

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
CAMPUS LITORAL NORTE – CECLIMAR
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS – ÊNFASE EM BIOLOGIA MARINHA E COSTEIRA**

NAILA APARECIDA FERREIRA DE BARROS

**DUNAS COSTEIRAS DE IMBÉ-RS: VULNERABILIDADE À EROSÃO E UTILIZAÇÃO
DA PAISAGEM PARA REPRODUÇÃO DA AVIFAUNA**

**IMBÉ
2023**

NAILA APARECIDA FERREIRA DE BARROS

**DUNAS COSTEIRAS DE IMBÉ-RS: VULNERABILIDADE À EROSÃO E UTILIZAÇÃO
DA PAISAGEM PARA REPRODUÇÃO DA AVIFAUNA**

Monografia apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas: ênfase em Biologia Marinha e Costeira da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientadora: Dra. Gabriela Camboim Rockett

Coorientador: Dr. Guilherme Tavares Nunes

**IMBÉ
2023**

CIP - Catalogação na Publicação

Ferreira de Barros, Naila Aparecida
DUNAS COSTEIRAS DE IMBÉ-RS: VULNERABILIDADE À
EROSÃO E UTILIZAÇÃO DA PAISAGEM PARA REPRODUÇÃO DA
AVIFAUNA / Naila Aparecida Ferreira de Barros. --
2023.

81 f.

Orientadora: Gabriela Camboim Rockett.

Coorientador: Guilherme Tavares Nunes.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) --
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto
de Biociências, Curso de Ciências Biológicas: Biologia
Marinha e Costeira, Porto Alegre, BR-RS, 2023.

1. Aves. 2. Dunas. 3. Ecologia da Paisagem
Costeira. 4. Gestão Costeira. 5. Nidificação. I.
Camboim Rockett, Gabriela, orient. II. Tavares Nunes,
Guilherme, coorient. III. Título.

NAILA APARECIDA FERREIRA DE BARROS

**DUNAS COSTEIRAS DE IMBÉ-RS: VULNERABILIDADE À EROSÃO E UTILIZAÇÃO
DA PAISAGEM PARA REPRODUÇÃO DA AVIFAUNA**

Monografia apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas: ênfase em Biologia Marinha e Costeira da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Orientadora: Dra. Gabriela Camboim Rockett

Coorientador: Dr. Guilherme Tavares Nunes

Aprovado em: / /

BANCA EXAMINADORA

Prof^a Dr^a Samanta Costa Cristiano
Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC

Dr. Felipe Caron
Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS

**IMBÉ
2023**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer as mulheres da minha família. Cada uma da sua forma me ensinou a ser forte e buscar realizar seus desejos enfrentando o mundo a sua maneira. Minha bisavó, que não pode estudar, mas trabalhou o triplo para oferecer aos seus netos a oportunidade de se profissionalizar. Minha avó Maria José, que teve a coragem de mudar de estado em busca de uma vida melhor e nunca “deixou barato” as tentativas de suas patroas em explorar seu trabalho. Minha avó Irene, que teve pulso forte em criar quatro filhos sozinha. Mas, principalmente, a minha mãe. Maildes, mesmo nome de minha bisavó, que se fez múltipla para estudar, trabalhar e me criar. Meu maior exemplo de dedicação, comprometimento, amor e empatia. Mulher aguerrida e mãe de coração de dezenas de crianças e adolescentes dos quais já lutou pela garantia dos direitos.

Às minhas irmãs, Elis e Rafaela, os pinguinhos de gente que me fizeram falta em todos os momentos ao longo dos longos anos de graduação. Elas foram e são a minha principal fonte de motivação para continuar estudando e conhecendo as ferramentas para fazer desse mundo um lugar melhor para que elas vivam.

Também agradecer aos três homens da minha vida. Meu avô Nonato, exemplo de honestidade e pessoa com quem divido o jeito de “poucas palavras e amizades”. Meu pai Anderson, exemplo de cuidado e paciência, pessoa que me lembra todos os dias a importância do planejamento e com quem divido o jeito “*chichipato*” de ser. E meu tio Gilton, que sempre fez provocações às mínimas afirmações que fazia e me incentivou, assim, a ter pensamento crítico e curiosidade pelas coisas que ainda desconheço.

Aos meus professores, pessoas fundamentais na minha formação acadêmica e muitos dos quais tenho carinho e admiração para além da profissão. E aos orientadores, em especial a Gabriela Rockett, por acreditarem que eu era capaz de realizar a proposta de TCC que criei e pela paciência em corrigir e me auxiliar na construção do trabalho. Aos colegas de curso que me auxiliaram durante os campos para realização do TCC. Pessoas que seguiram caminhando comigo esses mais de 11 km da costa de Imbé, faça frio, faça sol ou faça NORDESTÃO.

Às minhas amigas do grupo “***** dps do ano novo”, que foram alívio cômico nos momentos de tensão, apoio em momentos de fragilidade e distração sempre que necessário. Um agradecimento especial à Luiza, que foi meu porto seguro fora de São Paulo. Me auxiliando na escrita quando o cérebro e as mãos travavam, me acalmando quando o coração acelerava ou apenas estando ao meu lado dando o suporte que eu precisava sem mesmo saber. À Ana Paula, Eduarda Landin e Gabriel Pardino por serem “ombro amigo” de modo remoto e, às vezes, assíncrono.

Agradeço também a Universidade Federal do Rio Grande do Sul, que investiu na minha educação e formação. Com ela percebi a importância de uma educação pública

de qualidade e, por causa dela, luto para que todas as pessoas um dia possam acessar esse privilégio que eu tive.

VIVA A UNIVERSIDADE PÚBLICA, GRATUITA E DE QUALIDADE!

RESUMO

O ecossistema de dunas costeiras está presente atualmente em algumas regiões do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, após décadas de ampla degradação. Processos erosivos no sistema de dunas costeiras podem ser causados pela ação eólica, das ondas ou pela pressão humana e urbana, que inclui a construção civil ou os variados usos que o ser humano faz da orla litorânea. A erosão da costa causa a insegurança humana quanto ao avanço do mar em direção ao continente, destruição das propriedades mais próximas ao mar e diversos impactos à biodiversidade costeira. Um dos grupos impactados pela erosão e diminuição do ecossistema de dunas são as aves que utilizam as costas arenosas. Essas aves representam o maior nível trófico do ecossistema e utilizam a área também para sua reprodução e descanso. Através de uma abordagem interdisciplinar, realizou-se uma avaliação da relação entre a vulnerabilidade das dunas à erosão e a utilização da paisagem pela avifauna durante a época reprodutiva, na praia arenosa de Imbé, litoral norte do Rio Grande do Sul. Os métodos incluíram a análise e estruturação de dados georreferenciados em Sistema de Informações Geográficas, análise de imagens de sensoriamento remoto, coleta de dados de campo para a aplicação do *checklist* de vulnerabilidade de dunas à erosão e busca ativa por ninhos, além de análises estatísticas e elaboração de produtos gráficos e cartográficos. Com isso, constatou-se que 66% da costa de Imbé sofre com processos erosivos no sistema de dunas adjacentes à praia, sendo necessárias intervenções de restrição de uso para que consigam se regenerar. Além disso, foram encontrados 22 ninhos de *A. cunicularia*, 18 de *V. chilensis* e dois (2) de *H. palliatus*, sendo que 86% desses encontram-se entre a Barra e a Av. Mariluz. A análise estatística de correlação demonstrou que as aves constroem seus ninhos em locais que apresentam maiores áreas superficiais e largas das dunas, sendo assim, a compressão do ecossistema de dunas e perda de habitat é o principal fator limitante da reprodução dessas espécies. Constatou-se, também, que a vulnerabilidade da duna apresenta correlação negativa com a área e largura de duna e com a quantidade de ninhos. Com isso, demonstrou-se que os ninhos de *A. cunicularia* podem ser usados como potenciais bioindicadores no monitoramento da evolução da vulnerabilidade e que, desta forma, podem ser complementares à utilização do *checklist*.

Palavras-chave: Aves. Dunas. Ecologia da Paisagem Costeira. Gestão Costeira. Nidificação.

ABSTRACT

The coastal dune ecosystem is currently present in some regions of the North Coast of Rio Grande do Sul, after decades of extensive degradation. Erosive processes in the coastal dune system can be caused by wind action, waves or by human and urban pressure, which includes civil construction or the various uses that human beings make of the coastline. Coastal erosion causes human insecurity regarding the advance of the sea towards the continent, destruction of properties closest to the sea and various impacts on coastal biodiversity. One of the groups impacted by erosion and the reduction of the dune ecosystem are the birds that use the coastline. These birds represent the highest trophic level of the ecosystem and also use the area for reproduction and rest. Through an interdisciplinary approach, an evaluation was carried out of the relationship between the vulnerability of dunes to erosion and the use of the landscape by avifauna during the reproductive season, on the sandy beach of Imbé, north coast of Rio Grande do Sul. The methods included the analysis and structuring of georeferenced data in the Geographic Information System, analysis of remote sensing images, field data collection for the application of the vulnerability checklist of dunes to erosion and active search for nests, in addition to statistical and elaboration of graphic and cartographic products. With this, it was found that 66% of the coast of Imbé suffers from erosion processes in the dune system adjacent to the beach, requiring interventions to restrict use so that they can regenerate. In addition, 22 nests of *A. cunicularia*, 18 of *V. chilensis* and two (2) of *H. palliatus* were found, 86% of which are located between Barra and Av. Mariluz. Statistical correlation analysis showed that birds build their nests in places with larger surface areas and widths of the dunes, thus, the compression of the dune ecosystem and loss of habitat is the main limiting factor for the reproduction of these species. It was also found that vulnerability has a negative correlation with the area and width of the dune and with the number of nests. With this, it was demonstrated that *A. cunicularia* nests can be used as potential bioindicators in monitoring the evolution of vulnerability and that, in this way, they can be complementary to the use of the checklist.

Keywords: Birds. Dunes. Coastal Landscape Ecology. Coastal Management. Nesting.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 OBJETIVOS	12
3 REFERENCIAL TEÓRICO/ESTADO DA ARTE	13
3.1 DUNAS COSTEIRAS	14
3.2 ÍNDICE DE VULNERABILIDADE DE DUNAS À EROSÃO	19
3.3 AVES COSTEIRAS	20
3.3.1 <i>Athene cunicularia</i> - Coruja-Buraqueira	21
3.3.2 <i>Haematopus palliatus</i> - Piru-Piru	22
3.3.3 <i>Vanellus chilensis</i> - Quero-Quero	23
3.4 GESTÃO COSTEIRA	25
4 ÁREA DE ESTUDO - IMBÉ, LITORAL NORTE DO RIO GRANDE DO SUL	27
5 MATERIAIS E MÉTODOS	29
5.1 VULNERABILIDADE DE DUNAS	29
5.1.1 Pré-Campo	29
5.1.2 Trabalho de Campo	34
5.1.3 Pós-campo	35
5.2 USO DA PAISAGEM DE DUNAS PARA NIDIFICAÇÃO	36
5.2.1 Pré-campo	36
5.2.2 Trabalho de Campo	37
5.2.3 Pós-campo	38
6 RESULTADOS	40
6.1 AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE DE DUNAS	40
6.2 RELAÇÃO DOS PARÂMETROS COM O ÍNDICE DE VULNERABILIDADE DUNAR	44
6.3 ANÁLISE DE SIMILARIDADE DAS UPS	47
6.4 CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM NO ENTORNO DOS NINHOS	51
6.5 CORRELAÇÃO DO CHECKLIST COM A QUANTIDADE DE NINHOS	54
7 DISCUSSÃO	59
8 CONCLUSÕES	63
REFERÊNCIAS	64
ANEXOS	75

1 INTRODUÇÃO

O processo de urbanização do Rio Grande do Sul teve início em 1752, quando os açorianos receberam terras para desenvolver a atividade agrícola para abastecer a Colônia. A partir disso foram se estabelecendo núcleos urbanos, principalmente na região de Rio Grande, Mostardas, Porto Alegre, Santo Antônio da Patrulha e Osório (RS, 2020). Esse processo de urbanização, associado a carência de políticas públicas de planejamento e gestão ambiental voltadas para o uso consciente dos recursos naturais, consentiu a ocupação e loteamento em ecossistemas vulneráveis da Zona Costeira (CLAUSSEN, 2013).

O Litoral Norte do estado passou a ser visitado no fim da década de 1920 durante o verão por causa do uso terapêutico dos banhos de mar (CORREA, 2010). O transporte dos veranistas era realizado pela empresa Carris Tramandahy por meio de bondes, com os trilhos acima das dunas (SOARES, 2000 *apud* CLAUSSEN, 2013, p.44-45). Esse tipo de transporte foi extinto na década de 1940 e em 1950 a inauguração da BR-101 e da Estrada Interpraia permitiu uma locomoção mais fácil dos veranistas.

