



Aves Limícolas na Praia do Parque Nacional da Lagoa do Peixe e do Entorno: Análise dos Censos Conduzidos entre os Anos de 2012 e 2021

Danielle Paludo¹, Marcelo Alves², Riti Soares dos Santos², Lauro Lemos², André Wüst Zibetti³ & Herman Hensberge⁴

Recebido em 26/01/2022 – Aceito em 19/05/2022

¹ Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Núcleo de Gestão Integrada de Florianópolis, Brasil. <danielle.paludo@icmbio.gov.br>.

² Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Brasil. <marcelon.a@hotmail.com, riti.santos@icmbio.gov.br, laurolemos47@yahoo.com>.

³ Universidade Federal de Santa Catarina/Departamento de Informática e Estatística, Brasil. <azibetti@gmail.com>.

⁴ Autônomo/Colaborador ICMBio, Brasil. <hhensberge@gmail.com>.

RESUMO – As aves limícolas são um grupo amplo com espécies migratórias e dependentes de áreas úmidas para suas necessidades fisiológicas e sucesso migratório. O Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP) foi criado para a proteção das aves e seus *habitat* no Brasil, e para subsidiar ações de gestão são realizados monitoramentos. Com os objetivos de avaliar a diversidade e abundância das espécies residentes e migratórias, verificar a distribuição espacial, padrões sazonais de ocorrência e flutuações no período, processamos os dados dos censos terrestres de aves limícolas nas praias do PNL P e do seu entorno entre julho de 2012 e junho de 2021. Contabilizamos 439.283 aves de quatro espécies residentes e quatorze espécies migratórias, sendo as mais abundantes *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis*, *Haemantopus palliatus* e *Calidris canutus*. A área do Parque suportou a maior abundância e densidade da maioria das espécies. As maiores agregações foram registradas na primavera, verão e outono de cada ano, correspondendo aos períodos de passagem migratória e hibernagem de espécies neárticas. Indivíduos e grupos que não migraram foram registrados todos os anos nos meses do inverno, como os das espécies *Calidris canutus*, *Calidris alba* e *Charadrius semipalmatus*. Associamos a distribuição ao comportamento reprodutivo e às estratégias de migração das espécies. Houve flutuações anuais, mas não verificamos tendência de diminuição do número de indivíduos nas espécies que utilizaram o sítio. A área é importante ponto de parada, sítio de hibernagem e *oversummering* e o Parque tem sido efetivo no seu objetivo de criação.

Palavras-chave: Fenologia; migração; conservação; áreas protegidas; monitoramento.

Shorebirds on Lagoa do Peixe National Park Beach and its Surrounding: Analysis of Shorebird Count Data from 2012 to 2021

ABSTRACT – Shorebirds are a broad taxa including migratory species that depend on wetlands. The Lagoa do Peixe National Park, Brazil, was created to protect waders and their *habitat*. The Park Service staff and partners carry out monitoring to support management actions. We processed data from shorebirds censuses conducted in the national park beach and its surroundings from July 2012 to June 2021. We assessed the diversity and abundance of resident and migratory shorebirds, the spatial distribution, trends, and seasonal fluctuations of the species at the site. We analysed data from 439.283 shorebirds comprising four resident species and fourteen migratory species. The most abundant were *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis*, *Haemantopus palliatus* and *Calidris canutus*. The protected area has supported the highest abundance and density of most species. The largest aggregations were recorded in the spring, summer and autumn of each year, corresponding to the migratory passage and wintering of nearctic species. Individuals that did not migrate were always recorded in the winter, such as *Calidris canutus*, *Calidris alba* and *Charadrius semipalmatus*. The distribution was related with shorebird reproductive behavior and migratory strategies. There was no trend towards a significant decrease in number of individuals that used the site. The area is an important stopover, wintering and *oversummering* site and the national park has been effective in its creation purpose.

Keywords: Phenology; migration; conservation; protected areas; monitoring.

Aves Playeras en la Playa del Parque Nacional de la Lagoa do Peixe y Alrededores: Análisis de Conteos Realizados entre 2012 y 2021

RESUMEN – Las aves playeras son un grupo amplio con especies migratorias y dependientes de los humedales para sus necesidades y éxito migratorio. El Parque Nacional de la Lagoa do Peixe, Brazil, fue creado para proteger las aves y sus *habitat*, y realiza el monitoreo para apoyar las acciones de gestión. Procesamos los datos de los conteos de aves playeras del Parque nacional y su entorno realizados en la playa entre julio de 2012 y junio de 2021 con el objetivo de evaluar la diversidad y abundancia de las especies, la distribución espacial, estacionalidad y fluctuaciones en el período. Se contabilizaron 439.283 aves de cuatro especies residentes y catorce especies migratorias, siendo las más abundantes *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis*, *Haemantopus palliatus* y *Calidris canutus*. El área del Parque soportó la mayor abundancia y densidad de la mayoría de las especies. Las mayores agregaciones se registraron en la primavera, verano y otoño, correspondientes a los períodos de paso y de invernada de las especies árticas. Los individuos y grupos que no migraron se registraron cada año en el invierno, como los de las especies *Calidris canutus*, *Calidris alba* y *Charadrius semipalmatus*. Asociamos la distribución con el comportamiento reproductivo y las estrategias de migración. Hubo fluctuaciones anuales, pero no vimos una tendencia a disminuir el número de individuos en las especies que utilizaron el sitio. La zona es un sitio importante, de parada migratoria, invernada y refugio anual para aves que no migraron. El Parque nacional ha sido eficaz en su objetivo de creación.

Palabras clave: Fenología; migración; conservación; áreas protegidas; monitoreo.

Introdução

As aves limícolas são um grupo diversificado que possui em geral ampla distribuição, com muitas espécies migratórias e dependentes dos sítios de parada e de invernagem ao longo das rotas migratórias (Piersma *et al.*, 2005). A maioria das populações de aves limícolas migratórias encontra-se em declínio (Bart *et al.*, 2007; Wilcove & Wikelski, 2008; Clemens *et al.*, 2016) e as condições de um sítio importante impactam amplamente as aves que o utilizam, justificando esforços de conservação nestas áreas (Iwamura *et al.*, 2013; Sheehy *et al.*, 2011). O conhecimento sobre o uso pelas aves dos sítios de parada e de invernagem e, em particular, das áreas protegidas, é cada vez mais importante para as ações de conservação (Runge *et al.*, 2015; Bentzen *et al.*, 2016).

No Brasil, diversas áreas úmidas constituem sítios utilizados por aves limícolas. Trinta e quatro espécies do grupo são consideradas migratórias ou parcialmente migratórias (Somenzari *et al.*, 2018); as migratórias são neárticas – com sítios reprodutivos localizados ao norte do Hemisfério Norte, ou, em menor número de espécies, neotropicais, com sítios reprodutivos ao sul da América do Sul.

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP) é um reconhecido sítio de importância internacional da Rede Hemisférica de Reservas de Aves Limícolas (WHSRN) e umas das áreas

mais ricas em aves aquáticas da América do Sul (Harrington *et al.*, 1986; Nascimento, 2010). O Parque é uma unidade de conservação (UC) localizada no litoral médio do estado do Rio Grande do Sul, na região Sul do Brasil, e tem como principal objetivo garantir o *habitat* das aves costeiras e migratórias (Decreto nº 93.546, de 6 de novembro de 1986). O monitoramento das aves limícolas é estratégico para orientar as ações de conservação das aves e de gestão do PNL, além de fornecer subsídios para o ordenamento das atividades econômicas locais e para avaliação da efetividade da UC (ICMBio, 2019).

Também apresenta desafios relacionados à variação temporal dos ciclos migratórios, às diferentes estratégias migratórias empregadas pelas espécies e por indivíduos de uma mesma espécie, e às variações entre os sexos e idades específicas, muitas das quais ainda não são completamente conhecidas. Censos têm sido utilizados em programas de monitoramento e conservação das aves limícolas, tais como o *International Shorebird Surveys* (ISS) (Manomet, 1974), o *Neotropical Waterbird Census* (NWC) (Wetlands, 2005), o *Program for Regional and International Shorebird Monitoring* (PRISM) (USFWS, 2002), e o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade (MONITORA) (ICMBio, 2019), para, isoladamente ou em conjunto com outras abordagens, identificar e avaliar a importância de sítios de parada e de invernagem (Bamford *et al.*, 2008; Minton *et al.*, 2012), subsidiar estimativas

populacionais globais (Andres *et al.*, 2012) e identificar *hotspots* (Paludo *et al.*, 2018).

As diferenças sazonais encontradas durante os censos contribuem para a compreensão dos fatores ecológicos que influenciam o comportamento migratório das espécies localmente e globalmente (Schmaljohann *et al.*, 2017), e os registros contabilizados possibilitam conhecer picos da abundância das espécies, períodos de chegada e partida das aves migratórias. No PNL, censos terrestres são conduzidos com o objetivo de identificar locais e períodos críticos para a conservação das aves limícolas residentes e migratórias, quando elas necessitam de maior proteção, e aqueles locais com maior potencial para as atividades de uso público, como o turismo de observação de aves e pesquisa. O monitoramento das aves também subsidia ferramentas de gestão importantes do PNL como o Termo de Compromisso com os pescadores tradicionais para a compatibilização da atividade com a conservação (Salge *et al.*, 2020).

No presente trabalho, processamos os dados dos censos de aves limícolas do Parque Nacional da Lagoa do Peixe no ambiente de praia interno e externo aos limites da UC no período entre julho de 2012 e junho de 2021 com os objetivos de avaliar a riqueza, índices de diversidade, composição e abundância das aves limícolas residentes e

migratórias, verificar diferenças na distribuição espacial das aves entre a área interna e externa da UC e conhecer os padrões sazonais da ocorrência e flutuações ao longo dos anos.

Área de estudo

O estudo foi feito na praia do PNL e do entorno, nos municípios de Tavares e Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil, compreendendo 50km entre o Balneário Mostardense (Lat 31° 08' 18.8" S; Long 50° 48' 38.0" W) e o limite sul do PNL (Lat 31° 28' 57.5" S; Long 51° 09' 56.5" W). A área da praia é interceptada periodicamente pela barra da Lagoa do Peixe, intermitente, o que limita o acesso de veículos pela praia quando a barra está aberta, e foi dividida no estudo em três trechos: A (15km de extensão), B (17km) e C (18km). Houve, em menor número, saídas para censos apenas da espécie *Calidris canutus* em pontos próximos (Barra da Lagoa e Baía Canutus) (Figura 1). A praia caracteriza-se como arenosa, exposta, com um declive suave e ampla zona de arrebentação na qual a energia das ondas é dissipada, favorecendo a ocorrência de uma macrofauna abundante e diversificada, com abundantes invertebrados marinhos no mesolitoral (Gianuca, 1987; Brazeiro & Defeo, 1996), amplamente utilizados como fonte alimentar de aves limícolas.

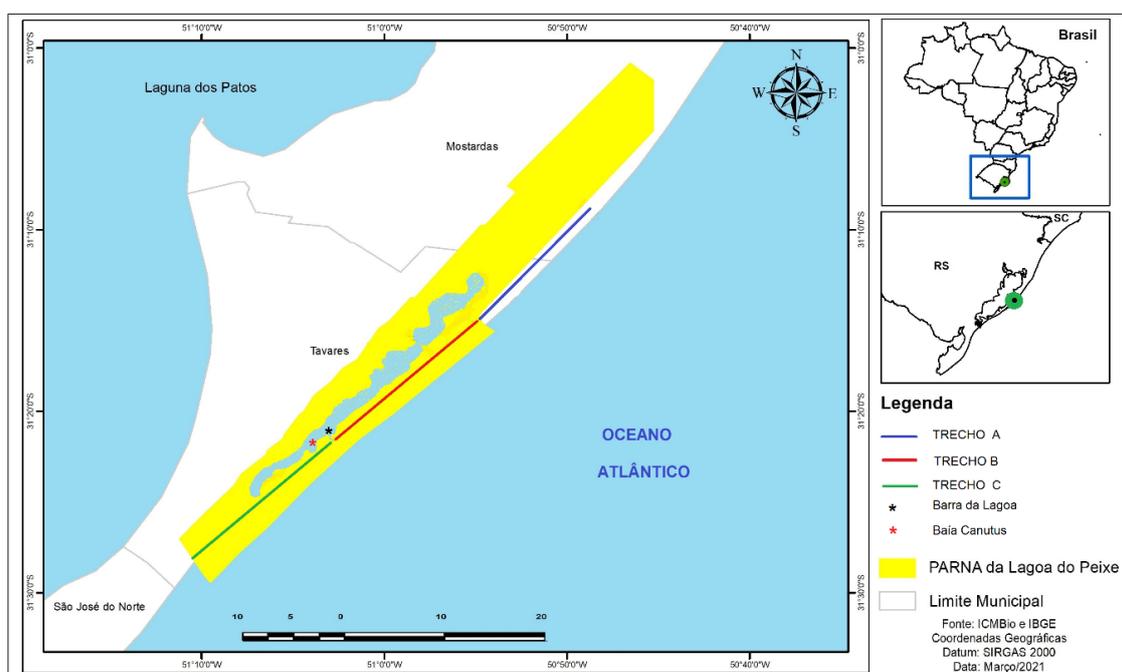


Figura 1 – Localização do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, dos trechos e pontos da área de estudo, nos municípios de Tavares e Mostardas, Rio Grande do Sul, Brasil onde foram realizados os censos de aves limícolas entre 2012 e 2021.

Amostragem das aves

Os censos das aves limícolas foram realizados entre julho de 2012 e junho de 2021, pela equipe do PNL, e complementados por colaboradores do projeto Áreas Marinhas e Costeiras Protegidas (GEF MAR/ICMBio) nos meses de setembro de 2017, novembro de 2018 e janeiro de 2019. A frequência dos censos variou desde intervalos de uma a duas semanas entre as saídas até intervalos de um mês. Não foram realizados censos em outubro e novembro de 2012, dezembro de 2016, novembro de 2017, abril e dezembro de 2019. A metodologia dos censos baseou-se em Bibby, Burges & Hill (1992) e CEMAVE (2013), adotada no programa Monitora para o monitoramento de aves limícolas em UCs federais (ICMBio, 2018). Uma equipe de, no mínimo, dois observadores percorreu a extensão da praia com veículo, à velocidade média de 30km/h, contando as espécies e número de indivíduos nos dois lados com auxílio de binóculos e anotando os dados em planilhas de campo, cobrindo a faixa de praia – cuja largura varia de 70 a 100m. A nomenclatura popular e científica adotada seguiu o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2015), e a categoria de migração das espécies no Brasil a classificação de Somenzari *et al.* (2018).

Foram realizados 294 censos e percorridos 4.737km de praia no período entre julho de 2012 e junho de 2021. Adicionalmente 58 censos foram realizados na Barra da Lagoa e Baía Canutus.

Processamento e análise dos dados

Foram contabilizados o número de espécies e o número de indivíduos de cada espécie por trecho para análise da composição, abundância e riqueza das aves limícolas na área de estudo. Na análise da diversidade utilizou-se um índice de diversidade (Shannon) e de equidade (Pielou).

Computou-se, para cada espécie e grupo de espécies de acordo com o status migratório, o número máximo de indivíduos registrados/mês (abundância máxima mensal).

Para a análise da distribuição espacial das espécies e grupos de espécie em cada trecho (A, B e C) as abundâncias foram corrigidas pelo esforço (nº de dias e quilômetros dos trechos percorridos), obtendo-se a densidade (nº ind./km).

A normalidade e homogeneidade das abundâncias e densidade obtidas foram testadas estatisticamente e comparadas a diversidade e densidade/km entre os trechos.

Nas análises temporais, foram considerados apenas os dados dos trechos percorridos em mesma saída de campo. A sazonalidade foi calculada através da variação da abundância máxima mensal registrada para as espécies, e com a análise da distribuição dos dados das saídas agrupadas no calendário anual. Considerou-se o início do calendário no dia 1º de julho (dia 1) de um ano, finalizando no dia 30 de junho de ano seguinte (dia 365). Dessa forma, cada ano do estudo contemplou uma migração completa das espécies neárticas a partir da sua reprodução.

Para informações sobre a fenologia das espécies, observou-se a distribuição dos dados no calendário anual, reunidas todas as saídas realizadas de 1º de julho de 2012 a 30 de junho de 2021, organizadas por dia do ano (dia 1 a dia 365). Agrupou-se as informações a cada vinte saídas de censo consecutivas da série anual única, intercalando-se com intervalos de 5 saídas cujas informações foram desprezadas. Para cada grupo de 20 saídas foram calculados a data (dia do ano) central, a média de indivíduos, mediana, quartis e no. máximo de indivíduos registrados no intervalo. Desta forma analisou-se as informações disponíveis para períodos inferiores a um mês, conforme a espécie e os dados coletados.

A variação ao longo do período do estudo para as espécies residentes foi observada somando-se as abundâncias mensais em cada ano, apenas dos meses em que houve censos em todos os anos, e comparados os resultados ano a ano. Para as espécies migratórias e considerando a sazonalidade, foram somadas as abundâncias máximas mensais em cada ano dos meses com os picos de abundância, apenas dos meses em que houve saídas em todos os anos, e comparados os resultados ano a ano.

A distribuição dos dados de cada espécie, figuras e considerações adicionais sobre a metodologia estão disponibilizados em material suplementar para consulta.

No processamento dos dados utilizou-se a linguagem R (versão 4.1.2) com a IDE RStudio e pacote R `tidyverse`, `vegan`, `dplyr` e `rstatix`.

Resultados

Foram contabilizadas 439.283 aves limícolas nos trechos A, B e C (Tabela 1).

Adicionalmente, 5.196 indivíduos da espécie *Calidris canutus* foram registrados na Barra da Lagoa e Baía Canutus (D e E).

Tabela 1 – Esforço em **número** de saídas para os trechos A, B e C e aves contabilizadas, separadas em **número** de indivíduos de espécies migratórias (neárticas, neotropicais e total) e **número** de indivíduos de espécies residentes, no período do estudo.

