaliar a influência das variáveis ambientais (Tabela 1) nas guildas por meio das funções “rda” e “rdacca.hp” do pacote vegan (Oksanen et al. 2022) e rdacca.hp (Lai et al. 2022), respectivamente. A RDA é uma análise canônica que representa relações lineares das espécies com as variáveis ambientais (Legendre e Legendre 2012), a qual é usada quando o primeiro eixo da análise de correspondência destendenciada (DCA) é menor que 3 desvios padrões, caso contrário, é utilizado a CCA (Lepš e Šmilauer 2003). A DCA foi realizada pela função “decorana” do pacote vegan (Oksanen et al. 2022). As variáveis ambientais foram transformadas em $\log(x + 1)$ para linearização dos dados e padronizadas pela função “decostand” do pacote vegan (Oksanen et al. 2022). Posteriormente, a multicolinearidade entre tais variáveis foi avaliada pela correlação de Pearson, sendo excluídas as variáveis com $r > 0,7$. A área e perímetro ($r = 0,92$), riqueza vegetal e entorno sombreado ($r = 0,88$) e riqueza e entorno semi-sombreado ($r = 0,87$) foram altamente correlacionadas. Portanto, o perímetro e a riqueza vegetal foram retirados da análise. O fator de inflação da variância (VIF) foi avaliado no modelo da RDA pela função “vif.cca” do pacote vegan (Oksanen et al. 2022), sendo removido a variável entorno sombreado por apresentar $VIF > 7$. A salinidade também foi removida por não apresentar variação entre as unidades amostrais. A transformação de hellinger foi utilizada nos dados de abundância das guildas antes

da análise da RDA (Legendre e Gallagher 2001). Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team 2022).

Tabela 1. Média, desvio padrão, valores máximo e mínimo e abreviação das variáveis ambientais amostradas em 12 lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Variável	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	Abreviação
Área (m ²)	14.476	26187,2	99.263	572	ÁREA
Perímetro (m)	504,4	363,3	1.603	111	PERI
Profundidade (m)	0,66	0,30	2,28	0,07	PROF
Altura da vegetação aquática (m)	0,43	0,30	2,30	0,01	AVAQ
Macrófitas (m ²)	10.582,3	55111,4	38.406	0	MACR
pH	6,8	0,9	9,4	4,8	pH
Riqueza vegetal (nº espécies)	12,6	6,8	20	3	RVEG
Entorno sombreado (m arbórea)	143,2	245,7	891	0	ESOM
Entorno semi-sombreado (m arbustiva)	37,4	40,9	163	0	ESSOM
Entorno aberto (m herbácea)	323,9	219,1	723	20	EABE
Distância de povoamento humano (m)	321,6	228,9	714	56	DAHUM
Pressão de pastoreiro (nº animais)	3,9	7,6	33	0	PAST

3. RESULTADOS

No total foram registradas 983 aves aquáticas distribuídas em nove famílias e 19 espécies (Clements et al. 2021) nos 12 lagos interiores (Tabela 2). As famílias Ardeidae (seis espécies, 32%) e Rallidae (quatro espécies, 21%) apresentaram a maior riqueza de espécies. As espécies mais abundantes foram o biguá *Nannopterum brasilianum* (384 aves), marrecanaí *Amazonetta brasiliensis* (107 aves) e frango-d'água *Gallinula galeata* (102 aves) representando mais da metade das aves registradas (60%), ocorrendo em mais de 50% dos lagos

monitorados, exceto *N. brasilianum* que apesar da maior abundância ocorreu somente em 25% dos lagos.

Considerando os 12 lagos, a riqueza de espécie variou de três (Nt1, At1 e Nt4) a 14 (In3) táxons ($6,6 \pm 1,1$) (Tabela 3), diferindo entre os lagos (GLMM, $\chi^2 = 57,6$; $p < 0,0001$; Figura 2 A), sendo maior nos lagos At2 ($8 \pm 2,4$), At3 ($5,3 \pm 2,7$), In3 ($7,5 \pm 1,9$) e In4 ($4,25 \pm 2,5$) (Anexo 1). A riqueza diferiu entre as categorias (GLMM, $\chi^2 = 16,14$; $p = 0,0003$; Figura 2 B) e foi menor em lagos naturais ($2,1 \pm 1,1$) (Anexo 1). Conforme as curvas de rarefação, a riqueza foi maior em lagos de inundação (Figura 3). Não houve diferença na riqueza entre as estações seca e chuvosa (GLMM, $\chi^2 = 3,07$; $p = 0,08$; Figura 2 C).

Tabela 2. Espécies de aves aquáticas registradas em 12 lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Mín = mínimo, Máx = máximo.

Família	Espécie	Guilda	Abundância total (Mín-Máx)
Anatidae	<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	Vasculhadora	47 (0-19)
	<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	Vasculhadora	107 (0-14)
Podicipedidae	<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	Mergulhadora	31 (0-9)
Anhingidae	<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	Mergulhadora	14 (0-6)
Phallacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianum</i> (Gmelin, 1789)	Mergulhadora	384 (0-130)
Ardeidae	<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	Pernalta	65 (0-46)
	<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	Pernalta	25 (0-4)
	<i>Ardea cocoi</i> (Linnaeus, 1766)	Pernalta	7 (0-1)
	<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	Pernalta	37 (0-9)
	<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	Pernalta	4 (0-3)
	<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	Pernalta	29 (0-10)
Aramidae	<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	Pernalta	13 (0-2)
Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	Catadora	5 (0-2)
	<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	Catadora	1 (0-1)
	<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	Catadora	102 (0-10)
	<i>Porphyrio martinica</i> (Linnaeus, 1766)	Catadora	15 (0-3)
Jacanidae	<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	Catadora	89 (0-12)
Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	Pescadora	6 (0-2)
	<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	Pescadora	2 (0-1)

Tabela 3. Riqueza e abundância total de aves aquáticas em 12 lagos interiores compondo três categorias de lagos no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Mín = mínimo, Máx = máximo.

Lago	Categoria	Riqueza total (Mín-Máx)	Abundância total (Mín-Máx)
At1	Artificial	3 (1-2)	12 (2-4)
At2	Artificial	12 (5-11)	476 (35-204)
At3	Artificial	10 (2-8)	115 (7-59)
At4	Artificial	6 (1-4)	21 (2-15)
In1	de Inundação	6 (3-4)	45 (9-13)
In2	de Inundação	4 (1-3)	49 (9-15)
In3	de Inundação	14 (6-10)	82 (13-29)
In4	de Inundação	8 (1-7)	86 (2-38)
Nt1	Natural	3 (1-2)	22 (1-12)
Nt2	Natural	5 (3-3)	49 (8-18)
Nt3	Natural	5 (1-5)	19 (3-9)
Nt4	Natural	3 (1-3)	7 (1-4)

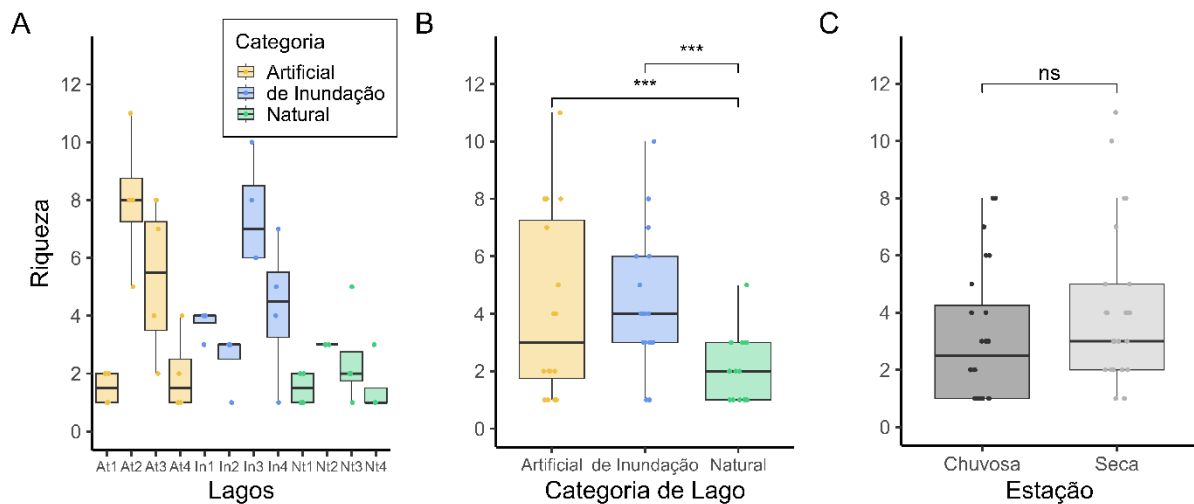


Figura 2. Boxplot da riqueza de aves aquáticas nos (A) 12 lagos, (B) categoria do lago e (C) estação em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. O boxplot mostra medianas, quartis, percentis 5 e 95, dados brutos. Asteriscos representam valores diferentes entre pares de tratamentos ($p < 0,05$).

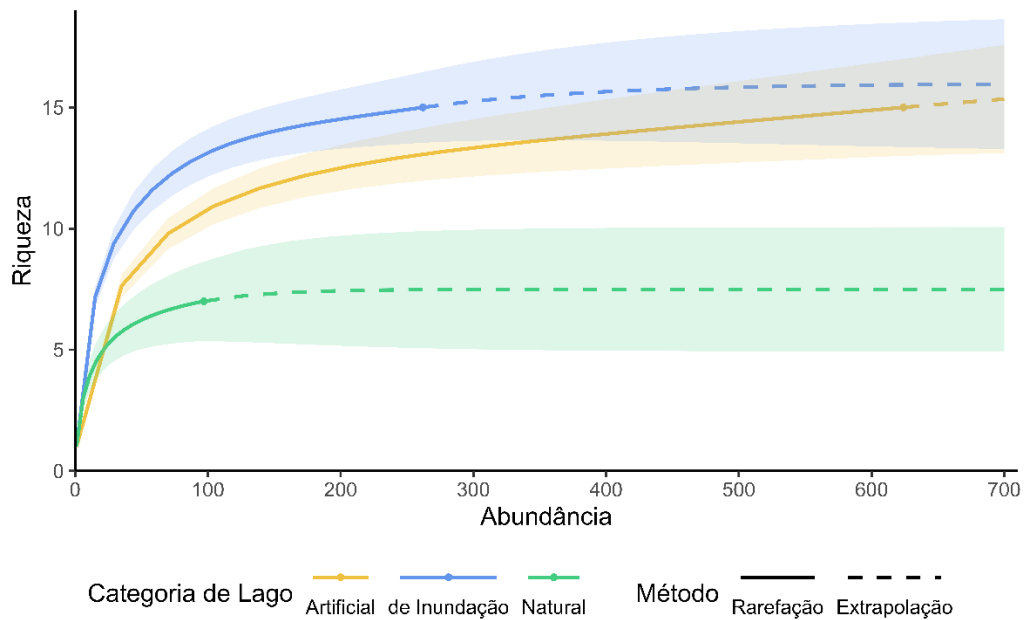


Figura 3. Curvas de rarefação baseadas em indivíduos das comunidades de aves aquáticas de três categorias de lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Intervalos de confiança de $\pm 95\%$.

A abundância variou de sete (Nt4) a 476 (At2) aves ($81,9 \pm 128,5$) (Tabela 3) e diferiu entre os lagos (GLMM, $\chi^2 = 1356,09$; $p < 0,0001$; Figura 4A), sendo maior no lago At2 ($119 \pm 78,5$) (Anexo 2). A abundância diferiu entre as categorias (GLMM, $\chi^2 = 450,56$; $p < 0,0001$; Figura 4B) e foi maior nos lagos artificiais ($156 \pm 218,3$) e menor em lagos naturais ($24,2 \pm 17,7$) (Anexo 2). No entanto, não houve diferença na abundância entre as estações (GLMM, $\chi^2 = 0,23$; $Z = 0,5$; $p = 0,632$; Figura 4C).

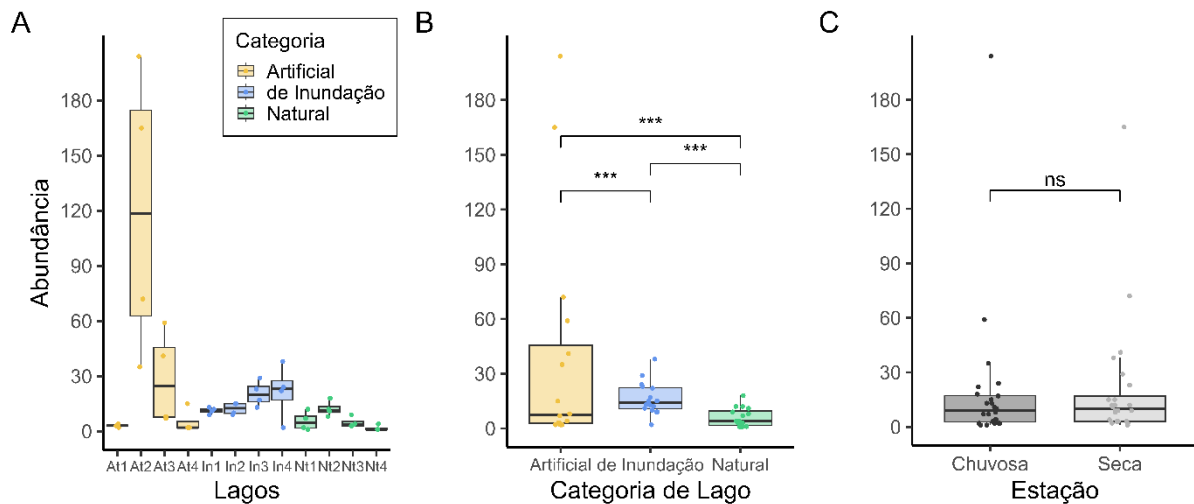


Figura 4. Boxplot da abundância de aves aquáticas no (A) lago, (B) categoria de lago e (C) estação em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. O boxplot mostra medianas, quartis, percentis 5 e 95, dados brutos. Asteriscos representam valores diferentes entre pares de tratamentos ($p < 0,05$).

A estrutura de comunidade das aves aquáticas diferiu entre os lagos (PERMANOVA, $R^2 = 0,61$; $F = 5,18$; g.l. = 11; $p = 0,001$). Esta diferença ocorreu entre a maioria dos lagos (Anexo 3). A composição das comunidades observadas diferiu também entre as três categorias de lagos (PERMANOVA, $R^2 = 0,18$; $F = 5,1$; g.l. = 2; $p = 0,001$; Tabela 4; Figura 5). Entretanto, a composição das espécies não diferiu entre as estações do ano (PERMANOVA, $R^2 = 0,02$; $F = 1,2$; g.l. = 1; $p = 0,286$). Porém, é preciso avaliar com cautela tais diferenças significativas entre os lagos e categorias de lagos, pois como esses dois fatores são heterogêneos (i.e., betadisper $p < 0,05$), o resultado da PERMANOVA é altamente influenciado também pela diferença na composição dentro dos lagos. Comparando a composição entre os lagos homogêneos (betadisper $p > 0,05$), esta diferiu somente entre os lagos naturais (PERMANOVA, $F = 5,6$; $p = 0,001$), os quais apresentaram maior dissimilaridade entre as amostras, com exceção dos lagos Nt2 e Nt3 ($p = 0,06$). As espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade das comunidades entre os lagos naturais e artificiais foram *N. brasilianum*, *A. brasiliensis* e *G. galeata* (Anexo 4). Entre os lagos naturais e lagos de inundações foram a jacanã *Jacana jacana*, *A. brasiliensis*, *G. galeata* e irerê *Dendrocygna viduata* (Anexo 5). *Nannopterum brasilianum* e *J. jacana* foram as que mais contribuíram para dissimilaridade entre as comunidades nos lagos artificiais e de inundações (Anexo 6).

Tabela 4. Comparação de pares PERMANOVA para comunidades de aves aquáticas nas três categorias de lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

	SS	R ²	F	p
Artificial vs de inundação	1,94	0,17	6,15	0,001***
Natural vs de inundação	1,61	0,16	5,74	0,001***
Natural vs artificial	1,24	0,11	3,61	0,002**

As comunidades também apresentaram diferença quanto a variabilidade na composição das espécies entre os lagos (PERMDISP, MS = 0,06; F = 4,33; g.l. = 11; p = 0,0004), especificamente entre o lago At4 e os lagos Nt3 (p = 0,03), At1 (p = 0,002), In1 (p = 0,02), Nt4 (p = 0,005) e In2 (p = 0,003). A variabilidade das espécies diferiu entre as categorias de lagos (PERMDISP, MS = 0,05; F = 4,65; g.l. = 2; p = 0,014), sendo a variabilidade na composição nos lagos artificiais diferenciada daquela observada nos lagos de inundações (p = 0,011). Comparando a variabilidade dentro de cada categoria de lago, os lagos naturais não apresentaram diferenças na variabilidade das espécies, porém houve diferença nos lagos artificiais e de inundações (Tabela 5). Contudo, a variabilidade das espécies não apresentou diferença em relação a estação do ano (PERMDISP, MS = 0,04; F = 3,51; g.l. = 1; p = 0,067).

Tabela 5. Resultados PERMDISP da variabilidade das espécies nas comunidades de aves aquáticas nas três categorias de lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. SS: soma dos quadrados. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

	SS	MS	F	p
Artificial	0,32	0,11	14,72	0,0002**
de Inundação	0,14	0,04	3,71	0,043*
Natural	0,1	0,03	1,64	0,231

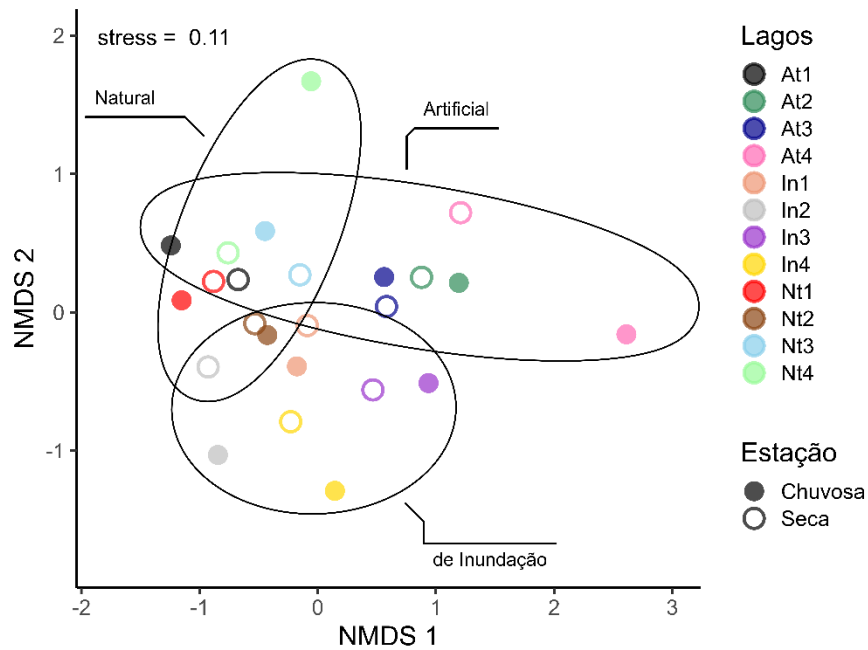


Figura 5. Ordenação do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico das comunidades de aves aquáticas em 12 lagos interiores compondo três categorias de lagos no estado do Rio de Janeiro, Brasil.