Devido a essa maior facilidade de chegar a Imbé, na época um Balneário de Osório, esse foi um dos primeiros lugares a ter loteamentos regularizados, principalmente para imóveis de segunda residência. Daí em diante a urbanização na região só se intensificou (CLAUSSEN, 2013). Com o crescimento populacional estimado em 1,51% ao ano para o COREDE Litoral, superando o estimado para o estado, que é de 0,66% ao ano (IBGE, 2020).

Apesar de Imbé ter sido um Balneário pensado por arquitetos urbanistas, seu loteamento não levou em consideração a vulnerabilidade de alguns ambientes, resultando na construção sobre o campo de dunas, principalmente na região mais ao Sul do município, próximo à Foz do Estuário do Tramandaí, onde está localizado o centro da cidade. É importante destacar que as dunas costeiras, feições de alta relevância para proteção da linha de costa, são o elo entre o mar e a terra (HESP, 2000). Elas servem de estoque de sedimentos para os eventos erosivos sazonais, o que permite um balanço sedimentar neutro ao longo do ano e impede a inundações do

continente pelo mar, além de outros serviços ecossistêmicos (SANTOS & SILVA, 2012). Ademais a área pode ser habitada por diferentes espécies como: tuco-tuco (*Ctenomys* sp.), lagartixa-das-dunas (*Liolaemus occipitalis*), sapo-da-praia (*Rhinella arenarum*), maria-farinha (*Ocypode quadrata*), piru-piru (*Haematopus palliatus*), entre outros (PORTZ *et al.*, 2016).

Como fonte de renda de muitas famílias da região, o município conta com a pesca cooperativa com os botos (*Tursiops* sp.) e outros tipos de pesca artesanal (CAMARGO *et al.*, 2020; ILHA *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2021), sendo que a atividade contribui com cerca de 4% do Valor Adicionado Bruto (VAB) do COREDE e com 81,5% do VAB de Imbé (RS, 2015). Além disso, a área de praia é utilizada por aves costeiras, residentes e migratórias, ao longo do ano para descanso, alimentação e/ou reprodução (VOOREN & BRUSQUE, 1999; MUCIN, 2018). Sendo assim, a biodiversidade local, principalmente as aves, pode estar sendo ameaçada pelo rápido desenvolvimento urbano da região, seja pela fragmentação, homogeneização das paisagens ou perda de habitats (VOOREN & BRUSQUE, 1999; DEFEO *et al.*, 2009).

Vale ressaltar que a manutenção das características naturais da região é essencial para existência das atividades econômicas e culturais, para preservação da biodiversidade e manutenção da beleza cênica, que é o principal motivador do turismo de veraneio na região. Somado a isso, a participação do município no projeto governamental “Brasil, essa praia é nossa” (MTUR, 2021) para elaboração do seu Plano de Gestão Integrada da Orla demonstra a importância de estudos que avaliem o grau de relação entre a paisagem, que abarca os processos reguladores do ambiente e recursos disponíveis, com a composição faunística. A fim de avaliar se as aves estão sendo capazes de se adaptar às alterações antrópicas na paisagem com o endurecimento da costa, o estudo visou investigar o grau de vulnerabilidade das dunas à erosão na orla de Imbé e compará-los com os quantidade de ninhos das aves costeiras.

2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é testar a relação entre a vulnerabilidade das dunas à erosão e a quantidade de ninhos de aves que utilizam a orla arenosa do município de Imbé, litoral norte do Rio Grande do Sul (Brasil) para reprodução.

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar a vulnerabilidade de dunas da orla de Imbé (RS);
- Agrupar os setores de dunas quanto à sua similaridade de vulnerabilidade à erosão;
- Caracterizar os atributos da paisagem praial onde há nidificação das aves;
- Testar a associação entre vulnerabilidade das dunas à erosão com a quantidade de ninhos de aves;
- Apontar setores prioritários ao manejo de dunas, visando promover a nidificação de aves na orla.

3 REFERENCIAL TEÓRICO/ESTADO DA ARTE

A Ecologia da Paisagem é uma disciplina que entende as paisagens como dinâmicas ao longo do tempo, as quais podem ser compostas por uma matriz, manchas e corredores (ODUM & BARRET, 2019). A primeira é definida como a cobertura do fundo ou feição mais extensa e conectada da paisagem, esta pode não estar bem definida a depender da área. As manchas se diferenciam das áreas adjacentes, podendo elas estarem representadas mais de uma vez e conectadas com suas iguais por meio de corredores (TURNER & GARDNER, 2001). Além disso, ecólogos da paisagem buscam compreender a relação entre os humanos e a paisagem, seja ela antrópica ou original, podendo trazer resultados que embasem ações práticas de manejo que visem a proteção, conservação e/ou restauração de um ecossistema em diferentes escalas espaciais e temporais (ODUM & BARRET, 2019).

Um dos principais aspectos analisados são os distúrbios, definidos como eventos que perturbam os ecossistemas, comunidades ou estrutura populacional (componentes bióticos) e alteram a disponibilidade de recursos, substrato ou o ambiente físico (PICKETT & WHITE, 1985). Eles podem ser naturais, como a erosão de dunas por marés meteorológicas (ressacas do mar), ou induzidos pelo ser humano (como a retirada de duna para loteamento). Apesar de “distúrbio” ter uma conotação negativa no vocabulário popular, dentro dessa ciência pode ter também externalidades positivas. A exemplo disso há os incêndios em florestas, que podem diminuir a heterogeneidade local por retirar toda a estrutura florestal ou aumentar essa heterogeneidade por causar mudanças somente em parte da floresta (TURNER, 1987).

Além disso, a paisagem apresenta uma relação intrínseca com o solo e essa relação paisagem-solo pode ser mediada e transformada pelas atividades antrópicas. Há outras duas ênfases da ecologia que estudam essas relações: a ecologia histórica e a ecodinâmica. A primeira combina evidências das ciências biológicas, físicas, sociais e humanas para estudar a história das mudanças na paisagem e sua relação com os seres humanos. Já a segunda foca na dinâmica das paisagens modificadas pelo homem usando abordagens quantitativas e modelos não lineares (CHI *et al.*, 2022).

De maneira geral entende-se que os fatores naturais controlavam as atividades humanas inicialmente. Isso porque o solo determinava a condição de crescimento da vegetação e a paisagem era, então, moldada pelas condições ambientais e os humanos se beneficiavam dos recursos como “presentes da natureza”. À medida que o sedentarismo foi se estabelecendo, os humanos passaram a explorar a paisagem para desenvolver o cultivo e suas habitações. Nesta fase, as atividades humanas começaram a controlar a paisagem, mas de modo que era ainda limitada pela natureza (CHI *et al.*, 2022). Com o advento da tecnologia as limitações começaram a ser cada vez menores, assim os “homens” dominaram a natureza e a paisagem, conseqüentemente controlam a quantidade e qualidade do solo dos arredores.

De maneira generalista, a linha de costa de Imbé, assim como toda a costa do Rio Grande do sul, não apresentava uma heterogeneidade ambiental expressiva, pois suas características abióticas não variam muito ao longo dos 11 km de extensão (TOLDO *et al.*, 1993; PEREIRA *et al.*, 2010; TABAJARA *et al.*, 2013). As diferenças mais marcantes nas paisagens se fizeram pela interferência antrópica na localidade, pois há porções onde o campo de dunas ainda não foi completamente suprimido, outras onde há apenas as dunas frontais e locais onde essas foram substituídas pelo calçadão e/ou casas. Conseqüentemente as configurações da paisagem estão extremamente ligadas ao tipo de urbanização que se estabeleceu na localidade. Sendo assim, pode estar havendo a perda de biodiversidade pela degradação de habitats naturais e homogeneização da paisagem litorânea, assim como já identificado e descrito na literatura (BARRAGÁN, 2016). Ou a degradação parcial da paisagem está gerando maior heterogeneidade por propiciar novos ambientes semi-naturais.

3.1 DUNAS COSTEIRAS

As bacias sedimentares tendem a comportar todo o material proveniente dos processos continentais, como o sedimento da erosão no continente. Os ventos e rios podem carregar esse material, de maneira que este se deposite no mar e seja retrabalhado pela ação das ondas e correntes. Quando este sedimento chega a uma profundidade onde as ondas conseguem influenciar no fundo, ele pode ser levado à

praia emersa, onde irá secar e ser carregado em direção ao continente a depender da velocidade e direção principal dos ventos atuantes (HESP, 2000; COLLINSON & MOUNTNEY, 2019).

O sedimento é movimentado pelo vento, principalmente, por saltação e arrasto. Ele só é parado e acumulado quando encontra uma barreira física. O acúmulo de sedimento pode formar três tipos de feições: *ripples*, dunas e *draas*. Elas se diferenciam principalmente pelo tamanho, sendo que as dunas não ultrapassam os 50m de altura (COLLINSON & MOUNTNEY, 2019).

Uma das principais barreiras físicas formadoras desse tipo de feição é a vegetação de restinga/dunas. Elas se mostram triplamente importantes na criação e desenvolvimento das dunas, por exercerem três papéis: de anteparo, fator de aumento da rugosidade do terreno e amortecedor (TOMAZELLI, 1994). Geralmente a vegetação age como anteparo dos ventos, fazendo com que o sedimento seja depositado na região de sotavento da barreira. No início desse acúmulo de matéria, pela presença de barreira, forma-se a duna de sombra. Conforme essa duna se desenvolve, por causa da presença de um núcleo de vegetação, essa passa a ser considerada incipiente/embrionária (TOMAZELLI, 1994).

Caso a vegetação consiga se estabelecer melhor e fique consideravelmente mais densa, aumentará a rugosidade do terreno. Conseqüentemente, estabelecerá uma Zo maior (altura em que a velocidade dos ventos é zerada - zona de ar estagnado). Sendo assim, quando a pluma de sedimentos em transporte passar nessa região, mais sedimento será depositado por queda livre. Dessa maneira, a duna poderá aumentar em volume, podendo tornar-se uma duna frontal (TOMAZELLI, 1994).

Dunas de maior porte fornecem maior área para colonização pelas espécies vegetais. Quanto mais vegetada é a duna, mais vegetação servirá de amortecedor dos ventos, atenuando e impossibilitando o transporte do sedimento componente da duna. Sendo assim, ocorrerá a estabilização da feição, que estará menos vulnerável à erosão eólica e de tempestades moderadas. No Rio Grande do Sul, as espécies vegetais mais comuns na estabilização das dunas são *Panicum racemosum* e *Senecio crassiflorus* (TABAJARA *et al.*, 2004).

Dunas costeiras são, portanto, feições naturais constituídas a partir do acúmulo de sedimento em uma bacia de deposição. Elas apresentam forma, tamanho e orientação particulares, oriunda dos processos de formação característicos de cada local. Isso porque sua formação depende da disponibilidade de sedimento, tamanho e umidade dos grãos, dinâmica eólica para transporte deles, presença vegetação fixadora, tipo de perfil da praia e da orientação de costa (GOLDSMITH, 1978; GROTZINGER & JORDAN, 2013).

Dentre os diversos tipos de dunas existentes, as dunas frontais têm uma importância particular. Elas são geralmente a primeira linha de defesa contra inundações nas regiões costeiras, pois são feições mais elevadas da praia, paralelas à costa no pós-praia superior. Ou seja, são extremamente efetivas em proteger a costa contra marés meteorológicas quando bem preservadas (BENAVENTE *et al.*, 2006; VIANNA *et al.*, 2020).

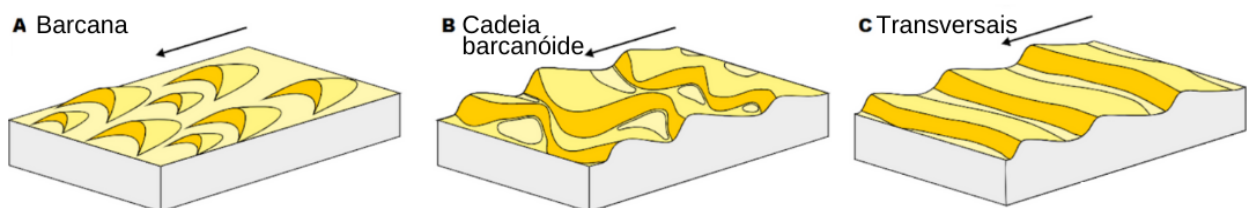
Como são feições de sedimento inconsolidado e altamente permeáveis, permitem a infiltração da água e absorvem parte da energia das ondas que incidem sobre a duna quando há eventos de tempestade e marés meteorológicas. Durante esse processo, a duna perde parte do sedimento na sua porção frontal (barlavento), onde é atingida pela água. Sendo assim, formam-se escarpas erosivas (cortes verticais) na base da duna que está voltada para o mar. Em ambientes que estão em equilíbrio dinâmico, o período com tempestades menos frequentes permite a reconstituição da base da duna pela acresção de sedimento. Assim, as dunas frontais retornam a sua continuidade ao longo da costa.