Trecho	Extensão	Número de saídas	Total km	Total neárticas	Total neotropicais	Total migratórias	Total residentes	Total aves
A	15km	139	2.085	59.650	9	59.659	39.209	98.868
B	17km	140	2.380	288.446	128	288.574	35.352	323.926
C	18km	15	270	13.896	9	13.905	2.584	16.489

A distribuição das saídas realizadas para os censos permitiu a identificação dos períodos de esforço concentrado (EC), com intervalos inferiores a 14 dias, principalmente antes do ano de 2017 (Figura 2). Os EC foram relacionados

ao movimento migratório de primavera (EC1) e do outono (EC2), e utilizados para comparar eventuais diferenças existentes entre os dois movimentos (chegada e partida migratória).

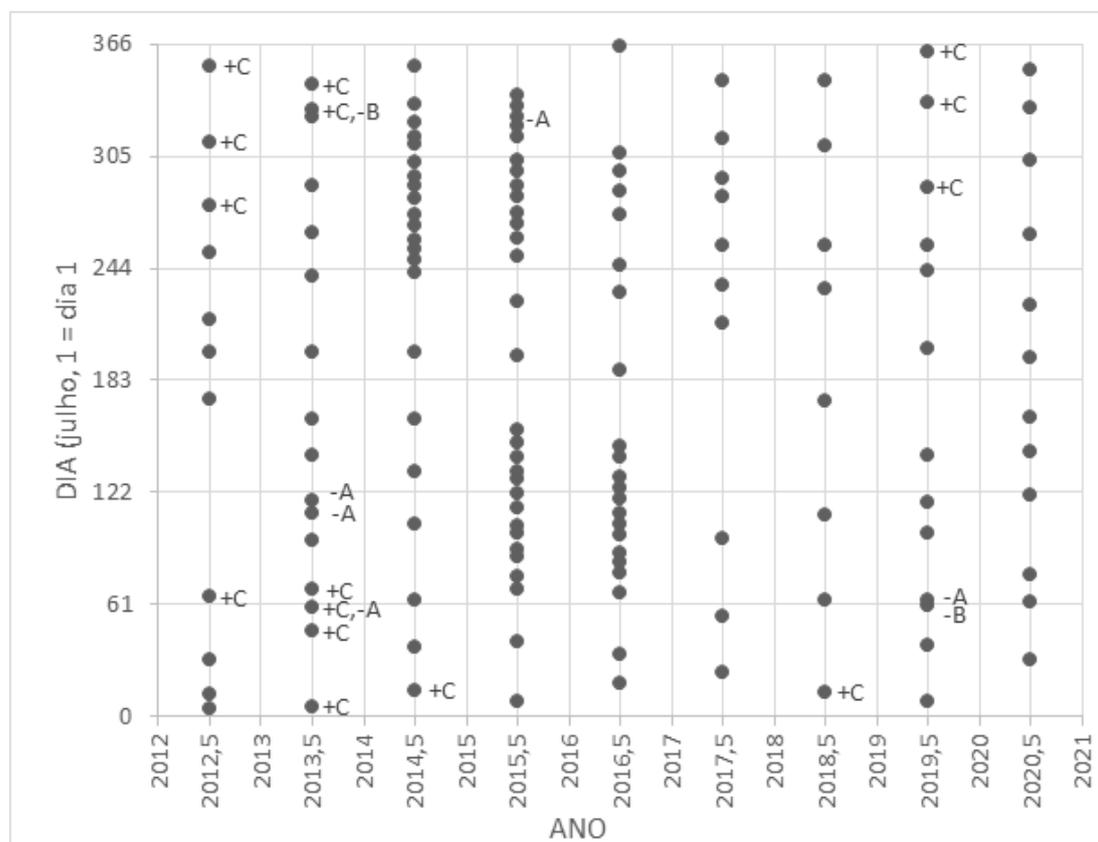


Figura 2 – Distribuição das saídas para censos de aves limícolas na praia realizadas na área de estudo no período entre julho de 2012 (2012.5) até junho de 2021 (2020.5). As saídas correspondem ao trecho A e B. Saídas divergentes do padrão A e B estão sinalizadas na figura (+C, -A, -B).

O número de saídas agrupadas constante (20 saídas) ao longo do ano (Figura 3) foi utilizado no processamento dos dados e forneceu

parâmetros com mesmo nível de robustez para todos os grupos.



Figura 3 – Distribuição dos censos de aves limícolas em um ano em intervalos de 21 dias, obtidos a partir do agrupamento das saídas de campo no período de 1º de julho de 2012 a 30 de junho de 2021 (Dia 1 = 1º de julho, dia 365 = 30 de junho).

Foram contabilizados indivíduos de 18 espécies das Famílias Charadriidae e Scolopacidae: *Pluvialis dominica* (n = 4.256), *Pluvialis squatarola* (n = 3.631), *Charadrius semipalmatus* (n = 9.904), *Charadrius collaris* (n = 1.756), *Charadrius falklandicus* (n = 756), *Charadrius modestus* (n = 146), *Haematopus palliatus* (n = 63.202), *Himantopus melanurus* (n = 11.431), *Limosa haemastica* (n = 40), *Numenius hudsonicus* (n = 1), *Tringa solitaria* (n = 4), *Tringa melanoleuca* (n = 504), *Tringa semipalmata* (n = 12), *Tringa flavipes* (n = 454), *Arenaria interpres* (n = 1.219), *Calidris canutus* (n = 33.676), *Calidris alba* (n = 205.307) e *Calidris fuscicollis* (n = 102984).

Indivíduos de espécies de pequenos maçaricos pouco abundantes como *Calidris minutilla*, *Actitis macularius*, *Calidris pusilla*, *Calidris bairdii* e *Calidris himantopus* foram contabilizados indistintamente com as espécies predominantes nos grandes grupos. A curva de acúmulo da riqueza de espécies (material suplementar) corrobora essa informação.

No trecho A foram contados 98.868 indivíduos de 17 espécies de aves limícolas (média de 716,4 indivíduos/dia e densidade de 47,8 indivíduos/km/dia); no trecho B foram contados

324.401 indivíduos de 18 espécies (média 2.300,7 indivíduos/dia e densidade de 135,3 indivíduos/km/dia), e no trecho C, 16.489 indivíduos de 13 espécies (média de 1.099,2 indivíduos/dia e densidade de 61,1 indivíduos/km/dia) (Tabela 2).

A área de estudo apresentou índice de diversidade de Shannon $H' = 0.9151$, máximo = 1.9104 (dia 07/mar/2019), e o de equidade de Pielou $J = 0.5112$. No trecho A, registraram-se 17 espécies, $H' = 1.674$, máximo = 2.833; no trecho B, 18 espécies, $H' = 1.390$, máximo = 2.890; e no trecho C, 12 espécies, $H' = 1.713$, máximo = 2.485.

Computou-se a abundância de quatro espécies residentes – o piru-piru (*Haematopus palliatus*), o pernilongo (*Himantopus melanurus*), a batuíra-de-coleira (*Charadrius collaris*) e a batuíra-de-coleira-dupla (*Charadrius falklandicus*) – e de quatorze espécies migratórias, das quais apenas a batuíra-de-peito-tijolo (*Charadrius modestus*) migra vindo do Sul (Argentina e Chile), onde se localizam os seus sítios reprodutivos; e as outras treze espécies migratórias são neárticas (Tabela 2).

Quatro espécies se destacaram em abundância, com número de indivíduos muito

Tabela 2 – Espécies de aves limícolas registradas nos censos de praia do Parque Nacional da Lagoa do Peixe e entorno, no período entre julho de 2012 e junho de 2021, relacionadas ao status migratório, abundância máxima e densidade por trecho de praia monitorado. Nomenclatura popular e científica segundo o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos – CBRO (2015); status migratório segundo Somenzari *et al.* (2018).

Táxon – Nome popular	Status migratório	Trecho A		Trecho B		Trecho C	
		Abundância Máxima	Densidade N. Ind/km	Abundância Máxima	Densidade N. Ind/km	Abundância Máxima	Densidade N. Ind/km
<i>Pluvialis dominica</i> – Batuiruçu	MGT	375	0,828	234	1,061	3	0,01
<i>Pluvialis squatarola</i> – Batuiruçu-de-axila-preta	MGT	242	0,45	303	0,947	113	0,67
<i>Charadrius semipalmatus</i> – Batuira-de-bando	MGT	187	0,356	936	2,699	1348	10,14
<i>Charadrius collaris</i> – Batuira-de-colar	R	24	0,161	378	0,564	32	0,289
<i>Charadrius falklandicus</i> – Batuira-de-coleira-dupla	R	109	0,111	132	0,162	52	0,518
<i>Charadrius modestus</i> – Batuía-de-peito-tijolo	MGT	4	0,004	100	0,054	9	0,033
<i>Haematopus palliatus</i> – Piru-piru ou Bejagui	R	680	14,858	661	12,547	276	8,744
<i>Himantopus melanurus</i> – Pernilongo	R	457	3,675	275	1,581	4	0,018
<i>Limosa haemastica</i> – Maçarico-de-bico-virado	MGT	3	0,001	12	0,015	0	-
<i>Numenius hudsonicus</i> – Maçarico-galego	MGT	0	-	1	0,0004	0	-
<i>Tringa solitaria</i> – Maçarico-solitário	MGT	2	0,001	1	0,001	0	-
<i>Tringa melanoleuca</i> – Maçarico-grande-de-perna-amarela	MGT	42	0,155	54	0,075	2	0,011
<i>Tringa semipalmata</i> – Maçarico-da-asa-branca	MGT	4	0,002	7	0,003	0	-
<i>Tringa flavipes</i> – Maçarico-da-perna-amarela	MGT	90	0,167	26	0,044	0	-
<i>Arenaria interpres</i> – Vira-pedras	MGT	196	0,249	91	0,275	14	1,667
<i>Calidris canutus</i> – Maçarico-do-peito-vermelho	MGT	693	2,645	1.963	10,426	1.267	12,4
<i>Calidris alba</i> – Maçarico-branco	MGT	2.254	14,34	12.622	33,49	3.111	13,61
<i>Calidris fuscicollis</i> – Maçarico-de-sobre-branco	MGT	2.358	9,414	7.893	72,152	3.111	13,46

superior às demais: as migratórias *Calidris alba* e *Calidris fuscicollis*, seguidas da residente

Haematopus palliatus e da migratória *Calidris canutus* (Figura 4).

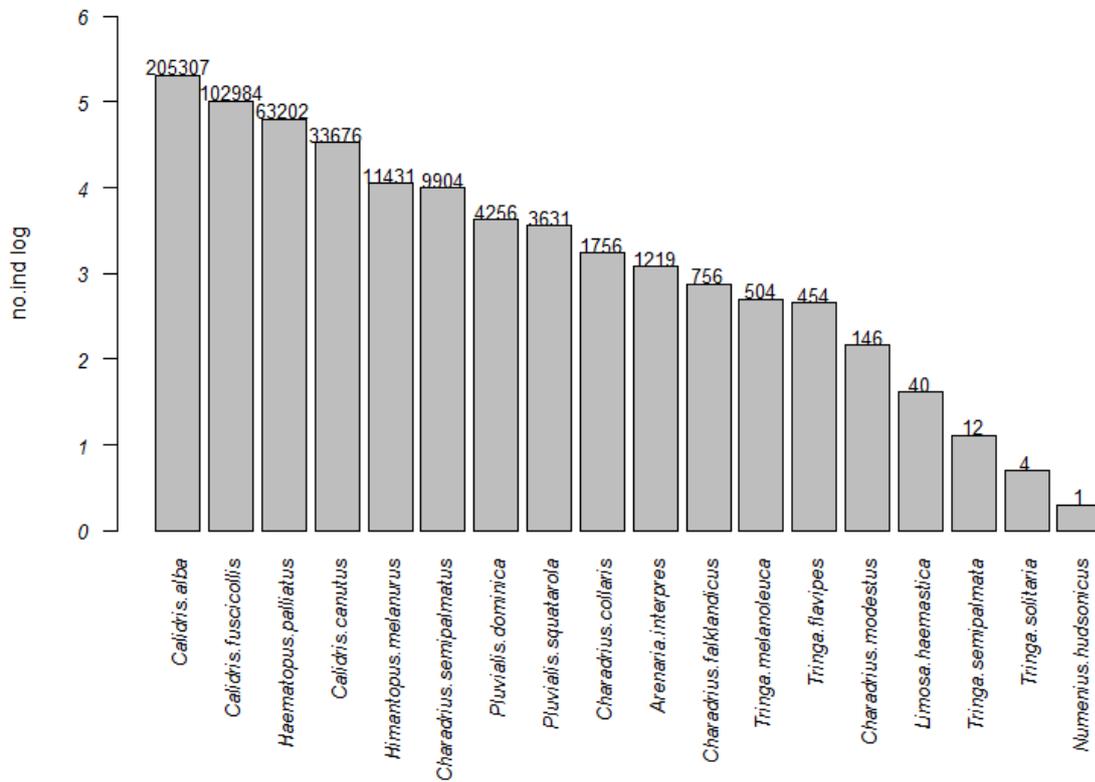


Figura 4 – Abundância das aves limícolas registradas nos censos de praia do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, entre julho de 2012 e junho de 2021. N. de indivíduos por espécie indicado em cada coluna.

Não houve diferenças significativas na densidade e abundância total entre os três trechos da praia (Figura 5), verificados com o teste de Kruskal-Wallis ($X^2_{(2)} = 0.26667$, $p > 0.05$). Com

o post-hoc Dunn verificou-se que a mediana e amplitude interquartil da densidade nos trechos A, B e C não diferiram significativamente.

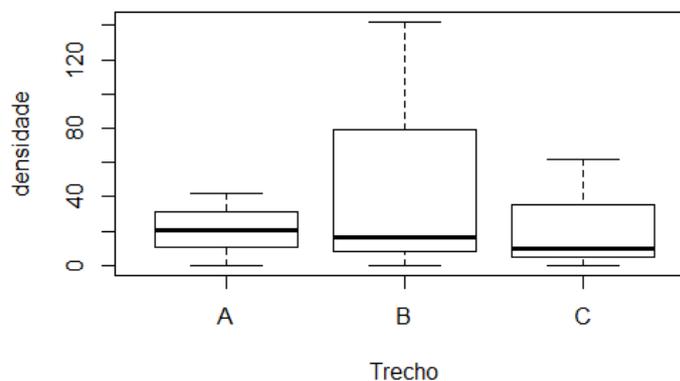


Figura 5 – Densidade de aves limícolas (indivíduos/km) registrada nos trechos A, B e C da área de estudo.

Os desvios encontrados na densidade nos trechos foram devidos, em grande parte, ao gênero *Calidris*. Quando observada a densidade separadamente por espécie, o teste de Kruskal-Wallis encontrou diferenças significativas entre

os trechos ($X^2_{(2)} = 23,486, p < 0,05$). O rank diversidade x abundância para cada trecho da praia (Figura 6) mostra as variações no padrão geral de distribuição espacial das espécies.

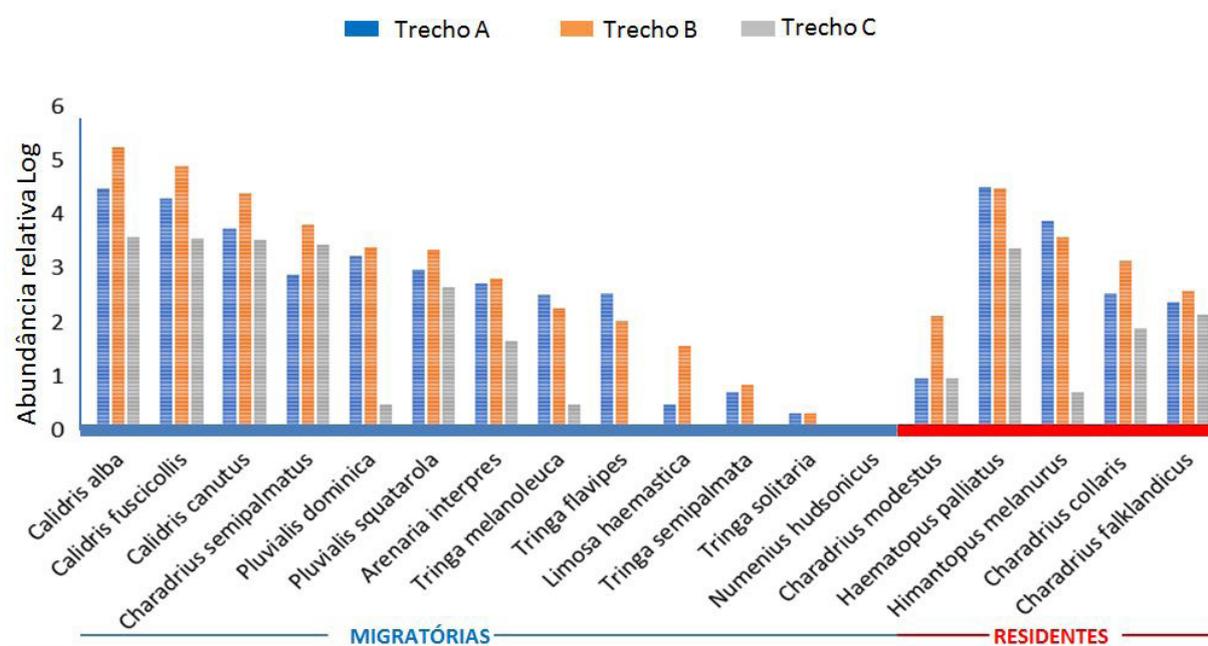


Figura 6 – Abundância relativa das espécies de aves limícolas, por trecho de praia monitorado no PNLP (trechos B e C) e entorno (trecho A), entre 2012 e 2021. No eixo horizontal à esquerda (azul), as espécies migratórias; e, à direita (vermelho), as espécies residentes.