Em geral, as variáveis ambientais influenciaram a riqueza e a abundância das aves. Especificamente, em lagos com maior área e maior distância de povoamento humano a riqueza foi maior, enquanto lagos com maior profundidade e maior proporção do entorno aberto apresentaram menor riqueza (Tabela 6). Em relação a influência na abundância, quanto maior a área do lago, a distância de povoamento humano e o pH da água, maior o número de aves, e quanto maior a profundidade, os entornos aberto e semi-sombreado e a pressão de pastoreio no entorno menor a abundância de aves nos lagos (Tabela 6). Considerando que a área foi altamente correlacionada com o perímetro (Pearson, $r = 0,92$), os lagos com maior perímetro também tiveram maior riqueza e abundância das aves.

Tabela 6. Resultados do GLMM em relação à influência de cada variável ambiental na riqueza e abundância de aves aquáticas em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

	Riqueza				Abundância			
	β	Erro padrão	Z	p	β	Erro padrão	Z	p
(Intercepto)	-6,07	2,15	-2,83	0,005***	-11,40	1,22	-9,35	<0,0001***
pH	0,49	0,90	0,54	0,589	1,62	0,47	3,47	0,0005**
Profundidade	-0,57	0,22	-2,54	0,011**	-0,78	0,12	-6,33	<0,0001***
Área	0,75	0,20	3,73	0,0002***	1,30	0,11	11,32	<0,0001***
Altura da vegetação aquática	0,13	0,13	1,03	0,305	-0,11	0,06	-1,80	0,072
Macrófitas	0,04	0,07	0,59	0,556	-0,02	0,05	-0,48	0,633
Distância de povoamento humano	0,38	0,18	2,11	0,035**	0,64	0,10	6,29	<0,0001***
Pressão de Pastoreio	-0,03	0,10	-0,35	0,727	-0,11	0,06	-2,06	0,039*
Entorno semi-sombreado	-0,34	0,18	-1,93	0,054	-0,40	0,10	-3,89	0,0001***
Entorno aberto	-0,45	0,17	-2,61	0,009***	-0,66	0,10	-6,82	<0,0001***

As variáveis ambientais explicaram a ocorrência das guildas de aves aquáticas nos lagos amostrados (RDA, R^2 ajustado = 37,3%; $F = 4,1$; $p = 0,001$), sendo o eixo 1 ($F = 21,04$; $p = 0,001$) e o eixo 2 ($F = 13,5$, $p = 0,001$) significativos. As matrizes biótica e ambiental apresentaram alta correlação ao eixo 1 (Pearson, $r = 0,8$) e eixo 2 (Pearson, $r = 0,7$). Quanto a importância global de cada variável sobre as aves aquáticas, as variáveis ambientais com maior contribuição na distribuição das guildas foram a área, pH, entorno semi-sombreado, distância de povoamento humano, macrófita e altura da vegetação aquática (Tabela 7).

O primeiro e o segundo eixos explicam, respectivamente, 25,4% e 16,3% da relação espécie-ambiente. O primeiro eixo foi positivamente relacionado com a área, pH, profundidade, altura da vegetação aquática, entorno aberto e macrófitas; e negativamente relacionado com a

distância de povoamento humano, pressão de pastoreio e entorno semi-sombreado. O segundo eixo teve relação positiva com a pressão de pastoreio, entorno aberto e altura da vegetação aquática, sendo negativamente relacionado com o entorno semi-sombreado, área, macrófitas, distância de povoamento humano e profundidade (Tabela 7).

Tabela 7. Resultados da RDA contendo os valores dos eixos 1 e 2, a contribuição de cada variável ambiental em relação ao R² ajustado total (37,3%), valores de F e p. Asteriscos representam valores significativos (p<0,05).

Variável	Eixo 1	Eixo 2	Contribuição para o R ² ajustado (%)	F	p
Área	0,63	-0,53	9,9	7,8	0,001***
Profundidade	0,51	-,005	1,8	1,03	0,4
Altura da vegetação aquática	0,28	0,07	0,8	2,5	0,04**
Macrófitas	0,07	-0,49	2,8	3,1	0,02**
pH	0,77	-0,002	8,4	11,4	0,001***
Entorno semi-sombreado	-0,16	-0,68	4,9	5,2	0,001***
Entorno aberto	0,25	0,16	1,01	0,7	0,6
Distância de povoamento humano	-0,75	-0,27	7,5	4,7	0,005***
Pressão de pastoreio	-0,37	0,19	0,09	0,4	0,7

A RDA demonstrou que as várias variáveis ambientais têm efeitos diversos sobre as diferentes guildas de aves aquáticas. A área do lago influencia positivamente aves mergulhadoras, enquanto teve efeito negativo em relação as aves vasculhadoras. A distância de povoamento humano apresenta efeito negativo sobre aves pernaltas e pescadoras e positivo em aves catadoras. O pH afeta positivamente aves pescadoras e pernaltas. As relações entre as variáveis ambientais e as guildas estão resumidas na Figura 6. A área foi altamente correlacionada com o perímetro, o qual também pode ser considerado que teve efeito positivo sobre aves mergulhadoras enquanto influenciou negativamente as aves vasculhadoras.

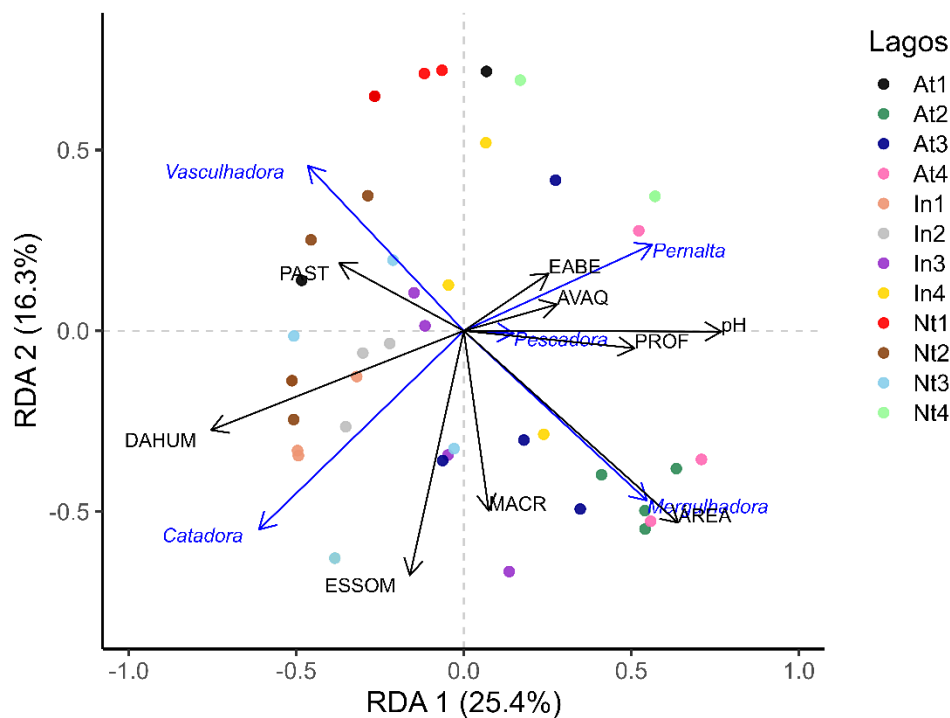


Figura 6. Ordenação de Análise de Redundância que mostra a relação das guildas de aves aquáticas e variáveis ambientais em 12 lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. As abreviações indicam altura da vegetação aquática (AVAQ), distância de povoamento humano (DAHUM), entorno aberto (EABE), entorno semi-sombreado (ESSOM), macrófita (MACR), pressão de pastoreio (PAST) e profundidade (PROF).

4. DISCUSSÃO

Ambientes aquáticos continentais são formados por uma complexibilidade de formas e tipos que diferem entre si quanto aos níveis estruturais (riqueza, abundância e composição) das comunidades de aves aquáticas (Accordi 2010, Sarah et al. 2020, Wang et al. 2022). Assim, as espécies de aves selecionam o local com características bióticas e abióticas mais apropriadas ao seu desenvolvimento, sobrevivência e reprodução (Lovette e Fitzpatrick 2016, Hickman et al. 2019). Dessa forma, a estrutura e composição da comunidade normalmente é regida pelas variações na qualidade e tipo de habitat (Brandolin e Blendinger 2016, Panda et al. 2021). Os resultados deste estudo podem representar a organização de comunidades de aves aquáticas em uma heterogeneidade de ambientes aquáticos interiores compostos por lagos naturais, artificiais e de inundações no sudeste do Brasil.

A variação da riqueza das espécies entre as categorias de lagos indica as necessidades particulares e preferência das aves a determinadas características ambientais disponíveis em

cada categoria de lago como locais de alimentação e descanso. As aves aquáticas variam em condições de vida e cada espécie utiliza as áreas úmidas conforme, principalmente, as suas estratégias de forrageio e oferta local de recursos alimentares (Lunardi et al. 2012, Thompson-Ambriz et al. 2020, Zhang et al. 2019). Dessa forma, a ocorrência da maior riqueza nos lagos de inundações e artificiais reflete a estrutura ambiental dessas categorias de lagos no presente estudo. A estrutura desses lagos de inundações pode ser uma explicação para a riqueza de espécie nesta categoria de lagos, devido a maior disponibilidade de profundidades menores as quais são adequadas as necessidades de forrageio de diferentes espécies como Ardeidae, Rallidae e Anatidae, além de margens lamacentas e brejosas (Huang et al. 2023). Da mesma forma, as áreas úmidas maiores são mais propícias a apresentar alta heterogeneidade de habitat, assim podendo suportar maior riqueza de espécies do que as áreas menores (Paracuellos e Telleria 2004, Almeida et al. 2018). A riqueza registrada nos maiores lagos monitorados (At2 e At3, artificiais) reflete a heterogeneidade ambiental e a diversidade de recursos disponíveis nesses lagos favorecendo a ocorrência de diferentes espécies de aves. Em contrapartida, os lagos naturais apresentaram a menor riqueza. Embora sejam naturais, esses lagos encontram-se em paisagem altamente descaracterizada, onde a vegetação nativa foi desmatada e convertida em pastagens sendo usada atualmente pela pecuária intensiva, proporcionando ambientes estruturalmente simples e menos produtivos, que ocasionaram na redução da qualidade dos habitats e defasagem dos recursos oferecidos para a avifauna aquática. As aves são sensíveis à paisagem, e a conservação do ambiente influencia diretamente a riqueza e a abundância das aves aquáticas (Amano et al. 2018, Gao et al. 2021, Huang et al. 2023).

Um dos principais preditores da abundância de aves aquáticas é o tamanho da área úmida, em que maiores abundâncias são registradas em áreas maiores (Kačergytė et al. 2021, Hohman et al. 2021). Esse padrão ocorreu no presente estudo, no qual o lago com maior área também apresentou a maior abundância das aves. Paracuellos (2006) verificou que as configurações espaciais e a heterogeneidade dos ambientes aquáticos geralmente estão relacionadas ao tamanho. Em lagos maiores as aves dependentes da área e profundidade são favorecidas conforme demonstrado no presente estudo, em que a espécie mais abundante (*N. brasilianum*) foi registrada nos lagos com maiores áreas e profundidades. Dentre as três mais abundantes, *A. brasiliensis* e *G. galeata* ocorreram amplamente nos lagos interiores. Elas são espécies independentes da área e geralmente forrageiam ao longo e perto da margem permanecendo nos lagos tanto grandes quanto pequenos (Andrade et al. 2018). Essas aves apresentaram ampla distribuição na maioria dos lagos, o que pode indicar uma consequência da

dispersão populacional considerando que são generalistas e a tendência de dispersão dessas espécies, as quais podem rastrear flutuações da adequação do habitat em um mosaico de ambientes aquáticos (Sick 1997, Townsend et al. 2010, Almeida et al. 2018). No entanto, *N. brasilianum* ocorreu apenas em três lagos indicando a dependência da área pela espécie, a qual tende a se restringir a lagos com maiores profundidade e área aberta e relativamente próximos entre si, corroborando Paracuellos (2006) e Cintra (2019) no padrão verificado para aves dependentes da área na Europa e Amazônia.

Associada à heterogeneidade ambiental, a maior abundância nos lagos artificiais, sobretudo no lago At2, também foi influenciada pelo acréscimo populacional de *N. brasilianum* que migram para esse lago após o período reprodutivo para treinamento de forrageio dos juvenis (Silva et al. 2018), os quais permaneceram também nos lagos próximos aumentando a população desta espécie na região. Além disso, o socó-dorminhoco *Nycticorax nycticorax* reproduziu na ilha do lago At2 contribuindo para o aumento da abundância das aves. Os lagos artificiais também podem desempenhar um papel relevante na conservação da avifauna aquática com o aumento de habitats adequados para essas aves em locais com escassez ou baixa disponibilidade de áreas úmidas naturais conservadas (Czech e Parsons 2002, Cardoso e Loures-Ribeiro 2017, Sarah et al. 2020, Silva et al. 2020). Wang et al. (2022) sugerem que a manutenção das populações de aves aquáticas depende da proteção das áreas naturais remanescentes e da qualidade do habitat nas paisagens antropogênicas. Os lagos artificiais no presente estudo estão inseridos em área com vegetação em vários estágios de regeneração e fragmentos florestais representando um relevante local de alimentação, descanso, pernoite e nidificação para as aves aquáticas ao ofertarem uma diversidade de habitats.

Entre os fatores que modulam a organização das comunidades, a profundidade da água é considerada um preditor importante que afeta a disponibilidade de habitats para o forrageamento de aves aquáticas, em que menores profundidades permitem a ocorrência de mais aves ao facilitar o acesso ao alimento considerando que a maioria das espécies apresentam limitações morfológicas para pouso e forrageio em águas profundas (Tavares e Siciliano 2014, Li et al. 2019, Thompson-Ambriz et al. 2020). Nos lagos monitorados, no geral, a riqueza e abundância aumentaram com a diminuição da profundidade, corroborando os estudos supracitados. De forma complementar, Chatterjee et al. (2020) sugerem que as águas rasas e médias podem oferecer uma maior energia trófica líquida disponível. Entretanto, o aumento da profundidade beneficia as aves que utilizam o mergulho para capturar suas presas, sendo seu habitat de forrageamento limitado pela profundidade mínima da água (Ma et al. 2010), como o

mergulhão-pequeno *Tachybaptus dominicus*, a biguatinga *Anhinga anhinga* e o *N. brasilianum* nos lagos interiores estudados.

De modo geral, as comunidades de aves também foram influenciadas pela paisagem no entorno dos lagos, em que lagos com maiores proporções de gramíneas compondo a vegetação terrestre na margem (entorno aberto) suportaram menores riqueza e abundância, o que pode ser explicado pela restrição da diversidade de habitats em ambientes estruturalmente mais simples. Almeida et al. (2018) sugerem que as gramíneas são um substrato menos benéfico como abrigo e também desfavorável como poleiro e isso pode limitar a utilização do habitat por espécies que precisam desses recursos para descanso ou forrageio, como os martins-pescadores, biguás e biguatingas; além da ausência de locais de nidificação para as aves que constroem seus ninhos em árvores e arbustos, como os ardeídeos.

Ainda foi observado que as maiores abundâncias ocorreram nos lagos com pH levemente alcalinos. Isso deve-se provavelmente à maior disponibilidade de presas para as aves aquáticas nesses ambientes em relação a menor oferta de alimento em lagos com pH mais baixos (Bobika et al. 2021). Lacoul et al. (2011) e Barrios-Ramos e Castro-Castro (2019) verificaram maior abundância de peixes e macroinvertebrados em áreas úmidas com pH menos ácido a levemente alcalino.

O declínio no nível de diversidade das comunidades de aves aquáticas devido a interferência humana nos habitats tem sido descrito em diversas áreas úmidas (Wang et al. 2021, Panda et al. 2021, Aarif et al. 2014), sendo apontado que a modificação antropogênica na paisagem é um dos principais responsáveis por atuar de forma negativa sobre as comunidades de aves (Guadagnin e Maltchik 2007, Hamza 2020, Gao et al. 2021). Esse padrão também foi verificado no presente estudo em que os lagos mais próximos de atividades humanas e estrada apresentaram as menores riqueza e abundância das aves. Da mesma forma, a pressão de pastoreio afetou negativamente a abundância de aves nos lagos interiores, corroborando Zhang et al. (2019). Isso pode ser devido à necessidade das aves aquáticas gastarem mais tempo e energia com comportamentos defensivos devido a presença de gados e equinos no entorno dos lagos (Otieno et al. 2012), assim prejudicando o sucesso no forrageio. Além disso, a pastagem pode degradar os locais de alimentação e nidificação nas áreas úmidas (Davies et al. 2010). Mandema et al. (2013) determinaram que o pisoteio por cavalos e gados nos ninhos das aves que nidificam no solo é maior perto de fonte de água doce.

A composição das espécies nos lagos interiores varia de acordo com as diferentes características ambientais. A diferença na composição das comunidades nas categorias de lagos

pode contribuir para explicar as alterações observadas na composição das espécies de aves entre as categorias, devido o papel modelador da complexidade estrutural dos habitats (Keppeler et al. 2016). Aves grandes que dependem da captura ativa de presas em águas mais profundas e áreas abertas como o *N. brasilianum* e a *A. anhinga* foram registradas apenas em lagos com maiores área e profundidade (artificiais). Por outro lado, as aves menores, como a jaçanã *Jacana jacana*, foram as mais abundantes nos lagos de inundações. Esse resultado deve-se provavelmente ao modo de forrageio especializado, assim como a preferência de habitats em relação ao nível da água (Pérez-García et al. 2014, Thompson-Ambriz et al. 2020, Hohman et al. 2021). De modo geral, as diferentes características ambientais dos lagos monitorados influenciaram as mudanças na composição das espécies nas comunidades de aves ao atuarem como filtros selecionando as espécies. Accordi e Hartz 2013, Rubim (2013) e Andrade et al. (2018) verificaram também que a composição das comunidades de aves em áreas úmidas está relacionada com as diferenças nas características dos habitats. No presente estudo, a composição da avifauna foi mais variável em lagos naturais, os quais apresentaram menor heterogeneidade de habitats e conseqüentemente menor disponibilidade de alimento, devido à alta interferência antrópica na paisagem. Dessa forma, as aves permaneceram menos tempo favorecendo a substituição das espécies (Cintra 2019).

Embora estudos anteriores tenham registrado variação na estrutura de comunidade das aves aquáticas entre a estação seca e chuvosa (Donatelli et al. 2014, Muñoz-Pedrerros e Merino 2014, Sarah et al. 2020, Panda et al. 2021), os ambientes aquáticos monitorados neste estudo não apresentaram variação sazonal significativa na riqueza, abundância e composição das aves entre as estações. Este resultado também foi registrado em lagos continentais e áreas úmidas costeira e estuarina na China, onde a estrutura de comunidade foi semelhante e relativamente estável (Li et al. 2019, Li et al. 2021) e no estuário da Lagoa dos Patos, RS onde a riqueza foi similar (Dias et al. 2017) entre as estações.

De maneira geral, os resultados indicaram que os atributos agentes como filtros ambientais sobre as guildas das aves aquáticas foram a área, pH, entorno semi-sombreado, distância de povoamento humano, cobertura de macrófita e altura da vegetação aquática, sendo determinantes nos padrões de distribuição das guildas, as quais demonstraram estarem relacionadas com as características dos habitats. Essas características ambientais geralmente têm efeitos contrastantes nas guildas das aves aquáticas (Chatterjee et al. 2020, Gao et al. 2021, Wang et al. 2021). Dessa forma, ambientes mais heterogêneos espacialmente podem acomodar

mais guildas devido as suas especificidades alimentares, de pouso e descanso serem atendidas pelo aumento do gradiente de recursos (Townsend et al. 2010, Brandolin e Blendinger, 2016).