Além das escarpas erosivas, há outras feições que interferem na continuidade do sistema de dunas, que podem ser naturais ou oriundas da ação antrópica. No primeiro caso, causadas pela ação das ondas; aceleração topográfica do fluxo dos ventos; variabilidade da vegetação no espaço e tempo e ação da água (chuvas e sangradouros). Já no segundo, pelas mudanças climáticas; remoção de areia e vegetação; abertura de caminhos para acesso à praia ou para o escoamento da drenagem de águas pluviais urbanas, que são essenciais por causa da impermeabilização do solo (HESP, 2000; PORTZ, 2012).

Uma das feições características de ambientes que sofrem erosão são os *blowouts* (bacias ou corredores de deflação eólica). Eles podem apresentar um formato de prato raso, quando formado na crista da duna, ou de cavidade alongada, quando se iniciam na face inclinada da duna frontal. Comumente são formados pela retirada de agentes fixadores, por exemplo a remoção de vegetação. A ausência dessa estrutura que diminuía o fluxo dos ventos permitirá que esses entrem em contato com o substrato com uma maior intensidade. Assim, os ventos deixam de ser um agente de deposição dos sedimentos para serem agentes erosivos nesse sistema (HESP, 2000).

Em Imbé predominavam as dunas barcanas e cadeias barcanóides antes da supressão do sistema de dunas no município (Figura 1). As cadeias barcanóides derivam da primeira, quando o acúmulo de sedimento une uma duna barcana às adjacentes. Estas formas dunares eram oblíquas à costa, formando um ângulo de 12° na direção SW, pois foram formadas pelo regime de ventos locais, em que predominam os ventos de NE (MARTINHO et al., 2010; TOMAZELLI, 1994; VIANNA & CALLIARI, 2015).

Figura 1: Modelos tridimensionais das formas de dunas mais comuns nos campos eólicos de Imbé. Setas indicam direção dos ventos predominantes.



Fonte: modificado para tradução de Collinson & Mountney (2019).

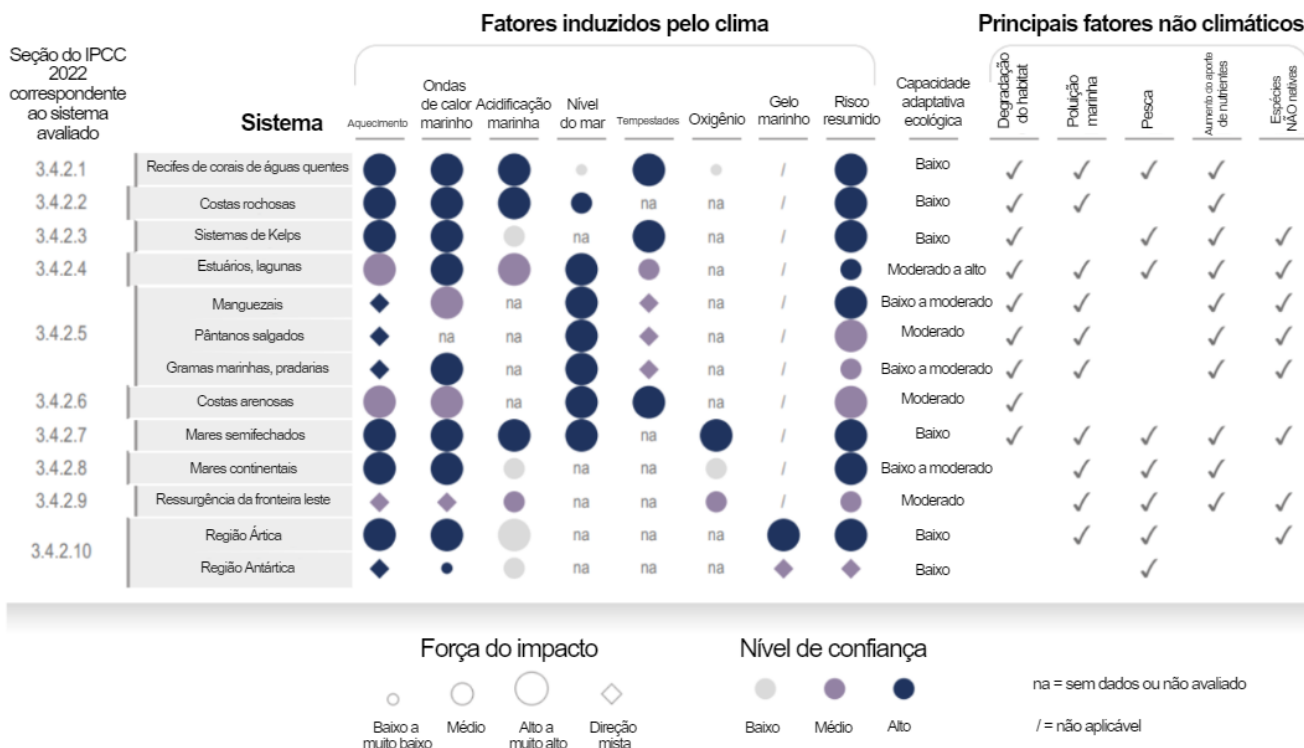
Como citado, o ambiente de dunas foi reduzido pelo processo de urbanização que o município vem sofrendo. Com isso, está havendo maior impermeabilização do solo e quando ocorrem grandes quantidades de precipitações em alta frequência, a impermeabilização do solo potencializa a ação erosiva dos sangradouros (VIANNA et al., 2020). Seja pelo alargamento da calha dos sangradouros naturais ou criação de mais sangradouros artificiais (fragmentação das dunas pela criação de desembocadura

para drenagem de águas pluviais urbanas). Assim, mais fragmentado fica o sistema de dunas e este é um fator preocupante quando se trata da sensibilidade desse ambiente.

Dado o cenário atual de mudanças climáticas, ainda há uma tendência do aumento da erosão em praias arenosas em todo o planeta, considerando todos os cenários estudados (Figura 2), seja pelo aumento da frequência de tempestades ou aumento do nível do mar (IPCC, 2022). No Rio Grande do Sul a problemática é ainda maior, pois o aumento do nível do mar acarreta diretamente no recuo da linha de costa. Pois o suprimento de sedimento para a praia é feito exclusivamente pela deriva litorânea, já que os sedimentos continentais ficam retidos nas lagoas e lagunas da região (MARTINHO *et al.*, 2009; TOMAZELLI *et al.*, 1998). Juntamente com a perda de habitat prevista, haverá impactos substanciais para as populações e comunidades da fauna costeira. Esses impactos ainda poderão ser intensificados pela compressão costeira ao longo de litorais urbanizados (BOSE, *et al.*, 2020; GERMANI *et al.*, 2015; IPCC, 2022).

Figura 2: Resumo da avaliação dos perigos observados para os ecossistemas costeiros e mares.

Resumo da avaliação dos perigos observados para os ecossistemas costeiros e mares



Fonte: modificado para tradução de IPCC (2022).

3.2 ÍNDICE DE VULNERABILIDADE DE DUNAS À EROSÃO

No início dos anos 2000, Gruber *et al.* (2003) já mostravam indícios de uma tendência erosiva para praias no litoral Norte do Rio Grande do Sul. Como forma de avaliar se essa tendência continua, geralmente é aplicado o método de lista de controle (*checklist*) do Índice de Vulnerabilidade de Dunas. Existem diversos *checklists* para verificação da vulnerabilidade das dunas, que foram aplicados nas mais diversas costas arenosas ao redor do mundo, como no Golfo do México, Mayotte na França e Mediterrâneo (COURTEILLE *et al.*, 2022; MARTÍNEZ *et al.*, 2006; PINTÓ *et al.*, 2014; PORTZ *et al.*, 2016; WILLIAMS *et al.*, 2001).

O Índice de Vulnerabilidade de Dunas corresponde à capacidade da linha de costa de resistir à erosão e/ou se recuperar deste distúrbio no ambiente. Sendo assim, o trabalho segue o conceito de vulnerabilidade proposto por Davies *et al.* (1995), definido por ser o conjunto condicionantes que induzem as dunas a erosão e a degradação desse ecossistema. Essa erosão pode ser desencadeada pela subida do nível do mar, aumento da frequência e/ou magnitude das tempestades, perda de sedimento e atividades humanas (CALLIARI, 2003).

O *checklist* de Williams *et al.* (1993) adaptado por Tabajara *et al.* (2013) para avaliação da vulnerabilidade consiste em uma lista de controle para medição dos índices de vulnerabilidade do sistema de dunas frontais à erosão e leva em consideração quatro parâmetros de controle de vulnerabilidade: a morfologia das dunas, as condições da praia, as características dos 200 metros adjacentes ao mar e a pressão de uso local (YELDHAM, 1997; WILLIAMS *et al.*, 2001).

O método se mostra confiável e seus resultados providenciam, de forma rápida e barata, um delineamento dos principais problemas e conflitos da área. Sendo assim, propicia uma interpretação fácil e rápida de quais parâmetros devem ser manejados para que o sistema retorne ao equilíbrio ou o distúrbio seja mitigado (PORTZ *et al.*, 2016).

Em 2012 os aspectos abióticos, urbanísticos e vegetacionais da orla do município de Imbé foram analisados por TABAJARA *et al.* (2013), a fim de classificar os

graus de vulnerabilidade das dunas na linha de costa do município . A orla então foi dividida em três setores (Sul, Central e Norte) e estes tiveram seus trechos classificados em três distintos graus de vulnerabilidade à erosão. Os autores ainda ressaltaram que os aspectos naturais de alguns trechos foram relevantes para a vulnerabilização da área, mas que loteamentos em Áreas de Preservação Permanente (APP) e construção de estruturas duras (como a estrada RS-786 e o calçadão) foram distúrbios determinantes na intensificação da sensibilidade do ecossistema, pois interferem nas formas e processos do regime praiial (TABAJARA *et al.*, 2013). Essas alterações no ambiente mudaram a estrutura da paisagem, alterando-a por incluir uma fragmentação das dunas frontais e manchas urbanas.

Sendo as praias arenosas locais de grande dinamismo pela maleabilidade de seu substrato inconsolidado, uma nova avaliação da vulnerabilidade se faz necessária por causa do tempo decorrido desde a última avaliação.

3.3 AVES COSTEIRAS

As comunidades de aves são altamente afetadas pelos diferentes usos do solo e a fragmentação das paisagens. Essas assembleias podem apresentar uma relação de similaridade negativa com os distintos ambientes, sendo que os semi-naturais podem favorecer a riqueza de espécies (DORMANN *et al.*, 2007), ou podem homogeneizar as comunidades por favorecer espécies mais generalistas (VINCENT *et al.*, 2007). Sendo assim, o grupo se mostra responsivo aos impactos da urbanização, seja de maneira positiva ou negativa. Além disso, elas são detectadas facilmente no ambiente, apresentam preferências ecológicas e características de vida bem conhecidas, o que as evidencia como um táxon bioindicador importante em estudos de paisagem (PADOA-SCHIOPPA *et al.*, 2006).

A zona de dunas e pós-praia é essencial para a reprodução de espécies residentes como *Athene cunicularia* (coruja-buraqueira), *Haematopus palliatus* (piru-piru) e *Vanellus chilensis* (quero-quero). Essas espécies constroem seus ninhos diretamente no substrato arenoso, desde o início da primavera no Brasil (JACOBUCCI, 2007; ADELINO, 2014; POULIN *et al.*, 2020; ORSI *et al.*, 2021). Já o piru-piru nidifica de

junho a fevereiro, com um pico reprodutivo em novembro (LINHARES *et al.*, 2021a) e o quero-quero entre agosto e dezembro no hemisfério sul (SANTOS, 2020). Sendo assim, a destruição da faixa de praia, das dunas e sua vegetação pode afetar negativamente a qualidade e quantidade de área do habitat dessas espécies e, conseqüentemente, sua reprodução (PEREIRA, 2018). A partir do referencial apresentado se faz necessário o presente estudo, que pretende analisar a relação da vulnerabilidade das dunas presentes na orla com o padrão de nidificação das aves costeiras ao longo dela.