O maçarico branco *Calidris alba* foi a espécie migratória mais abundante em toda a área de estudo (máximo de 12.622 de indivíduos registrados em 24/nov/2016), seguida do maçarico-de-sobre-branco *Calidris fuscicollis* (máximo de 7.893 indivíduos registrados em 1º/nov/2016) e do maçarico-do-papo-vermelho *Calidris canutus*, registrado com frequência em grupos de tamanho variado e apenas seis vezes com abundâncias acima de 1.000 indivíduos: 1.963 indivíduos em 14/set/2015, 1.472 indivíduos em 14/jan/2015, 1.100 indivíduos em 19/out/2016, 1.571 indivíduos em 07/nov/2016, 1.565 indivíduos em 24/nov/2016 e 1.267 indivíduos em 13/abr/2020. Essas três espécies corresponderam a 77% dos registros no interior do Parque e a 60% dos registros na área externa.

Entre as espécies residentes, foi mais abundante o piru-piru *Haematopus palliatus*, com 15% dos registros totais, seguido do pernilongo *Himantopus melanurus*.

Distribuição das espécies mais abundantes

Calidris alba foi muito mais abundante no trecho B, seguido pelo trecho A e C, enquanto *Calidris fuscicollis* foi mais abundante no trecho B, seguido do trecho C e A. Para este último, na maioria das saídas em C e A não houve registro da espécie (mediana = 0) (Figura 7).

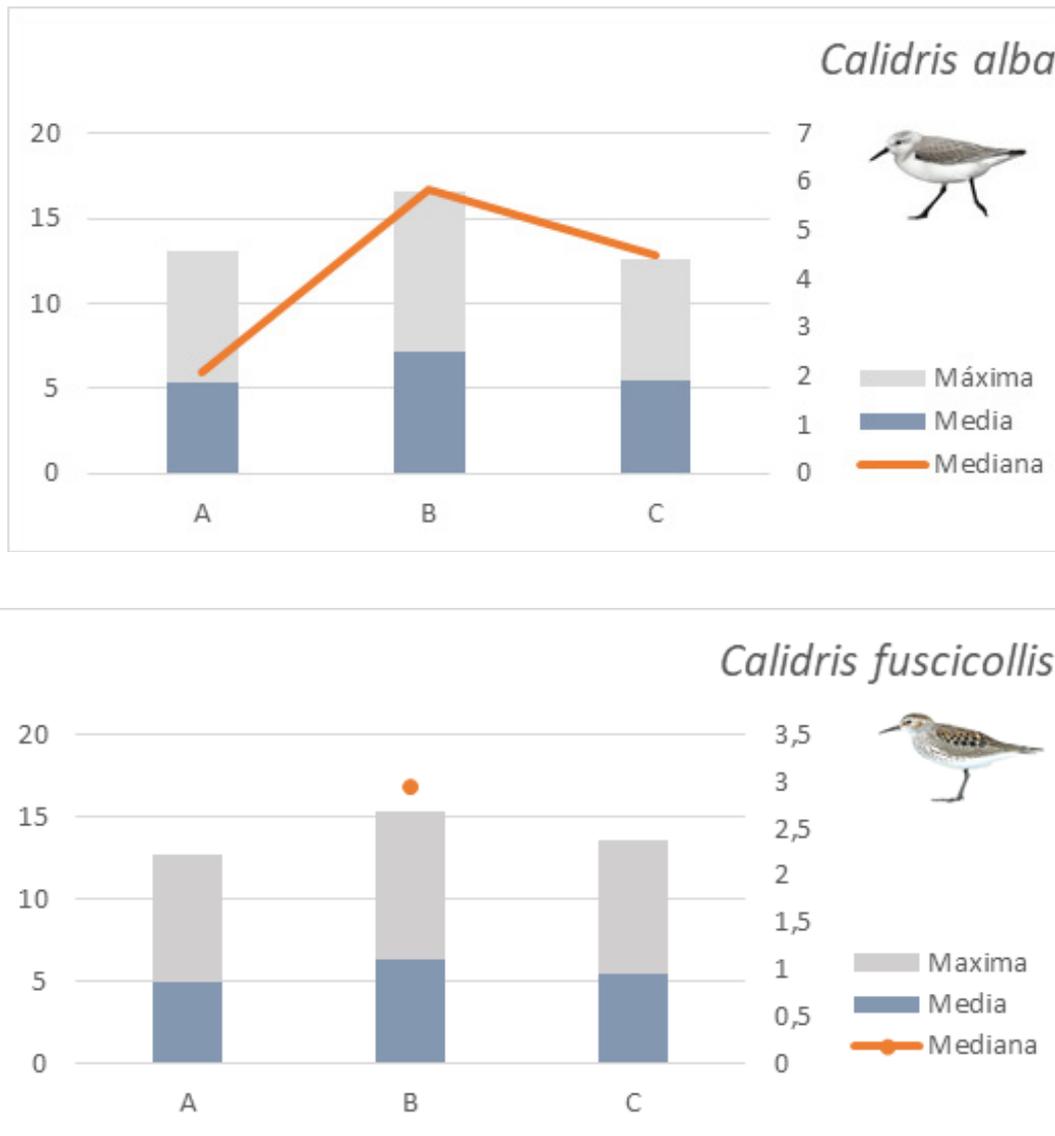


Figura 7 – Abundância de *Calidris alba* e *Calidris fuscicollis*, nos trechos A, B e C da área de estudo na praia do PNLP e entorno, no período entre 2012 e 2021. Medidas em escala logarítmica; eixo vertical à direita refere-se aos valores da mediana e eixo vertical à esquerda corresponde aos valores da máxima e média.

No cômputo do número de censos com e sem registro da espécie *Calidris canutus*, por ciclo migratório nos trechos A, B, C, D (Barra da Lagoa) e E (Baía Canutus), ela não foi encontrada no trecho A em 88 saídas de 165 (53%); no trecho B não foi encontrada em 47 saídas de 187 (25%); e no trecho C apenas não foi encontrada em 1 saída de 25 (4%); nos trechos D e E foi encontrado em todas as saídas realizadas. A ausência de *Calidris canutus* nos trechos A e B, ao mesmo tempo, foi observada 35 vezes. Nesse conjunto de 35 saídas, o trecho C foi percorrido só uma vez (com a espécie encontrada) e, o trecho D, três vezes (sempre com

a espécie encontrada). Os dados sugerem que a ausência de *Calidris canutus* em A e B não implica a sua ausência em outros locais próximos (C e D), também utilizados pelos bandos.

A soma dos indivíduos de *C. canutus*, contabilizados em cada trecho e comparados dois a dois durante o EC1 e EC2 (Tabela 4), mostra que, ainda que os EC envolvam movimentos migratórios diferentes (migração de primavera e migração de outono), as somas de indivíduos da espécie *Calidris canutus* para cada combinação de trechos da área de estudo apresentaram um nível

razoável de consistência entre os números obtidos, e $n_A < n_D \ll n_C < n_B$ nos EC1 indicando que houve significativamente mais indivíduos nos trechos B e C do que nos trechos D e A durante a primavera e verão; e $n_D \cong n_A < n_C \leq n_B$ nos

EC2, indicando que, aparentemente, houve mais indivíduos nos trechos B e C que em A durante o outono e inverno, com diferenças reduzidas nos trechos comparado à primavera-verão.

Tabela 4 – Número de indivíduos contabilizados por trechos A, B, C e D com a razão entre eles durante os períodos de esforço concentrado EC1 e EC2.

	n_A/n_B	n_C/n_B	n_D/n_B	n_A/n_C	n_A/n_D	n_D/n_C
EC1	3362/14173 = 0.24 (37 saídas)	1627/2361 = 0.69 (7 saídas)	2016/10452 = 0.19 (24 saídas)	511/925 = 0.55 (3 saídas)	414/1204 = 0.34 (11 saídas)	-
EC2	2994/5003 = 0.60 (56 saídas)	1072/1369 = 0.78 (10 saídas)	1924/2545 = 0.76 (19 saídas)	547/828 = 0.66 (9 saídas)	2035/1737 = 1.18 (18 saídas)	138/716 = 0.19 (6 saídas)

Na distribuição das agregações de *Calidris canutus* classificadas em seis categorias de tamanhos de bandos (Ausência: N = 0; Poucos indivíduos: N = 1-20; Bando pequeno: N = 21-45; Bando médio: N = 45-105; Bando grande: N = 105-225; Bando muito grande: N > 225) em trechos percorridos em mesmo dia, observou-se que os maiores bandos ocorreram em B, e

quando grandes bandos foram vistos em B, poucos indivíduos (< 10) apareceram em A, com uma única exceção (Figura 8). A probabilidade de os valores na tabela de contingência diferirem dos valores esperados foi de 0.0002 (*Freeman-Halton extension of Fisher's exact test*). (material suplementar).

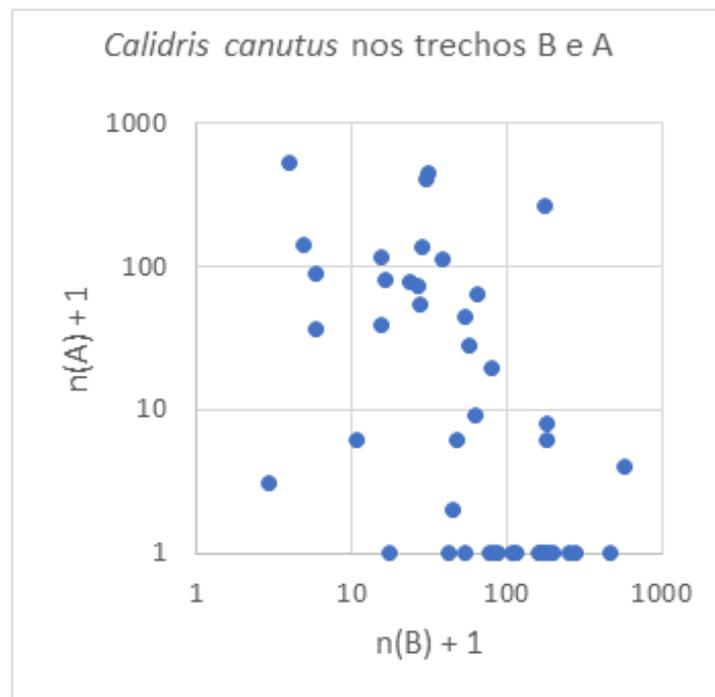


Figura 8 – Distribuição dos bandos de *Calidris canutus* registrados nos trechos A e B, percorridos no mesmo dia (número de indivíduos numa escala logarítmica $n + 1$).

A distribuição dos registros da batuíra-de-bando *Charadrius semipalmatus* quando os trechos foram percorridos no mesmo dia (138 saídas nos trechos A e B e 15 nos trechos A, B e C) mostrou um importante gradiente $N(C) \gg N(B) \gg N(A)$ com diferenças de uma ordem de grandeza entre os trechos. Embora com número reduzido de saídas, para essa espécie os dados no trecho C foram relevantes, pois nele foi mais comum o registro de mais do que 10 indivíduos ($\approx 50\%$ em C e $\approx 20\%$ em A e B), e nas saídas em C, no intervalo entre março e setembro, os registros superaram o máximo registrado em A+B em todo o ano, indicando indivíduos que não migraram. A conclusão de que houve menos aves nos trechos A e B no intervalo entre maio e agosto não se estendeu ao trecho C e, aparentemente, o estudo nos trechos A e B só indicou um limite inferior para a população de *Charadrius semipalmatus* presente na região.

Sessenta por cento (60%) dos registros de *Pluvialis dominica*, quando os trechos foram percorridos no mesmo dia, foram feitos no trecho B. A proporção manteve-se quando analisados os dados separadamente por tamanho de grupos e por época do ano; e, quando havia mais aves, a probabilidade foi maior de encontrá-las no trecho B ($N(B) / (N(A) + N(B)) = 957 / 1319 = 0.73$). Nas 10 saídas com mais do que 150 indivíduos registrados, em 3 o trecho A foi muito dominante, em 3 o trecho B foi muito dominante e, em 4, o total nos dois trechos ficou entre 0.5 e 2 vezes o número no outro trecho, resultando em uma distribuição muito igual nos trechos ($N(B) / (N(A) + N(B)) = 1393 / 2618 = 0.53$).

A distribuição de indivíduos e grupos de *Pluvialis squatarola* em 137 saídas em A e B mostrou que, em metade das saídas, foram registrados 2 ou menos indivíduos. Saídas com nenhum ou poucos indivíduos (0 a 4 indivíduos) foram mais comuns no trecho A (86% das saídas das saídas no trecho A e 60% das saídas no trecho B), saídas com bandos de 5 a 35 indivíduos foram mais comuns no trecho B (28 % das saídas em B, 8% no trecho A), e as saídas com bandos maiores que 35 indivíduos ocorreram nos dois trechos. Com relação a abundância, quando $(N(A) + N(B)) > 35$, foram 836 indivíduos no trecho A e 1665 indivíduos no trecho B, sendo que em 13 de 21 saídas $N(B) > 2 N(A)$, e em 5 saídas $N(A) > 2 N(B)$. Quando $N(A) + N(B) \leq 35$ foram registrados 124 indivíduos no trecho A e 518 indivíduos no trecho B, em 31 de

41 saídas com $N(B) > 2 N(A)$, em 4 saídas $N(A) > 2 N(B)$. Aproximadamente 70% dos indivíduos de *Pluvialis squatarola* registrados foram avistados no trecho B, e em aproximadamente 70 % das saídas com ao menos 5 indivíduos registrados (44 de 62) foram registrados muito mais aves no trecho B do que no trecho A. Quando são comparados os trechos A e B com as poucas saídas em C, os dados sugerem que o trecho C suportou maior quantidade de indivíduos.

Na distribuição dos registros de *Arenaria interpres*, obteve-se que, quando os trechos A e B foram percorridos, 43% dos indivíduos de *Arenaria interpres* foram registrados no trecho A e 57% no trecho B. Não obstante, esse resultado foi influenciado significativamente por uma única saída com mais indivíduos (196 indivíduos, todos no trecho A), e se forem consideradas as saídas com menos do que 20 indivíduos registrados, 32% dos indivíduos de *A. interpres* foram observados no trecho A e 68% no trecho B. A proporção foi muito semelhante nas saídas com mais indivíduos registrados se excetuada a saída com 196 indivíduos. A fração de saídas com a grande maioria dos indivíduos no trecho B é 67%. Grupos maiores do que 10 indivíduos foram observados em 10% das saídas no trecho A e em 6% das saídas no trecho B. Considerado o trecho C, os poucos dados sugerem que trechos C e B poderiam conter quantidades semelhantes de indivíduos, apesar que nas duas saídas em abril nos trechos A+B foram registrados 35 e 26 indivíduos e nenhum no trecho C. Assim, os dados de *Arenaria interpres* não mostraram claramente um padrão de distribuição espacial, houve menor número de registros da espécie e os bandos geralmente foram pequenos, com algumas ocorrências de bandos maiores que confundem o padrão geral. O número de indivíduos foi um pouco superior na área interna do parque.

Para as espécies do gênero *Tringa*, para *Charadrius modestus*, *Limosa haemastica* e *Numenius hudsonicus* não houve registros suficientes para uma comparação robusta entre as áreas.

A razão entre as abundâncias do piru-piru *Haematopus palliatus* nos trechos A e B indicou que houve um maior número de indivíduos no trecho A do que em B no período de fevereiro a agosto, mas essa razão se inverteu no intervalo de tempo em que há menos indivíduos na praia (de agosto a fevereiro). Para o pernilongo *Himantopus*

melanurus, a razão entre as aves contadas nos dois trechos mostrou que os registros no trecho A foram aproximadamente duas vezes maiores do que no trecho B, e que no trecho A foram mais comuns que em B as saídas com registro de mais de 100 indivíduos e que foi menor em A o número de saídas sem registro de *Himantopus melanurus* que em B.