O contexto da paisagem é importante para compreender o uso das áreas úmidas pelas guildas das aves. Por exemplo, o entorno semi-sombreado, formado por vegetação arbustiva terrestre no entorno do lago pode influenciar a avifauna aquática ao disponibilizar locais de descanso, refúgio e plataformas de apoio para o forrageamento (poleiro), como para as aves mergulhadoras (Gao et al. 2021, Quiroga et al. 2021, Harding e Mesler, 2022). Além disso, essa vegetação pode proporcionar locais sombrios tendo efeito indireto na ocorrência de solos lamacentos nas margens, os quais favorecem o forrageio das aves que também se alimentam no entorno dos lagos como, por exemplo, as catadoras na procura de alimento (Sick 1997, Pearse et al. 2012).

A cobertura de macrófitas e altura da vegetação aquática também foram fatores importantes para explicar a variação da abundância das guildas nos lagos interiores. As macrófitas oferecem uma diversidade de nichos ecológicos, inclusive para peixes e invertebrados que são organismos dos quais muitas aves se alimentam, sendo de grande importância como locais para obtenção de alimento e abrigo (Ferreira et al. 2019, Chatterjee et al. 2020). Dessa forma, as macrófitas podem influenciar a distribuição e acessibilidade de presas na água para aves como as mergulhadoras (Almeida et al. 2018). Nesse contexto, a estrutura da vegetação aquática, inclusive as relativamente altas como *Typha* sp., pode constituir ambiente adequado para obtenção de alimento, inclusive ao permitir a ocultação das aves na densa vegetação ampliando o sucesso no forrageamento, além de abrigo contra predadores e condições climáticas severas e também substrato para nidificação para as aves, como também encontrado por Brandolin e Blendinger (2016) nos Pampas na argentinos.

Entre as variáveis que influenciaram fortemente as guildas das aves, o tamanho do lago é uma característica ambiental relevante para grupos de aves dependentes de área maior para forrageamento (Ma et al. 2010, Cintra 2019). Esse padrão também foi encontrado no presente estudo, com a influência positiva na abundância de aves mergulhadoras, compostas majoritariamente por espécies maiores, as quais encontram em lagos maiores o habitat adequado para a busca de alimento, inclusive pela técnica de forrageio em grupo com formação de cerco ao redor da presa resultando em maior eficiência na captura do alimento. Por outro lado, a maior abundância de aves vasculhadoras foram associadas a lagos menores. Pérez-García et al. (2014) verificaram que espécies com menor tamanho corporal são favorecidas pelos recursos de áreas menores, o que parece estar associado a maior proporção de habitats de

forageio dessas aves em lagos com menores áreas (Scheffer e van Geest 2006). Na região litorânea dos lagos interiores, próximo as margens, podem ser encontradas várias comunidades vegetais, as quais são uma das mais produtivas, podendo inclusive sustentar maior diversidade de invertebrados aquáticos e filhotes de pequenos vertebrados (Esteves 2011). Como os lagos menores apresentam maior proporção de margem, presumivelmente podem atrair mais aves que utilizam esses recursos como as vasculhadoras, as quais forrageiam predominantemente alimentos de origem vegetal como folhas e sementes, além de plânctons e invertebrados aquáticos (Sick 1997, Lovette e Fitzpatrick 2016, Wikiaves 2023).

O pH da água pode influenciar a utilização do ambiente lacustre por aves aquáticas (Ma et al. 2010). Newbrey et al. (2005) verificaram que a correlação de aves piscívoras (pescadoras e pernaltas) com o pH ligeiramente alcalino pode ser uma relação indireta caracterizada fundamentalmente pela disponibilidade de presas, considerando que áreas úmidas menos ácidas a levemente alcalinas podem apresentar maior abundância de peixes e macroinvertebrados (Lacoul et al. 2011, Barrios-Ramos e Castro-Castro 2019). Nesse contexto, a evitação de aves pescadoras e pernaltas por lagos com pH mais ácido parece ser devido a restrição de alimento, agindo como um fator limitante (Longcore et al. 2006, Cintra 2015).

Estudos sugerem que atividades humanas podem causar estresse nas aves aquáticas e levar a mudanças na seleção do habitat (Hamza 2020, Huang et al. 2023). Entretanto, Tavares et al. (2015) investigaram que a maior disponibilidade de alimento pode permitir uma relação negativa entre a distância de povoamento humano e aves piscívoras. Dessa forma, o aumento da tolerância à presença humana pode ser um ajuste da relação custo-benefício entre os riscos de fome e predação (Piratelli et al. 2015). A oferta de presas que suprem as necessidades energéticas de aves pernaltas e pescadoras parece sobrepor a energia gasta por estresse devido à proximidade de atividade antrópica no presente estudo, como a passagem de pedestres. Assim, a associação dessa variável e aves pernaltas e pescadoras pode ser influenciada fundamentalmente pela disponibilidade local de presas, corroborando Andrade et al. (2018). Por outro lado, com o aumento da distância de povoamento humano as aves catadoras foram mais abundantes, o que pode ser associado ao comportamento tímido e recluso dos grupos taxonômicos que constituiu essa guilda (Sick 1997, Wikiaves 2023). Essas aves, que se alimentam em águas rasas, vegetação aquática e também no solo no entorno dos lagos (Sick 1997, Lovette e Fitzpatrick 2016), demonstraram ser mais sensíveis à presença humana.

Alguns trabalhos anteriores identificaram influência significativa no uso do habitat pelas guildas das aves em relação a profundidade da água, em que, no geral, maiores profundidades

proporcionam vantagens, por exemplo para aves mergulhadoras, como Ma et al. (2010), enquanto desfavorece o forrageio, pouso e descanso de aves menores (Tavares e Siciliano 2014, Almeida et al. 2017, Huang et al. 2023). Entretanto, surpreendentemente, não foi identificada relação significativa entre a profundidade e a abundância das guildas no presente estudo, corroborando Keppeler et al. (2016) que sugerem que a profundidade do lago é um preditor fraco na abundância de aves piscívoras.

No geral, o número de espécies registradas no presente estudo foi semelhante aos trabalhos realizados por Pescador et al. (2012), Rubim (2013), Muñoz-Pedrerros e Merino (2014), Keppeler et al. (2016) e Silva et al. (2020) em outros sistemas aquáticos interiores naturais e artificiais na região neotropical, com amostragens aproximadas ao presente estudo. Entretanto, pesquisas feitas com maior esforço amostral nessa região, registraram número de espécies superior. Cintra (2019) registrou 31 espécies em 264 lagos na Amazônia ao longo de 10 anos, Almeida et al. (2018) verificaram 39 espécies em 198 amostragens em 22 lagos na planície de inundação do rio Paraná, enquanto Donatelli et al. (2014) observaram 45 aves aquáticas em levantamento de 144 amostras em áreas úmidas no Pantanal, as quais fazem parte da rota de aves migratórias, e Brandolin e Blendinger (2016) registraram 60 espécies em 39 lagos na Argentina durante três anos totalizando 468 amostragens. Em contrapartida, lagoas costeiras no litoral norte fluminense (Tavares e Siciliano 2013, Tavares e Siciliano 2014, Tavares et al. 2015) e no sul do Brasil (Accordi e Hartz 2006, Guadagnin et al. 2009, Accordi e Hartz 2013) registram maior riqueza, provavelmente em função da localização dessas áreas úmidas serem rotas de várias espécies migratórias, além desses mosaicos englobarem lagoas de água doce e salgada, o que também atrai aves marinhas. De forma geral, áreas úmidas neotropicais costeiras são rotas de várias espécies de aves migratórias (Wetlands International 2012), como também já observado em áreas costeiras no centro-sul fluminense (obs. pess.). Vale ressaltar que no presente estudo foram consideradas apenas as aves estritamente aquáticas o que suprimiu algumas espécies que foram incluídas em alguns estudos supracitados, por exemplo a curicaca *Theristicus caudatus* e o quero-quero *Vanellus chilensis*, as quais ocasionalmente ocorrem circundantes as áreas úmidas ou vivem nas proximidades desses ambientes, porém não são dependentes fundamentalmente de ambientes aquáticos. Além disso, vale destacar que em observações *ad libitum*, assim não inclusas nas análises, foram também registrados nestes lagos a marreca-caucau *Nomonyx dominicus* (Linnaeus, 1766) e o martim-pescador-verde *Chloroceryle amazona* (Latham, 1790). Destaca-se ainda que na região amostrada no presente estudo, Ferreira et al. (2009) registraram 39 espécies de aves aquáticas

durante amostragens *ad libitum* ao longo de 30 anos. Sendo assim, o aumento de áreas úmidas monitoradas juntamente a pesquisa de longo prazo, poderá incrementar o registro de espécies nesta região. Adicionalmente, a inclusão de áreas úmidas naturais inseridas em unidades de conservação permitirá verificar se ocorrem espécies de aves aquáticas nessas UCs que não são observadas fora de seus limites. Nesse contexto, reforça-se a importância de estudos que avaliem as variações específicas de cada tipo de ambiente aquático continental, dada a relevância de cada ambiente para disponibilidade de habitats adequados à ocorrência e permanência da avifauna aquática regional e migrante na região neotropical.

Este estudo é importante para compreender que as características do habitat influenciam a riqueza, a abundância e composição das aves aquáticas nos ambientes lacustres interiores neotropicais. A heterogeneidade ambiental nos lagos é fundamental como locais de alimentação e descanso para as comunidades de aves, além de serem importantes para o recrutamento de populações da avifauna. Dessa forma, preserva a estrutura e composição das comunidades de aves aquáticas em áreas úmidas continentais. A maior riqueza e abundância, no geral, foram associadas a maior área do lago e distância de povoamento humano, assim como também foram relacionadas a menor profundidade da água e proporção do entorno aberto (gramíneas na vegetação terrestre circundante). Além disso, as maiores abundâncias ocorreram em lagos com pH levemente alcalino, menores proporção do entorno semi-sombreado e pressão de pastoreio. Este estudo indica também que o uso dos habitats pelas guildas das aves é influenciado pela heterogeneidade das variáveis ambientais nos lagos interiores. A área, pH, entorno semi-sombreado, distância de povoamento humano, macrófitas e altura da vegetação aquática são os fatores com maior contribuição para a estruturação dos habitats das guildas dessas aves. Os resultados sugerem que os aspectos das comunidades, riqueza, abundância e guildas, são desacoplados e respondem de forma independente e compartilhada aos efeitos das variáveis ambientais nos lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Portanto, esses aspectos devem ser considerados em uma estrutura comum ao analisar mudanças na estrutura de comunidade de aves aquáticas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aarif KM, Muzaffar SB, Babu S, Prasadán PK (2014) Shorebird assemblages respond to anthropogenic stress by altering habitat use in a wetland in India. *Biodivers Conserv* 23: 727–740. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0630-9>
- Accordi IA (2010) Pesquisa e conservação de aves em áreas úmidas. In: *Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. (org.) Von Matter S, Straube FC, Accordi IA, Piacentini VQ, Cândido-Jr JF. Technical Books, Rio de Janeiro 189-216.
- Accordi, IA, Hartz SM (2006) Distribuição espacial e sazonal da avifauna em uma área úmida costeira do sul do Brasil. *Rev Bras Ornitol.* 2(14): 117-135.
- Accordi, IA, Hartz SM (2013) Aves em um mosaico de ambientes costeiros no sul do Brasil. *Atual Ornitol.* 172: 49-59.
- Almeida BA, Gimenes MR, Anjos L (2017) Wading bird functional diversity in a floodplain: Influence of habitat type and hydrological cycle. *Austral Ecol.* 42(1): 84-93.
- Almeida BA, Green AJ, Sebastian-Gonzalez E, Anjos L (2018) Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PLoS One.* 13: e0200959. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200959>
- Amano T, Székely T, Sandel B, Nagy S, Mundkur T, Langendoen T, Branco D, Soykan CU, Sutherland WJ (2018) Successful conservation of global waterbird populations depends on effective governance. *Nature.* 553: 199–202. <https://doi.org/10.1038/nature25139>
- Andrade R, Bateman HL, Franklin J, Allen D (2018) Waterbird community composition, abundance, and diversity along an urban gradient. *Landsc Urban Plan.* 170: 103-111. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.11.003>
- Barrios-Ramos II, Castro-Castro V (2019) Diversity and abundance of fish in Puerto Chiapas dock, México. *Rev Biodivers Neotrop.* 9 (1): e-736. <http://dx.doi.org/10.18636/bioneotropical.v9i1.736>
- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. <https://doi:10.18637/jss.v067.i01>.

Begon M, Townsend CR, Harper JL (2007) *Ecologia de Indivíduos a Ecosystemas*. 4ed. Artmed, Porto Alegre.

Blondel J (2003) Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos* 100: 223–231.

Barraquand F, Picoche C, Aluome C, Carassou L, Feigné C (2022) Looking for compensation at multiple scales in a wetland bird Community. *Ecol Evol.* 12:e8876. <https://doi.org/10.1002/ece3.8876>

Bobika VK, Khemis MDE, Renila R, Manjusha K, Aarif KM (2021) Does substrate quality influence diversity and habitat use of waterbirds?: A case study from wetlands in southern India. *Ekológia (Bratislava)*. 40(1): 70–79.

Brandolin PG, Blendinger PG (2016) Effect of habitat and landscape structure on waterbird abundance in wetlands of central Argentina. *Wetlands Ecol Manage.* 24: 93–105. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9454-y>

Cabral RBG, Silva TL, Ferreira I (2023) Reproductive biology of a three-heron mixed colony in a neotropical mangrove forest. *Wetlands*. 43: 27. <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01677-4>

Cardoso TAL, Loures-Ribeiro A (2017) Importance of reservoirs for waterbirds in semi-arid Brazil. *Ornitología Neotropical* 28:89–96.

Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sande EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014) “Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies.” *Ecological Monographs*, 84, 45–67.

Chatterjee A, Adhikari S, Pal S, Mukhopadhyay SK (2020) Foraging guild structure and niche characteristics of waterbirds wintering in selected sub-Himalayan wetlands of India. *Ecol Indic.* 108: e105693. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105693>

Cintra R (2015) Spatial distribution and composition of waterbirds in relation to limnological conditions in the Amazon basin. *Hydrobiologia* 747:235–252. <http://doi.10.1007/s10750-014-2148-2>

Cintra R (2019) Waterbird community composition in relation to lake physical traits and wetland limnological conditions in the Amazon basin. *Hydrobiologia* 826:43–65. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3676-y>

Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in Community structure. *Aust J Ecol* 18:117–143.

Clements JF, Schulenberg TS, Iliff MJ, Billerman SM, Fredericks TA, Gerbracht JA, Lepage D, Sullivan BL, Wood CL (2021) The eBird/clements checklist of birds of the World: version 2021. <https://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download/>

Czech HA, Parsons KC (2002) Agricultural wetlands and waterbirds: a review. *Waterbirds* 25:56–65.

Davies KF, Melbourne BA, James CD, Cunningham RB (2010) Using traits of species to understand responses to land use change: birds and livestock grazing in the Australian Arid zone. *Biol Conserv.* 143: 78–85.

Dias RA, Maurício GN, Bugoni L (2017) Birds of the Patos Lagoon Estuary and adjacent coastal waters, southern Brazil: species assemblages and conservation implications, *Mar Biol Res.* 13(1): 108-120. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1209525>

Donatelli RJ, Posso SR, Toledo MCB (2014) Distribution, composition and seasonality of aquatic birds in the Nhecolândia sub-region of South Pantanal, Brazil. *Braz J Biol* 74:844–853. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.05013>

Esteves FA (2011) *Fundamentos em Limnologia* 3 ed. Interciência, Rio de Janeiro.

Faria FA, Silva-Costa A, Gianuca D, Bugoni L (2016) Cooi Heron (*Ardea cooi*) connects estuarine, coastal, limnetic and terrestrial environments: an assessment based on conventional dietary and stable isotope analysis. *Estuar Coast.* <https://doi.org/10.1007/s12237-016-0073-5>

Ferreira GS, Danilo Santos AA, Lopes EV (2019) Richness, abundance and microhabitat use by Ardeidae (Aves: Pelecaniformes) during one seasonal cycle in the floodplain lakes of the lower Amazon River. *Zoologia* 36: e30475

Ferreira I, Ventura PE, Luz HR (2009) *Aves no campus da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro*. Edur, Seropédica.

Gao B, Gong P, Zhang W, Yang J, Si Y (2021) Multiscale effects of habitat and surrounding matrices on waterbird diversity in the Yangtze River Floodplain. *Landsc Ecol* 36: 179–190. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01131-4>

Green AJ, Elmberg J (2014) Ecosystem services provided by waterbirds. *Biol Rev* <https://doi.org/10.1111/brv.12045>

Guadagnin DL, Maltchik L (2007) Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodivers Conserv* 16(4):1231–1244. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9127-5>

Guadagnin DL, Maltchik L, Fonseca CR (2009) Species–area relationship of Neotropical waterbird assemblages in remnant wetlands: looking at the mechanisms. *Divers Distrib*. 15: 319–327. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00533.x>

Hamza F (2020) Impacts of human activities on diversity of wintering waterbirds: Assessment in Mediterranean coastal area. *Ocean Coast Manag.* 198: e105317. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105317>

Hickman CP, Roberts LS, Keen S, Einsenhour DJ, Larson A, I'Anson H (2019) *Princípios Integrados de Zoologia* 16 ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

HilleRisLambers J, Adler PB, Harpole WS, Levine JM, Mayfield MM (2012) Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 43:227–248.

Hohman TR, Howe RW, Tozer DC, Giese EEG, Wolf AT, Niemi GJ, Gehring TM, Grabas GP, Norment CJ (2021) Influence of lake levels on water extent, interspersion, and marsh birds in Great Lakes coastal wetlands, *J Gt Lakes Res.* 47(2): 534-545. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.01.006>

Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2022) iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity. R package version 3.0.0, http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/

Huang Z, Lu Y, Meng W, Mo X, Xu W, Yun H, He M, Wang Y (2023) Study on suitability assessment of waterbird habitats along the Bohai Rim. *Ecol Indic.* 150: e110229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110229>

Junk WJ, Piedade MTF, Lourival R, Wittmann F, Kandus P, Lacerda LD, Bozelli RL, Esteves FA, Nunes DA Cunha C, Maltchik L, Schöngart J, Schaeffer-Novelli Y, Agostinho AA (2013) Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable

management, and protection. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* (wileyonlinelibrary.com). <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>

Kačergytė I, Arlt D, Berg Å, Žmihorski M, Knape J, M. Rosin ZM, Tomas Pärt T (2021) Evaluating created wetlands for bird diversity and reproductive success. *Biol Conserv.* 257: e109084. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109084>

Keppeler FW, Cruz DA, Mormul RP (2016) The role of deterministic factors and stochasticity on the trophic interactions between birds and fish in temporary floodplain ponds. *Hydrobiologia* 773:225–240. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2705-y>

Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F (2006) World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15(3):259–263.

Lai J, Zou Y, Zhang J, Peres-Neto P (2022). Generalizing hierarchical and variation partitioning in multiple regression and canonical analysis using the *rdacca.hp* R package. *Methods in Ecology and Evolution*, 13(4):782-788 <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/2041-210X.13800>

Lacoul P, Freedman B, Clair T (2011). Effects of acidification on aquatic biota in Atlantic Canada. *Environ Rev.* 19: 429-460.

Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical ecology.* Elsevier.

Legendre P, Gallagher ED (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280.

Lepš, J, Šmilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO.* Cambridge university press.