3.3.1 *Athene cunicularia* - Coruja-Buraqueira

A espécie é considerada residente no território brasileiro, vive em diversos ambientes, como restingas, áreas urbanas, pastagens, e parques (SICK, 1997; SIGRIST, 2013). Nidifica desde o início da primavera, em tocas escavadas no substrato de locais considerados estáveis da paisagem de restinga, principalmente em formações vegetacionais do tipo não inundável (ORSI *et al.*, 2021). Os indivíduos apresentam certa plasticidade alimentar e comportamental, o que os evidencia como oportunistas de dieta generalista (ZILIO, 2006; ROCHA, 2020). Alimentam-se dos mais diversos grupos animais, como: crustáceos, peixes, répteis, aves, pequenos mamíferos e, principalmente, insetos e anfíbios (VIEIRA & TEIXEIRA, 2008).

Há evidências de que a espécie faz as tocas preferencialmente em ambientes com maior porcentagem de gramíneas, seguidas de solo exposto. Evitando regiões com vegetação arbustiva, que possa tirar seu campo de visão, ou com grande quantidade de árvores, que poderiam ser utilizadas como poleiro por potenciais predadores. Geralmente a abertura das tocas também são localizadas de maneira a evitar os ventos preponderantes (ORTH & KENNEDY, 2001; ORSI *et al.*, 2021).

A espécie é predominantemente monogâmica, apresenta alta fidelidade com seus pares e sítios reprodutivos, tendendo a reutilizar a área de reprodução e até mesmo a mesma toca do ciclo reprodutivo anterior. Além disso, demonstram dependência da região no entorno da toca, onde pode criar tocas satélites que são

utilizadas como refúgios para juvenis e adultos (KLUTE *et al.* 200, ROSENBERG & HALEY, 2004).

Geralmente a ninhada é constituída de nove ovos, podendo variar entre 6 e 12. Eles são lisos, com formato que varia de arredondados a ovalados, de coloração branca, medindo cerca de 32 mm x 26 mm. Os filhotes são altriciais e permanecem nas tocas entre 10 - 12 dias após a eclosão (SARA, 2005). Os indivíduos são territorialistas e costumam defender ativamente sua área de nidificação e prole (MOULTON *et al.*, 2004; JACOBUCCI, 2007).

Apesar de no Brasil e globalmente a espécie ser considerada pouco preocupante (LC), sua população total está tendendo a diminuir (ICMBIO, 2018; IUCN, 2016; MMA, 2022). A principal ameaça à espécie é a perda de habitat causada pela expansão urbana (ANDREWS & RIGHTER, 1992; KLUTE *et al.* 2003)

3.3.2 *Haematopus palliatus* - Piru-Piru

O piru-piru é residente no Brasil, podendo ser encontrado em diversos ambientes costeiros como ilhas-barreiras, praias arenosas e pântanos salgados (SANDERS *et al.*, 2008). Porém seus sítios reprodutivos são majoritariamente estabelecidos em áreas de dunas, planícies de areia e regiões interdunares em até 200 m de distância das praias oceânicas, normalmente sujeitas à inundações (NOL & HUMPHREY, 1994; CANABARRO & FEDRIZZI, 2010; SANABRIA, 2012)

Apresentam dieta especialista, alimentando-se de bivalves (mariscos e ostras) e outros invertebrados marinhos encontrados nas regiões de entremarés, sendo este um dos fatores que restringe a espécie à regiões costeiras. A dieta pode se diversificar com a ingestão de espécies de gastrópodes, nereídeos, pequenos crustáceos (ex: *Emerita brasiliensis*), vermes, poliquetas, medusas, ouriços e estrelas do mar (CLAY *et al.*, 2014; LINHARES *et al.*, 2021b).

No Brasil os indivíduos nidificam de junho a fevereiro, com um pico reprodutivo em novembro (LINHARES *et al.*, 2021a). Apresentam reprodução do tipo monogâmica, mas em áreas de nidificação mais densas podem apresentar a poligamia do tipo

poliginia. Colocam de 1 a 4 ovos por ninhada, os quais incubam por 28 dias. Apesar da baixa quantidade de ovos por ciclo reprodutivo, a taxa de sobrevivência dos filhotes é alta (MCGOWAN, 2004, 2005).

Os ovos têm formato ovalados, de coloração creme à parda com manchas pretas ou marrom-escuro geralmente maiores na porção inferior que na superior, medindo cerca de 45 mm x 33 mm (NOL & HUMPHREY, 2020). Os filhotes são nidifúgicos semiprecociais e permanecem sob cuidados dos progenitores por cerca de sete dias após a eclosão, período em que não se alimentam sozinhos (CANABARRO & FEDRIZZI, 2010).

Os piru-pirus são territorialistas (defendem ativamente os sítios reprodutivos) e apresentam alta fidelidade com seus pares reprodutivos, com um mesmo casal tendendo a utilizar o mesmo território reprodutivo em sucessivos anos (NOL & HUMPHREY, 1994; SANDERS *et al.*, 2004; CANABARRO & FEDRIZZI, 2010). Os sítios reprodutivos são selecionados em trechos com menos distúrbios antrópicos, por isso, concentram-se em regiões de dunas mais pristinas (NOL & HUMPHREY, 1994; DAVIS *et al.*, 2001; VIRZI, 2010; SANABRIA & BORGES-MARTINS, 2012).

A espécie está listada no Brasil como quase ameaçada (NT) e no mundo como pouco preocupante (LC), com população considerada estável em nível global (ICMBIO, 2018; IUCN, 2016, MMA, 2022). Entre as ameaças a espécie está principalmente a perda de habitat por causa da expansão urbana em regiões costeiras, perda de ovos por causa da inundação dos sítios reprodutivos, por predação por animais, distúrbios criados por atividades recreativas e as mudanças climáticas (NOL & HUMPHREY, 1994; DAVIS *et al.*, 2001; CLAY *et al.*, 2010; SCHULTE *et al.*, 2010).

3.3.3 *Vanellus chilensis* - Quero-Quero

O quero-quero, ave símbolo do Estado do Rio Grande do Sul (RS, 1980), é uma espécie generalista, que vive em diversos ambientes, inclusive pode se beneficiar de ecossistemas alterados antropicamente (PEREIRA *et al.*, 2009). São encontrados em quase todo o território brasileiro, sendo considerados residentes no país. Habitam áreas

urbanas abertas como parques, quadras, aeroportos, áreas de agricultura, áreas úmidas e ecossistemas costeiros (BELTON, 1994; SICK, 1997; FRIEDRICH, 2013).

Alimentam-se predominantemente de artrópodes da classe insecta, mas também da classe Arachnida (GANTZ *et al.*, 2009; MONTICELLI *et al.*, 2013). Lourenço (2012) ainda sugere que a luz artificial de regiões urbanizadas pode garantir vantagens para o forrageio noturno dos indivíduos de populações que habitam essas regiões.

A espécie se reproduz entre agosto e dezembro (SANTOS, 2020). Também é conhecida por ser territorialista e apresentar uma variedade de comportamentos de cuidado parental e defesa do ninho e filhotes (LUQUE, 1984; COSTA, 2002). O macho é agressivo e ataca qualquer organismo que ofereça perigo, incluindo seres humanos (BELTON, 1994). Colocam de 1 a 4 ovos por vez, podendo produzir até três ninhadas (WALTERS, 1982). Os ovos têm coloração cinza amarelada com manchas marrons escuro, que medem cerca de 45 mm x 33 mm (SANTOS, 2020).

Figura 04: Ilustração esquemática da proporção de ovos e indivíduos adultos das espécies, com detalhamentos das características dos ovos. Figura produzida com uso das ilustrações dos adultos disponíveis no site do *Cornell Lab of Ornithology*.



Fonte: autora (2023).

3.4 GESTÃO COSTEIRA

O planejamento ambiental é um processo de gestão que visa programar o uso do território e regular as atividades ali empregadas a fim de promover o desenvolvimento sustentável da região alvo. Por desenvolvimento sustentável entende-se o crescimento econômico atrelado à diminuição das disparidades sociais e cuidado com o meio ambiente, para que os recursos naturais existentes possam ser suficientes para o desenvolvimento da sociedade atual e gerações futuras. Para isso, as decisões tomadas pelos gestores devem ser baseadas em diagnósticos ambientais da área que abarque questões geográficas, biológicas e o dinamismo ambiental local de forma integrada. Além disso, durante o processo de tomada de decisão se faz necessária a participação da população que utiliza a localidade, para que as ações considerem as necessidades desse público e assim as mediações sejam colocadas em prática por seus próprios usuários (PORTZ, 2012).

A Lei nº 7.661/88, que instituiu o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC) no Brasil, foi regulamentada pelo Decreto nº 5.300/04. É nesta lei que se define como zona costeira “o espaço geográfico de interação do ar, do mar e da terra, incluindo seus recursos renováveis ou não, abrangendo uma faixa marítima de 12 milhas náuticas a partir do mar territorial e outra terrestre, correspondente aos municípios que sofrem influência direta dos fenômenos ocorrentes na zona costeira, não sendo necessariamente defrontantes com o mar”. Sendo assim, o Brasil apresenta cerca de 514.000 km² compreendidos na sua zona costeira, o que representa cerca de 6% do território terrestre nacional (NICOLODI & ZAMBONI, 2008).

O PNGC instituiu vários instrumentos de gestão costeira, como: o Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro (PEGC), o Sistema de Informações de Gerenciamento Costeiro (SISGERCO), Sistema de Monitoramento Ambiental da Zona Costeira (SMA-ZC), Relatório de Qualidade da Zona Costeira (RQA-ZC), Zoneamento Ecológico-Econômico Costeiro (ZEEC) e o Plano de Gestão da Zona Costeira (PGZC). Já o Decreto 5.300/04 estipula as normas de uso e ocupação da zona costeira, além de estabelecer critérios para a gestão da orla marítima por meio do Plano de Gestão

Integrada da Orla Marítima (PGI ou Projeto Orla), que deve ser elaborado e publicado em até 3 anos após o município se tornar signatário do Termo de Adesão à Gestão de Praias (TAGP) (SPU, 2019).

O Termo de Adesão à Gestão de Praias (TAGP) foi estabelecido e regulamentado pelo art. 14 da Lei 13.240 de 2015, que dispõe sobre a administração, a alienação, a transferência de gestão de imóveis da União e seu uso para a constituição de fundos (BRASIL, 2015). De maneira geral, o TAGP objetiva transferir a responsabilidade da gestão das praias da União para o Município. Ao assinar o termo o município deve gerir os recursos disponíveis na praia dentro dos seus limites, e também executar o PGI. O Projeto Orla é uma ferramenta de gestão costeira que busca ordenar os espaços litorâneos e regulamentar as atividades que podem ser executadas nas áreas em questão, levando em consideração as fragilidades locais e visando conservar trechos de maior importância ecológica (MMA, 2002).

No RS o processo de gerenciamento costeiro foi iniciado após a implementação da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM), que é o órgão técnico estadual responsável por assegurar a proteção e preservação do meio ambiente (RS, 1990). Entre 2004 e 2005 quatro municípios do Litoral Norte haviam elaborado seus Planos de Gestão Integrada (PORTZ et al., 2011). Sendo signatário do TAGP desde 2017 (DOU nº 163, de 24 de agosto de 2017), no ano de 2022 o município de Imbé deu início ao planejamento da sua orla marítima e estuarina (Projeto Orla), em parceria com o Ministério do Turismo do Governo Federal - projeto “Brasil, essa praia é nossa” (MTUR, 2021).

Como boa prática do Estado do RS no que tange à gestão da orla marítima, o município de Imbé possui um Plano de Manejo de Dunas (elaborado em 2012) e periodicamente solicita a renovação da licença à FEPAM, sendo a Licença Única 1373/2022 a vigente no momento. Dentre as ações propostas pelo Plano de Manejo de Dunas está o replantio de espécies de plantas nativas para fixação e formação de dunas, construção de um sistema de drenagem das águas pluviais, instalação de *sand fences* (barreiras físicas como estacas de madeira) para contenção de areia, construção de passarelas elevadas e instalação de placas para evitar o trânsito de pessoas sobre as dunas (SEMMAPA, 2017).