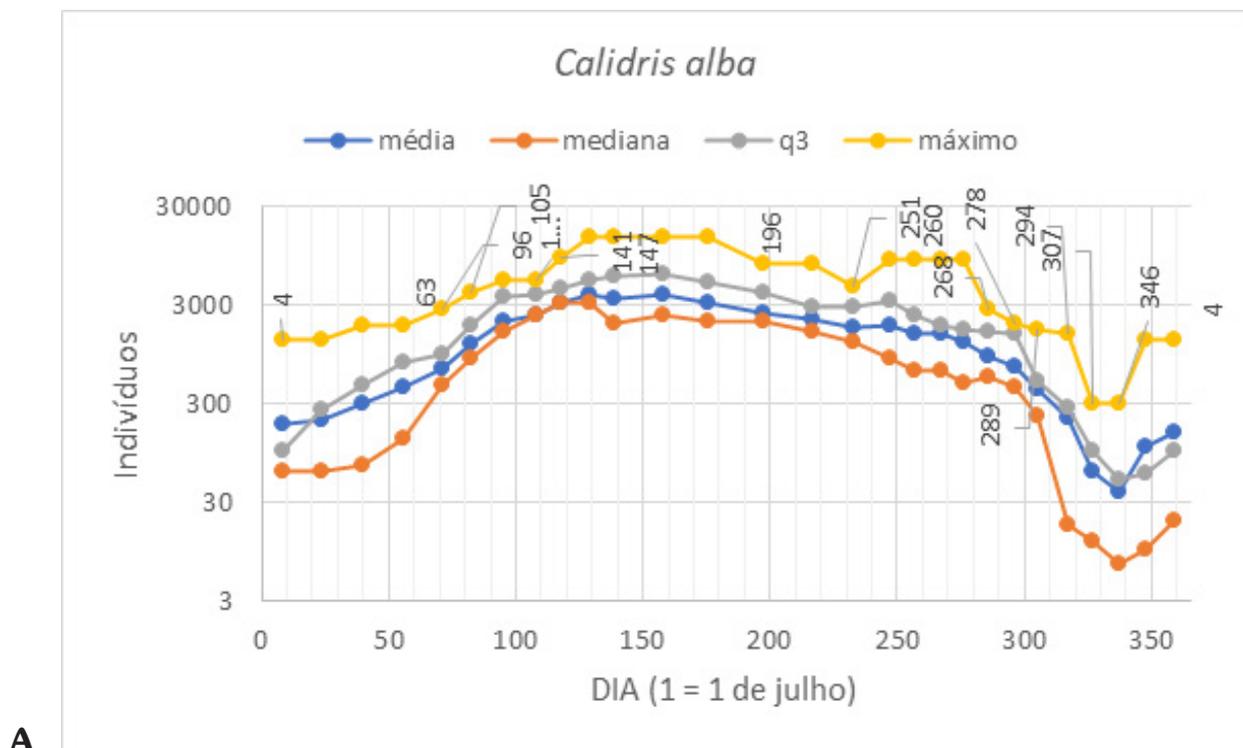
Fenologia

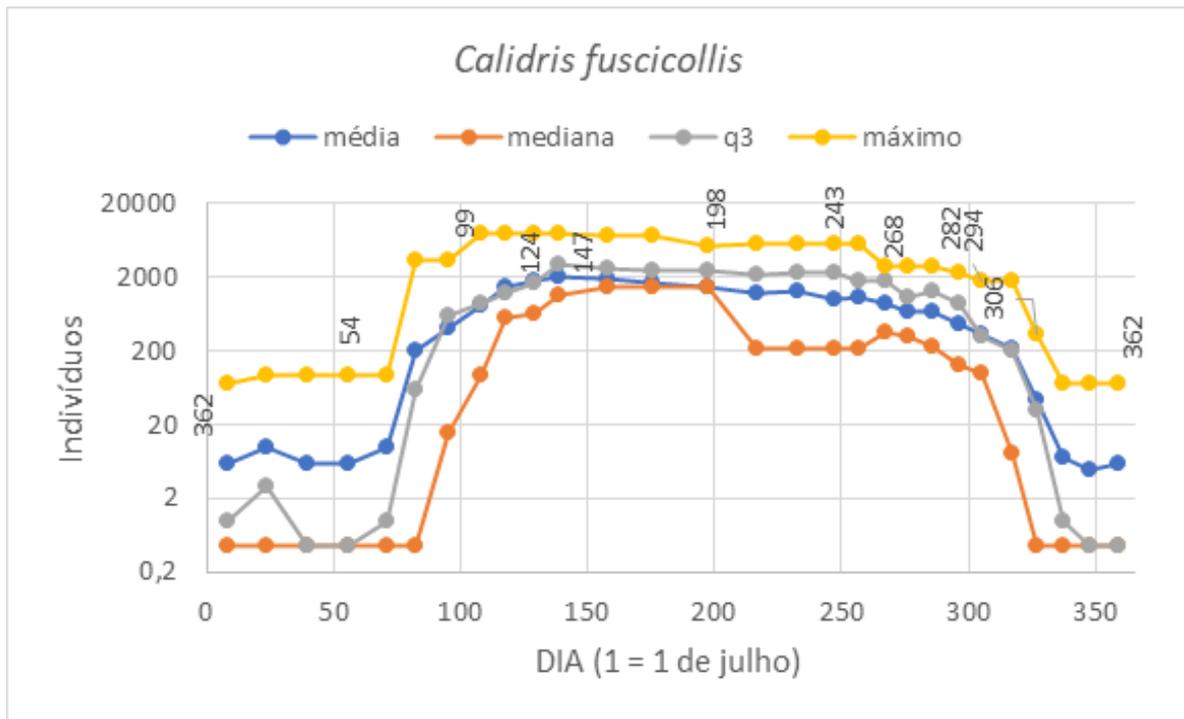
Calidris alba, em geral, teve as menores abundâncias no mês de junho. A partir da chegada de indivíduos na migração pós-reprodutiva, aumentou em número de indivíduos mais rapidamente a partir de agosto e obteve picos de abundância nos meses de novembro e dezembro. A maioria dos indivíduos deixou a área no mês de maio, mas foram encontrados indivíduos ou pequenos grupos em todos os meses do ano, embora em algumas saídas realizadas nos meses de maio e junho, no período de estudo, não tenham sido avistados (Figura 9A). Os intervalos

de dias encontram-se relacionados no material suplementar.

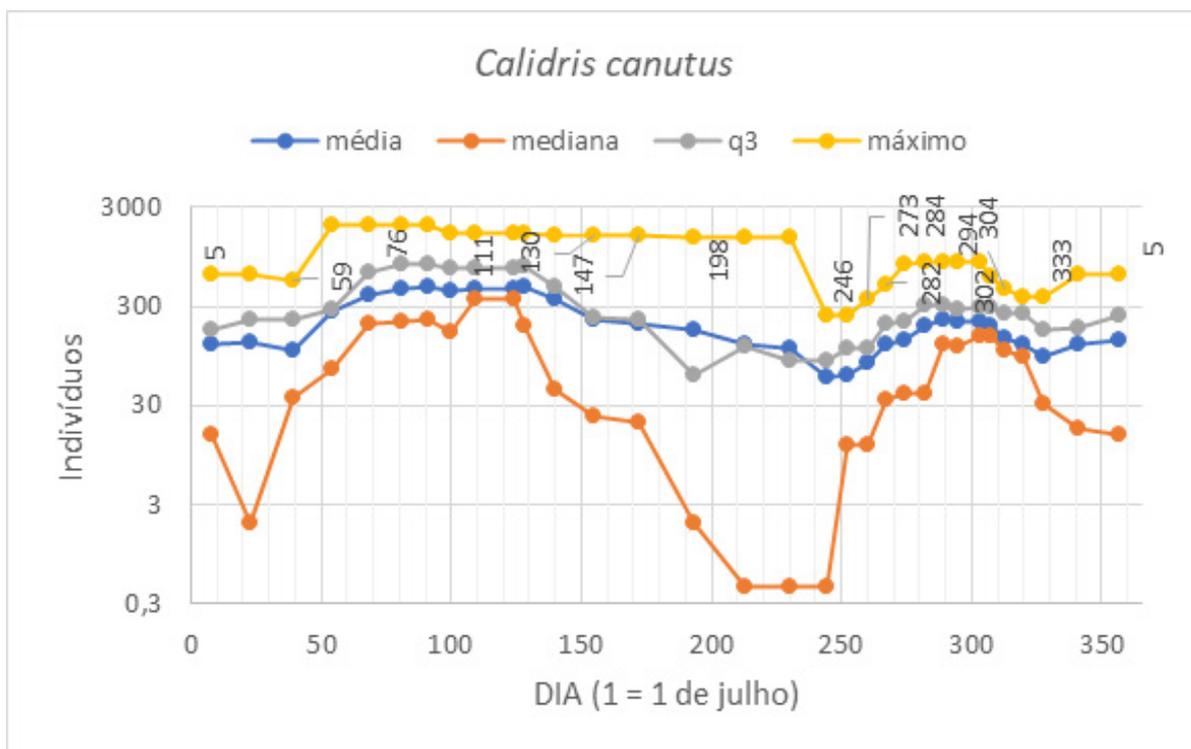
Calidris fuscicollis, na migração pós-reprodutiva, em geral, chegou na área de estudo após *Calidris alba*, aumentando aceleradamente em número a partir da segunda metade do mês de setembro e até o final do mês de outubro. *C. fuscicollis* apresentou picos de abundância entre os meses de novembro e março e manteve-se abundante até o início de maio. Da metade do mês de maio até o início do mês de junho, a maioria dos indivíduos migrantes deixou a área tornando-se espécie rara nos meses de inverno (Figura 9B).

Calidris canutus foi registrado em todos os meses do ano, em menor número de indivíduos no inverno. A distribuição das abundâncias de *Calidris canutus*, no período do ano entre as chegadas e partidas migratórias, refletiu uma maior complexidade associada ao tamanho dos grupos migratórios (bandos maiores) em passagem para outros sítios e dos que permaneceram na área durante a invernação (Figura 9C).





B



C

Figura 9 – Distribuição, ao longo do ano, da abundância das espécies *Calidris alba* (A), *Calidris fuscicollis* (B) e *Calidris canutus* (C) na praia do PNLP e do entorno, no período 2012 a 2021, em intervalos de 20 saídas. Abundância expressa nas medidas média, mediana, 3º quartil e número máximo de indivíduos. Dia 1 no eixo corresponde a 1º de julho. Os números na curva indicam o dia exato em que os máximos foram registrados, enquanto a localização no eixo horizontal corresponde ao dia que é a média de todos os dias de saída que contribuem no grupo de 20 saídas.

Indivíduos da espécie *Calidris canutus* em migração pós-reprodutiva chegaram, em geral, no final de agosto, e as maiores abundâncias no ano foram registradas nos meses de setembro e outubro, associadas à chegada desses migrantes. Os bandos com mais de 225 indivíduos se concentraram nos períodos entre 14 de agosto e 15 de outubro, e entre 16 de fevereiro e 14 de julho, e 67% dos bandos com mais de 40 indivíduos ocorreram de 16 de abril a 21 de maio. No período entre 15 de julho e 14 de agosto, apenas foram registrados poucos indivíduos associados a indivíduos que não migraram. No intervalo de 16 de outubro a 21 de fevereiro, foram maioria os bandos pequenos (até 20 indivíduos) ($p < 5\%$, com nível de confiança de 0.95), associados a invernagem. No mês de abril, geralmente houve o segundo pico de abundância anual, menor que o anterior em duração e número de indivíduos, associado à passagem de retorno migratória dos indivíduos que invernaram mais ao sul. *Calidris canutus* esteve sempre presente entre 16 de abril e 21 de maio (migração de outono) em bandos de tamanho variado e em toda a área de estudo ($p < 12\%$, com nível de confiança 0.95). Bandos maiores que 40 indivíduos ocorreram majoritariamente na área do Parque.

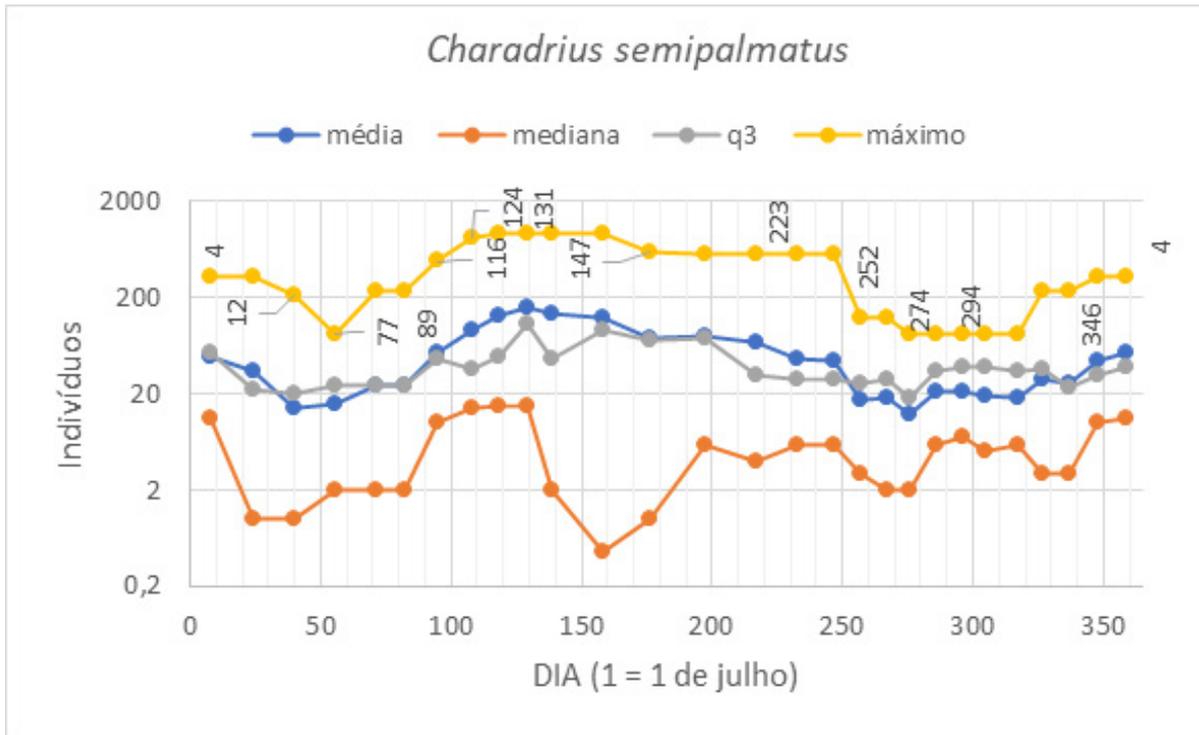
A distribuição dos diferentes tamanhos de grupo de *Charadrius semipalmatus* foi dispersa ao longo do ano, e maiores abundâncias mensais foram registradas em outubro e novembro. Saídas com mais do que 400 indivíduos registrados ($N=6$) concentraram-se entre os dias 24 de outubro e 18 de fevereiro. A sazonalidade encontrada foi muito moderada. Em 50% das saídas não houve registro de *Charadrius semipalmatus*; 50% das saídas tiveram menos do que 10 indivíduos registrados, e aquelas com mais do que 80 indivíduos registrados (menos de 25% das saídas) também se distribuíram durante todo o ano. O terceiro quartil sugere que menos indivíduos ocorreram no intervalo entre maio-agosto (Figura 10A).

Pluvialis dominica mostrou período de invernagem na área bem definido, entre final de setembro e meados de março. Nesse intervalo foram realizadas 50 saídas, com abundância máxima (máx) = 631, média (μ) = 78, primeiro quartil (q_1) = 7, mediana (m) = 37.5 e terceiro quartil (q_3) = 91.5. Na outra parte do ano, entre março e setembro, em 88 saídas, a abundância máxima (máx) = 30, média (μ) = 2,75, primeiro

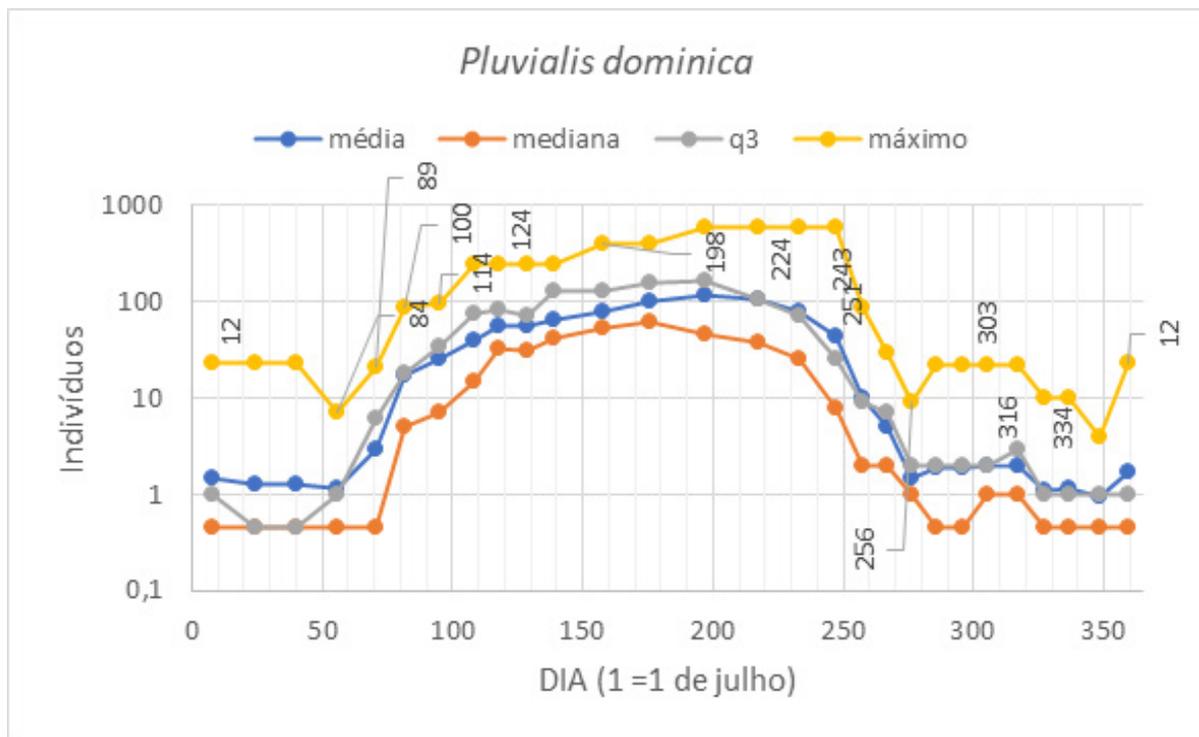
quartil (q_1) = 0, mediana (m) = 0 e terceiro quartil (q_3) = 2 (Figura 10B). O maior bando registrado foi de 375 indivíduos em 09/fev/2021. Durante sete meses do ano (março a setembro), em 90% das saídas o número de indivíduos de *Pluvialis dominica* registrado foi menor do que 8, enquanto nos cinco demais meses, só em aproximadamente um quarto das saídas (26%) foram registrados 8 ou menos indivíduos. De outubro até o fim de fevereiro, em metade das saídas foram registrados de 24 a 167 indivíduos, e números ainda maiores em 14 saídas situadas entre 1º de novembro e 9 de fevereiro. A média dos 10 dias com mais do que 150 indivíduos, ponderada com o número de indivíduos, resulta no dia janeiro 7 como ponto central da maior concentração de indivíduos. No intervalo entre março e setembro, não foram registrados mais do que 30 indivíduos. A espécie só não teve registros no mês de agosto na área de estudo.

A probabilidade de registrar 20 indivíduos ou mais de *Pluvialis squatarola* foi muito maior de novembro até o fim de maio, conforme medida quartil q_3 , mas o maior grupo da espécie (303 indivíduos) foi registrado em 12/jun/2012. A média de indivíduos registrados foi maior entre fevereiro e maio e caiu 40% até um mínimo em setembro – outubro. A percentagem de saídas sem indivíduos da espécie cresceu de setembro até agosto, mas o efeito inverso foi visto nas saídas com 1 até 10 indivíduos; a percentagem de saídas com mais que 35 indivíduos registrados foi muito semelhante durante todo o ano. A espécie não apresentou uma expressiva sazonalidade de ocorrência na área de estudo, apenas tendências fracas (Figura 10C).