Li X, Christopher J. Anderson CJ, Wang Y, Lei C (2021) Waterbird diversity and abundance in response to variations in climate in the Liaohe Estuary, China. *Ecol Indic.* 132: e108286 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108286>

Li Y, Qian F, Silbernagel J, Larson H (2019) Community structure, abundance variation and population trends of waterbirds in relation to water level fluctuation in Poyang Lake. *J. Gt. Lakes Res.* 45(5): 976-985. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.08.002>

- Longcore JR, McAuley DG, Pendelton GW, Bennatti CR, Mingo TM, Stromborg KL (2006). Macroinvertebrate abundance, water chemistry, and wetland characteristics affect use of wetlands by avian species in Maine. *Hydrobiologia* 567: 143-167.
- Longoni V, Rubolini D, Ambrosini R, Bogliani G (2011) Habitat preferences of Eurasian Bitterns *Botaurus stellaris* booming in ricefields: implications for management. *Ibis* 153, 695–706.
- Lovette IJ, Fitzpatrick JW (2016) Handbook of bird biology. John Wiley & Sons Ltd, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca.
- Lunardi VO, Macedo RH, Granadeiro JP, Palmeirim JM (2012) Migratory flows and foraging habitat selection by shorebirds along the northeastern coast of Brazil: the case of Baía de Todos os Santos. *Estuar Coast Shelf Sci* 96: 179-187.
- Ma Z, Cai Y, Li B, Chen J (2010) Managing Wetland Habitats for Waterbirds: An International Perspective. *Wetlands* 30(1): 15-27.
- Mandema FS, Tinbergen JM, Ens BJ, Bakker JP (2013) Livestock grazing and trampling of birds' nests: an experiment using artificial nests. *J Coast Conserv.* 17: 409–416. <https://doi.org/10.1007/s11852-013-0239-2>
- Martinez AP (2017) `_pairwiseAdonis: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis_`. R package version 0.4.1.
- Muñoz-Pedrerros A, Merino C (2014) Diversity of aquatic bird species in a wetland complex in southern Chile. *J Nat Hist.* 48:23. <https://doi.org/10.1080/00222933.2013.867374>
- Newbrey JL, Bozek MA, Niemuth ND (2005) Effects of lake characteristics and human disturbance on the presence of piscivorous birds in Northern Wisconsin, USA. *Waterbirds* 28(4):478-486. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2005\)28\[478:EOLCAH\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2005)28[478:EOLCAH]2.0.CO;2)
- 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, McGlinn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J (2022). `vegan: Community Ecology Package_`. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>

- Otieno NE, Oyieke H, Ogoma M, Kochev J (2012) Bird density and distribution patterns in relation to anthropogenic habitat modification around an east african estuary. *West Ind Ocean J Mar Sci.* 10(2): 191–200
- Panda BP, Das AK, Jena SK, Mahapatra B, Dash AK, Pradhan A, Parida SP (2021) Habitat heterogeneity and seasonal variations influencing avian community structure in wetlands. 14(1): 23-32. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2020.10.001>
- Paracuellos M (2006) How can habitat selection affect the use of a wetland complex by waterbirds. *Biodivers Conserv* 15: 4569–4582.
- Paracuellos M, Tellería JL (2004) Factors affecting the distribution of a waterbird community: the role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds.* 27(4):446-453.
- Paradis E, Schliep K. 2019. ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics* 35:526-528.
- Pearse AT, Kaminski RM, Reinecke KJ, Dinsmore SJ (2012) Local and landscape associations between wintering Dabbling Ducks and wetland complexes in Mississippi. *Wetlands.* 32(5):859–869. <https://doi.org/10.1007/s13157-012-0317-5>
- Pérez-García JM, Sebastián-González E, Alexander K, Sánchez-Zapata J, Botella F (2014) Effect of landscape configuration and habitat quality on the community structure of waterbirds using a man-made habitat. *Eur J. Wildl Res* 1–9.
- Pought FH, Janis CM, Heiser JB (2008) *A vida dos vertebrados* 4 ed. Atheneu, São Paulo.
- Pescador M, Soledad Díaz S, Peris S (2012) Abundances of waterbird species on lakes in Argentine Patagonia as a function of season, lake size and the presence of mink. *Hydrobiologia.* 697: 111–125. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1175-0>
- Piratelli AJ, Favoretto GR, Maximiano MFA (2015) Factors affecting escape distance in Birds. *Zoologia* 32(6): 438–444. <http://dx.doi.org/10.1590/S1984-46702015000600002>
- Quiroga VM, Ronchi-Virgolini AL, Lorenzón RE, Lammertink M (2021) Interactions of the influences of habitat protection, habitat heterogeneity, and periodic flooding on waterbirds of the lower Paraná River, Argentina. *Biotropica.* 51(1):1–11. <https://doi.org/10.1111/btp.12923>

Ramsar Convention on Wetlands (Ramsar) (2007) The list of wetlands of international importance (“Ramsar list”). Ramsar Convention on Wetlands, Gland, Switzerland. Ramsar Information Paper 4.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Rebouças AC, Braga B, Tundisi JG (2006) *Águas doces do Brasil*. 3ed. Escrituras, São Paulo.

Rubim P (2013) Sazonalidade na comunidade de aves aquáticas em uma lagoa marginal do rio Mogi Guaçu, estado de São Paulo, Brasil. *Rev Bras Ornitol* 21(1):10–15.

Sarah N, Twagiramaria F, Mwima PM (2020) Diversity and Distribution of Waterbirds across Wetlands of Eastern Uganda. *Adv Res.* 21(10): 167-182. <https://doi:10.9734/AIR/2020/v21i1030263>

Scheffer M, van Geest GJ (2006) Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227–231.

Silva TL, Cabral RBG, Ferreira I (2018) Behavior and seasonal abundance of Neotropical Cormorant *Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789) in southeastern, Brazil. *Rev Bras Ornitol* 26(4): 219–226.

Silva TL, Oliveira MS, Rocha RJS, Pitelli RA (2020) Water-level controlled reservoir as refugia for waterbirds in an urban landscape. *Ornithol Res.* <https://doi.org/10.1007/s43388-020-00023-0>

Sick H (1997) *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Stanton RA, Kesler DC, Thompson FR (2014) Resource configuration and abundance affect space use of a cooperatively breeding resident bird. *Auk* 131: 407–420.

Tavares DC, Siciliano S (2013) An inventory of wetland non-passerine birds along a southeastern Brazilian coastal area. *J Threat Taxa* 5(11): 4586-4597.

Tavares DC, Siciliano S (2014) Temporal variation in the abundance of waterbird species in a coastal lagoon in the northern Rio de Janeiro state, Brazil. *Biotemas* 27:121–132.

Tavares DC, Guadagnin DL, Moura JF, Siciliano S, Merico A (2015) Environmental and anthropogenic factors structuring waterbird habitats of tropical coastal lagoons: implications for management. *Biol Conserv* 186:12–21.

Thompson-Ambriz, J., Moreno, CE, Rangel-Salazar JL, Martínez-Morales MA (2020) Multi-scale response of wetland bird assemblages to landscape patterns on a Neotropical island: when wetland type matters more than size. *Wetlands Ecol Manage* 28: 251–269. <https://doi.org/10.1007/s11273-020-09711-6>

Townsend CR, Begon M, Harper JL (2010) *Fundamentos em Ecologia* 3 ed. Artmed, Porto Alegre.

Vargas AL, Santangelo JM, Bozelli RL (2019) Recovery from drought: Viability and hatching patterns of hydrated and desiccated zooplankton resting eggs. *Internat Rev Hydrobiol*. 104: 26-33. <https://doi.org/10.1002/iroh.201801977>.

Wang C, Wang G, Dai L, Liu H, Li Y, Qiu C, Zhou Y, Chen H, Dong B, Zhao Y, Zhang Y, (2021) Study on the effect of habitat function change on waterbird diversity and guilds in Yancheng coastal wetlands based on structure–function coupling. *Ecol Indic*. 122: e107223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107223>.

Wang X, Li X, Ren X, Jackson MV, Fuller RA, Melville DS, Amano T, Ma Z (2022) Effects of anthropogenic landscapes on population maintenance of waterbirds. *Conserv Biol*. 36 (2): e13808. <https://doi.org/10.1111/cobi.13808>

Wetlands International (2023) Waterbird Populations Portal. <https://wpe.wetlands.org/background/WAW>. Acessado em 16 jan 2023

Wetlands International (2012) *Waterbird Population Estimates*. 5th ed. The Netherlands: Wetlands International.

WikiAves (2023) Wiki Aves - A Enciclopedia das Aves do Brasil. <https://www.wikiaves.com.br/wiki/curicaca>. Accessed 02 Abr 2023

Zhang Y, Fox AD, Cao L, Jia Q, Lu C, Prins HHT, Boer WF (2019) Effects of ecological and anthropogenic factors on waterbird abundance at a Ramsar Site in the Yangtze River Floodplain. *Ambio* 48, 293–303 (2019). <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1076-1>

6. ANEXOS

Anexo 1. Resultados do GLMM em relação a influência da categoria de lago, lago e estação na riqueza de aves aquáticas em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

	β	Erro padrão	Z	p
Modelo: riqueza ~ categoria + estação + (1 ano); $R^2 = 0,4$				
(Intercepto)	1,4	0,1	9,3	***<0,0001
categoria [artificial]	-0,07	0,2	-0,4	0,7
categoria [natural]	-0,7	0,208	-3,6	***0,0003
estação [seca]	0,3	0,1	1,7	0,08
Modelo: riqueza ~ lago + estação + (1 ano); $R^2 = 0,6$				
(Intercepto)	0,3	0,4	0,6	0,5
lago [At1]	1,09e-14	0,6	0	1
lago [At2]	1,7	0,4	3,8	***0,0002
lago [At3]	1,2	0,5	2,7	***0,007
lago [At4]	0,3	0,5	0,5	0,6
lago [In1]	0,9	0,5	1,9	0,05
lago [In2]	0,5	0,5	0,9	0,3
lago [In3]	1,6	0,4	3,6	***0,0003
lago [In4]	1,04	0,5	2,2	**0,03
lago [Nt2]	0,7	0,5	1,4	0,2
lago [Nt3]	0,5	0,5	0,9	0,3
lago [Nt4]	1,1e-14	0,6	0	1
estação [seca]	0,3	0,1	1,7	0,08

Anexo 2. Resultados do GLMM em relação a influência da categoria de lago, lago e estação na abundância de aves aquáticas em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

	β	Erro padrão	Z	p
Modelo: abundância ~ categoria + estação + (1 ano); $R^2 = 0,7$				
(Intercepto)	2,7	0,3	8,9	***<0,0001
categoria [artificial]	0,9	0,07	11,8	***<0,0001
categoria [natural]	-0,9	0,1	-8,4	***<0,0001
Estação [seca]	0,03	0,06	0,5	0,6
Modelo: abundância ~ lago + estação + (1 ano); $R^2 = 0,8$				
(Intercepto)	1,6	0,4	4,4	***<0,0001
lago [At1]	-0,6	0,3	-1,7	0,09
lago [At2]	3,07	0,2	14,1	***<0,0001
lago [At3]	1,6	0,2	7,1	***<0,0001
lago [At4]	-0,05	0,3	-0,1	0,9
lago [In1]	0,7	0,3	2,7	***0,006
lago [In2]	0,8	0,2	3,1	***0,002
lago [In3]	1,3	0,2	5,5	***<0,0001
lago [In4]	1,4	0,2	5,7	***<0,0001
lago [Nt2]	0,8	0,2	3,1	***0,002
lago [Nt3]	-0,1	0,3	-0,5	0,6
lago [Nt4]	-1,1	0,4	-2,6	***0,008
estação [seca]	0,03	0,06	0,5	0,6

Anexo 3. Comparação de pares PERMANOVA para comunidades de aves em 12 lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. SS: soma dos quadrados. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

Pares	SS	R²	F	p	Pares	SS	R²	F	p
Nt1 vs Nt2	0,53	0,29	2,43	**0,032	At1 vs At3	0,96	0,48	5,64	**0,037
Nt1 vs Nt3	0,87	0,42	4,29	**0,031	At1 vs In2	1,2	0,77	20,09	**0,035
Nt1 vs At1	0,35	0,25	1,98	0,152	At1 vs In3	1,45	0,7	13,85	**0,025
Nt1 vs In1	0,84	0,41	4,15	**0,03	At1 vs In4	1,25	0,54	7,13	**0,025
Nt1 vs Nt4	0,95	0,45	4,97	**0,038	At1 vs At4	1,22	0,45	4,85	**0,024
Nt1 vs At2	1,27	0,47	5,4	**0,027	In1 vs Nt4	1,36	0,7	13,68	**0,029
Nt1 vs At3	0,66	0,28	2,29	0,051	In1 vs At2	1,32	0,6	9,13	**0,027
Nt1 vs In2	0,94	0,47	5,28	**0,033	In1 vs At3	0,74	0,38	3,74	**0,034
Nt1 vs In3	1,16	0,46	5,2	**0,03	In1 vs In2	0,36	0,41	4,21	0,065
Nt1 vs In4	0,91	0,34	3,11	**0,03	In1 vs In3	0,39	0,33	2,95	**0,043
Nt1 vs At4	0,87	0,28	2,36	**0,033	In1 vs In4	0,65	0,35	3,2	**0,049
Nt2 vs Nt3	0,54	0,41	4,22	0,062	In1 vs At4	1,15	0,41	4,12	**0,031
Nt2 vs At1	0,83	0,58	8,22	**0,038	Nt4 vs At2	1,54	0,66	11,48	**0,023
Nt2 vs In1	0,24	0,24	1,9	0,224	Nt4 vs At3	1,26	0,53	6,73	**0,035
Nt2 vs Nt4	1,47	0,67	12,44	**0,031	Nt4 vs In2	1,59	0,77	20,65	**0,04
Nt2 vs At2	1,28	0,57	7,84	**0,023	Nt4 vs In3	1,32	0,64	10,83	**0,036
Nt2 vs At3	0,53	0,29	2,48	0,091	Nt4 vs In4	1,38	0,54	7,18	**0,04
Nt2 vs In2	0,69	0,52	6,58	**0,028	Nt4 vs At4	1,08	0,4	4,03	**0,029
Nt2 vs In3	0,68	0,43	4,54	**0,021	At2 vs At3	0,48	0,26	2,07	0,077
Nt2 vs In4	0,62	0,32	2,8	0,061	At2 vs In2	1,59	0,69	13,12	**0,029
Nt2 vs At4	1,11	0,38	3,74	**0,03	At2 vs In3	0,94	0,48	5,62	**0,043
Nt3 vs At1	0,9	0,65	10,91	**0,037	At2 vs In4	1,19	0,46	5,03	**0,025
Nt3 vs In1	0,58	0,47	5,31	**0,039	At2 vs At4	0,73	0,28	2,35	**0,036
Nt3 vs Nt4	1,04	0,63	10,4	**0,029	At3 vs In2	1,27	0,55	7,31	**0,031
Nt3 vs At2	1,32	0,6	9,12	**0,03	At3 vs In3	0,48	0,27	2,17	0,091
Nt3 vs At3	0,64	0,35	3,27	0,053	At3 vs In4	0,77	0,31	2,67	**0,029
Nt3 vs In2	1,43	0,73	16,44	**0,034	At3 vs At4	0,47	0,18	1,3	0,275
Nt3 vs In3	0,73	0,48	5,55	**0,022	In2 vs In3	1,19	0,64	10,88	**0,029
Nt3 vs In4	1,26	0,51	6,21	**0,023	In2 vs In4	0,63	0,37	3,54	**0,034
Nt3 vs At4	1,12	0,4	4,02	**0,034	In2 vs At4	1,23	0,45	4,83	**0,023
At1 vs In1	0,83	0,63	10,09	**0,034	In3 vs In4	0,67	0,33	2,97	**0,024
At1 vs Nt4	1,07	0,71	14,69	0,059	In3 vs At4	0,88	0,33	2,95	**0,031
At1 vs At2	1,63	0,7	13,9	**0,034	In4 vs At4	0,84	0,27	2,26	**0,037

Anexo 4. Resultados da análise de SIMPER mostrando a dissimilaridade média, a porcentagem de contribuição e a porcentagem de contribuição cumulativa de cada espécie para a dissimilaridade total entre as categorias de lagos (natural e artificial).

Espécies	Dissimilaridade média	% Contribuição	% Contribuição cumulativa	Abundância média natural	Abundância média artificial
<i>N. brasilianum</i>	0,3	0,301	0,301	0	24
<i>A. brasiliensis</i>	0,204	0,236	0,537	3,375	1,625
<i>G. galeata</i>	0,12	0,143	0,68	1,188	3,25
<i>A. alba</i>	0,05	0,063	0,743	0,438	1,625
<i>N. nycticorax</i>	0,05	0,062	0,805	0	3,75
<i>B. striata</i>	0,0	0,043	0,848	0	0,75
<i>J. jacana</i>	0,03	0,041	0,889	0,625	0,25
<i>M. torquata</i>	0,02	0,026	0,915	0	0,375
<i>A. guarauna</i>	0,02	0,025	0,94	0,25	0,062
<i>E. thula</i>	0,01	0,02	0,96	0,062	1,438
<i>T. dominicus</i>	0,009	0,011	0,971	0	0,438
<i>A. cocoi</i>	0,008	0,009	0,98	0	0,438
<i>D. viduata</i>	0,007	0,009	0,989	0,125	0
<i>A. anhinga</i>	0,007	0,008	0,997	0	0,875
<i>C. americana</i>	0,001	0,002	0,999	0	0,062
<i>A. cajaneus</i>	0,001	0,001	1	0	0,062
<i>S. sibilatrix</i>	0	0	1	0	0
<i>P. nigricans</i>	0	0	1	0	0
<i>P. martinicus</i>	0	0	1	0	0

Anexo 5. Resultados da análise de SIMPER mostrando a dissimilaridade média, a porcentagem de contribuição e a porcentagem de contribuição cumulativa de cada espécie para a dissimilaridade total entre as categorias de lagos (natural e de inundação).

Espécies	Dissimilaridade média	% Contribuição	% Contribuição cumulativa	Abundância média natural	Abundância média de inundação
<i>J. jacana</i>	0,2	0,289	0,289	0,625	4,688
<i>A. brasiliensis</i>	0,1	0,185	0,474	3,375	1,688
<i>G. galeata</i>	0,102	0,123	0,597	1,188	1,938
<i>D. viduata</i>	0,09	0,118	0,715	0,125	2,812
<i>P. martinicus</i>	0,05	0,059	0,774	0	0,938
<i>T. dominicus</i>	0,05	0,056	0,83	0	1,5
<i>B. striata</i>	0,03	0,039	0,869	0	0,812
<i>A. guarauna</i>	0,03	0,037	0,906	0,25	0,5
<i>A. alba</i>	0,03	0,035	0,941	0,438	0,25
<i>N. nycticorax</i>	0,01	0,017	0,958	0	0,312
<i>A. cajaneus</i>	0,01	0,015	0,973	0	0,25
<i>E. thula</i>	0,01	0,015	0,988	0,062	0,312
<i>S. sibilatrix</i>	0,006	0,007	0,995	0	0,25

Continuação.

Espécies	Dissimilaridade média	% Contribuição	% Contribuição cumulativa	Abundância média natural	Abundância média de inundação
<i>C. americana</i>	0,002	0,003	0,998	0	0,062
<i>P. nigricans</i>	0,002	0,002	1	0	0,062
<i>A. anhinga</i>	0	0	1	0	0
<i>N. brasilianum</i>	0	0	1	0	0
<i>A. cocoi</i>	0	0	1	0	0
<i>M. torquata</i>	0	0	1	0	0

Anexo 6. Resultados da análise de SIMPER mostrando a dissimilaridade média, a porcentagem de contribuição e a porcentagem de contribuição cumulativa de cada espécie para a dissimilaridade total entre as categorias de lagos (artificial e de inundação).