4 ÁREA DE ESTUDO - IMBÉ, LITORAL NORTE DO RIO GRANDE DO SUL

Imbé é um município do Litoral Norte do Rio Grande do Sul (LNRS), situado dentro do Sistema Laguna-Barreira IV (TOMAZELLI & VILWOCK, 1996; TOMAZELLI *et al.*, 2000; DILLENBURG *et al.*, 2000), banhado pelo Oceano Atlântico. As praias são abertas e variam de intermediárias à dissipativas, sendo dominadas por ondas e sob regime semidiurno de micromaré astronômica (altura média de 0,30 m) (TOLDO *et al.*, 1993). Durante o inverno pode apresentar uma variação de maré meteorológica mais expressiva, podendo chegar a 1,2 m (ALMEIDA *et al.*, 1997). Dado que as características granulométricas da costa do Rio Grande do Sul são homogêneas, a morfologia praial depende da energia hidrodinâmica, o que evidencia uma dinâmica sazonal da extensão do pós-praia (WESCHENFELDER & ZOUAIN, 2002). Com cerca de 11 km de linha de costa este município se encontra em processo de conurbação e apresenta ao menos duas áreas prioritárias de manejo por causa da vulnerabilidade das dunas frontais à erosão, intensificada pela urbanização da região (TABAJARA *et al.*, 2013).

A área de estudo desta pesquisa corresponde aos 11 km de extensão da costa do município de Imbé (Figura 5). Sendo a área da unidade de paisagem considerada desde a zona de varrido, área da praia entre os limites mínimo e máximo de espraiamento da água na face da praia após quebra da onda, até os 200 metros adjacentes ao mar, seguindo o comprimento do perfil analisado no checklist de vulnerabilidade das dunas à erosão utilizado por Tabajara *et al.* (2013).

Figura 5 - Mapa de localização da área de interesse. Imagem base: *World Imagery* (ArcGIS Map Service, 2022) e Limite municipal (IBGE, 2020).



Fonte: autora (2023).

5 MATERIAIS E MÉTODOS

Esta pesquisa se desenvolveu a partir da análise e estruturação de dados georreferenciados em Sistema de Informações Geográficas. Para tanto, houve a análise de imagens orbitais por meio de sensoriamento remoto, coleta de dados de campo com a aplicação de *checklist* de vulnerabilidade de dunas à erosão e busca ativa por ninhos. Também foram realizados registros fotográficos, análises estatísticas e elaboração de produtos gráficos e cartográficos, que estão discriminados a seguir.

5.1 VULNERABILIDADE DE DUNAS

A fim de avaliar a vulnerabilidade à erosão das dunas localizadas na orla do município de Imbé foram aplicados os métodos descritos a seguir.

5.1.1 Pré-Campo

Para realizar o diagnóstico da vulnerabilidade do sistema de dunas da orla de Imbé empregou-se o método de *checklist* (Anexo 1) proposto por Williams *et al.* (1993), adaptado por Tabajara *et al.* (2003).

O método é aplicado no sentido de realizar a caracterização e delineamento das áreas de dunas mais ou menos vulneráveis. Esse ainda permite elencar os possíveis fatores fragilizados do sistema, pois consiste na atribuição de valores de 0 à 4 para cada variável englobada nos parâmetros analisados nos 50.000 m² por unidade amostral. Os quatro parâmetros são os elencados a seguir, e as variáveis de cada parâmetro constam na Tabela 1:

- A - Morfologia das dunas (com 5 variáveis);
- B - Condição do pós-praia (com 5 variáveis);
- C - Característica dos 200 m adjacentes ao mar (com 8 variáveis);
- D - Pressão de uso (com 7 variáveis).

Tabela 1: Tabela explicativa dos parâmetros utilizados no *checklist*.

Parâmetro	Importância	Variáveis
Morfologia das dunas	A condição geomorfológica (extensão e volume de sedimento) determina a resiliência das dunas frontais	Área superficial (m ²); largura da duna (m); altura da maior duna (m); escarpamento e declividade na face frontal marinha.
Condição do pós-praia	A condição do pós-praia está relacionada com o suprimento de areia para as dunas frontais (desenvolvimento da face marinha da duna)	Largura do pós-praia (m); suprimento de areia; brechas na face da praia; largura das brechas na face da praia e presença de dunas embrionárias.
Característica dos 200 m adjacentes ao mar	Sintetiza as características e processos biofísicos que interferem na dinâmica sedimentar local (como fragmentação do sistema por sangradouros)	Porcentagem de área de <i>blowouts</i> ; fuga de areia do sistema para o continente; porcentagem de brechas no sistema de dunas; porcentagem de vegetação do lado marinho da duna; deposição recente de areia; porcentagem de cobertura impenetrável; presença de vegetação exótica e quantidade de sangradouros.
Pressão de uso	Avalia a interferência antrópica no equilíbrio das dunas frontais	Número de acesso de veículos; densidade de caminho de pedestres; porcentagem e estágio de urbanização; posição da urbanização; número de quiosques e número de proprietários.

Fonte: FRANCHINI (2010).

Caso a Unidade Amostral de Paisagem (UP) não apresente dunas ou esta tenha sido suprimida em mais de 50% da UP para implementação de estruturas urbanas consolidadas, os parâmetros relacionados à duna receberão automaticamente o valor de máxima vulnerabilidade (4). Dentre as variáveis que receberam valores automaticamente quando o trecho apresentou as características mencionadas, estão: todas do parâmetro de morfologia da duna, porcentagem de área de *blowout* no sistema e porcentagem de brechas no sistema de dunas.

Os valores atribuídos a cada variável permitem gerar o Índice de Vulnerabilidade do parâmetro (IV). Este indica o quanto as variáveis contribuem para a fragilização do

sistema naquele parâmetro em relação ao valor máximo possível. Em suma, servem para compararmos os IVs dos quatro parâmetros e observarmos quais deles contribuíram mais para a vulnerabilização do sistema. Para isso, utiliza-se a equação 1.

$$IVx = (\Sigma(A, B, C, D) * 100)/Y(\text{Equação 1})$$

Onde “x” deve ser lido como a letra referente ao parâmetro que o índice será calculado (A, B, C ou D) e “Y” como o valor máximo que a variável em questão pode admitir. Esse, por sua vez, é calculado pela multiplicação do valor máximo (4) pela quantidade de variáveis do parâmetro (A = 20; B = 20; C = 32; D = 28).

Já o valor do Índice de Vulnerabilidade Relativo (IVR) é calculado com base na soma dos valores brutos das variáveis de cada parâmetro, transformado em porcentagem. O IVR é inversamente proporcional à resiliência do sistema, sendo que quanto maior o IVR, menor é a capacidade do sistema se recuperar após algum distúrbio. O IVR é obtido pela equação 2.

$$IVR = (\Sigma(\Sigma v A)(\Sigma v B) (\Sigma v C) (\Sigma v D)) * 100)/100 (\text{Equação 2})$$

Nesta fórmula “v” significa variáveis, ou seja, serão somados os valores dados às variáveis de A e dos demais parâmetros. Em seguida esses resultados serão somados e transformados em porcentagem. Sendo assim, multiplica-se por 100% e divide-se pelo valor máximo que a soma de todas as variáveis do *checklist*, que é 100 (25 variáveis multiplicadas pelo valor 4 da classificação).

Com base nos resultados do cálculo, as Unidades Amostrais podem ser classificadas em cinco (5) diferentes níveis de vulnerabilidade (modificado de Laranjeira, 1997).

- 1: Muito baixa (IV = 0% - 20%). Nível de vulnerabilidade em que o grau de transformação do sistema dunar não põe em risco a sua capacidade de auto-regeneração; estado de degradação das feições não ultrapassa o limiar de resiliência; sensibilidade baixa.

- 2: Baixa (IV = > 20% - 40%). Nível de vulnerabilidade em que já se percebem sinais de mudanças no conjunto do sistema; a sensibilidade de baixa passa a se acentuar.
- 3: Moderada (IV = > 40% - 60%). Percebem-se sinais de degradação significativa, já se faz necessária uma certa restrição a uma maior utilização. As feições dunares se posicionam sobre o limiar de resiliência. Considerável nível de degradação dos sistemas.
- 4: Alta (IV = > 60% - 80%). Observam-se mecanismos de pressão muito significativos; as feições dunares não apresentam mecanismos de resistência aos efeitos negativos; a sensibilidade é elevada.
- 5: Muito alta (IV = > 80% - 100%). Evidenciam-se efeitos de degradação severa e generalizada. Nível de degradação extremamente elevado comprometendo o caráter das geoformas. Nível de maior caráter impactante, sendo que o limiar de resiliência é ultrapassado.

Para a aplicação do *checklist*, a orla de Imbé foi dividida em 44 trechos, cada um com 250m de extensão (Figura 6, Anexo 3), que foram denominados unidades amostrais. Essas foram enumeradas e visitadas de sul (Centro da cidade) para norte (Balneário Imara).

Apesar da divisão da costa ter sido realizada seguindo o mesmo método utilizado em 2012 por Tabajara e colaboradores, neste estudo houve uma unidade amostral a mais, pois a placa que delimita o limite municipal foi alterada em 250 m para o norte ainda durante a semana de realização dos campos.

Em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), as unidades amostrais de paisagem foram georreferenciadas e foram elaborados mapas para serem levados à campo, a fim de que os integrantes da equipe de campo pudessem se localizar e avaliar os parâmetros dentro da área previamente estabelecida.

Figura 6: Mapa de localização das unidades amostrais (de P1 à P44) definidas na etapa de pré-campo. Imagem base: World Imagery (ArcGIS Map Service, 2022) e Limite municipal (IBGE, 2020)

Mapa de localização das Unidades Amostrais de Paisagem



Fonte: autora (2023).

5.1.2 Trabalho de Campo

Os trabalhos de campo para aplicação do *checklist* de vulnerabilidade das dunas ocorreram no inverno, mais especificamente nos dias 21 e 22 de julho de 2022.

Os campos foram necessários para se observar as características do pós-praia e sistema de dunas e, assim, registrar as informações de acordo com a situação atual. Para tanto, o caminhamento nos 250 m de cada unidade amostral foi realizado, de maneira que as avaliações das variáveis do *checklist* pudessem ser realizadas concomitantemente. Além disso, em momentos oportunos as características mais relevantes, como perfil da praia e escarpas erosivas, eram fotografadas para posterior comprovação e discussão dos dados.

Figura 7: Trabalho de campo realizado em Imbé em julho de 2022 para aplicação do *checklist* de vulnerabilidade à erosão. A: Fotografia esquemática evidenciando início e fim de uma unidade amostral de paisagem. B: método de coleta da altura da duna mais alta da unidade de paisagem. C: preenchimento das planilhas de campo.



Fonte: A e B: autora (2022). C: Giovanna Löffler (2022).

5.1.3 Pós-campo

Os itens do *checklist* que exigem visualização de um ponto de vista superior, como área superficial e largura do sistema de dunas, foram analisados no pós-campo com base em técnicas de sensoriamento remoto, através de imagens orbitais da Câmera Multiespectral e Pancromática de Ampla Varredura (WPM) do satélite CBERS-4A. As imagens são datadas de 2 de julho de 2022 e apresentam resolução espacial de 8 m.

Estas imagens foram trabalhadas no *software* de SIG ArcGis Pro 10.3 da ESRI®. Os cálculos de área superficial e largura do campo de dunas foram realizados em sistema de coordenadas planas UTM compatibilizadas ao datum SIRGAS2000 zona 22S.

As fotografias de campo e o *checklist* foram organizados em pastas digitais distintas, de modo a facilitar o acesso às informações de cada unidade amostral. Além disso, os dados dos *checklist* de cada unidade amostral foram planilhados no *software* Microsoft Office Excel 2007® e os Índices de Vulnerabilidade Relativos foram calculados no mesmo *software*. Todos esses dados e informações geradas foram georreferenciados posteriormente, gerando arquivos vetoriais no formato *shapefile*.

Os os valores da classificação de cada variável do *checklist* foram plotados com ajuste local de regressão polinomial (CLEVELAND *et al.*, 1992) utilizando a função *loess* no pacote *ggplot2* do ambiente R (WICKHAM, 2016; R CORE TEAM, 2022). Adicionalmente, foi construída a matriz de correlação incluindo informações de todas as variáveis através do método de Pearson, a partir da qual foram gerados correlogramas com pacote *corrplot* (WEI & SIMO, 2021). Por fim, foi medida a distância euclidiana de forma pareada para todos os trechos a partir das variáveis do *checklist*, e construído dendrograma através do pacote *tidyverse* (WICKHAM *et al.*, 2019).

5.2 USO DA PAISAGEM DE DUNAS PARA NIDIFICAÇÃO

A fim de avaliar se a vulnerabilidade à erosão das dunas da orla do município de Imbé influencia na disposição dos ninhos das aves que os constroem diretamente nas dunas, foi realizado o censo dos ninhos e o método está descrito a seguir.