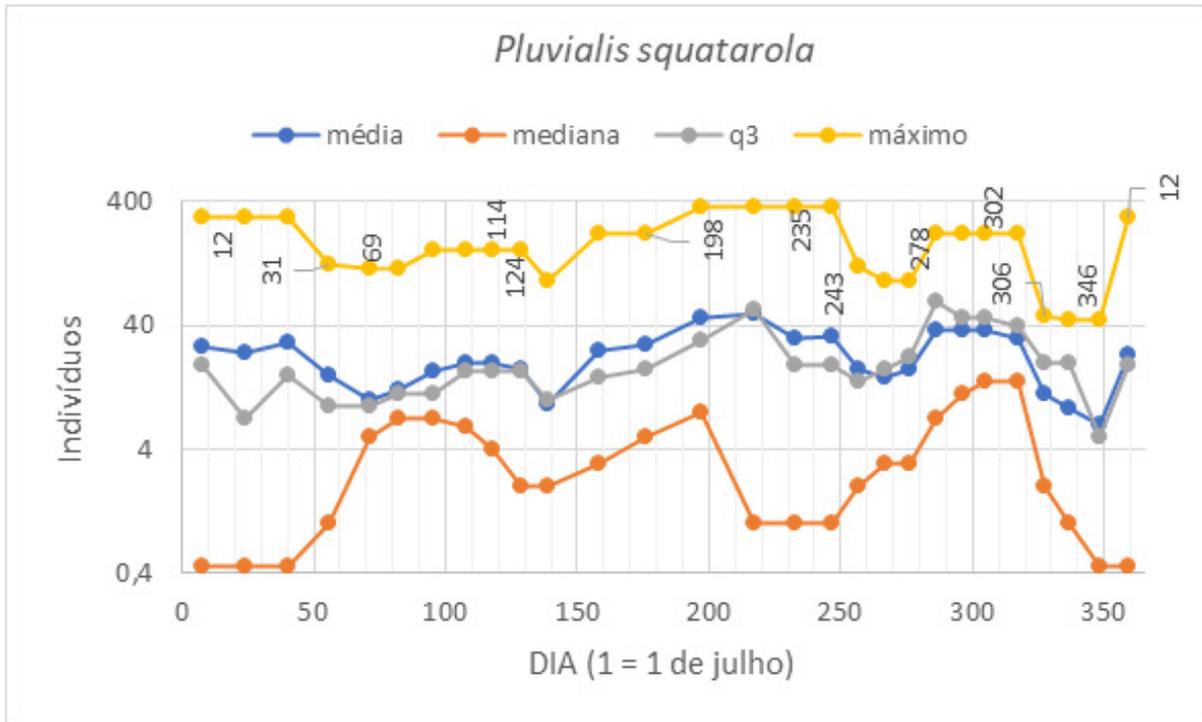
Arenaria interpres foi registrada durante todo o ano em pequenos grupos, raramente maiores do que 10 indivíduos (Figura 10D). Entre 16 de maio e 14 de fevereiro não houve registro de mais de 18 indivíduos, e saídas com mais do que 20 indivíduos registrados concentraram-se entre os dias 25 de fevereiro e 12 de maio, mais frequentes entre abril e os primeiros dias de maio. Saídas sem indivíduos registrados ocorreram durante todo o ano, mas com menor probabilidade na primavera. Aproximadamente em um terço das saídas entre metade de fevereiro e metade de maio não foram registrados indivíduos, e dois terços das saídas não tiveram indivíduos registrados no restante do ano.



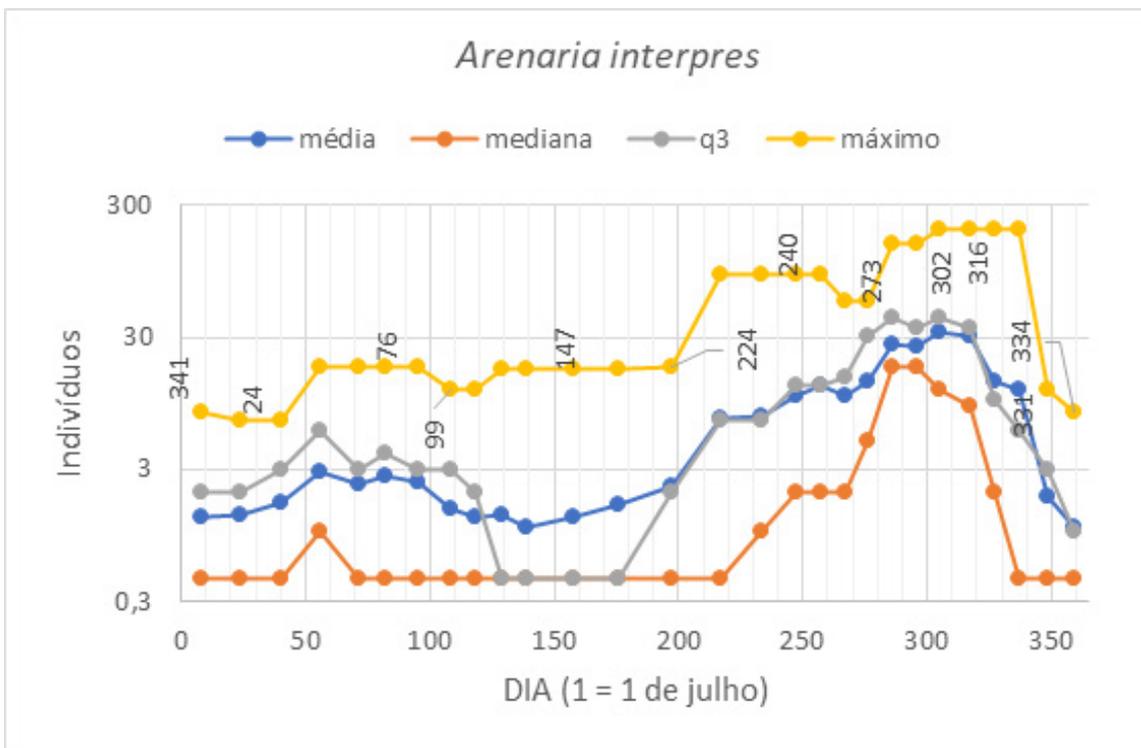
A



B



C



D

Figura 10 – Distribuição, ao longo do ano, da abundância das espécies *Charadrius semipalmatus* (A), *Pluvialis dominica* (B), *Pluvialis squatarola* (C) e *Arenaria interpres* (D), na praia do PNLP e do entorno, no período 2012 a 2021, em intervalos de 20 saídas. Abundância expressa nas medidas média, mediana, 3º quartil e número máximo de indivíduos. Dia 1 no eixo corresponde a 1º de julho. Os números na curva indicam o dia exato em que os máximos foram registrados, enquanto a localização no eixo horizontal corresponde ao dia que é a média de todos os dias de saída que contribuem no grupo de 20 saídas.

Outras espécies neárticas menos abundantes registradas neste estudo (*Tringa* spp, *Numenius hudsonicus*, *Limosa haemastica*) tiveram todos os registros nos meses do período de invernagem do grupo.

O piru-piru *Haematopus palliatus* foi abundante o ano todo na praia. Em geral sua abundância aumentou a partir do mês de janeiro e atingiu os picos em abril, após o que decresceu em número chegando aos menores valores em novembro. As médias das abundâncias de *Haematopus palliatus* em dois períodos do ano foram consistentes ao longo dos anos, o contraste entre os dois intervalos do ano foi evidente e persistente, sendo a abundância no intervalo entre fevereiro e agosto maior. A distribuição em intervalos de 20 dias ao longo do ano também indicou um padrão evidente, com abundâncias mínimas no intervalo entre novembro e janeiro e máximas no intervalo entre abril e maio (Figura 11A).

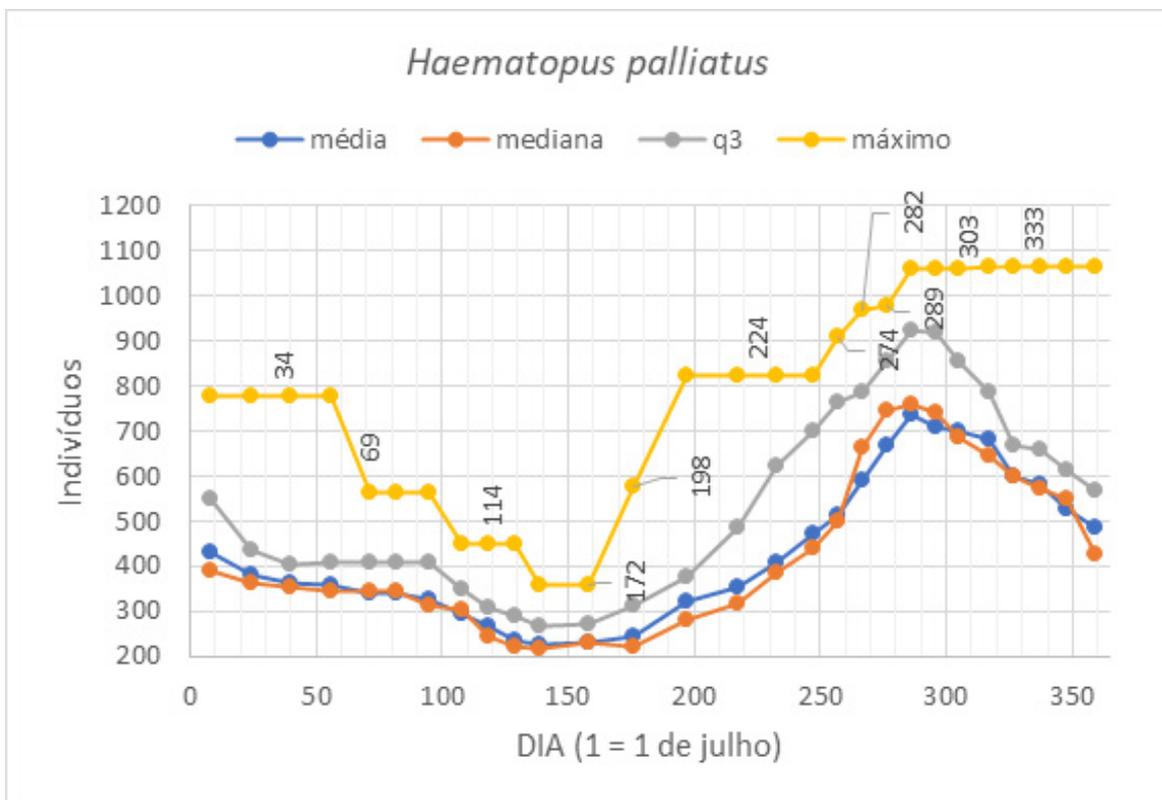
Saídas com número baixo ou elevado de indivíduos registrados puderam ser observadas

durante um período extenso do ano, com uma probabilidade muito variável, e nos intervalos entre os dias 226-251 e dias 252-277 (segunda metade de fevereiro e mês de março respectivamente) houve uma grande dispersão nos dados (σ), sendo o intervalo com mais rápido crescimento nos registros.

O pernilongo *Himantopus melanurus*, de uma forma geral, foi menos frequente e abundante na praia nos meses de janeiro, julho e agosto (Figura 11B).

A batuíra-de-coleira *Charadrius collaris* sempre foi pouco abundante na praia, com menores índices no mês de setembro e outubro de cada ano (Figura 11C).

A batuíra-de-coleira-dupla *Charadrius falklandicus* foi mais frequente na praia nos meses de abril a julho, pelo provável aporte à população residente da população migratória que se reproduz ao sul e que inverte na área de estudo.



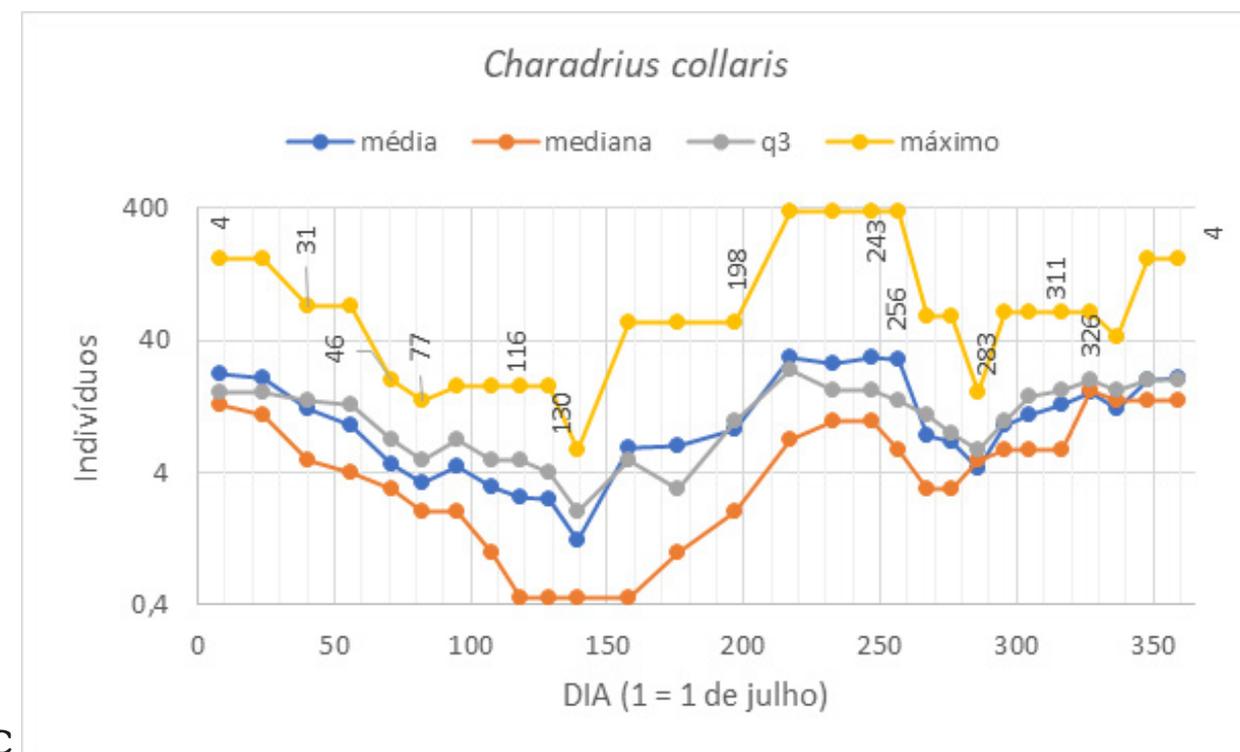
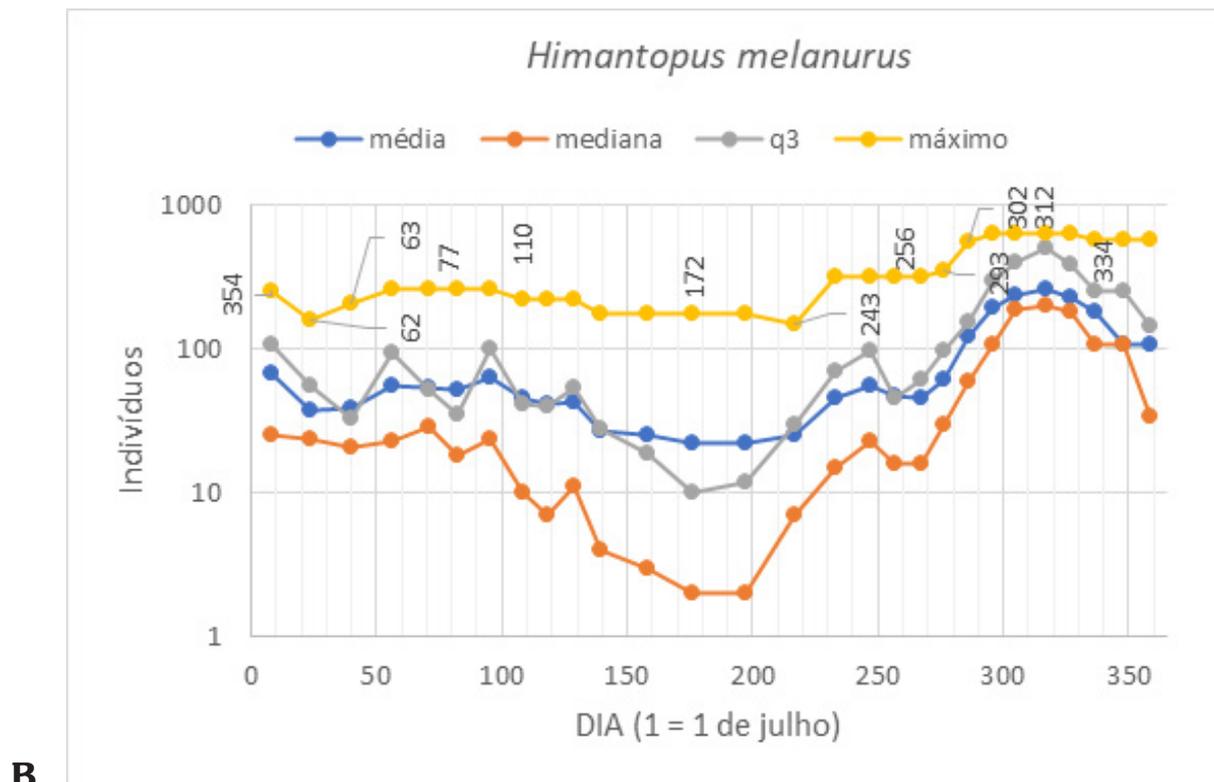
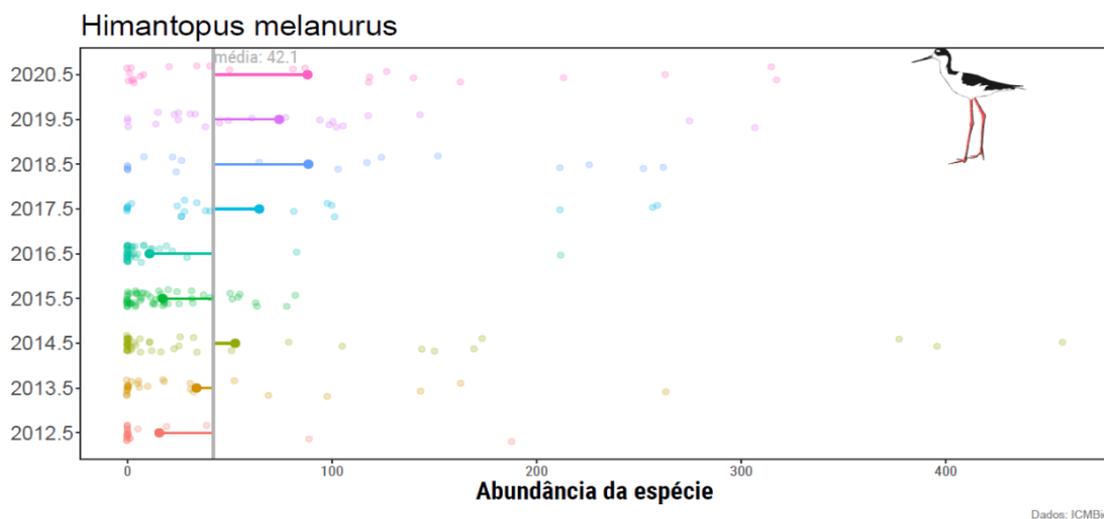
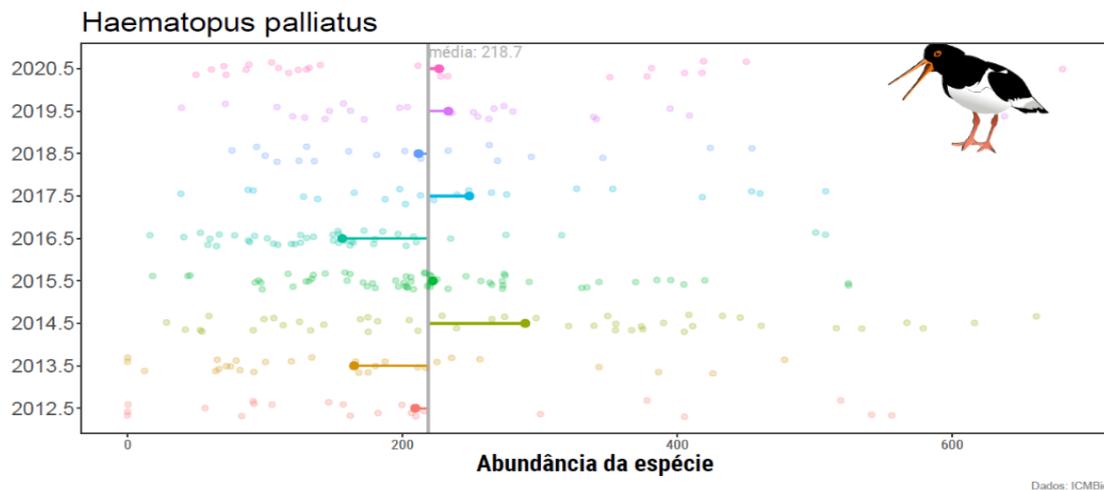