Espécies	Dissimilaridade média	% Contribuição	% Contribuição cumulativa	Abundância média artificial	Abundância média de inundação
<i>N. brasilianum</i>	0,2	0,238	0,238	24	0
<i>J. jacana</i>	0,2	0,205	0,443	0,25	4,688
<i>G. galeata</i>	0,09	0,1	0,543	3,25	1,938
<i>A. brasiliensis</i>	0,08	0,087	0,63	1,625	1,688
<i>D. viduata</i>	0,07	0,081	0,711	0	2,812
<i>N. nycticorax</i>	0,04	0,049	0,76	3,75	0,312
<i>T. dominicus</i>	0,04	0,046	0,806	0,438	1,5
<i>P. martinicus</i>	0,04	0,04	0,846	0	0,938
<i>B. striata</i>	0,03	0,039	0,885	0,75	0,812
<i>A. alba</i>	0,02	0,024	0,909	1,625	0,25
<i>E. thula</i>	0,02	0,021	0,93	1,438	0,312
<i>A. guarauna</i>	0,02	0,02	0,95	0,062	0,5
<i>M. torquata</i>	0,01	0,014	0,964	0,375	0
<i>A. cajaneus</i>	0,0102	0,011	0,975	0,062	0,25
<i>A. cocoi</i>	0,007	0,008	0,983	0,438	0
<i>A. anhinga</i>	0,006	0,007	0,99	0,875	0
<i>S. sibilatrix</i>	0,005	0,005	0,995	0	0,25
<i>C. americana</i>	0,003	0,003	0,998	0,062	0,062
<i>P. nigricans</i>	0,001	0,002	1	0	0,062

CAPÍTULO II

INFLUÊNCIA DA VARIAÇÃO TEMPORAL E CLIMÁTICA NAS COMUNIDADES DE AVES AQUÁTICAS NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

RESUMO

As variações temporais em condições e recursos agem em diferentes escalas de tempo e podem influenciar fortemente a estrutura de comunidades. Aqui, uma verificação sobre as comunidades de aves em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) foi realizada para investigar se a riqueza, abundância e composição das espécies foram modificadas entre os períodos e analisar a distribuição da avifauna nos lagos em relação aos níveis de precipitação e temperatura. A riqueza de espécies manteve-se estável, entretanto a abundância das aves aumentou no decorrer dos períodos. Tendências temporais também foram identificadas na composição das comunidades, ocorrendo a substituição de espécies. A precipitação e temperatura não influenciaram a riqueza, indicando que o elevado número de espécies residentes contribuiu para uma riqueza relativamente constante ao longo do tempo. No entanto, a variação na abundância das aves demonstrou ser inversamente relacionada com os níveis de precipitação que também influenciam as condições ambientais, assim atuando sobre a disponibilidade de locais de forrageio para as aves aquáticas. Todavia, a abundância não foi influenciada pela temperatura. Os resultados mostraram que fatores temporais e variação climática têm diferentes efeitos na riqueza, abundância e composição das comunidades de aves aquáticas e a melhoria da qualidade do habitat nos lagos artificiais é importante para a conservação dessas comunidades, mantendo a riqueza de espécies e aumentando a abundância das aves aquáticas ao longo do tempo em lagos interiores neotropicais.

Palavras-chave: Avifauna, Riqueza e composição das espécies, Abundância de aves, Precipitação pluviométrica, Lagos artificiais.

ABSTRACT

Temporal variation in conditions and resources operates on different timescales and can strongly influence community structure. Here, an examination of waterbird communities in two periods (2012-2013 and 2021-2022) was performed to investigate whether the richness, abundance, and composition of species were modified between periods, and to analyze the waterbirds distribution in the lakes in relation to precipitation and temperature levels. Species richness remained stable, however, bird abundance increased over time. Temporal trends were also identified in communities composition, occurring of the species replacement. Precipitation and temperature did not influence richness, indicating that the high number of resident species contributed to a relatively constant richness over time. However, variation in birds abundance was inversely related to precipitation levels, which also influenced environmental conditions, acting on the availability of resources and foraging sites for waterbirds. However, abundance was not influenced by temperature. The results showed that temporal factors and climate variation have different effects on the richness, abundance, and composition of waterbirds communities and improving habitat quality in artificial lakes is essential for the conservation of these communities, maintaining species richness and increasing the abundance of waterbirds over time in Neotropical inland lakes.

Keywords: Avifauna, Species richness and composition, Bird abundance, Rainfall, Artificial lakes.

1. INTRODUÇÃO

A comunidade é um conjunto de populações de espécies que ocorrem no mesmo espaço e tempo (Begon et al. 2007, Morim 2011). As variações temporais em condições e recursos agem em diferentes escalas de tempo e podem influenciar fortemente a composição da comunidade (Townsend et al. 2010). Assim como a importância das espécies varia no espaço, os padrões de abundância podem mudar no tempo (Townsend et al. 2010). Uma variação temporal na ocorrência das espécies necessita que condições, recursos e possivelmente a influência de competidores e predadores variem com o tempo (Begon et al. 2007, Almeida et al. 2019).

A dinâmica dos ecossistemas de águas continentais interiores e da sua fauna e flora depende de uma série de fatores interdependentes que compreende os mecanismos de funcionamento desses ecossistemas como o ciclo hidrológico e a diversidade de habitats e nichos (Rebouças et al. 2006, Sarah et al. 2020). Embora os organismos respondam a cada condição em seu ambiente, os efeitos das condições podem ser determinados pelas respostas de outros membros da comunidade (Aarif et al. 2014, Almeida et al. 2019). A temperatura e precipitação têm muitos efeitos sobre as condições ambientais, que limitam a distribuição de organismos (Ismail e Rahman 2013, Rushing et al. 2020, Li et al. 2021). A temperatura, por exemplo, não atua apenas sobre uma espécie, ela atua também sobre a disponibilidade de suas presas e competidores (Gaget et al. 2018, Huang et al. 2023). Por outro lado, a precipitação também pode influenciar a ocupação da avifauna aquática através da mudança temporal na profundidade da água (Mayer e Pilson 2019, Li et al. 2019) e no tamanho de áreas alagadas (Almeida et al. 2017, Ferreira et al. 2019).

As áreas úmidas estão entre os ecossistemas mais produtivos e ameaçados do mundo (Davidson 2014, Mitsch e Gosselink 2015). Entre 1970 e 2015, cerca de 35% das áreas úmidas naturais foram perdidas à medida que a criação de áreas úmidas artificiais aumentou em todo o mundo, representando 12% desses ambientes em 2015 (Ramsar 2018). Esses ecossistemas oferecem oportunidades na aquisição de recursos e são essenciais para a conservação das aves aquáticas (Kačergytė et al. 2021, Miranda-Garcia et al. 2021). Eles aumentam a área de habitats adequados para a avifauna aquática em locais com baixa oferta de áreas úmidas naturais, como ambientes áridos e semi-áridos (Cardoso e Loures-Ribeiro 2017) e áreas alteradas por atividades antrópicas (Murray et al. 2013, Hsu et al. 2019, Silva et al. 2020, Sarah et al. 2020). Os ambientes lacustres são notavelmente importantes para as aves aquáticas, pois fornecem locais para alimentação, descanso e reprodução (Accordi 2010, Wetlands International 2023,

Chatterjee et al. 2020), permanecendo nos lagos de acordo com as flutuações do espelho d'água, assim ocorrendo a sucessão de espécies conforme a adaptabilidade de cada uma as condições disponíveis no ambiente (Brandolin e Blendinger 2016).

Mudanças no ambiente resultam em alterações na diversidade e abundância de aves aquáticas ocasionando o desaparecimento de algumas e aumento na densidade de outras espécies (Wilcove et al 1986, Wang et al. 2021, Huang et al. 2023), que se adaptam melhor a tais alterações. Para as aves, prevalece o padrão fisionômico do habitat respondendo rapidamente as alterações ambientais, as quais são consideradas excelentes indicadoras da qualidade do ecossistema (Paracuellos e Tellería 2004, Chatterjee et al. 2020, Cabral et al. 2023). Dessa maneira, as necessidades alimentares das aves aquáticas devem determinar a estrutura de comunidade nos ambientes lacustres (Bellio et al. 2009, Gao et al. 2021). O aumento dos sistemas aquáticos artificiais pode desempenhar um papel relevante na conservação dessas aves e requer uma melhor compreensão de quais serviços ecossistêmicos eles poderiam oferecer e quanta biodiversidade eles poderiam abrigar (Czech e Parsons 2002, Maltby e Acreman 2011, Pérez-García et al. 2014). Esses ecossistemas não são substitutos de sistemas aquáticos naturais, mas seu papel na conservação de aves aquáticas é relevante e precisa ser mais explorado (Guadagnin et al. 2007, Wang et al. 2022).

A variação temporal pode promover mudanças na heterogeneidade de habitats, diversidade de alimento e disponibilidade de recursos; além disso, a precipitação e temperatura podem afetar diretamente e indiretamente as atividades das aves aquáticas influenciando na distribuição e composição das comunidades (Gaget et al. 2018, Huang et al. 2023). Portanto, no presente estudo uma verificação sobre as comunidades de aves foi realizada para comparar a avifauna aquática em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022), com o objetivo de (i) investigar se a riqueza, abundância e composição das espécies foram modificados, e (ii) analisar a distribuição da avifauna nos lagos em relação aos níveis de precipitação e (iii) temperatura. Para essa finalidade, foram testadas as hipóteses (i) os níveis estruturais (riqueza, abundância e composição das espécies) da avifauna mudaram entre os dois períodos de amostragem, como resultado da melhoria da qualidade dos habitats em razão do processo de sucessão ecológica na maioria dos lagos ao longo do tempo; e (ii) a ocupação dos lagos varia de acordo com os níveis de precipitação, sendo inversamente relacionada com esses níveis, devido a menor profundidade da água proporcionar maior disponibilidade de locais de forrageio e pouso para a maioria das aves, que apresentam limitações morfológicas para ocorrerem em águas profundas e (iii) temperatura. Dessa forma, espera-se que esses resultados forneçam uma referência para

o acompanhamento da conservação das comunidades de aves aquáticas e da restauração dos habitats em lagos interiores.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Local de estudo

O estudo foi realizado em ambientes aquáticos continentais no estado do Rio de Janeiro. Sete lagos (três lagos artificiais e quatro lagos de inundações artificiais) foram amostrados na cidade de Seropédica, RJ (22° 44' 38''S 43° 42' 28''W) (Figura 1) em uma área originalmente de floresta tropical de encosta e relevo levemente ondulado ou de planície de baixa altitude, a qual apresenta graus de sucessão ecológica variados. Esta região está inserida no domínio da Mata Atlântica, um bioma que apresenta uma das maiores diversidades biológicas do mundo (MMA 2022). O clima na região é tropical com estação seca no inverno (Aw) segundo a classificação de Köppen-Geiger, com temperatura média anual de 24,2°C e precipitação anual de 1.158 mm. O regime pluvial é marcado por uma estação chuvosa (outubro a março), com precipitação mensal superior a 90 mm, e uma estação seca (abril a setembro), com precipitação mensal inferior a 60 mm (Kottek et al. 2006; INMET 2022a). Esses lagos formam um sistema lacustre heterogêneo variando em atributos espaciais e temporais. Tais características forneceram uma ampla heterogeneidade ambiental, que influenciam a biota como o crescimento da vegetação, populações da fauna e os deslocamentos das populações de aves.

Os dados de climatologia, temperatura média mensal e precipitação mensal total, para os dois períodos de levantamento anual (2012-2013 e 2021-2022) foram obtidas a partir de registros da Estação Seropédica – Ecologia Agrícola Código (WMO) A601 disponibilizado pelo INMET (INMET 2022b).

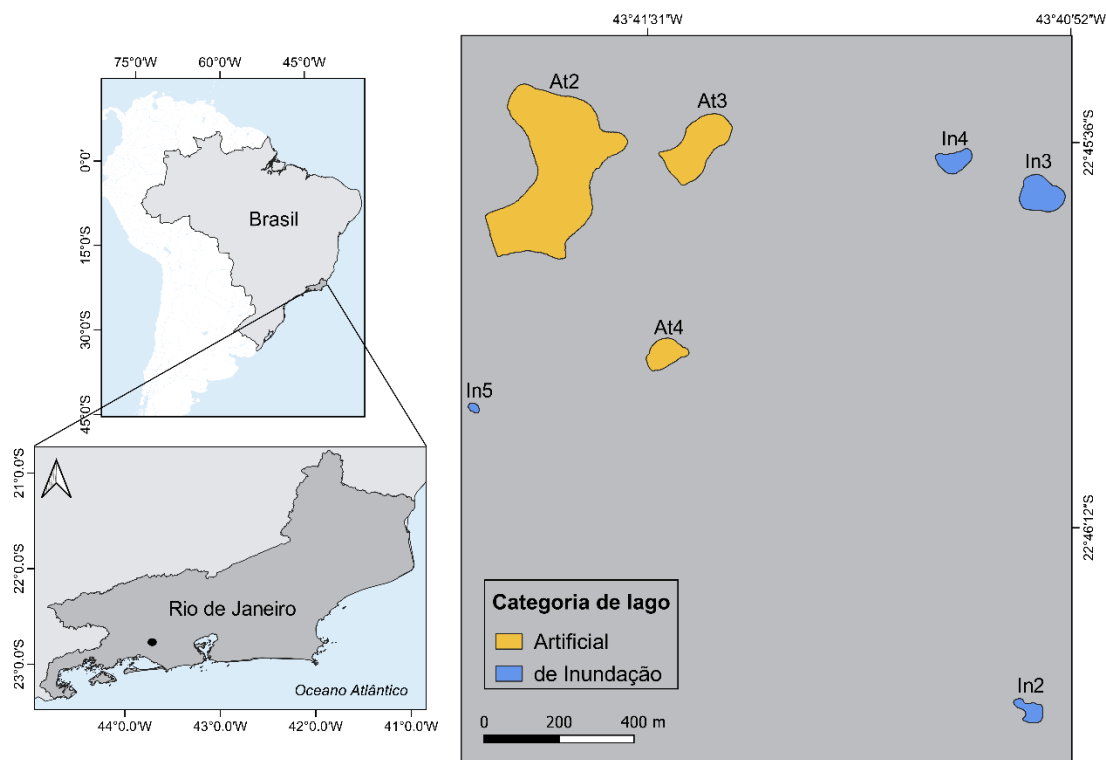


Figura 1. Localização da área de estudo com indicação dos lagos amostrados no estado do Rio de Janeiro.

2.2. Levantamento das aves aquáticas

Ver no capítulo I.

Neste capítulo, os registros das aves foram realizados mensalmente em dois períodos, entre agosto de 2012 e julho de 2013 e entre abril de 2021 e março de 2022, totalizando 24 levantamentos da avifauna, entre 6 e 10 h.

2.3. Análises de dados

A riqueza (definida como o número de espécies presentes no lago (unidade amostral)), a abundância (definida como número de aves no lago) e a composição (definida como quais as espécies presentes no lago) das espécies foram comparados entre os períodos 2012-2013 e 2021-2022. Foram avaliadas a influência dos dois períodos, precipitação mensal total e temperatura mensal média na riqueza e abundância das aves por meio de modelos lineares generalizados (GLM), utilizando a distribuição de Poisson e quasi-Poisson (para modelos com parâmetro de dispersão >10) por meio da função “glm” do pacote stats (R Core Team 2022). Diferenças na riqueza e abundância entre os lagos foram avaliadas por modelos mistos lineares

generalizados (GLMM), com o ano como fator aleatório utilizando a função “glmer” do pacote lme4 (Bates et al. 2015). Tal modelo foi escolhido para lidar com a autocorrelação temporal das amostras do mesmo lago em anos diferentes, avaliada pelo coeficiente de autocorrelação de Moran.I ($p < 0,05$), com a função “Moran.I” do pacote ape (Paradis e Schliep 2019). A autocorrelação espacial foi avaliada nos resíduos dos modelos pela função “Moran.I” do pacote ape (Paradis e Schliep 2019), não havendo autocorrelação espacial nos modelos de riqueza ($I = -1,44 \pm 0,006$; $p = 0,302$) e abundância ($I = -0,001 \pm 0,006$; $p = 0,38$). Os dados de temperatura e precipitação foram transformados em logaritmo para atender os pré-requisitos de normalidade dos modelos. Posteriormente, a multicolinearidade entre a precipitação e temperatura foi avaliada pela correlação de Person, as quais não apresentaram correlação ($r = 0,38$). Os resíduos foram inspecionados quanto a normalidade por histogramas e teste de Shapiro Wilk e homoscedasticidade pelo teste de Bartlett. A suficiência amostral foi avaliada pela confecção de curvas de rarefação e extrapolação com base no número de aves utilizando a função “iNEXT” do pacote iNEXT (Chao et al. 2014; Hsieh et al. 2022). Diferenças na composição entre os dois períodos foram avaliadas pela PERMANOVA usando a função “adonis2” e “pairwise.adonis” (para comparações par a par) dos pacotes vegan (Oksanen et al. 2022) e pairwiseAdonis (Martinez 2017), respectivamente. A variabilidade na composição entre os dois períodos foi avaliada por meio do PERMDISP, com a função “betadisper” do pacote vegan (Oksanen et al. 2022). A análise de variância (função “anova”) e posteriormente o teste de Tukey (função “TukeyHSD”) foram utilizados para comparações entre os períodos através do pacote stats (R Core Team 2022). Para avaliar quais espécies apresentaram maior contribuição para a diferenciação entre os períodos, foi realizado a análise de Porcentagem de Similaridade (SIMPER) (Clark 1993), usando a função “simper” do pacote vegan (Oksanen et al. 2022). O escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) foi utilizado para ordenar as amostras com base na abundância de aves usando a função “metaMDS” do pacote vegan (Oksanen et al. 2022). A métrica de dissimilaridade usada foi a de Bray-Curtis. Como a precipitação total (2012-2013: $122,9 \pm 90,4$ mm; 2021-2022: $94,9 \pm 87,7$ mm) ($t = 0,8$; $p = 0,4$) e temperatura média (2012-2013: $23,5 \pm 2,4$ °C; 2021-2022: $23,3 \pm 2,3$ °C) ($t = 0,3$; $p = 0,8$) não apresentaram diferença entre os períodos, a influência climática sobre a riqueza e abundância não foi avaliada separadamente por período, mas em ambos os períodos. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team 2022).

3. RESULTADOS

Um total de 3165 aves aquáticas de 11 famílias e 23 espécies (Clements et al. 2021) foram registrados nos lagos durante os dois períodos amostrados. No período de 2012-2013 um total de 20 espécies e 1080 aves foram registrados, enquanto em 2021-2022, 20 espécies e 2085 aves foram registrados (Tabelas 1 e 2). A riqueza nos lagos durante os dois períodos variou de 10 a 18 ($13,7 \pm 1,2$) (Tabela 2) táxons e a abundância variou de 124 a 1670 ($454,4 \pm 205$) aves (Tabela 3). Apesar do lago L10 apresentar a maior riqueza, totalizando 18 espécies, o lago At2 apresentou a maior abundância, totalizando 1670 aves. No geral, a riqueza de espécies não diferiu entre os períodos ($12,7 \pm 1,3$ vs. $14,5 \pm 1$; GLM, $\beta = 0,129$; $Z = 1,1$; $p = 0,262$). Esse resultado se confirmou nas curvas de rarefação (Figura 2). Entretanto, comparando dentro de cada lago, a riqueza diferiu entre os períodos nos lagos In2 e In5, nos quais foi maior em 2012-2013 ($4,3 \pm 2,3$ vs. $2,3 \pm 1,1$ e $4,7 \pm 1,1$ vs. $0,5 \pm 0,8$, respectivamente), e no lago In3, sendo maior em 2021-2022 (7 ± 2 vs. $3,6 \pm 1,9$) (Figura 3, Anexo 1). Entre os lagos a riqueza diferiu (GLMM, $\chi^2 = 108,7$; $p < 0,0001$), sendo maior no lago At2 (Tabela 2).