5.2.1 Pré-campo

A fim de obter dados sobre os ninhos de aves no ambiente de dunas, com base em pesquisa bibliográfica elaborou-se uma ficha de campo para registro das observações (Anexo 2).

Dentre as informações consideradas essenciais para a execução do trabalho estavam as coordenadas do ninho, a espécie que este pertence, a quantidade de ovos ou juvenis para serem anotadas quando possível identificar, se os parentais estavam por perto defendendo o território e se foi tirada alguma fotografia. As demais informações solicitadas pela ficha, consideradas complementares, serviam para melhor embasar possíveis discussões sobre os resultados, uma vez que a distribuição dos ninhos poderia ser alterada por fatores que não dependem exclusivamente da vulnerabilidade à erosão das dunas.

O local da área de interesse e altura do ninho tinham como objetivo melhorar a acurácia na caracterização das áreas utilizadas pelas aves para construir seus ninhos. Assim como as anotações sobre os aspectos da vegetação, seja ela nativa ou exótica, visa melhor caracterizar as preferências de formações vegetacionais no entorno do ninho. Para *Athene cunicularia*, por exemplo, é comum observar ninhos próximos a algum poleiro artificial (poste ou placa) (ADELINO, 2014), o que já não é comum para *Haematopus palliatus*, que prefere locais abertos com vegetação rasteira esparsa (CANABARRO & FEDRIZZI, 2010).

A presença de cachorros e caminhamentos próximos foi utilizada como meio de identificar se as espécies, ao construírem seus ninhos, evidenciaram maior ou menor tolerância a urbanização, já que esta proximidade pode causar diversos impactos sobre a reprodução de espécies mais sensíveis à presença humana e de animais domésticos (DAVIS *et al.*, 2006).

Por fim, anotar a presença de sangradouros próximos aos ninhos tinha por objetivo avaliar se estas formações poderiam causar agregações de ninhos, por serem locais que geram agregações de aves residentes e migratórias, principalmente para o forrageio (LEAL *et al.*, 2013)

5.2.2 Trabalho de Campo

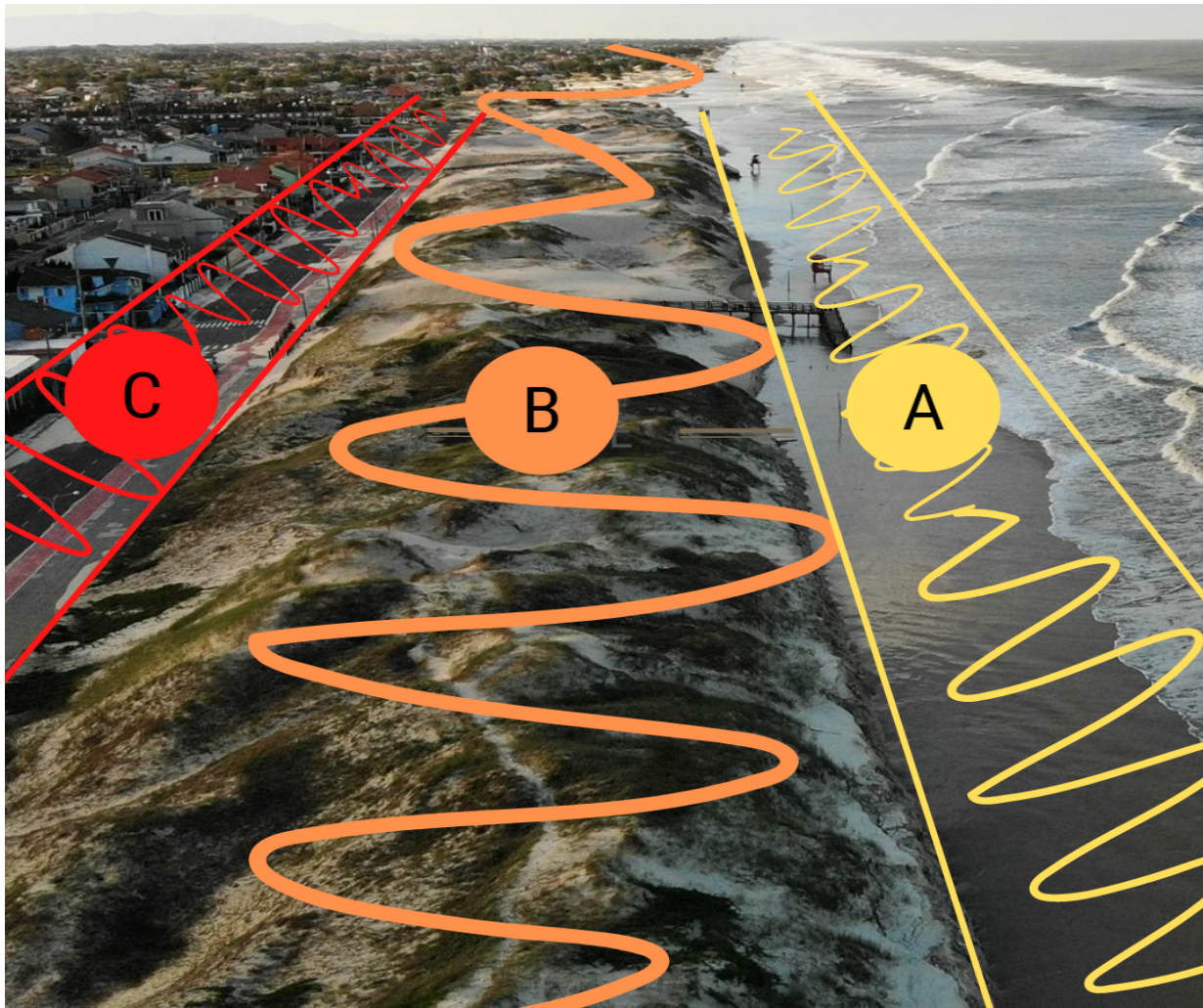
A busca ativa de ninhos foi realizada ao longo dos meses de outubro a dezembro de 2022, em trabalhos de campo quinzenais, totalizando quatro esforços amostrais. Os trabalhos tinham início por volta das oito horas e encerravam-se às 15 horas. Nesta etapa, os 11 km da costa do município foram visitados presencialmente, nos dias 13 de outubro, 3 e 25 de novembro e 10 de dezembro de 2022.

Os dois primeiros campos foram iniciados no extremo sul do município, onde encontra-se o centro da cidade (22J 584950 6683627). Os outros dois tiveram início pelo extremo norte do município (22J 589189 6693697), para descartar a possibilidade de falha de amostragem por cansaço da equipe. Os 200 m de extensão paralelos à linha da água de cada trecho foram segregados em setores e visitados, cada um por um integrante da equipe de campo, por meio do caminhar em zig-zag (Figura 8). O método de caminhar foi elencado, pois é o único que permite visualização completa da área, mesmo com os possíveis pontos cegos provenientes da irregularidade do substrato.

Assim, a busca ativa, visual e sonora, por ninhos foi realizada. Utilizou-se evidências diretas (visualização de ninhos e filhotes) e indiretas (casais com comportamento de defesa de área reprodutiva - vocalização e voos rasantes). A cada ninho encontrado marcou-se as coordenadas de localização e um ponto de referência para posterior georreferenciamento em SIG. Além disso, anotou-se nas fichas de campo a espécie de ave que o ninho pertence e aspectos da paisagem local que poderiam afetar o padrão de distribuição das áreas reprodutivas das aves (Anexo 2).

Esta pesquisa tem as devidas autorizações da Comissão de Ética no Uso de Animais (Parecer CEUA/UFRGS 37904) da UFRGS e do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (Autorização SISBIO 64234).

Figura 8: Imagem esquemática dos três setores de caminhada durante os trabalhos de campo para busca ativa de ninhos (Imbé-RS). A: área correspondente ao caminhamento no pós-praia com vista para a face marinha da duna frontal (barlavento). B: caminhamento sobre as dunas. C: caminhamento no pós-duna, campo de dunas ou área urbanizada, com vista para a face continental da duna (sotavento). Imagem base: fotografia de Mikael Mielke.



Fonte: autora (2022).

5.2.3 Pós-campo

No pós-campo as fichas de campo de aves foram planilhadas e georreferenciadas com uso do *software* ArcGIS Pro. A localização dos ninhos dentro do sistema de dunas foi classificada com um valor de 0 a 4. Essa classificação segue a da variável de “localidade da urbanização” usada no *checklist* de vulnerabilidade de dunas. O uso da mesma classificação é para melhor estabelecer a correlação entre os dados dos ninhos de aves e da vulnerabilidade do sistema de dunas.

Figura 9: A: Ninho de *Vanellus chilensis* encontrado no lote após as dunas frontais próximo a Av. Caxias. B: Ninho de *Haematopus palliatus* encontrado no topo de uma duna do campo de dunas próximo ao condomínio Las Olas (Imbé-RS).



Fonte: autora (2022).

Foi considerado apenas o número máximo de ninhos de cada espécie encontrados em cada unidade amostral no período de tempo amostrado, para evitar a recontagem de ninhos e superestimação dos dados. O número de ninhos de cada espécie de ave, bem como o número total de ninhos encontrados em cada UP foram incluídos como variáveis nas correlações pareadas descritas no item 5.1.3.

6 RESULTADOS

6.1 AVALIAÇÃO DA VULNERABILIDADE DE DUNAS

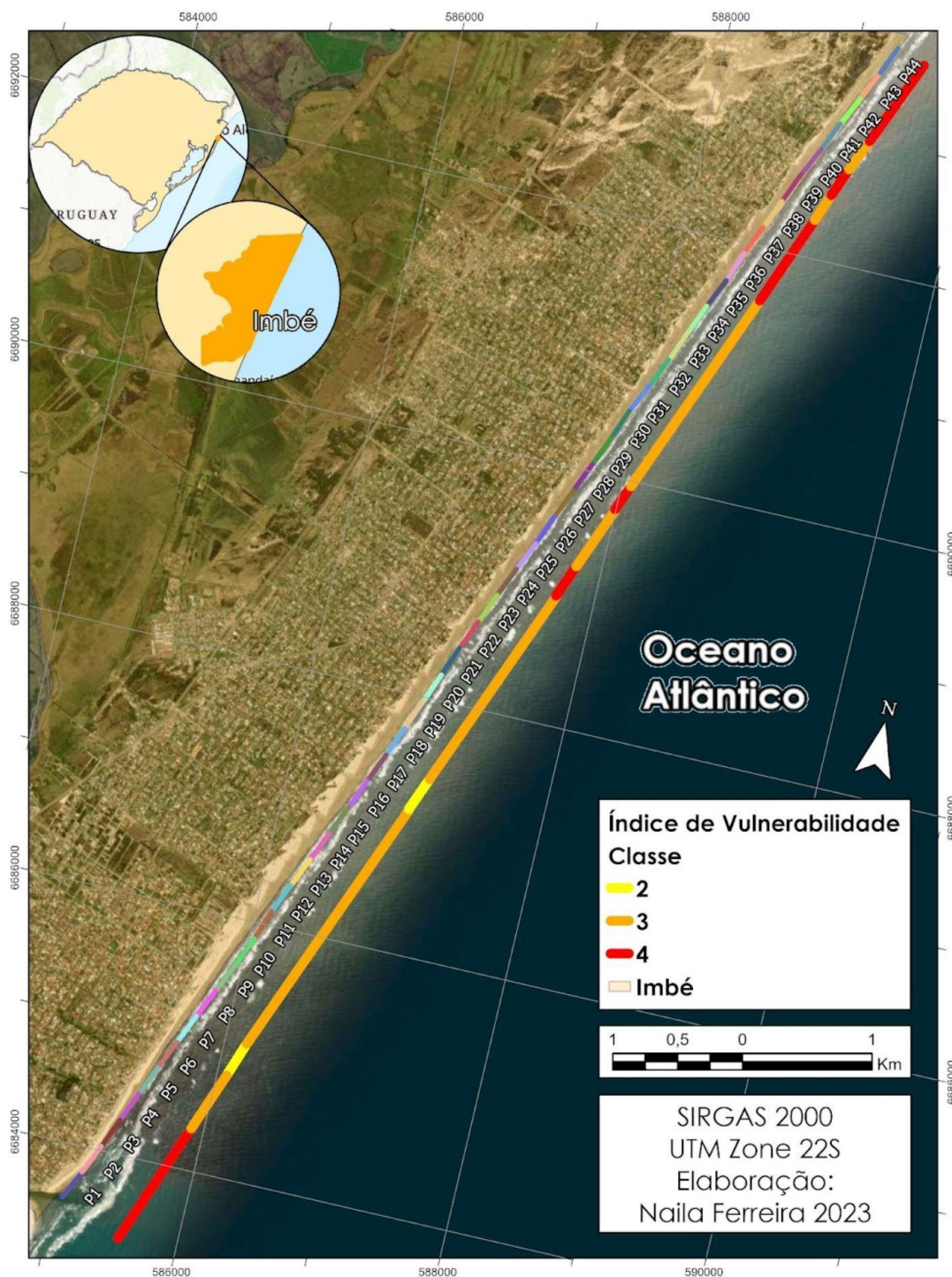
O cálculo do Índice de Vulnerabilidade Relativo resultou na existência de Unidades de Paisagem (UP) dentro das classificações 2, 3 e 4. A maioria das UPs encontra-se na classe 3, onde algum tipo de manejo deve ser implementado para que o sistema se mantenha abaixo do limite de resiliência (Figura 10).