Figura 11 – Distribuição ao longo do ano da abundância das espécies *Haematopus palliatus* (A), *Himantopus melanurus* (B) e *Charadrius collaris* (C), na praia do PNL e do entorno, no período 2012 a 2021, em intervalos de 20 saídas. Abundância expressa nas medidas média, mediana, 3º quartil e número máximo de indivíduos. Dia 1 no eixo corresponde a 1º de julho. Os números na curva indicam o dia exato em que os máximos foram registrados, enquanto a localização no eixo horizontal corresponde ao dia que é a média de todos os dias de saída que contribuem no grupo de 20 saídas.

Flutuações ou tendências no período

A abundância das espécies residentes *Haematopus palliatus* e *Charadrius collaris* não variou significativamente no período do estudo na praia do PNLP e entorno (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 1.1333$, $df = 7$, $p\text{-value} = 0.9924$). O pernilongo *Himantopus melanurus* não teve uma ocorrência homogênea na área nos anos do estudo e, excetuando-se o ano de 2016, apresentou comportamento significativamente

distinto no período antes e após 2018. O ano de 2016 destacou-se pela baixa abundância desta espécie na praia, apesar do elevando número de saídas, e nos anos mais recentes (após 2018) o número de indivíduos registrados por saída foi maior (distribuição cumulativa da espécie disponível no material suplementar). Considerando as incertezas nos máximos, não podemos concluir sobre uma variação de longo prazo para esta espécie (Figura 12).



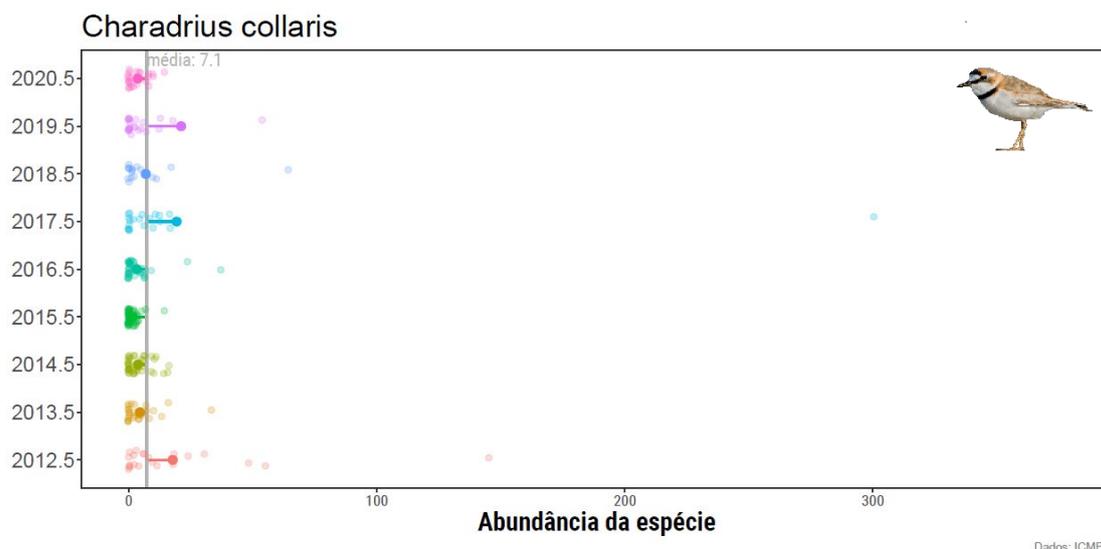


Figura 12 – Abundância média anual do piru-piru *Haematopus paliatus*, do pernilongo *Himantopus melanurus* e da batuira-de-colar *Charadrius collaris*, na praia do PNL e do entorno, no período entre 1º de julho de 2012 a 30 de junho de 2021. (2012.5= 01/jul/2012 a 30/jun/2013, ..., 2020.5= 1º/jul/2020 a 30/jun/2021).

A abundância das aves limícolas neárticas não apresentou variação estatisticamente significativa no período do estudo (Kruskal-Wallis $\chi^2 = 0.99347$, $df = 8$, $p\text{-value} = 0.9983$).

A espécie *Calidris canutus*, em nenhum dos anos entre 2012 e 2016, teve registrado menos do que 887 indivíduos na praia, e os números de 500 a 700 indivíduos registrados após o ano de 2017 são compatíveis com a média um pouco maior registrada entre os anos de 2012 e 2016, considerando a redução do esforço após 2017. A primavera de 2016 se destacou pela grande quantidade de aves durante um intervalo maior: 4.6 vezes mais alto do que a média dos outros 4 anos (382.5, $\sigma=129$). A primavera de 2014 se destacou com um intervalo com bandos grandes umas três semanas anterior aos outros anos. A partir de 2017, e considerando o menor número de saídas, não há indicação forte que as características mudaram em comparação aos anos anteriores. O número de saídas realizado nas migrações de primavera foi inferior ao realizado durante as migrações de outono. Verificamos que antes de agosto 2016, só num breve período no inverno (metade de julho até metade de agosto) não foram registrados bandos. Considerando as saídas com grupos maiores ($N_2 > 90$) até agosto de 2016, na primavera a média foi de 495 (62%

das saídas), no verão 472 (50% das saídas) e no outono 337 (64% das saídas). Com poucas saídas no verão, não podemos concluir que a frequência de encontrar mais do que 90 indivíduos em dois trechos foi menor do que no outono ou primavera. No período mais recente a situação mudou. Considerando-se que a probabilidade de encontrar grupos maiores ($N_2 > 90$) continuou em torno de 50%, a chance de não encontrar bandos grandes em dez saídas foi 0.1%. Nos outonos mais recentes a ocorrência de saídas com $N_2 > 90$ caiu para 44% e a média de aves para 202. Na primavera não se observou uma queda significativa. Não incluindo a primavera de 2016, rica em aves, a média foi de 386 com 58% das saídas contribuindo, incluindo a primavera de 2016 cresceu até 766 e 75%.

Em sete dos nove anos entre 2013 e 2021, em ao menos uma saída contou-se mais do que 150 indivíduos de *Pluvialis dominica*. Em 2013/14, o máximo foi 52 indivíduos e, em 2019/20, o máximo foi 89. O número de saídas é insuficiente para concluir que teve uma população menor nesses anos. Aparentemente, o uso da praia pela espécie do PNL manteve-se no período estudado.

Houve, ao menos, uma saída com mais do que 20 indivíduos de *Arenaria interpres* registrados em todos os anos, exceto 2019. Entretanto, em

2019 só foram feitas duas saídas no intervalo de metade de fevereiro até a metade de maio, não havendo indícios significativos de variação entre os anos para *Arenaria interpres* na área de estudo.

As médias registradas para as espécies migratórias mais abundantes no período do estudo são apresentadas na Figura 13.

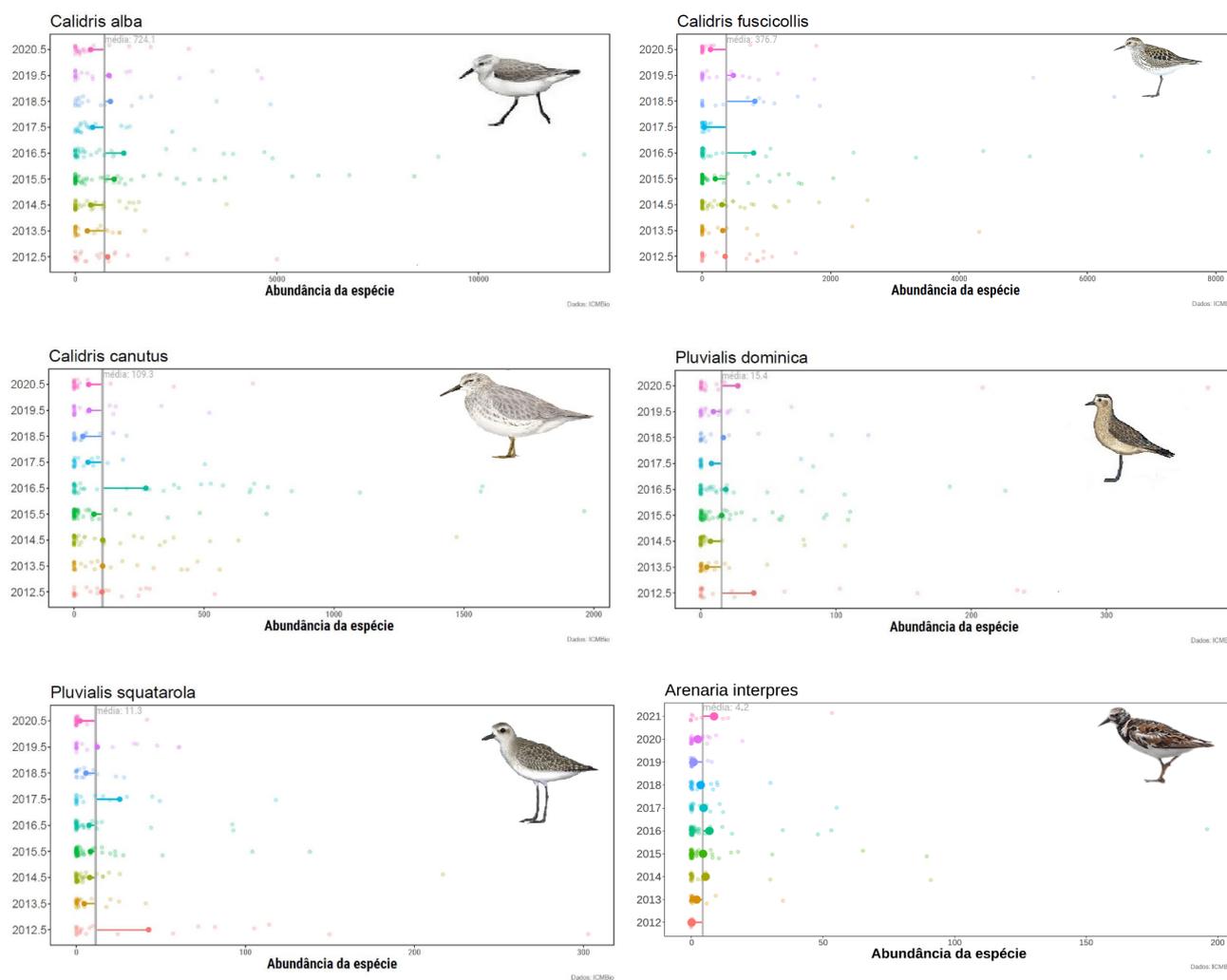


Figura 13 – Variação da abundância média de aves limícolas migratórias das espécies mais abundantes, na praia do PNLP e entorno, no período entre 1º de julho de 2012 e 30 de junho de 2021 (2012.5 = 01/jul/2012 a 30/jun/2013, ..., 2020.5 = 01/jul/2020 a 30/jun/2021).

Não houve indicação que o número de aves limícolas que utiliza o PNLP declinou no período do estudo. Em 2016, o máximo não atingiu um valor maior do que visto em outros anos nos períodos transitórios entre os máximos e os mínimos. Em 2018, o número de aves ficou sempre acima dos números nos períodos transitórios em outros anos. Isso ocorreu em 2019 (com um número um pouco menor) e voltou a um valor baixo no fim de 2020 e início de 2021, mas ainda acima dos valores em baixa de 20 indivíduos vistos antes de 2018.

Discussão

Diversidade

O índice de diversidade foi maior para a praia do entorno (trecho A), seguido das áreas internas do Parque (C e B) devido à maior equidade de espécies em A e C. O trecho C foi percorrido apenas 15 vezes, e o reduzido esforço amostral justificou que tenham sido encontradas menos espécies ali. O trecho B registrou o maior número de espécies, mas foi fortemente dominado

por apenas duas: *Calidris alba* (51.5% de todos os indivíduos) e *Calidris fuscicollis*, que refletiu nos menores índices de diversidade e equidade. Nos trechos A e C, três espécies contribuíram cada uma por mais do que 20% do total (*Calidris alba*, *C. fuscicollis* e *Haematopus palliatus* em A e *Calidris canutus*, *C. fuscicollis* e *C. alba* em C).

O número de espécies contabilizado no monitoramento (18) foi expressivo dada a homogeneidade do ambiente, e superior ao encontrado em outros estudos e ambientes similares no litoral do Rio Grande do Sul (p.ex. 11 espécies de aves limícolas na praia de Capão da Canoa/RS, encontradas por Sanabria *et al.*, 2009; 13 espécies na praia entre Tramandaí e Palmares do Sul/RS, registradas por Muller & Barros, 2013).

Distribuição espacial

Os desvios encontrados na abundância total e densidade média de aves entre os trechos indicaram que o Parque suportou maiores bandos das espécies do gênero *Calidris* (*C. alba*, *C. fuscicollis* e *C. canutus*). Além dessas, foram significativamente mais abundantes na área do Parque as espécies *Charadrius semipalmatus*, *Pluvialis dominica* e *Pluvialis squatarola*. Na área da praia no entorno do Parque, foi significativamente mais abundante a espécie *Himantopus melanurus*.

Dentro do Parque, na área de praia mais ao sul (trecho C) a abundância das espécies *Charadrius semipalmatus*, *Pluvialis squatarola* e *Calidris canutus* pode indicar que essas tenham se beneficiado do isolamento natural da área, entretanto o esforço em saídas nesse trecho foi insuficiente para conclusões para a maioria das espécies.

Variação temporal das aves limícolas residentes

Não houve variação estatisticamente significativa da abundância das aves imícolas residentes entre os anos no período do estudo e as variações sazonais encontradas foram relacionadas aos agrupamentos reprodutivos e deslocamentos locais.

O piru-piru *Haematopus palliatus* foi a espécie residente mais abundante neste estudo

e ocorre em toda a costa Atlântica americana. A população norte-americana realiza pequenos deslocamentos migratórios, é territorialista durante o período reprodutivo e fiel aos locais de nidificação (Nol & Humphrey, 1994). A população que ocorre na costa do Rio Grande do Sul realiza pequenos deslocamentos (Belton, 1994), nidifica nas dunas frontais e na areia da praia e, após o período reprodutivo – que ocorre na primavera e verão (Vooren & Chiaradia, 1990; Canabarro & Fedrizzi, 2010; Sanabria, 2012), agrupa-se em grandes bandos (Vooren & Chiaradia, 1990; Belton, 1994). A diminuição da abundância de *H. palliatus* na área de estudo entre os meses de agosto e fevereiro de cada ano foi associada por nós ao deslocamento de casais para áreas reprodutivas nas dunas e pós-praia, e o aumento verificado entre fevereiro e maio, ao retorno e agrupamento dos adultos e recrutamento de juvenis após o período reprodutivo. O estado do Rio Grande do Sul é o de maior abundância do *H. palliatus* no Brasil (Vooren & Chiaradia, 1990; Sick, 1997; Clay *et al.*, 2014) e as densidades encontradas neste estudo (13,70 indivíduos/km) foram maiores que as encontradas para a espécie em outros sítios no RS, como na praia do Hermenegildo (3,5 indivíduos/km – Canabarro & Fedrizzi, 2010), e Praia Grande (13,34 indivíduos/km – Linhares, 2018). Considerando a extensão superior da área e o uso pela espécie durante todo o ano, concluímos que a praia do PNLP e do seu entorno é a mais importante área de vida e a de maior abundância de *Haematopus palliatus* conhecida no Brasil.