Tabela 1. Aves aquáticas registradas nos dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Mín = mínimo, Máx = máximo. Status: R = residente, M = migrante.

Família	Espécie	Abundância (Mín-Máx)		Status
		2012-2013	2021-2022	
Anatidae	<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	199 (0-34)	60 (0-26)	R
	<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linnaeus, 1758)	2 (0-2)	0	M
	<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	108 (1-20)	52 (0-8)	R
Podicipedidae	<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	28 (0-8)	46 (0-9)	R
Anhingidae	<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	0	40 (0-6)	R
Phallacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianum</i> (Gmelin, 1789)	102 (1-20)	964 (7-283)	R
Ardeidae	<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	1 (0-1)	0	M
	<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	8 (0-2)	245 (0-123)	R
	<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	44 (1-6)	56 (1-9)	R
	<i>Ardea cocoi</i> (Linnaeus, 1766)	5 (0-1)	13 (0-3)	M
	<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	30 (1-5)	58 (0-11)	R
	<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	22 (0-8)	13 (0-4)	R
	<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	20 (0-6)	72 (0-13)	R
Threskiornithidae	<i>Platalea ajaja</i> (Linnaeus, 1758)	0	2 (0-2)	M
Aramidae	<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	65 (3-11)	28 (0-4)	R

Continuação.

Família	Espécie	Abundância (Mín-Máx)		Status
		2012-2013	2021-2022	
Rallidae	<i>Aramides cajaneus</i> (Statius Muller, 1776)	4 (0-2)	16 (0-8)	R
	<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	4 (0-2)	1 (0-1)	M
	<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	201 (10-25)	214 (9-27)	R
	<i>Porphyrio martinica</i> (Linnaeus, 1766)	56 (1-14)	25 (0-5)	R
Scolopacidae	<i>Actitis macularius</i> (Linnaeus, 1766)	1 (0-1)	0	M
Jacanidae	<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	168 (8-20)	165 (9-23)	R
Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	12 (0-3)	7 (0-2)	M
	<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	0	8 (0-2)	M

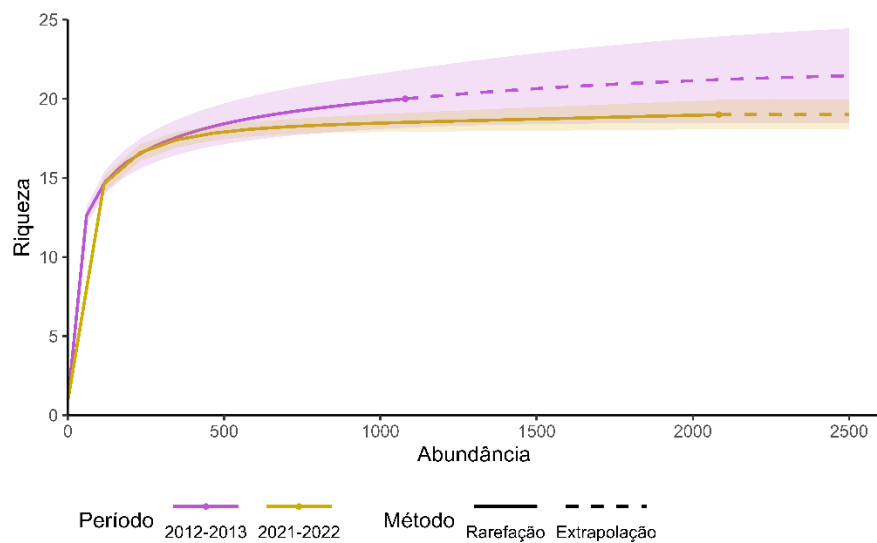


Figura 2. Curvas de rarefação baseadas em indivíduos das comunidades de aves aquáticas em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Intervalos de confiança de $\pm 95\%$.

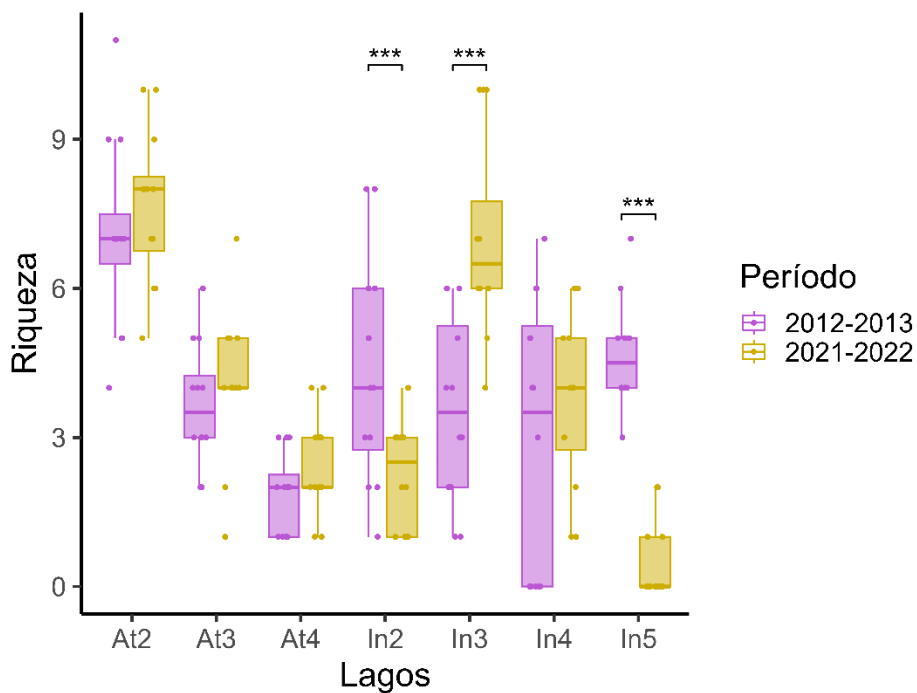


Figura 3. Boxplot da riqueza de aves aquáticas em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. O boxplot mostra medianas, quartis, percentis 5 e 95, dados brutos. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

Tabela 2. Número total de espécies, número de espécies registradas em cada período (2012-2013 e 2021-2022), em ambos os períodos, exclusivamente no primeiro período e no segundo período e resultados do GLMM da riqueza de aves aquáticas entre os lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Todos os valores são significativos ($p < 0,05$).

	Riqueza	2012-2013	2021-2023	Ambos períodos	Exclusivamente		β	Erro padrão	Z	p
					2012-2013	2021-2022				
At2 (Intercepto)	16	12	13	9	3	4	4,25	0,08	26,58	< 0,0001
At3	12	9	10	7	2	3	-1,91	0,13	-5,03	< 0,0001
At4	10	6	9	5	1	4	-2,59	0,16	-7,83	< 0,0001
In2	17	15	7	5	10	2	-1,69	0,14	-5,96	< 0,0001
In3	18	12	17	11	1	6	-1,66	0,12	-2,86	0,004
In4	11	11	9	9	2	0	-1,54	0,13	-5,83	< 0,0001
In5	12	12	3	3	9	0	-2,30	0,15	-7,11	< 0,001

A abundância aumentou ao longo do tempo ($90 \pm 9,8$ vs. $173,7 \pm 117,5$; GLM, $\beta = 0,305$; $Z = 7,15$; $p < 0,0001$). Foram identificadas diferenças na abundância entre os períodos nos lagos At2, At3 e In3, sendo maior em 2021-2022 ($112,4 \pm 107,9$ vs. $25,4 \pm 10,9$; $14,7 \pm 14,6$ vs. $5,8 \pm 3,3$ e $16,5 \pm 6,8$ vs. $9,8 \pm 7,7$, respectivamente), e no lago In5, sendo maior em 2012-2013 ($12,7 \pm 5,6$ vs. $1,2 \pm 1,9$) (Figura 4; Anexo 2). A abundância diferiu entre os lagos (GLMM, $\chi^2 = 2697,5$; $p < 0,0001$) e o lago At2 apresentou a maior abundância (Tabela 3). A menor riqueza e abundância no lago In5 no período mais recente foi devido, principalmente, a seca desse lago durante oito meses desse período.

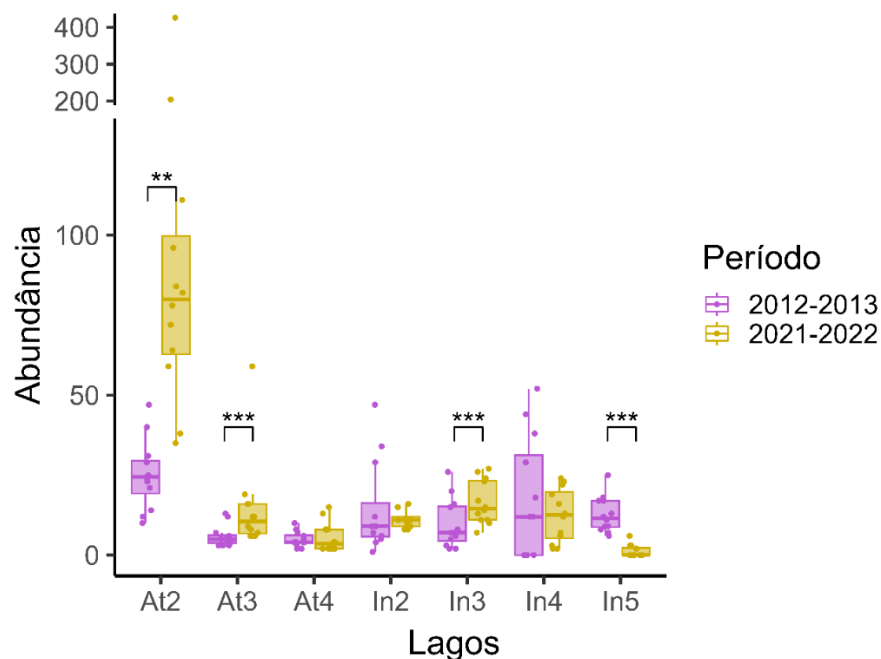


Figura 4. Boxplot da abundância de aves aquáticas em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. O boxplot mostra medianas, quartis, percentis 5 e 95, dados brutos. O eixo Y contém uma quebra de escala para melhorar a visualização do gráfico devido a dois valores extremos. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

Tabela 3. Número total de aves, número de aves registrados em cada período (2012-2013 e 2021-2022) e resultados do GLMM da abundância de aves aquáticas entre os lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Todos os valores são altamente significativos ($p < 0,0001$).

Lagos	Abundância total	2012-2013	2021-2022	β	Erro padrão	Z	p
At2 (Intercepto)	1670	305	1349	4,25	0,26	16,61	<0,0001
At3	246	70	176	-1,91	0,07	-27,89	<0,0001
At4	124	59	65	-2,59	0,09	-27,83	<0,0001
In2	306	172	134	-1,69	0,06	-27,12	<0,0001
In3	315	117	198	-1,66	0,06	-26,98	<0,0001
In4	354	205	149	-1,54	0,06	-26,33	<0,0001
In5	166	152	14	-2,30	0,08	-28,25	<0,0001

Assim como o padrão da abundância, foram identificadas tendências temporais nas comunidades de aves aquáticas quanto a composição das espécies. A composição das comunidades de aves diferiu entre os períodos (PERMANOVA, $R^2 = 0,02$; $F = 3,63$; g.l. = 1; $p = 0,001$; Figura 3). Dezesete espécies estavam presentes nos lagos em ambos os períodos (2012-2013 e 2021-2022), enquanto três (marreca-cabloca *Dendrocygna autumnalis*, socó-boi *Tigrisoma lineatum* e maçarico-pintado *Actitis macularius*) ocorreram apenas em 2012-2013 e outras três (biguatinga *Anhinga anhinga*, colhereiro *Platalea ajaja* e martim-pescador-pequeno *Chloroceryle americana*) foram registradas somente em 2021-2022 (Tabela 1). Entretanto, as espécies que mais contribuíram (59%) para a dissimilaridade entre os períodos foram o biguá *Nannopterum brasilianum*, jaçanã *Jacana jacana*, frango-d'água *Gallinula galeata* e irerê *Dendrocygna viduata* (Anexo 3). A composição das comunidades diferiu dentro de cada um dos lagos comparando entre os períodos (Tabela 4). Esta diferença também ocorreu na composição das comunidades entre os lagos (PERMANOVA, $R^2 = 0,35$ $F = 13,04$; g.l. = 6; $p = 0,001$) diferindo entre todos os lagos (Anexo 4).

Tabela 4. Comparação entre os períodos (2012-2013 e 2021-2022) da composição das comunidades de aves nos lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

Lagos	SS	R ²	F	p
At2	1,80	0,41	15,23	***0,001
At3	0,75	0,15	3,74	**0,004
At4	2,40	0,35	12,07	***0,001
In2	1,40	0,26	7,73	***0,001
In3	1,06	0,20	5,43	***0,001
In4	0,70	0,16	3,27	**0,009
In5	0,51	0,16	2,66	*0,017

A variabilidade na composição das espécies também diferiu ao longo do tempo (PERMDISP, MS = 0,1; F = 17,35; g.l. = 1; p = 0,00005), em que a diversidade beta foi maior em 2021-2022 (0,6) em relação a 2012-2013 (0,5). Comparando dentro de cada lago, a variabilidade diferiu entre os períodos nos lagos In2, In3 e At4 (Tabela 5). Os lagos In2 e In3 apresentaram maior variabilidade na composição no período 2012-2013, enquanto o lago At4 teve maior variabilidade no período 2021-2022 (Figura 5). Entre os lagos, a variabilidade das espécies não apresentou diferença durante os períodos (PERMDISP, MS = 0,02; F = 1,46; g.l. = 6; p = 0,2).

Tabela 5. Comparação entre os períodos (2012-2013 e 2021-2022) da variabilidade das espécies em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. SS: soma dos quadrados. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

Lagos	SS	MS	F	p
At2	0,00001	0,00001	0,0009	0,977
At3	0,00100	0,001	0,13	0,726
At4	0,60	0,60	52,04	***< 0,0001
In2	0,52	0,52	51,28	***< 0,0001
In3	0,05	0,05	10,62	**0,004
In4	0,05	0,05	4,21	0,056
In5	0,01	0,01	0,54	0,473

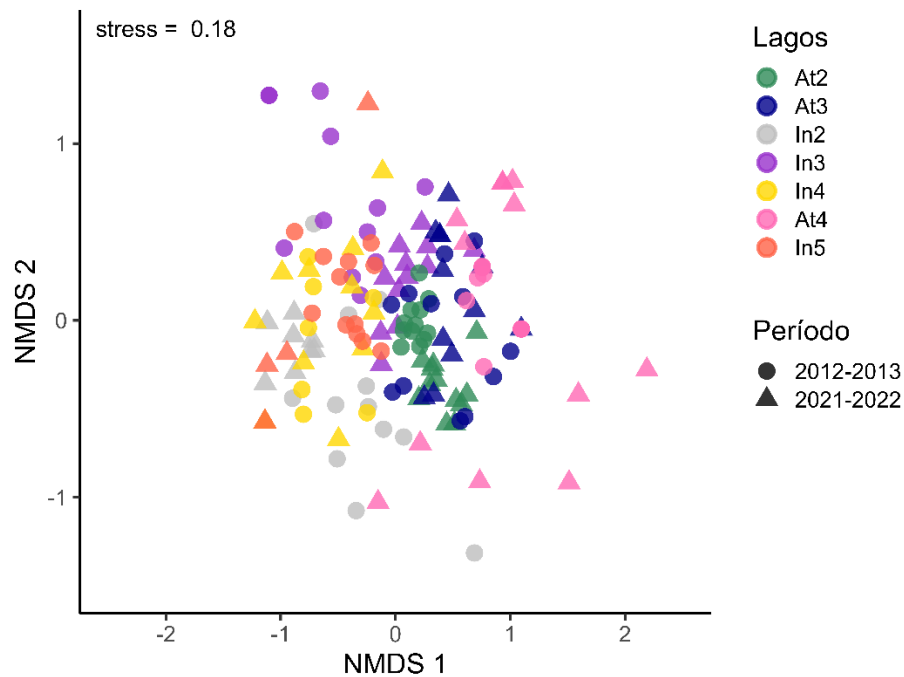


Figura 5. Ordenação do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico das comunidades de aves aquáticas em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil.

A riqueza não foi influenciada ao longo do tempo pela precipitação (GLM, $\beta = -0,011$; $Z = -0,2$; $p = 0,88$) e temperatura (GLM, $\beta = -0,12$; $Z = -0,2$; $p = 0,857$), indicando que o elevado número de espécies residentes contribuiu para uma riqueza relativamente constante ao longo do tempo (Figura 6).

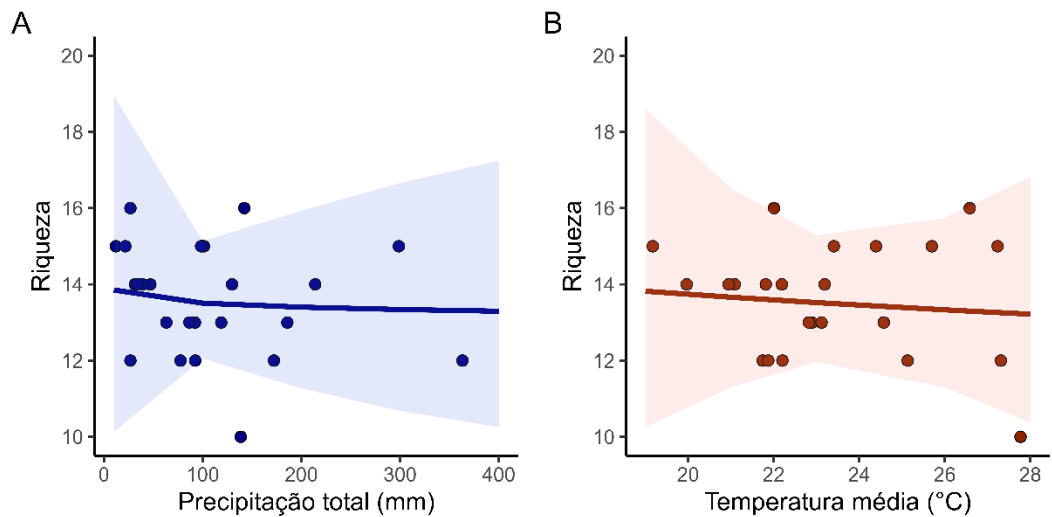


Figura 6. Relação da (A) precipitação mensal total e (B) temperatura mensal média na riqueza de espécies de aves aquáticas durante dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Intervalo de confiança de 95%.

A abundância foi afetada pela precipitação, diminuindo o número de aves com o aumento da precipitação (GLM, $\beta = -0,095$; $Z = -2,97$; $p = 0,003$). Entretanto, não houve influência significativa da temperatura na abundância das aves aquáticas (GLM, $\beta = -0,182$; $Z = -0,58$; $p = 0,559$) (Figura 7).