Durante o inverno, somente as unidades 7 e 17 encontram-se na classificação de vulnerabilidade 2 (dois), que engloba ambientes com sinais de mudanças no conjunto do sistema, ou seja, em que a sensibilidade deixa de ser baixa e passa a se acentuar. Além dessas, verificou-se a existência de outras 13 unidades dentro da classificação 4 (quatro) de vulnerabilidade (Figura 10), que agrupa ambientes em que o sistema dunar não apresenta mecanismos de resistência aos efeitos negativos e a sensibilidade passa a ser considerada elevada.

Dentre as UPs no quarto nível da classificação estão as UPs onde há maior redução e fragmentação das dunas. Seja por causa de brechas no sistema de dunas geradas por drenagens de águas superficiais urbanas ou pela abertura de acessos à faixa de praia ao fim de todas as ruas. Ademais, casas sobre as dunas frontais ou locais onde as dunas foram totalmente suprimidas para implementação de uma estrutura urbana consolidada também foram imprescindíveis no aumento da vulnerabilidade de algumas unidades amostrais de paisagem (Anexo 4, 5, 6 e 7).

Figura 10: Mapa de localização dos trechos de classe de vulnerabilidade de dunas distintas, avaliado em julho de 2022. Base: World Imagery (ArcGIS Map Service, 2022) e Limite municipal (IBGE, 2020).

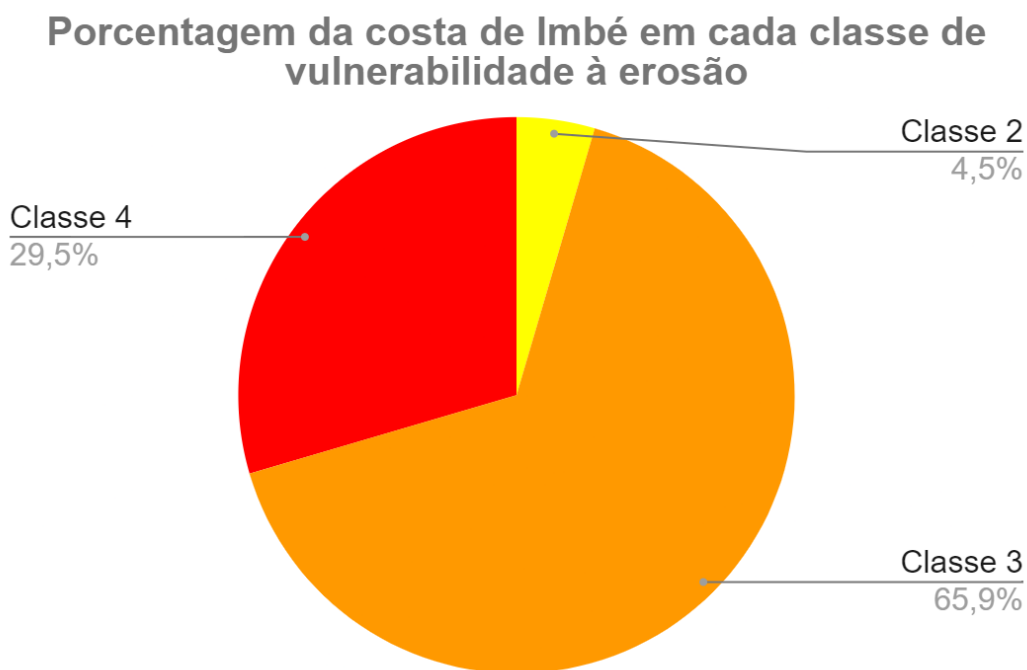
Mapa de vulnerabilidade da costa de Imbé



Fonte: autora (2023).

Em suma, praticamente 66% da costa de Imbé está sobre seu limite de resiliência (Figura 11 e 12), em que o nível de degradação dos sistemas é significativo e os gestores da Orla devem atentar-se à aplicação de métodos que mitiguem os impactos sobre as dunas. Somente assim o sistema poderá retornar ao ponto de conseguir recuperar-se dos eventos de tempestades que tendem a ser mais frequentes perante a crise climática. Outros 30% da costa já se encontram sob uma sensibilidade elevada (Figura 11 e 12), em que as feições dunares não apresentam mecanismos de resistência aos efeitos negativos de erosões, mesmo que ocasionais. Sem ações diretas de manejo e recuperação, a tendência é que essas áreas sejam mais impactadas por enchentes do mar durante as tempestades e destruição frequente das estruturas urbanas duras, como calçadão e Estrada Interpraias/Av. Beira Mar.

Figura 11: Classes de vulnerabilidade à erosão da costa de Imbé no inverno de 2022.



Fonte: autora (2023).

Figura 12: fotografias exemplificadoras de ambientes avaliados como pertencentes a distintos níveis de vulnerabilidade à erosão das dunas ao longo da costa de Imbé (RS) durante o inverno de 2022. P7: ambientes com dunas menos vulneráveis à erosão, menos degradado pelos distúrbios erosivos de marés meteorológicas do mar. P10: ambiente com dunas em nível intermediário de vulnerabilidade, com escarpas erosivas evidentes e áreas com blowout. P4: ambiente de vulnerabilidade acentuada, sem dunas e evidenciando a destruição das estruturas de acesso e lazer.

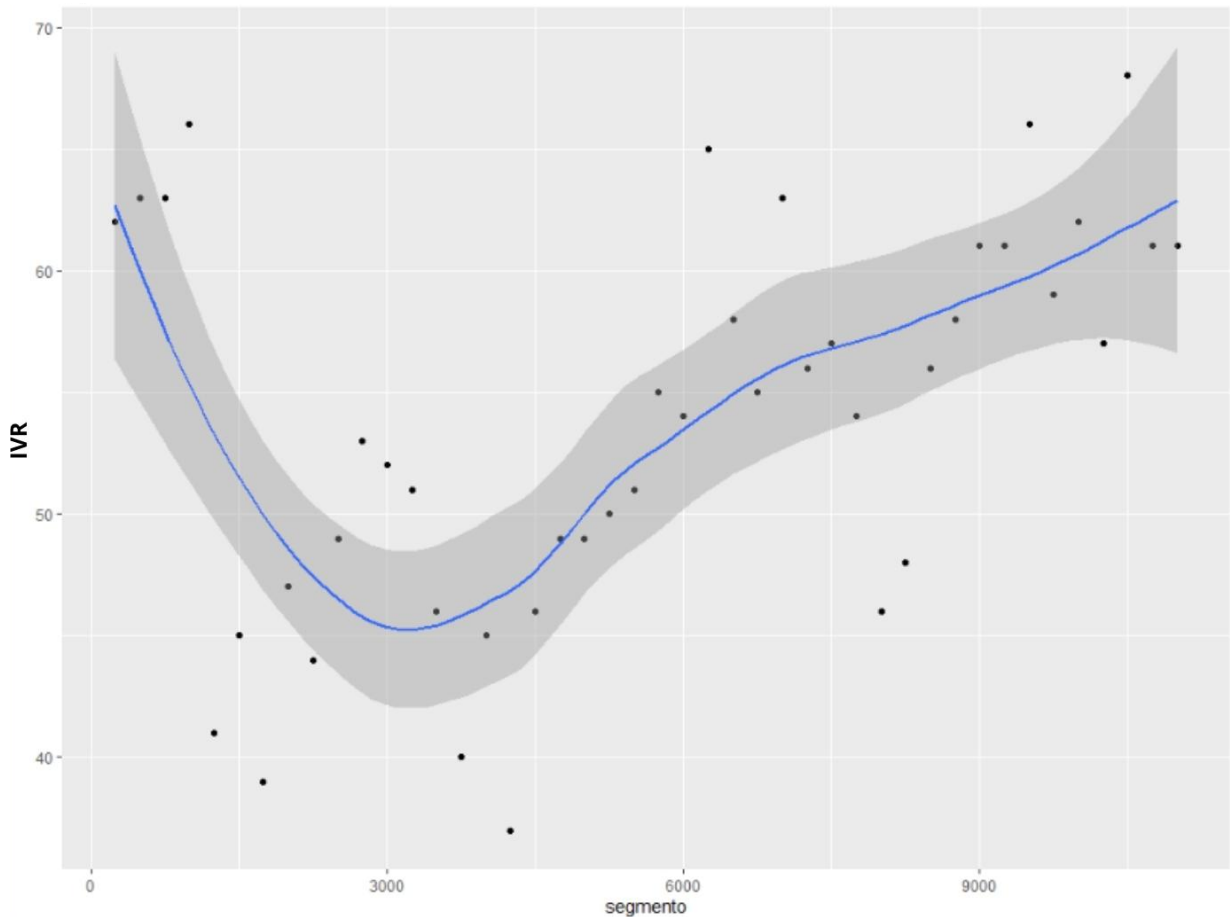


Fonte: autora (2023).

6.2 RELAÇÃO DOS PARÂMETROS COM O ÍNDICE DE VULNERABILIDADE DUNAR

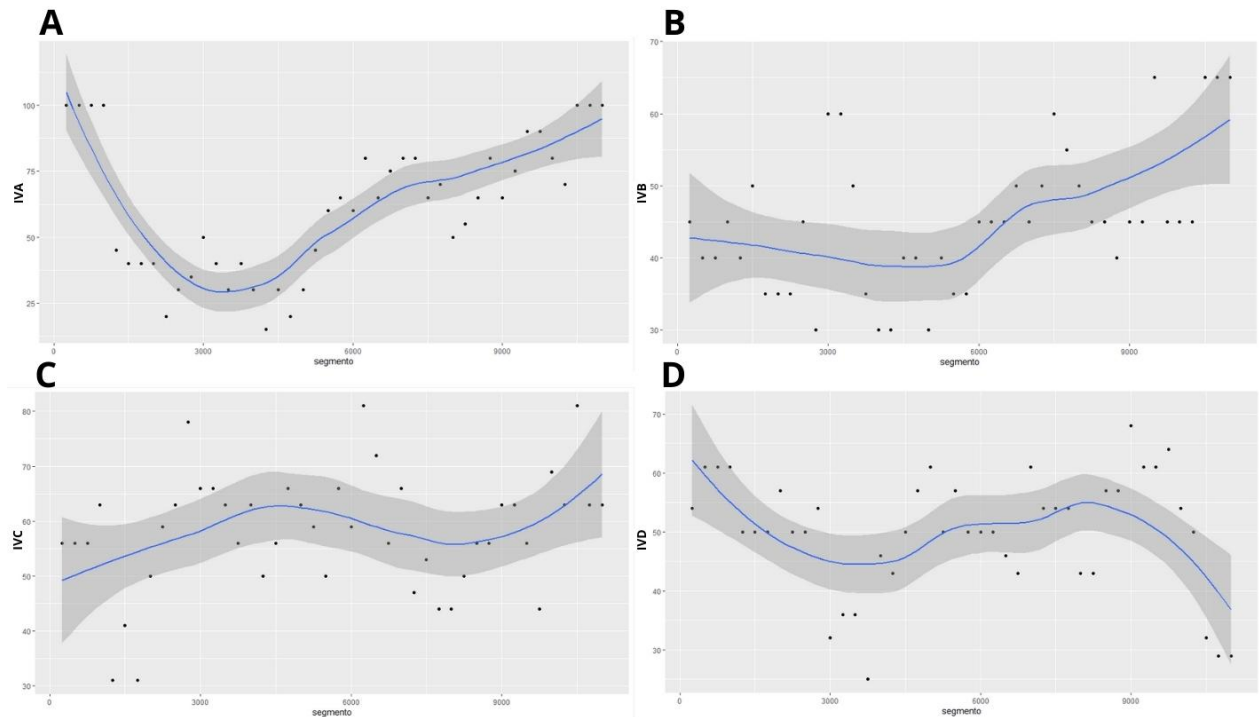
Ao compararmos as curvas de variação dos parâmetros e do índice de vulnerabilidade de dunas verificou-se que as curvas que seguem o mesmo padrão são as de vulnerabilidade de dunas (Figura 13) e do parâmetro de morfologia da duna (Figura 14A). Portanto, este parâmetro poderia ser considerado um *proxy* da vulnerabilidade, pois nele é avaliada as características erosivas na duna, que são produto da pressão de uso (parâmetro D) somadas às características intrínsecas da localidade (parâmetro B e C).