A diminuição da abundância da batuíra-de-coleira *Charadrius collaris* na praia nos meses de verão também foi relacionada ao comportamento reprodutivo. Durante o período reprodutivo (novembro a janeiro) forrageiam próximo aos ninhos, localizados em dunas vegetadas e áreas interiores, retornando a forragear na praia no período pós-reprodutivo (Lara-Resende & Leeuwenberg, 1987; Barbieri *et al.*, 2013), e a espécie é tida como mais abundante na praia nos meses de inverno em outras áreas no estado do Rio Grande do Sul (Belton, 1994; Costa & Sander, 2008; Scherer & Petry, 2012) e no estado de São Paulo (Barbieri *et al.*, 2013), condizente com os resultados deste estudo.

O pernilongo-de-costas-brancas *Himantopus melanurus* é uma ave ainda pouco conhecida quanto aos seus aspectos populacionais,

deslocamentos e fenologia. No estado do Rio Grande do Sul, é considerado migrante de curta distância, com variação sazonal de sua abundância na costa, alcançando valores máximos no outono e inverno e valores mínimos na primavera, e do qual não há conhecimento sobre a origem dos indivíduos que forrageiam no litoral (Vooren & Brusque, 1999). Nos estados de Santa Catarina e do Rio de Janeiro observamos que *H. melanurus* reproduz em margens de lagoas costeiras a partir do final do mês de agosto e encontramos ninhegos em outubro e novembro nesses ambientes, e nas lagoas do interior do município de Mostardas/RS, registramos ninhegos no mês de novembro de 2018 (Paludo, obs. pess.), o que nos leva a supor que o período reprodutivo da espécie se estende de agosto a dezembro, e que o menor número de indivíduos registrados na praia na primavera e verão deveu-se ao deslocamento dos indivíduos para as áreas de reprodução. Essa espécie apresentou variações na distribuição durante os anos no nosso estudo, que sugerem a existência de população residente e população migratória na área dificultando a compreensão de possíveis padrões de uso da praia.

Charadrius falklandicus reproduz-se na área de estudo e possui população que reproduz na Argentina, e o maior número de indivíduos nos meses de inverno foi atribuído ao aporte dos indivíduos migratórios.

Chegada e partida migratória, hibernagem e overwintering

As aves limícolas neárticas predominaram em número de espécies e em abundância na praia do PNLP e do entorno, refletindo em maiores agregações das aves limícolas na primavera, verão e outono de cada ano, que corresponde ao período de passagem migratória e hibernagem do grupo na área. *Calidris alba*, *Calidris fuscicollis* e *Calidris canutus* foram as espécies mais abundantes. São migratórias de longas distâncias, capazes de migrar anualmente distâncias superiores a 30.000km entre os sítios reprodutivos no Ártico e os sítios de parada e hibernagem (Piersma *et al.*, 2005). *Calidris alba*, em migração na primavera (pós-reprodutiva), chegou geralmente a partir do mês de agosto, antecedendo *Calidris fuscicollis*, que chegou, em geral, a partir do mês de setembro. As duas espécies foram abundantes nos meses do verão até meados de abril (período

de hibernagem), quando deixaram a área em migração no outono (pré-reprodutiva). A chegada foi condizente com o observado por Barbieri *et al.* (2013) na Ilha Comprida/SP, 13 graus de latitude ao norte da área de estudo, onde indivíduos de *C. alba* começaram a chegar em agosto e de *C. fuscicollis* a partir de setembro em 2010. Quanto à partida, Nascimento (2010), através do estudo da capacidade de voo de aves capturadas entre 1993 e 2007, sugeriu que na Lagoa do Peixe a maioria dos indivíduos de *C. alba* estava fisiologicamente apta para migrar a partir da metade do mês de abril, enquanto a maioria dos indivíduos de *C. fuscicollis* estaria apta a migrar a partir da última semana de abril. Em nosso estudo, as duas espécies permaneceram em grande número no período entre a chegada e partida migratória, aparentemente sem deslocamento significativo para outros sítios durante a hibernagem. Lourenço *et al.* (2016) encontrou, em Portugal, que a maioria dos maçaricos-brancos (*C. alba*) parece selecionar o sítio de hibernagem logo após a chegada dos sítios reprodutivos e permanece nele por toda a hibernagem. *Calidris alba* esteve presente na área de estudo durante todo o ano de 2015, 2017, 2018, 2019 e 2020, ainda que em pequeno número no inverno. *Calidris fuscicollis* foi abundante na hibernagem e quase ausente no intervalo entre a partida de um ano e a chegada no ano seguinte, embora este período tenha variado em até um mês de um ano para o outro.

Para a espécie *Calidris canutus*, os dados de abundância e tamanho de bandos refletiram uma maior complexidade relacionada aos movimentos migratórios. Na migração de primavera ou pós-reprodutiva, as aves chegaram à área de estudo entre os dias 46 e 153 (de 15 de agosto a 30 de novembro) de cada ano. Observamos a chegada dos bandos grandes na primeira parte de setembro (excepcionalmente na segunda parte de agosto) e esses foram registrados por 40 até 80 dias, após o que, com a continuação da migração de parte da população, permaneceram em grupos menores hibernando na área. A migração de outono (pré-reprodutiva) foi observada em um intervalo de tempo maior, entre o dia 243 e 380 (de 28 de fevereiro a 16 de julho) de cada ano. Os picos de abundância da espécie na área corresponderam à passagem da maioria da população migrando em direção ao sul (setembro – migração da primavera) e em direção ao norte (abril – migração de outono). Os bandos maiores foram mais comuns na área

interna do Parque, e muito mais na migração de primavera que na migração de outono. No mês de setembro, foram registrados os maiores bandos e abundância de *Calidris canutus*.

Bandos significativos foram encontrados durante os meses de maio e julho, e poucos indivíduos entre 15 de julho e 15 de agosto. Esses indivíduos podem ser jovens que não retornam aos sítios reprodutivos no primeiro ano, conforme conhecido para espécies migrantes de longas distâncias (Niles *et al.*, 2008), ou adultos em *oversummering* – fenômeno no qual alguns indivíduos em idade reprodutiva deixam de migrar para os sítios reprodutivos em algum ciclo (Mcneil *et al.*, 1994). Alguns autores sugerem que, nos jovens, a propensão a migrar decresce com o aumento das distâncias migratórias (Tavera *et al.*, 2016; Verhoeven *et al.*, 2016; Reneerkens *et al.*, 2020) e em adultos a permanência nos sítios é associada a injúrias, doenças, restrições fisiológicas, estocasticidade ambiental ou condições das penas de voo e estágio de mudas (Martínez-Gurci *et al.*, 2020), e que a reprodução intermitente pode ser resposta adaptativa às compensações entre o sucesso reprodutivo atual e a reprodução potencial futura (Shaw & Levin, 2013; Tavera *et al.*, 2020). Não conhecemos os motivos que levam não migrantes a permanecer na área de estudo, que requerem investigação. No entanto, a ocorrência de *oversummering* destaca que as condições da área de estudo permitem a permanência dos indivíduos durante o ano todo.

Calidris alba é comum e de ampla distribuição em áreas costeiras em vários continentes, associado a *habitat* com sedimentos mais grosseiros, como as praias arenosas ou arenolodas (Pettacci, 2002), tido como sensível a perturbações humanas (Thomas *et al.*, 2003) e com grande fidelidade aos sítios de internada e de parada migratória (Lourenço *et al.*, 2016). As praias do estado do Rio Grande do Sul são a principal área de internagem de *Calidris alba* na costa atlântica da América do Sul, onde foram estimados, no ano de 1989, mais de 5.000 indivíduos por Morrison & Ross (1989); nessa mesma época, Vooren & Chiaradia (1990) calcularam uma densidade de 19,65 indivíduos/km no monitoramento da Praia do Cassino, litoral sul do RS. Para o litoral centro do RS, Fedrizzi & Carlos (2011) encontraram 15,57 indivíduos/km e máximo de 2.336 (abril e maio de 2005); e Mader *et al.* (2011), entre os anos de 97 a

2007, estimaram em 1.200 a 4.200 indivíduos a população internante no litoral médio e cerca de 1.000 no litoral norte do RS. Neste estudo, a maior abundância registrada foi 12.622 indivíduos em 24/nov/2016, excepcional, e valores superiores a 1.000 foram registrados todos os anos, com densidade variando de 13,61 a 33,49 indivíduos/km entre os trechos. Ressalvadas as variações metodológicas e temporais dos estudos, as abundâncias de *Calidris alba* neste estudo foram as maiores já registradas no litoral do RS e do Brasil, inclusive nos anos mais recentes, indicativo que a área se mantém sendo a mais importante área de internagem para a espécie no Brasil.

Calidris fuscicollis migra no Brasil tanto sobre o continente como pela rota costeira Atlântica, até áreas de internada ao sul da América do Sul (Harrington *et al.*, 1986; Telino-Junior *et al.*, 2003; Nascimento, 2010). São comuns na costa do Uruguai entre setembro e abril, e abundantes em todo o verão (Alfaro & Clara, 2007). Na Argentina, as maiores abundâncias foram registradas em março (Hernández *et al.*, 2004). No estado do Rio Grande do Sul, Dias *et al.* (2011) registrou 688 indivíduos na Ilha da Torotama, 500 indivíduos no Canal de Rio Grande, e estimou a densidade de 50 indivíduos/km na praia da Capilha durante o período de internagem. Belton (1994) estimou 7.000 indivíduos no Parque Nacional da Lagoa do Peixe; e Nascimento (2010), na área interna à barra da Lagoa, registrou a abundância máxima de 14.980 em novembro de 2005. O máximo registrado neste estudo, no ambiente praiado, foi 7.921 indivíduos em 1º/nov/2016, com densidades variando de 9,41 indivíduos/km, na área externa, a 72,15 indivíduos/km na área interna do PNL, condizentes com os dados históricos para a área e superiores aos encontrados em outras áreas no litoral do RS.

A população de *Calidris canutus* que frequenta o PNL pode migrar até a Terra do Fogo, e o PNL é considerado o principal ponto de repouso e alimentação no Brasil (Nascimento, 1995), com registros de até 11.000 entre abril e maio de 1984 (Harrington *et al.*, 1986); 7.000 entre novembro de 2005 e dezembro de 2006 (Nascimento, 2010); e 11.243 indivíduos entre novembro de 2007 e dezembro de 2008 (Gonçalves, 2009). O máximo neste estudo foi 1.963 indivíduos (14/set/2015). Ao contrário dos estudos anteriores, este restringiu-se ao ambiente da praia do PNL e a espécie frequenta a área

interna da lagoa, onde os grandes bandos foram registrados por Nascimento (2010) e Gonçalves (2009), e provavelmente a abundância da população invernante no PNLP é maior que a registrada neste estudo.

Os períodos encontrados condizem com os observados para indivíduos que invernam na Terra do Fogo, que iniciam sua migração pré-reprodutiva no final de janeiro, com picos de abundância ao longo da costa da Argentina entre a metade de março até metade de abril (González et al., 1996; Blanco et al., 2006). No estado do Rio Grande do Sul, Fedrizzi (2008) e Melo (2014) estudando a migração de outono de *Calidris canutus* encontraram pico de abundância em abril. Do PNLP seguem rumo ao norte parando em sítios ao longo da costa Atlântica, voando diretamente até a costa norte brasileira e dali para sítios localizados na América do Norte, ou mesmo são capazes de voar diretamente para a Baía de Delaware, Estados Unidos, em um voo único contínuo de seis dias, chegando aos sítios reprodutivos no Ártico no final de maio e início de junho (Niles et al., 2010). Encontramos maiores abundâncias de *C. canutus* na praia durante os meses de migração para o sul (primavera) do que na migração para o norte (outono), mas o maior número de bandos médios a grandes foram registrados no período de abril/maio. Esse padrão se repetiu em cinco de oito migrações monitoradas (ano de 2013.5, 2015.5, 2016.5, 2019.5 e 2020.5) e aparentemente refletiu uma passagem mais concentrada e rápida dos indivíduos na migração para o norte – não capturada totalmente pelos censos realizados a intervalos de tempo iguais. Geralmente é assumido que a migração para a reprodução é mais rápida que a migração pós-reprodutiva em uma estratégia de otimização do tempo, pois haveria vantagens em chegar logo aos sítios reprodutivos, seja para escolher melhor território reprodutivo, para reproduzir no período de melhores condições de abundância nos sítios ou para oportunizar maior período reprodutivo para as espécies árticas (Kokko, 1999; Both, 2010; Duijns et al., 2019). Na migração pós-reprodução, quando não há tanta pressa, as aves podem migrar parando mais e por mais tempo nos sítios, em uma estratégia de otimização da energia, para recuperar o gasto reprodutivo e para a realização de mudas e outras atividades, que parece ser o caso da população de *Calidris canutus* que usa o PNLP.

Algumas variações nas migrações anuais foram observadas, como a chegada antecipada em cerca de três semanas na primavera de 2014 e a abundância maior de aves registradas na primavera de 2016. Não há indicação de que o número de indivíduos de *Calidris canutus* que frequentou a praia no período de estudo tenha se alterado. A espécie é considerada ameaçada de extinção no Brasil e no nível internacional. Atribui-se à população que migra até o Chile declínio de cerca de 75% entre os anos de 1980 e 2000 e aparente estabilidade desde então, mas sem sinais de recuperação (USFWS, 2021). Este estudo destaca a importância da área como sítio de parada, de invernagem e *oversummering* para a população de *Calidris canutus* que migra até o extremo da América do Sul.

Charadrius semipalmatus foi espécie registrada, entre setembro e abril, todos os anos na área de estudo, correspondendo a indivíduos que não realizaram migração para reprodução. Indivíduos não migrantes também ocorrem em outras regiões no Brasil (Telino-Junior et al., 2003; Barbieri et al., 2013). As abundâncias superiores na área mais isolada do Parque pode ser indicativo da maior sensibilidade da espécie à presença ou perturbação humana. Sugerem também que a população que frequenta a área pode ser maior que a registrada. O maior número de indivíduos de *Charadrius semipalmatus* registrado foi 1448 (13/abril/2020), e a densidade média de 4,4 indivíduos/km. A densidade da espécie nas praias da Planície Costeira Central do RS foi estimada em 1,32 indivíduo/km e o número máximo de indivíduos observados foi 198 (Fedrizzi & Carlos 2011). No PNLP, entre 2005 e 2006, o máximo registrado foi 760, no mês de abril (Nascimento, 2010), e entre 2007 e 2008 foram contabilizados 4.775 indivíduos (Gonçalves, 2009). No período de outubro de 2007 a setembro de 2009, na praia entre a cidade de Mostardas e o balneário de Pinhal/RS, o máximo registrado foi de 547 indivíduos (Scherer & Petry, 2012). Os números encontrados neste estudo são condizentes com os anteriores no PNLP e superiores aos das outras áreas no estado.

Pluvialis dominica foi frequente no ambiente da praia neste estudo, com marcada sazonalidade e maiores bandos e abundâncias no período entre outubro e fevereiro. *Pluvialis squatarola* foi espécie comum na praia,

geralmente em pequenos bandos. A espécie *Limosa haemastica* – da qual Belton (1994) e Nascimento (2010) estimaram mais de 1.000 indivíduos invernantes no PNL, e a espécie *Numenius hudsonicus*, tiveram poucos registros ao longo dos nove anos do estudo, reforçando a preferência por outros *habitat* existentes na UC que não a praia, tais como as margens da lagoa e bancos lamosos. À exceção do maçarico-de-perna-amarela *Tringa flavipes* e maçarico-grande-de-perna-amarela *Tringa melanoleuca*, todas as espécies migratórias foram registradas em maior número na praia interna ao Parque nacional do que no entorno.

Para as aves limícolas migratórias neotropicais monitoradas, não foi possível definir períodos migratórios na área pelo reduzido número de registros na praia.

A variação do total das aves indicou a ocorrência de migrações mais fortes (ou envolvendo um maior número de indivíduos) e mais fracas ao longo do período do estudo. No entanto, com base nos dados dos censos realizados na área de estudo entre 2012 e 2021, não foi possível afirmar que houve tendência de diminuição ou aumento das populações que usam a área. As alterações observadas parecem estar mais relacionadas a efeitos globais em larga escala do que a efeitos e perturbações locais. A primavera do ano de 2016 destacou-se como excepcionalmente forte nesse conjunto de anos, com abundâncias expressivas das espécies migrantes de longas-distâncias. Relevante notar que o período coincidiu com o término do efeito climático de El Niño, que induziu profundas mudanças no clima e hidrodinâmica na costa sul brasileira, com temperaturas e precipitação elevadas, inundações e intensificação das ressacas no ano de 2015, seguido do inverno com as mais baixas temperaturas da água do mar da década em 2016. São anomalias que refletiram na biodiversidade marinha e podem ter influenciado o comportamento das aves limícolas, pois as aves migratórias são especialmente sensíveis às mudanças climáticas e ambientais globais (Both *et al.*, 2010) que podem alterar o seu comportamento migratório (Peñuelas & Fillela, 2001). Essa é uma hipótese que pode ser explorada em estudos futuros, valendo-se da existência do monitoramento de longo prazo no PNL.

Gestão da unidade de conservação

Os censos no ambiente da praia registraram 62% das espécies de aves limícolas com ocorrência conhecida no PNL (ICMBio, 2021), atestando que foram efetivos para o monitoramento das aves limícolas no Parque, fornecendo dados sobre abundância, distribuição espacial, fenologia e tendências para a maioria das espécies migratórias e residentes.

Na metodologia ficou evidente a importância do esforço concentrado no monitoramento, com saídas mais frequentes nos períodos críticos (chegada migratória, partida migratória e período reprodutivo), pois, com saídas mensais, há um risco de registrar números pouco representativos de aves nesses períodos. Estender o monitoramento para trechos com amostras de outros ambientes pode ampliar os resultados, incluindo espécies que tem nestes ambientes seus *habitat* preferenciais e que foram pouco ou não representadas na praia.