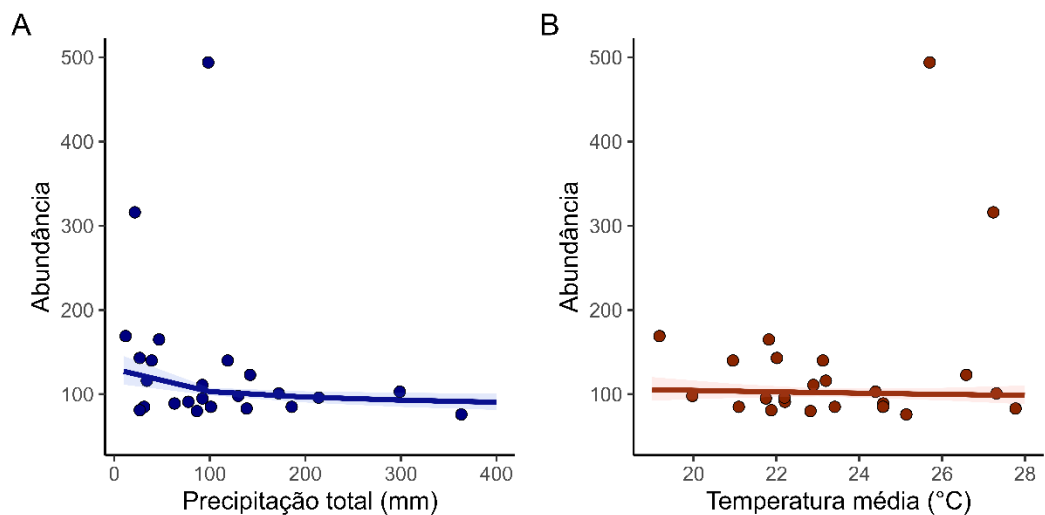


Figura 7. Relação da (A) precipitação mensal total e (B) temperatura mensal média na abundância de aves aquáticas durante dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Intervalo de confiança de 95%.

Comparando dentro de cada lago, foi identificada diminuição da abundância com o aumento da precipitação no lago At3. (Figura 8; Anexo 2).

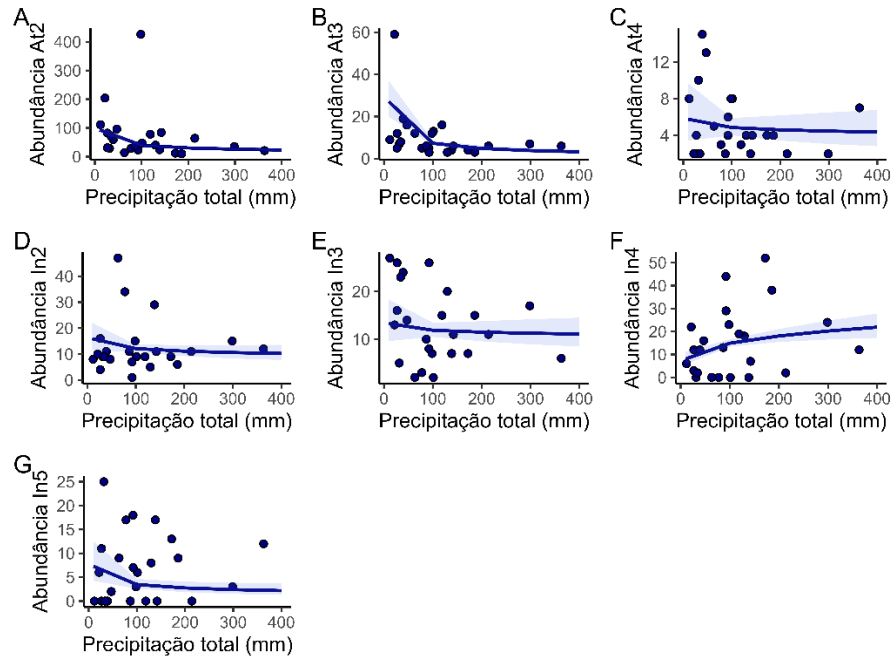


Figura 8. Relação da precipitação mensal total na abundância de aves aquáticas em dois períodos (2012-2013 e 2021-2022) em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Intervalo de confiança de 95%.

4. DISCUSSÃO

As áreas úmidas são fundamentais para as aves aquáticas devido sua elevada produtividade primária, a qual disponibiliza uma variedade de recursos favorecendo a coexistência de muitas espécies (Brandolin e Blendinger 2016, Gao et al. 2021). Os resultados sugerem que os lagos interiores monitorados são capazes de sustentar diversas espécies de aves aquáticas fornecendo recursos abundantes, o que objetivamente promoveu o aumento da diversidade de aves aquáticas nesta região ao longo do tempo. A ocorrência e permanência dessas aves estariam relacionadas aos habitats preferenciais que suprem os requisitos ecológicos específicos da espécie (Almeida et al. 2018, Cintra 2019, Ferreira et al. 2019). A riqueza de espécies, que também é usada como uma métrica na avaliação primária da biodiversidade (Kačergytė et al. 2021), inesperadamente, apresentou similaridade entre os dois períodos avaliados. A maioria das espécies ocorreram nos dois períodos, inclusive as mais abundantes, entretanto no período mais recente houve maior número de espécies especialistas

e maior representatividade de piscívoros em comparação ao primeiro período de amostragens. Pérez-García et al. (2014) verificaram que as áreas úmidas artificiais podem ser um importante refúgio para aves aquáticas e as características locais do lago e a configuração de paisagem podem ajudar a conservar e gerenciar suas populações, corroborando o presente estudo.

Por outro lado, a variação na riqueza e abundância das aves aquáticas entre os lagos interiores refletem as diferenças de características locais entre os lagos, permitindo a ocorrência de uma diversidade de aves nessas áreas úmidas. Conforme Brandolin e Blendinger (2016) e Kačergytė et al. (2021), a manutenção das condições ambientais dos lagos maiores favorece a maior riqueza e abundância de aves aquáticas porque esses ambientes geralmente têm alta diversidade de habitats, como diversidade de ambientes nas margens e variação de profundidade de água. Esses trabalhos corroboram o presente estudo em que a maior riqueza e abundância ocorreram nos maiores lagos. De acordo com Pérez-García et al. (2014), a riqueza é provavelmente mais influenciada pela heterogeneidade da paisagem, enquanto a abundância geralmente se relaciona mais com a disponibilidade de recursos. Um ambiente mais produtivo pode ter uma taxa mais alta de oferta de recursos, mais não necessariamente uma variedade maior de recursos (Townsend et al. 2010, Pescador et al. 2012). Corroborando esta ideia, no geral, foi observado um aumento do número de indivíduos por espécies de aves nos lagos entre os dois períodos, sem que houvesse aumento do número de espécies.

A abundância de cada espécie é um reflexo da variedade e da abundância de recursos que estão disponíveis para cada população (Relyea e Rickfles 2021). Assim, se os números de indivíduos de aves aquáticas refletem a disponibilidade de recursos nos lagos, como alimento, locais de nidificação e descanso, as tendências temporais na abundância são consistentes com a qualidade do habitat (Aarif et al. 2014). O aumento da abundância ocorreu devido a chegada e permanência de mais indivíduos ao longo do tempo de espécies que não se reproduzem localmente (Hohman et al. 2021), além da manutenção de aves de populações reprodutivas locais. Esse processo pode ser devido a aves nascidas em outras populações e também a dispersão de espécies de áreas úmidas adjacentes (Towesend et al. 2010). A espécie que mais contribuiu para o aumento na abundância, *N. brasilianum*, foi a partir da chegada e permanência de indivíduos imaturos em distintas fases do amadurecimento para se alimentarem, aperfeiçoarem as técnicas de forrageio e pernoitarem (Silva et al. 2018), assim aumentando a população dessa espécie ao longo dos anos. Além disso, *N. nycticorax* passou a se reproduzir no local, no período mais recente, sendo a segunda espécie que mais incrementou a abundância, além de outras espécies que continuaram se reproduzindo nestes lagos ao longo dos dois

períodos, como mergulhão-pequeno *Tachybaptus dominicus* e *G. galeata*. Adicionalmente, *A. anhinga*, espécie presente apenas no período mais recente, tem nidificado no local nos últimos períodos reprodutivos, assim também contribuindo para o aumento na abundância. Dessa forma, os resultados corroboram Andrade et al. (2018), os quais verificaram que a comunidade de aves aquáticas respondeu amplamente aos elementos do habitat local e que ambientes heterogêneos em toda a matriz urbana sustentaram um conjunto de espécies abundante e diverso ao ser manejado corretamente.

A composição da comunidade de aves aquáticas varia de acordo com as características do habitat (Accordi 2010, Chatterjee et al. 2020). Apesar da similar riqueza observada entre os dois períodos, houve a substituição de três espécies, em que as registradas somente no período mais recente são majoritariamente piscívoras, enquanto as que ocorreram apenas no primeiro período são espécies que se alimentam principalmente de vegetação aquática e invertebrados (Sick 1997, Lovette e Fitzpatrick 2016). Esse padrão também foi observado para as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade na composição entre os dois períodos, *N. brasilianum* e *D. viduata*, assim demonstrando possivelmente uma influência de fatores ecológicos temporais na dissimilaridade da composição das espécies. Embora não demonstrado diretamente, isso sugere um aumento ao longo do tempo da disponibilidade de peixes, permitindo uma maior coexistência de aves piscívoras no período mais recente. Por outro lado, as demais espécies tiveram contribuição similar nos dois períodos, sugerindo uma manutenção na variedade dos habitats e assim garantindo suporte para essas espécies na região. Desse modo, a diferença na composição das espécies entre os períodos deve-se principalmente a substituição de espécies (Dias et al. 2017), que parece estar associada a mudanças nas características ambientais locais em cada período permitindo a maior ocorrência de tais espécies. A baixa frequência das três espécies registradas apenas no primeiro período, *D. autumnalis*, *T. lineatum* e *A. macularius*, deve-se presumivelmente essas aves utilizarem os lagos monitorados no decurso de deslocamentos reprodutivo e de alimentação, sendo *A. macularius* a única espécie migratória neártica registrada nos lagos interiores, em que sua principal rota de migração na região é o litoral sul fluminense (obs. pess.).

Os fatores que podem limitar as populações de aves aquáticas incluem as condições locais de forrageio, e a diversidade e disponibilidade desses locais podem ser determinadas pela variabilidade de fatores bióticos e abióticos (Cintra et al. 2015, Hohman et al. 2021), como a precipitação (Aarif et al. 2014). A qualidade e disponibilidade de sítios de nidificação e a diversidade e acessibilidade de alimentos aquáticos para as aves, como pequenos vertebrados,

vegetação e invertebrados aquáticos, são também relacionados, ainda que indiretamente, com a precipitação (Whitfield e Harrison 2003, Zhang et al. 2015, Tan e Jiang 2016, Cabral et al. 2023), portanto afeta o uso dos ambientes lacustres pelas aves aquáticas.

A homogeneidade na riqueza de aves aquáticas em relação a pluviosidade e temperatura demonstrara o elevado número de espécies residentes apresentando alta constância e poucas substituições de espécies ao longo do tempo. Esse resultado sugere, no geral, uma relativa manutenção na heterogeneidade ambiental nos lagos estudados, já que as espécies respondem as condições no seu ambiente. A similaridade na riqueza em relação a variação climática foi semelhante a estudos realizados por Scherer et al. (2011), Rubim (2013), Dias et al. (2017) e Silva et al. (2020) em outras áreas úmidas neotropicais. Em contrapartida, outros estudos nesta região verificaram maior riqueza durante o período com menor (Accordi e Hartz 2006, Muñoz-Pedrerros e Merino 2014, Tavares e Siciliano 2014) ou maior (Donatelli et al. 2014) níveis de precipitação. Esses resultados podem estar relacionados as condições ambientais e estruturais nos diferentes locais de estudo, como alteração no gradiente ambiental em resposta aos ciclos de variações climáticas e a ocorrência de migrantes reprodutivos ou migrantes não-reprodutivos (Almeida et al. 2019, Li et al. 2019, Hohman et al. 2021).

A precipitação pode afetar o crescimento das plantas e as propriedades bioquímicas do solo que subsequentemente influenciam a atividade faunística (Tan e Jiang 2016). Da mesma forma, o mecanismo de funcionamento dos ecossistemas de águas continentais e da sua flora e fauna são condicionados a diversos fatores interdependentes (Rebouças et al. 2006). Desse modo, a variação temporal de habitat pode influenciar a abundância das aves aquáticas nas áreas úmidas (Rubim 2013, Li et al. 2019), já que a diversidade dessas aves é sensível ao clima, especialmente a precipitação (Li et al. 2021). Assim, os lagos interiores no presente estudo demonstraram variações nos habitats, presumivelmente, relacionados aos níveis de precipitação resultando no aumento da abundância das aves aquáticas em relação a diminuição dessa variável climática.

Os níveis de precipitação atuam na diversidade de aves aquáticas devido principalmente a profundidade da água nos ecossistemas de água doce e as mudanças nos tamanhos das áreas alagadas e dessa forma altera a disponibilidade de locais para pouso, descanso e alimentação (Bancroft et al. 2002; Cumming et al. 2012, Ferreira et al. 2019, Sarah et al. 2020). De acordo com Li et al. (2019), a disponibilidade e a qualidade do habitat úmido podem afetar diretamente a abundância de aves aquáticas e os níveis elevados de precipitação podem ter efeitos acentuados sobre essas aves. O aumento da abundância das aves em relação a menor

precipitação e, conseqüentemente, com os níveis de água mais baixos na região neotropical pode estar relacionado um padrão de maior facilidade de captura de presas para as aves que dependem de águas mais rasas para forragearem (Tavares e Siciliano 2014, Almeida et al. 2017, Silva et al. 2020).

Estudos sugerem que a influência da temperatura sobre a abundância das aves aquáticas deve-se inclusive a sua atuação sobre as demais comunidades da fauna e também da flora e dessa forma também apresenta impacto significativo sobre a disponibilidade de presas e competidores (Li et al. 2021). Huang et al. (2023) investigaram que um dos principais determinantes das mudanças nas populações de aves aquáticas foi a temperatura, a qual pode afetar a seleção de habitat e reposição de alimentos. Assim, o aumento da temperatura pode influenciar diretamente o comportamento dos animais e a distribuição das comunidades (Gaget et al. 2018). Ainda que na região do estudo as temperaturas mais amenas pareçam ser mais favoráveis para as aves, provavelmente, devido as temperaturas tropicais mais altas, em que as aves procuram se proteger do excessivo calor diminuindo seu tempo no forrageamento, na análise do GLM foi encontrado efeito inversamente negativo, porém não significativo da temperatura na abundância das aves aquáticas.

Este estudo verificou tendências temporais na abundância e composição das espécies de aves aquáticas, indicando a importância das variações temporais para os processos que regulam as comunidades dessas aves. Além disso, a variação na abundância da avifauna demonstrou estar inversamente relacionada com os níveis de precipitação, que também influenciam as condições ambientais as quais também podem ser determinados por outros componentes das comunidades, assim atuando sobre os locais de forrageio e descanso para as aves aquáticas nas áreas úmidas. Os resultados mostraram que fatores temporais e variações climáticas têm diferentes efeitos na riqueza, abundância e composição das comunidades de aves aquáticas e a melhoria da qualidade dos habitats nos lagos artificiais com baixa intensidade de manejo é importante para a conservação dessas comunidades, mantendo a riqueza de espécies e aumentando a abundância das aves aquáticas ao longo do tempo em lagos interiores neotropicais.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aarif KM, Muzaffar SB, Babu S, Prasadán PK (2014) Shorebird assemblages respond to anthropogenic stress by altering habitat use in a wetland in India. *Biodivers Conserv* 23: 727–740. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0630-9>
- Accordi IA (2010) Pesquisa e conservação de aves em áreas úmidas. In: *Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. (org.) Von Matter S, Straube FC, Accordi IA, Piacentini VQ, Cândido-Jr JF. Technical Books, Rio de Janeiro 189-216.
- Accordi IA, Hartz SM (2006) Distribuição espacial e sazonal da avifauna em uma área úmida costeira do sul do Brasil. *Rev Bras Ornitol.* 14 (2) 117-135.
- Almeida BA, Gimenes MR, Anjos L (2017) Wading bird functional diversity in a floodplain: Influence of habitat type and hydrological cycle. *Austral Ecol.* 42(1): 84-93.
- Almeida BA, Green AJ, Sebastian-Gonzalez E, Anjos L (2018) Comparing species richness, functional diversity and functional composition of waterbird communities along environmental gradients in the neotropics. *PLoS One.* 13, e0200959. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0200959>
- Almeida BA, Sebastián-González E, Anjos L, Green AJ, Botella F (2019) A functional perspective for breeding and wintering waterbird communities: temporal trends in species and trait diversity. *OIKOS.* 128: 1103–1115. <https://doi.org/10.1111/oik.05903>
- Bancroft GT, Gawlik DE, Rutchey K (2002) Distribution of wading birds relative to vegetation and water depths in the Northern Everglades of Florida, USA. *Waterbirds* 25:265–391. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2002\)025\[0265:DOWBRT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2002)025[0265:DOWBRT]2.0.CO;2)
- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL (2007) *Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas*. 4ed. Artmed, Porto Alegre.
- Bellio MG, Kingsford RT, Kotagama SW (2009) Natural versus artificial-wetlands and their waterbirds in Sri Lanka. *Biological Conservation* 142(12):3076–3085

Brandolin PG, Blendinger PG (2016) Effect of habitat and landscape structure on waterbird abundance in wetlands of central Argentina. *Wetlands Ecol Manage.* 24: 93–105. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9454-y>

Cabral RBG, Silva TL, Ferreira I (2023) Reproductive biology of a three-heron mixed colony in a neotropical mangrove forest. *Wetlands.* 43: 27. <https://doi.org/10.1007/s13157-023-01677-4>

Cardoso TAL, Loures-Ribeiro A (2017) Importance of reservoirs for waterbirds in semi-arid Brazil. *Ornitología Neotropical* 28:89–96

Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sande EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014) “Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies.” *Ecological Monographs*, 84, 45–67.

Chatterjee A, Adhikari S, Pal S, Mukhopadhyay SK (2020) Foraging guild structure and niche characteristics of waterbirds wintering in selected sub-Himalayan wetlands of India. *Ecol Indic.* 108: e105693. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105693>

Cintra R (2015) Spatial distribution and composition of waterbirds in relation to limnological conditions in the Amazon basin. *Hydrobiologia* 747:235–252. <http://doi.org/10.1007/s10750-014-2148-2>

Cintra R (2019) Waterbird community composition in relation to lake physical traits and wetland limnological conditions in the Amazon basin. *Hydrobiologia* 826:43–65. <https://doi.org/10.1007/s10750-018-3676-y>

Clements JF, Schulenberg TS, Iliff MJ, Billerman SM, Fredericks TA, Gerbracht JA, Lepage D, Sullivan BL, Wood CL (2021) The eBird/clements checklist of birds of the World: version 2021. <https://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download/>

Cumming GS, Paxton M, King J, Beuster H (2012) Foraging guild membership explains variation in waterbird responses to the hydrological regime of an arid-region flood-pulse river in Namibia. *57(6):* 1202–1213. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02789.x>

explains variation in waterbird responses to the hydrological regime of an arid-region flood-pulse river in Namibia. *Freshw Biol* 57:1202–1213. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02789.x>

- Czech HA, Parsons KC (2002) Agricultural wetlands and waterbirds: a review. *Waterbirds* 25:56–65
- Davidson NC (2014) How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Mar Freshw Res.* 65(10), 934–941. <http://dx.doi.org/10.1071/MF14173>
- Dias RA, Maurício GN, Bugoni L (2017) Birds of the Patos Lagoon Estuary and adjacent coastal waters, southern Brazil: species assemblages and conservation implications, *Mar Biol Res.* 13(1): 108–120. <https://doi.org/10.1080/17451000.2016.1209525>
- Donatelli RJ, Posso SR, Toledo MCB (2014) Distribution, composition and seasonality of aquatic birds in the Nhecolândia sub-region of South Pantanal, Brazil. *Braz J Biol* 74:844–853. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.05013>
- Ferreira GS, Danilo Santos AA, Lopes EV (2019) Richness, abundance and microhabitat use by Ardeidae (Aves: Pelecaniformes) during one seasonal cycle in the floodplain lakes of the lower Amazon River. *Zoologia* 36: e30475
- Gao B, Gong P, Zhang W, Yang J, Si Y (2021) Multiscale effects of habitat and surrounding matrices on waterbird diversity in the Yangtze River Floodplain. *Landsc Ecol* 36: 179–190. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01131-4>
- Gaget E, Galewski T, Jiguet F, Viol IL (2018) Waterbird communities adjust to climate warming according to conservation policy and species protection status. *Biol. Conserv.* 227: 205–212. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.09.019>
- Guadagnin DL, Maltchik L (2007) Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragment. *Biodivers Conserv* 16: 1231–1244. <https://doi.org/10.1007/s10531-006-9127-5>
- Hohman TR, Howe RW, Tozer DC, Giese EEG, Wolf AT, Niemi GJ, Gehring TM, Grabas GP, Norment CJ (2021) Influence of lake levels on water extent, interspersion, and marsh birds in Great Lakes coastal wetlands, *J Gt Lakes Res.* 47(2): 534–545. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2021.01.006>
- Hsu CH, Chou JY, Fang WT (2019) Habitat Selection of Wintering Birds in Farm Ponds in Taoyuan, Taiwan. *Animais.* 9(3):113. <https://doi.org/10.3390/ani9030113>

- Huang Z, Lu Y, Meng W, Mo X, Xu W, Yun H, He M, Wang Y (2023) Study on suitability assessment of waterbird habitats along the Bohai Rim. *Ecol Indic.* 150: e110229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110229>
- INMET (2022a) Normais Climatológicas do Brasil 1991-2020. Instituto Nacional de Meteorologia, Brasília. <https://portal.inmet.gov.br/normais>
- INMET (2022b) Dados Históricos Anuais. Instituto Nacional de Meteorologia, Brasília. <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>
- Ismail A, Rahman F (2013) Does weather play an important role in the early nesting activity of colonial waterbirds? A case study in putrajaya wetlands, malaysia. *Trop Life Sci Res.* 24(1): 1-7.
- Kačergytė I, Arlt D, Berg Å, Źmihorski M, Knape J, M. Rosin ZM, Tomas Pärt T (2021) Evaluating created wetlands for bird diversity and reproductive success. *Biol Conserv.* 257: e109084. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109084>
- Kottek M, Grieser J, Beck C, Rudolf B, Rubel F (2006) World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15(3):259–263.
- Li X, Christopher J. Anderson CJ, Wang Y, Lei C (2021) Waterbird diversity and abundance in response to variations in climate in the Liaohe Estuary, China. *Ecol Indic.* 132: e108286 <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108286>
- Li Y, Qian F, Silbernagel J, Larson H (2019) Community structure, abundance variation and population trends of waterbirds in relation to water level fluctuation in Poyang Lake. *J. Gt. Lakes Res.* 45(5): 976-985. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.08.002>
- Lovette IJ, Fitzpatrick JW (2016) Handbook of bird biology. John Wiley & Sons Ltd, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca.
- Maltby E, Acreman MC (2011) Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm, *Hydrol Sci J.* 56(8): 1341-1359. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.631014>
- Martinez AP (2017). `_pairwiseAdonis: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis_`. R package version 0.4.1.

- Mayer TD, Pilson SL (2019) Interactions of water levels with water quality, endemic waterbirds, and invasive species in a shallow, tropical pond. *Hydrobiologia* 829:77–93
- Miranda-García ML, Muñoz-Pedreros A, Norambuena HV (2021) Waterbird assemblages of inland wetlands in Chile: A meta-analysis. *Nat Conserv.* 45: 41–61. <https://doi.org/0.3897/natureconservation.45.74062>
- Mitsch WJ, Gosselink JG (2015) *Wetlands*. 5ed. Wiley, New Jersey.
- MMA (2022) *Mata Atlântica*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/ecossistemas-1/biomas/mata-atlantica>
- Morim PJ (2011) *Community Ecology*. 2ed. Wiley-blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781444341966>
- Muñoz-Pedreros A, Merino C (2014) Diversity of aquatic bird species in a wetland complex in southern Chile. *J Nat Hist.* 48: 23–24, 1453–1465. <http://dx.doi.org/10.1080/00222933.2013.867374>
- Murray CG, Kasel S, Loyn RH, Hepworth G, Hamilton AJ (2013) Waterbird use of artificial wetlands in an Australian urban landscape. *Hydrobiologia* 716:131–146
- 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*. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>
- Paracuellos M, Tellería JL (2004) Factors affecting the distribution of a waterbird community: the role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds*. 27(4):446-453.
- Paradis E, Schliep K (2019) *ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R*. *Bioinformatics* 35:526-528.
- Pérez-García JM, Sebastián-González E, Alexander K, Sánchez-Zapata J, Botella F (2014) Effect of landscape configuration and habitat quality on the community structure of waterbirds using a man-made habitat. *Eur J. Wildl Res* 1–9.

Pescador M, Soledad Díaz S, Peris S (2012) Abundances of waterbird species on lakes in Argentine Patagonia as a function of season, lake size and the presence of mink. *Hydrobiologia*. 697: 111–125. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1175-0>

Ramsar Convention on Wetlands (2018) Global wetland outlook: state of the world's wetlands and their services to people. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/gwo_e.pdf

R Core Team (2022) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Rebouças AC, Braga B, Tundisi JG (2006) *Águas doces do Brasil*. 3ed. Escrituras, São Paulo.

Relyea R, Rickfles RE (2021) *A economia da natureza*. 8ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro.

Rubim P (2013) Sazonalidade na assembleia de aves aquáticas em uma lagoa marginal do rio Mogi Guaçu, estado de São Paulo, Brasil. *Rev Bras Ornitol* 21(1):10–15.

Rushing CS, Rubenstein M, Lyons JE, Runge MC (2020) Using value of information to prioritize research needs for migratory bird management under climate change: a case study using federal land acquisition in the United States. *Biol Rev*. 95: 1109-1130. <https://doi.org/10.1111/brv.12602>

Sarah N, Twagiramaria F, Mwima PM (2020) Diversity and Distribution of Waterbirds across Wetlands of Eastern Uganda. *Adv Res*. 21(10): 167-182. <https://doi:10.9734/AIR/2020/v21i1030263>

Scherer AL, Petry MV, Scherer JFM (2011) Estrutura e composição da comunidade de aves aquáticas em uma área úmida no sul do Brasil. *Rev Bras Ornitol* 19:323–331

Sick H (1997) *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Silva TL, Cabral RBG, Ferreira I (2018) Behavior and seasonal abundance of Neotropical Cormorant *Nannopterum brasilianus* (Gmelin, 1789) in southeastern, Brazil. *Rev Bras Ornitol* 26(4): 219–226.

Silva TL, Oliveira MS, Rocha RJS, Pitelli RA (2020) Water-level controlled reservoir as refugia for waterbirds in an urban landscape. *Ornithol Res*. <https://doi.org/10.1007/s43388-020-00023-0>

- Tan Z, Jiang J (2016) Spatial–temporal dynamics of wetland vegetation related to water level fluctuations in Poyang Lake, China. *Water*. 8(9): e397. <https://doi.org/10.3390/w8090397>
- Tavares DC, Siciliano S (2014) Temporal variation in the abundance of waterbird species in a coastal lagoon in the northern Rio de Janeiro state, Brazil. *IBiotemas* 27:121–132.
- Townsend CR, Begon M, Harper JL (2010) *Fundamentos em Ecologia* 3 ed. Artmed, Porto Alegre.
- Wang X, Li X, Ren X, Jackson MV, Fuller RA, Melville DS, Amano T, Ma Z (2022) Effects of anthropogenic landscapes on population maintenance of waterbirds. *Conserv Biol*. 36 (2): e13808. <https://doi.org/10.1111/cobi.13808>
- Wang C, Wang G, Dai L, Liu H, Li Y, Qiu C, Zhou Y, Chen H, Dong B, Zhao Y, Zhang Y, (2021) Study on the effect of habitat function change on waterbird diversity and guilds in Yancheng coastal wetlands based on structure–function coupling. *Ecol Indic*. 122: e107223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107223>.
- Wetlands International (2023) Waterbird Populations Portal. <https://wpe.wetlands.org/background/WAW>. Acessado em 16 jan 2023
- Whitfield AK, Harrison TD (2003) River flow and fish abundance in a South African estuary. *J. Biol.*, 62 (2003), pp. 1467-1472
- Wilcove DS, McLellan CH, Dobson AP (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In: *Conservation biology: The science of scarcity and diversity* (ed) Soulé ME. 237-256. Sinauer Associates, Sunderland.
- Zhang Y, Jia Q, Prins H, Cao L, Boer WF (2015) Effect of conservation efforts and ecological variables on waterbird population sizes in wetlands of the Yangtze River. *Sci Rep* 5, 17136 (2015). <https://doi.org/10.1038/srep17136>

6. ANEXOS

Anexo 1. Resultados do GLM em relação a influência do período (2012-2013 e 2021-2022), temperatura média e precipitação total na riqueza de aves aquáticas em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

	β	Erro padrão	Z	p
Lago At2				
(Intercepto)	2,26	2,7	0,8	0,4
Período 2021-2022	0,08	0,2	0,5	0,6
Precipitação total	0,01	0,1	0,1	0,9
Temperatura média	-0,11	0,9	-0,1	0,9
Lago At3				
(Intercepto)	-0,17	3,6	-0,05	0,96
Período 2021-2022	0,02	0,2	0,09	0,93
Precipitação total	-0,21	0,1	-1,5	0,1
Temperatura média	0,76	1,2	0,6	0,5
Lago At4				
(Intercepto)	6,24	5,2	1,2	0,23
Período 2021-2022	0,22	0,3	0,8	0,45
Precipitação total	-0,08	0,2	-0,4	0,68
Temperatura média	-1,65	1,7	-0,95	0,34
Lago In2				
(Intercepto)	-4,98	4,03	-1,2	0,22
Período 2021-2022	-0,61	0,2	-2,5	**0,0124
Precipitação total	0,04	0,2	0,3	0,79
Temperatura média	1,95	1,3	1,5	0,15
Lago In3				
(Intercepto)	5,87	3,2	1,8	0,07
Período 2021-2022	0,63	0,2	3,2	***0,001
Precipitação total	-0,06	0,1	-0,5	0,6
Temperatura média	-1,35	1,08	-1,2	0,21
Lago In4				
(Intercepto)	0,1	4,05	0,03	0,98
Período 2021-2022	0,32	0,2	1,4	0,17
Precipitação total	0,11	0,1	0,7	0,46
Temperatura média	0,14	1,3	0,1	0,91
Lago In5				
(Intercepto)	-1,4	4,7	-0,3	0,76
Período 2021-2022	-2,23	0,4	-5,1	***<0,0001
Precipitação total	-0,01	0,2	-0,07	0,95
Temperatura média	0,94	1,6	0,6	0,55

Anexo 2. Resultados do GLM em relação a influência do período (2012-2013 e 2021-2022), temperatura média e precipitação total na abundância de aves aquáticas em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Distribuição P: Poisson, QP: Quasi-Poisson. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

	β	Erro padrão	Z	p
Lago At2, QP				
(Intercepto)	-6,93	5,4	-1,3	0,21
Período 2021-2022	1,4	0,4	3,2	***0,004
Precipitação total	-0,2	0,2	-1,2	0,23
Temperatura média	3,52	1,7	2,05	0,0542
Lago At3, P				
(Intercepto)	-9,64	1,98	-4,9	<0,0001
Período 2021-2022	0,63	0,15	4,2	***<0,0001
Precipitação total	-0,59	0,08	-7,2	***<0,0001
Temperatura média	4,4	0,6	6,9	***<0,0001
Lago At4, P				
(Intercepto)	9,5	3,4	2,8	0,005
Período 2021-2022	0,03	0,2	0,2	0,86
Precipitação total	-0,08	0,1	-0,6	0,53
Temperatura média	-2,37	1,1	-2,09	**0,037
Lago In2, QP				
(Intercepto)	-5,58	5,3	-1,05	0,3
Período 2021-2022	-0,28	0,3	-0,9	0,4
Precipitação total	-0,12	0,2	-0,6	0,57
Temperatura média	2,75	1,7	1,6	0,13
Lago In3, P				
(Intercepto)	11,68	2,1	5,5	<0,0001
Período 2021-2022	0,47	0,1	3,9	***<0,0001
Precipitação total	-0,05	0,08	-0,7	0,51
Temperatura média	-2,88	0,7	-3,99	***<0,0001
Lago In4, P				
(Intercepto)	-3,57	6,9	-0,5	0,61
Período 2021-2022	-0,19	0,4	-0,5	0,63
Precipitação total	0,28	0,3	1,04	0,31
Temperatura média	1,59	2,28	0,7	0,49
Lago In5, QP				
(Intercepto)	-3,17	4,5	-0,7	0,49
Período 2021-2022	-2,53	0,4	-5,6	***0,00002
Precipitação total	-0,34	0,2	-1,6	0,12
Temperatura média	2,26	1,5	1,5	0,16

Anexo 3. Resultados da análise de SIMPER mostrando a dissimilaridade média, a porcentagem de contribuição e a porcentagem de contribuição cumulativa de cada espécie para a dissimilaridade total entre os períodos de 2012-2013 e 2021-2022 em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro.

Espécies	Dissimilaridade média	% Contribuição	% Contribuição cumulativa	Abundância média 2012-2013	Abundância média 2021-2022
<i>N. brasilianum</i>	0,157	19,3	19,3	1,291	12,684
<i>J. jacana</i>	0,125	15,3	34,6	2,127	2,171
<i>G. galeata</i>	0,123	15,0	49,6	2,544	2,816
<i>D. viduata</i>	0,079	9,6	59,2	2,519	0,789
<i>A. brasiliensis</i>	0,060	7,4	66,6	1,367	0,684
<i>P. martinicus</i>	0,036	4,5	71,1	0,709	0,329
<i>B. striata</i>	0,036	4,3	75,4	0,557	0,737
<i>A. guarauna</i>	0,035	4,4	79,8	0,823	0,368
<i>T. dominicus</i>	0,031	3,8	83,6	0,354	0,605
<i>N. nycticorax</i>	0,028	3,4	87,0	0,101	3,224
<i>A. alba</i>	0,024	2,9	89,9	0,380	0,763
<i>E. thula</i>	0,022	2,7	92,6	0,253	0,947
<i>S. sibilatrix</i>	0,017	2,1	94,7	0,279	0,171
<i>A. cajaneus</i>	0,012	1,4	96,1	0,051	0,211
<i>M. torquata</i>	0,010	1,3	97,4	0,152	0,092
<i>A. cocoi</i>	0,007	0,9	98,3	0,063	0,171
<i>A. anhinga</i>	0,005	0,6	98,9	0,000	0,526
<i>C. americana</i>	0,004	0,5	99,4	0,000	0,105
<i>P. nigricans</i>	0,003	0,4	99,8	0,051	0,013
<i>P. ajaja</i>	0,001	0,1	99,9	0,000	0,026
<i>A. macularius</i>	0,001	0,0	99,9	0,013	0,000
<i>D. autumnalis</i>	0,000	0,1	100,0	0,025	0,000
<i>T. lineatum</i>	0,000	0,0	100,0	0,013	0,000

Anexo 4. Comparação de pares PERMANOVA para comunidades de aves em lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. SS: soma dos quadrados. Asteriscos representam valores significativos ($p < 0,05$).

Pares	SS	R²	F	<i>p</i>	Pares	SS	R²	F	<i>p</i>
At2 vs At3	2,38	3,56	11,00	0.001***	In2 vs In3	3,84	0,26	16,47	0.001***
At2 vs In2	4,67	0,32	21,92	0.001***	In2 vs In4	1,07	0,10	4,51	0.002**
At2 vs In3	3,38	0,26	15,96	0.001***	In2 vs At4	4,99	0,29	18,85	0.001***
At2 vs In4	4,02	0,32	18,94	0.001***	In2 vs In5	0,94	0,10	4,14	0.001***
At2 vs At4	2,79	0,20	11,47	0.001***	In3 vs In4	2,71	0,22	11,53	0.001***
At2 vs In5	3,56	0,32	17,85	0.001***	In3 vs At4	2,72	0,18	10,33	0.001***
At3 vs In2	4,60	0,30	20,01	0.001***	In3 vs In5	1,88	0,18	8,40	0.001***
At3 vs In3	2,66	0,20	11,67	0.001***	In4 vs At4	4,37	0,28	16,16	0.001***
At3 vs In4	4,27	0,31	18,47	0.001***	In4 vs In5	1,17	0,14	5,15	0.001***
At3 vs At4	0,64	0,05	2,45	0.035*	At4 vs In5	3,71	0,27	14,15	0.001***
At3 vs In5	2,84	0,25	12,91	0.001***					

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados indicam que uma interação de fatores é responsável pelo padrão e estrutura de comunidades de aves aquáticas nos lagos interiores no estado do Rio de Janeiro. Assim, este estudo é importante para compreender que as características locais influenciam a riqueza, a abundância e a composição das espécies da avifauna aquática nos ambientes lacustres. No geral, a abundância e composição apresentaram diferenças nas comunidades entre os lagos estudados. A variabilidade de habitats, como lagos naturais, artificiais e de inundações são fundamentais como locais de alimentação, refúgio e reprodução para as aves aquáticas, além de serem importantes para o recrutamento de populações da avifauna. Dessa forma, preserva a estrutura e composição das comunidades de aves aquáticas nestas áreas úmidas neotropicais.

A ocorrência e permanência das guildas são influenciadas pelas características ambientais locais. Os efeitos desses atributos determinantes na abundância e distribuição das guildas das aves foram diferentes. A área, pH, distância de povoamento humano, entorno semi-sombreado, macrófitas e altura da vegetação aquática são os fatores mais importantes para a estruturação dos habitats das guildas das aves. Dessa forma, as características locais estruturais, hidroquímicas e antropogênicas determinam a distribuição e composição da avifauna aquática em lagos interiores neotropicais.

Neste estudo, ainda foram identificadas tendências temporais na abundância e composição das espécies nas comunidades de aves aquáticas entre os dois períodos (2012-2013 e 2021-2022). Além disso, a variação na abundância da avifauna demonstrou estar inversamente relacionada com os níveis de precipitação, que também podem influenciar as condições ambientais das áreas úmidas. Dessa forma, os resultados indicam também que as comunidades de aves em ambientes aquáticos interiores resultam de processos ecológicos que as afetam em escala local.

Portanto, informações sobre abundância das guildas e níveis estruturais (riqueza, abundância e composição) de comunidades de aves aquáticas são certamente importantes para monitorar a saúde biótica das áreas úmidas na região, o que seria essencial para elaborar estratégias eficazes de conservação na restauração de habitats naturais e permitir a manutenção da heterogeneidade de habitats por meio de práticas conservacionistas dos habitats artificiais, assim como o planejamento efetivo das atividades humanas em seu entorno, para permitir a

seleção diversificada de habitat pelas aves aquáticas. É importante ter mais anos de amostragens em análises futuras, o que poderia validar ainda mais esses resultados ou revelar outras características ambientais e dinâmica do tempo que afetam a estrutura de comunidades e as diferentes guildas de aves aquáticas que desempenham papéis importantes e distintos no ecossistema.