A maior abundância da maioria das espécies de aves limícolas na área interna do Parque é um indicativo de efetividade da unidade de conservação. As maiores concentrações de aves migratórias ocorrem no período de veraneio e férias de moradores e turistas, com maior fluxo de pessoas e de veículos na praia, e as restrições decorrentes da existência da UC, maior proteção do *habitat* e menor perturbação das aves decorrentes das atividades de gestão da unidade beneficiam as aves em atividades de forrageio e descanso. Além da interferência humana, fatores como a influência maior da barra da Lagoa do Peixe nos períodos em que está aberta e a distribuição do macrobentos na praia podem refletir na distribuição das aves. Não foram mensuradas as variáveis que poderiam testar essas hipóteses, e outros estudos são necessários além do monitoramento.

Este estudo mostrou que a praia do PNL e do entorno são importantes na trajetória de diversas aves limícolas migratórias e residentes, e que o sítio vem mantendo as condições favoráveis e a capacidade de sustentar populações abundantes das aves ao longo dos anos. Estima-se que 91% das espécies de aves migratórias têm proteção inadequada das áreas ou sítios utilizados em ao menos uma parte do seu ciclo anual (Runge *et al.*, 2015), o que ressalta a importância das áreas protegidas contemplando sítios migratórios para a conservação. A proteção conferida pelo Parque

é fundamental para a conservação dos *habitat* e das espécies, relevante no contexto de alterações progressivas no litoral do Rio Grande do Sul. Recomenda-se o fortalecimento da unidade com o ordenamento das atividades antrópicas de forma a garantir o ambiente favorável às aves, e o estímulo à visitação na forma de ecoturismo e turismo de observação de aves, de forma a conciliar os objetivos de conservação com a socioeconomia local.

Agradecimentos

Aos servidores do ICMBio e colaboradores que participaram das atividades de campo no período do estudo. Parte das saídas de campo e o processamento dos dados foram promovidos pelo Projeto Áreas Marinhas e Costeiras Protegidas – GEF Mar (MMA/Banco Mundial/Funbio). Desenvolvido sob autorização Sisbio 42418.

Referências

- Alfaro M & Clara M. Assemblage of shorebirds and seabirds on Rocha Lagoon sandbar, Uruguay. *Ornitologia neotropical* 18: 421-432. 2007.
- Andres BA, Smith PA, Morrison, RG, Gratto-Trevor L, Brown SC & Friis CA. Population estimates of North American shorebirds, 2012. *Wader Study Group Bulletin* 119(3): 178-194. 2012.
- BRASIL. 1986. Decreto nº 93.546, de 6 de novembro de 1986 – Cria o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, dispõe sobre seus objetivos, limites e forma de administração. Disponível em https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/1985-1987/d93546.htm. Acesso em 05/01/2022.
- Bamford M, Watkins D, Bancroft W, Tischler G & Wahl J. Migratory Shorebirds of the East Asian–Australasian Flyway; Population Estimates and Internationally Important Sites. Wetlands International – Oceania. Canberra, Australia. 2008. Disponível em <https://www.wetlands.org/publications/migratory-shorebirds-of-the-east-asian-australasian-flyway-population-estimates-and-internationally-important-sites/>. Acesso em 05/01/2022.
- Barbieri E, Delchiaro RT & Branco JO. Flutuações mensais na abundância dos Charadriidae e Scolopacidae da praia da Ilha Comprida, São Paulo, Brasil. *Biota neotrop.* 13(3): 268-277, 2013.
- Bart J, Brown S, Harrington B & Morrison RIG. (2007). Survey trends of North American shorebirds: population declines or shifting distributions? *Journal of Avian Biology*, 38(1): 73-82, 2007.
- Belton W. 1994. Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia. Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo. 584p.
- Bentzen R, Dondua A, Porter R, Robards M & Solovyeva D. Large-scale movements of Dunlin breeding in Chukotka, Russia, during the non-breeding period. *Wader Study Group Bulletin* 132(2). August 2016
- Bibby CJ, Burgess ND & Hill DA. *Bird Census Techniques*. Academic Press, London. 2ª. Ed. 302p. 1992.
- Blanco DE, Yorio P, Petracci PF & Pugnali G. Distribution and abundance of non-breeding shorebirds along the coasts of the Buenos Aires Province, Argentina. *Waterbirds*, 29(3): 381-390. 2006
- Both C. Flexibility of timing of avian migration to climate change masked by environmental constraints en route. *Current Biology* 20(3): 243-248. 2010.
- Brazeiro A & Defeo O. Macrofauna zonation in microtidal sandy beaches: is it possible to identify patterns in such variable environments? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Stirling, v. 42(4): 523-536, 1996.
- Canabarro PL & Fedrizzi CE. Aspectos da reprodução do piru-piru *Haematopus palliatus* (Charadriiformes: Haematopodidae), na praia do Hermenegildo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 18(3): 249-255. 2010.
- CEMAVE/ICMBio. 2013. Protocolo de Monitoramento de Aves Migratórias (Charadriiformes – Charadriidae, Scolopacidae e Sternidae). <https://www.icmbio.gov.br/cemave/downloads/viewcategory/3-protocolos.html>. Acesso em 05/01/2022.
- Clay RP, Lesterhuis AJ, Schulte S, Brown S, Reynolds D & Simons TR. A global assessment of the conservation status of the American Oystercatcher *Haematopus palliatus*. In: The Conservation Status of Oystercatchers around the World Ens BJ & Underhill LG (eds). International Wader Study Group. p. 62-82. 2014.
- Clemens R *et al.* Continental-scale decreases in shorebird populations in Australia, *Emu – Austral Ornithology*, 116(2): 119-135, 2016.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) 2015. DE Q. PIACENTINI, Vítor *et al.* Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Revista Brasileira de Ornitologia - Brazilian Journal of Ornithology*, [S.l.], 23(2): 90-298, 2015. ISSN 2178-7875. Available at: <<http://www>

- revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/1263>. Date accessed: 11 May. 2022.
- Costa ES & Sander M. Variação sazonal de aves costeiras (Charadriiformes e Ciconiiformes) no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *Biodiversidade Pampeana*, PUCRS, Uruguaiana. 6(1): 3-8, 2008.
- Dias RA *et al.* Estuário da Lagoa dos Patos *In*: Valente *et al.* Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. *Conservation International*. 335-341. 2011.
- Duijns S *et al.* Long-distance migratory shorebirds travel faster towards their breeding grounds, but fly faster postbreeding. *Scientific Reports* 9: 9420. 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41598-019-45862-0> Acesso em 05/01/2022.
- Fedrizzi CE. 2008. Distribuição, abundância e ecologia alimentar de aves limícolas (Charadriiformes: Charadrii e Scolopaci) na zona costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. (Tese de Doutorado em Oceanografia). Fundação Universidade de Rio Grande, Rio Grande.
- Fedrizzi CE & Carlos CJ. Planície Costeira Central do Rio Grande do Sul. *In*: Valente *et al.* Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. *Conservation International*. 331-334. 2011.
- Freeman GH & Halton TR. Note on an exact treatment of contingency, goodness of fit and other problems of significance *Biometrika*, 38: 141-149. 1951.
- Gianuca NM. Zonação e produção nas praias arenosas do litoral sul e sudeste do Brasil: síntese dos conhecimentos. Simpósio sobre ecossistemas da costa Sul e Sudeste Brasileiro, Academia de Ciências de São Paulo, 1: 313-332, 1987.
- Gonçalves MSS. 2009. Ecologia e conservação de aves dos ecossistemas associados ao estuário do parque nacional da Lagoa do peixe, Brasil. (Dissertação do Mestrado em Biologia) Universidade do Vale do Rio do Sinos. 67p.
- Gonzalez PM, Piersma T & Verkuil Y. Food, feeding and refuelling of red knot during northward migration at San Antonio Oeste, Rio Negro, Argentina. *J. Field. Ornithol.*, 67(4): 575-591. 1996.
- Harrington BA, Antas PTZ & Silva F. Northward shorebird migration on the atlantic coast of Southern Brazil. *Vida Silvestre Neotropical* 1(1):45-54, 1986.
- Hernández MA, D'Amico VL & Bala LO. Shorebirds surveys at Península Valdés, Patagonia, Argentina: Report for the years 2001 and 2002. *Wader Study Group Bull.* 105: 101-105. 2004.
- ICMBio, 2019. Estratégia integrada de monitoramento marinho costeiro: Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade do ICMBio (MONITORA) – subprograma Marinho e Costeiro. Ribeiro KT, Masuda LSM & Miyashita LK (orgs). 1 ed, Brasília. 97p.
- ICMBio, 2021. Protocolo de monitoramento de aves costeiras do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. 2021. Documento não publicado. PNLP e CEMAVE/ICMBio. Autores: Paludo D, Severo M, Soares R, Lemos L, Homem LR, Alves MN & Alves M. disponível em:
- ICMBio, in prep. Resultados do Projeto GEF Mar. Paludo *et al*, Capítulo 2 – Aves Limícolas. in prep. Disponível em:
- Iwamura T *et al.* Migratory connectivity magnifies the consequences of habitat loss from sea-level rise for shorebird populations. *Proceedings of the Royal Society B*, 280, 20130325. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.0325>, 2013.
- Kokko H. Competition for early arrival in migratory birds. *Journal of animal ecology* 68: 940-950. 1999.
- Lara-Resende S & Leeuwenberg F. 1987. Ecological studies of Lagoa do Peixe. Washington: Final Report to WWF-US. 52p.
- Linhares BA. 2018. Biologia reprodutiva, dieta e ocorrência sazonal do piru-piru, *Haematopus palliatus* (Temminck, 1820) nas dunas da Praia Grande, Torres, Rio Grande do Sul. (Trabalho de Conclusão de curso Ciências Biológicas). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 58p.
- Lourenço PM *et al.* Influence of age and sex on winter site fidelity of sanderlings *Calidris alba*. *PerrJ* 4: 22517. 18p. 2016.
- Mäder A, Petry MV & Efe MA. Litoral médio do Rio Grande do Sul. Em: Valente RM *et al.* (org.) Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. Belém: Conservação Internacional. 317-320. 2011.
- Manomet, 1974. International Shorebird Survey – ISS. Disponível em <https://www.manomet.org/project/international-shorebird-survey/>. Acesso em 05/01/2022.
- Martínez-Curci NS, Isacch JP, D'Amico VL, Rojas P & Castresana GJ. To migrate or not: drivers of over-summering in a long-distance migratory shorebird. *J Avian Biol.* 2020. <https://doi.org/10.1111/jav.02401>. Acesso em 05/01/2022.
- McNeil R, Diaz MT & Villeneuve A. The mystery of shorebird over-summering - A new hypothesis. – *Ardea* 82: 143-152. 1994.
- Melo FS. 2014. Estudo da distribuição da população de *Calidris canutus rufa* (Aves: Scolopacidae) no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul. (Trabalho de Conclusão do Curso de Ciências Biológicas). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 22p.

- Minton CA *et al.* Trends of shorebirds in Corner Inlet, Victoria, 1982-2011 Stilt 61:3-18 Special section – Waders in Decline II. 2012.
- Morrison RIG, Ross RK & Antas PTZ. Brazil In Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America (Morrison RIG & Ross RK (eds.). Canadian Wildlife Service, Ottawa, p. 179-211
- Morrison RIG, Ross RK & Niles LM. 2004. Declines in wintering populations of Red Knots in Southern South America. Condor 106: 60-70.
- Muller A & Barros MP. Diversidade e abundância de aves costeiras em um trecho do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Biotemas 26(3): 163-175. 2013.
- Nascimento JLX. 2010. Monitoramento de aves migratórias da Ordem Charadriiformes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe/RS. Tese (Doutorado em Oceanografia). Universidade Federal de Pernambuco. 103p.
- Niles LJ *et al.* 2008. Status of the red knot (*Calidris canutus rufa*) in the Western Hemisphere. Studies in Avian Biology 36: 1-185.
- Niles LJ *et al.* 2010. First results using light level geolocators to track red Knots in the Western Hemisphere show rapid and along intercontinental flights and new details of migration pathways. Wader Study group Bulletin 117(2): 123-130.
- Nol E & Humphrey RC. American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*). In: Poole A & Gill F (eds.) The birds of North America, No. 82. Philadelphia: The Academy of Natural Sciences; Washington, D.C.: The American Ornithologists' Union. 1994.
- Paludo D, Merchant D, Niles L & Lathrop R. Distribuição e manejo de aves limícolas migratórias no litoral norte do Brasil. Anais do IX Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação – Trabalhos Técnicos 2018. Disponível em <https://eventos.fundacaogrupoboticario.org.br/Anais/Anais/TrabalhosTecnicos?ids=4679>. Acesso em 05/01/2022.
- Peñuelas J & Filella I. Responses to a warming World. Science 294: 793-794. 2001.
- Petracci PF. Diet of sanderling in Buenos Aires Province, Argentina. Waterbirds 25(3): 366-370. 2002.
- Piersma T, Rogers DI, González, PM, Zwarts L, Niles LJ, Serrano do Nascimento IDL, Minton CDT & Baker AJ. Fuel storage rates before northward flights in Red Knots worldwide. Facing the severest ecological constraint in Tropical intertidal environments? In: Greenberg R & Marra PP (eds), Birds of two worlds: the ecology and evolution of migration. 262-273, 2005.
- Programa Monitora/ICMBio – Monitoramento da biodiversidade em UC federais. 2020. Disponível em <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/monitoramento>.
- R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. RStudio Team (2019). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Reneerkens J *et al.* Low fitness at low latitudes: wintering in the tropics increases migratory delays and mortality rates in an Arctic breeding shorebird. Journal of Animal Ecology 89: 691-703. 2020.
- Runge CA *et al.* Protected areas and global conservation of migratory birds. Science, 350(6265): 1255-1258, 04 Dec 2015.
- Sanabria JAF. 2009. Diversidade de aves em um fragmento de restinga no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. (Trabalho de Conclusão de Curso) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 27 pp.
- Sanabria JAF. 2012. Abundância, distribuição espacial, uso de *habitat* e conservação do piru-piru *Haematopus palliatus* (Aves: Haematopodidae) no litoral norte e médio do Rio Grande do Sul, Brasil. (Dissertação de Mestrado) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 117p.
- Salge *et al.* Monitoramento participativo em época de pandemia: ajustando a gestão da pesca tradicional do camarão-rosa (*Penaeus paulensis*) no Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP). Anais do XI Seminário de Pesquisa e XII Encontro de Iniciação Científica do ICMBio. 240p. 2020.
- Scherer AL & Petry MV. Seasonal variation in shorebird abundance in the state of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. The Wilson J. of Ornithology, 124(1): 40-50, 2012.
- Schmaljohann H, Lisovski S & Bairlein F. Flexible reaction norms to environmental variables along the migration route and the significance of stopover duration for total speed of migration in a songbird migrant. Frontiers in Zoology 14: 1-16. 2017.
- Shaw AK & Levin AS. The evolution of intermittent breeding. Journal of Mathematical Biology, 66(4-5): 685-703. 2016. <https://doi.org/10.1007/s00285-012-0603-0> Acesso em 05/01/2022.
- Sheehy J, Taylor CM & Norris DR. The importance of stopover habitat for developing effective conservation strategies for migratory animals. J Ornithol 152: 161-168, 2011.
- Sick H. 1997. Ornitologia brasileira. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.

- Somenzari M *et al.* An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos De Zoologia*, 58: e20185803, 2018. DOI: 10.11606/1807-0205/2018.58.03. Disponível em: <https://www.revistas.usp.br/paz/article/view/127771>. Acesso em: 5/jan/2022.
- Tavera EA, Lank DB & González PM. Effects of migration distance on life history strategies of Western and Semipalmated sandpipers in Perú. *J. Field Orn.* 87(3): 293-308. 2016
- Tavera EA, Stauffer GE, Lank DB & Ydenberg RC. Oversummering juvenile and adult semipalmated sandpipers in Perú gain enough survival to compensate for foregone breeding opportunity. *Movement Ecology*. 8-42. 2020.
- Telino-Junior WR, Azevedo-Junior SM & Lyra-Neves, RM. Censo de aves migratórias (Charadriidae, Scolopacidae e Laridae) na Coroa do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20(3): 451-456. 2003.
- Thomas K, Kvitek RG & Bretz C. Effects of human activity on the foraging behavior of sanderlings *Calidris alba*. *Biological conservation*, 109: 67-71. 2003.
- USFWS. 2002. Program for Regional and International Shorebird Monitoring – PRISM. Version 0.7. Bart *et al.* Disponível em <https://www.shorebirdplan.org/science/program-for-regional-and-international-shorebird-monitoring/>. Acesso em 05/01/2022.
- USFWS. 2021. Rufa Red Knot (*Calidris canutus rufa*) 5-Year Review: Summary and Evaluation. Disponível em: https://ecos.fws.gov/docs/tess/species_nonpublish/3624.pdf. Acesso em 05/jan/2022.
- Verhoeven MA, Van Eerbeek J, Hassell CJ & Piersma T. Fuelling and moult in Red Knots before northward departure: a visual evaluation of differences between ages, sexes and subspecies. *Emu*, 116: 158-167. 2016.
- Vooren CM & Chiaradia A. Seasonal abundance and behavior of coastal birds on Cassino beach, Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 1: 9-24. 1990
- Vooren CM & Brusque LM. As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação. Fundação Universidade Federal de Rio Grande. Departamento de Oceanografia. Laboratório de Elasmobrânquios e Aves Marinhas, 58p. 1999.
- Western Hemisphere Shorebird Reserves Network - Lagoa do Peixe (WHSRN) https://whsrn.org/whsrn_sites/lagoa-do-peixe.
- Wetlands Internacional. 2005. Neotropical Waterbird Census – NWC. Disponível em <https://lac.wetlands.org/nuestro-enfoque/humedales-y-naturaleza-saludables/censo-neotropical-de-aves-acuaticas/>. Acesso em 05/01/2022.
- Wickham *et al.* (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43): 1686, <https://doi.org/10.21105/joss.01686>.
- Wilcove DS & Wikelski M. Going, going, gone: is animal migration disappearing? *PLoS Biology* 6: e188. doi:10.1371/journal.pbio.0060188, 2008.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo
n.4, 2022

<http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR>

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886