Figura 13: Variabilidade do Índice de Vulnerabilidade Relativo ao longo da costa de Imbé (RS) durante o inverno de 2022. Seguimento em metros, sendo o início na unidade de paisagem 1 (UP 1 - Barra) e o fim na UP44 (Limite entre Imbé e Osório).



Fonte: autora (2023).

Figura 14: Variabilidade dos Índices de Vulnerabilidade de cada parâmetro ao longo da costa de Imbé (RS) durante o inverno. IVA: morfologia da duna; IVB: condições da Praia; IVC: características dos 200 m adjacentes ao mar e IVD: pressão de uso. Seguimento em metros, sendo o início na unidade de paisagem 1 (UP 1 - Barra) e o fim na UP44 (Limite entre Imbé e Osório).

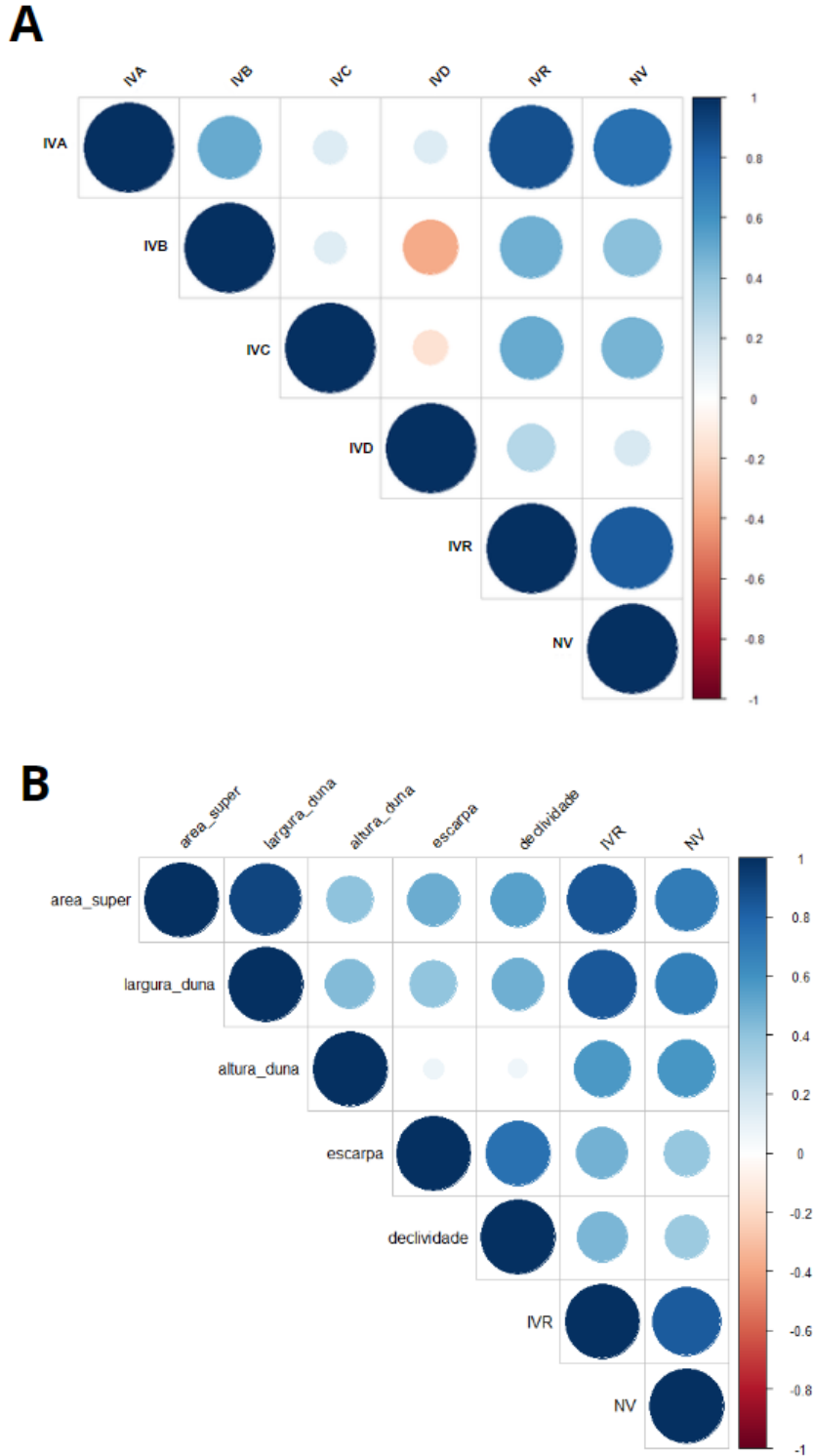


Fonte: autora (2023).

Além disso, há uma alta correlação entre o parâmetro de morfologia de dunas com a vulnerabilidade das dunas nas unidades de paisagem ($p=0,88$) (Figura 15A). Ao correlacionarmos as variáveis desse parâmetro com a vulnerabilidade, evidencia-se que a área superficial de dunas ($p=0,85$) e a largura das dunas ($p=0,84$) são os fatores que melhor indicam o nível de vulnerabilidade à erosão do ambiente (Figura 15B). Essa correlação se mostra positiva, pois o *checklist* agrega maiores valores de vulnerabilização para áreas e larguras menores.

Apesar de a largura da duna estar relacionada com a área, esta não apresenta a mesma intensidade de correlação, pois foi obtida de maneira aleatória e em alguns casos pode não representar a largura média das dunas da UP. Mas a diferença de apenas um centésimo na correlação mostra que o método aleatório foi capaz de representar a largura das dunas na localidade.

Figura 15: matriz de correlação de Pearson. A: correlograma entre os parâmetros, o índice de vulnerabilidade relativo (IVR) e níveis de vulnerabilidade (NV) da costa de Imbé - RS. B: correlograma entre as variáveis do parâmetro de morfologia de dunas com IVR e NV na costa de Imbé - RS. Siglas dos parâmetros do *checklist*: IVA = morfologia da duna; IVB = condições da Praia; IVC = características dos 200 m adjacentes ao mar; IVD = pressão de uso.

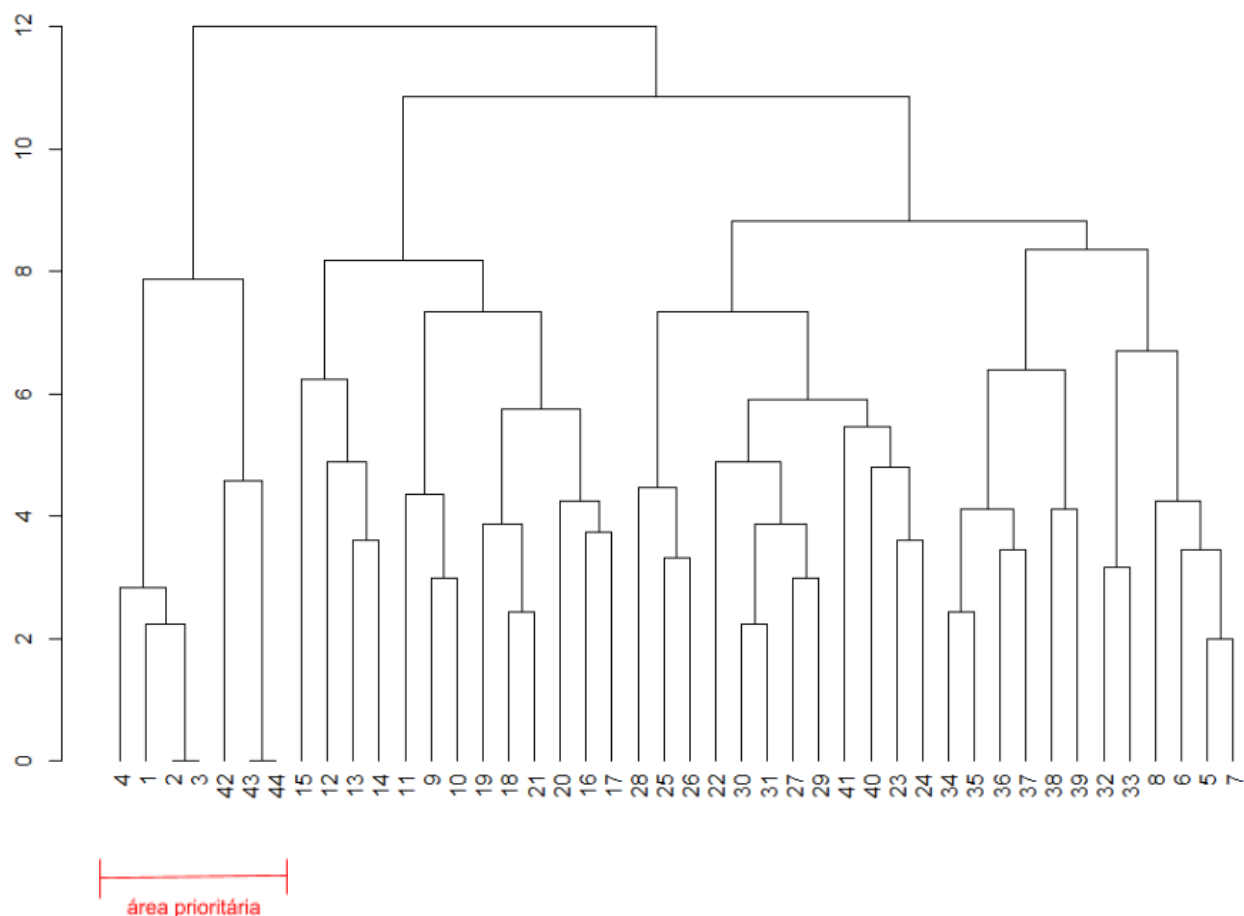


Fonte: autora (2023).

6.3 ANÁLISE DE SIMILARIDADE DAS UPS

Com a análise de *clusters*, identificaram-se seis agrupamentos distintos (Figura 16). O grupo externo se caracteriza por comportar todas as unidades amostrais da paisagem que não apresentam dunas, com um subgrupo onde encontram-se as unidades referentes ao calçadão no bairro Centro (1 a 4) e outro com as unidades referentes à estrada Interpraias ou Av. Beira Mar erodida no Balneário Imara (41 a 44) (Figura 17).

Figura 16: Dendrograma de similaridade, com base no índice de correlação, entre as Unidades de Paisagem no inverno de 2022 - Imbé, Rio Grande do Sul.



Fonte: autora (2023)

Figura 17: Registros fotográficos das unidades de paisagem classificadas dentro do agrupamento 1 do dendrograma de similaridade em Imbé, Rio Grande do Sul (trecho prioritário ao manejo para proteção da costa). A: visão geral da área da UP1, evidenciando a largura do pós-praia. B: fotografia da UP2 evidenciando o baixo aporte de sedimento. C: UP4 com estruturas de acesso à praia destruídas pelas ressacas. D: estrutura de lazer (deck) da UP4 comprometida por causa das marés meteorológicas de inverno. E: visão geral da UP42, evidenciando a erosão da estrada Interpraias/Av. Beira Mar. F: UP42 evidenciando a reduzida largura do pós-praia. G e H: fotografias da UP43 evidenciando a erosão e exposição dos resíduos da construção e aterramento para a via pública.



Fonte: autora (2022)

Em seguida, estão os agrupamentos de unidades de paisagem que apresentam dunas. A primeira segregação dentro das unidades com dunas se faz pela diferença nas escarpas erosivas e, conseqüentemente, na declividade da face frontal das dunas. O agrupamento das unidades de paisagem de 9 a 21 apresentam escarpas mais altas e declividade acentuada, enquanto o agrupamento que engloba da UP 22 a 41 tem a face frontal de escarpas moderadas e declividade de moderada a acentuada.

O grupo de declividade suave ainda foi subdividido, porém nessa segregação o limite foi definido pela variável de porcentagem de cobertura impenetrável nos 200 m adjacentes ao mar. No agrupamento de 12 a 15 estão as UPs que apresentam menor cobertura impenetrável quando comparado ao outro agrupamento (UPs: 9, 10 e 16 até 21), visto que há mais praças ou lotes sem estruturas que impermeabilizam o solo (Figura 18C e 19B). Já o agrupamento de declividade acentuada, foi subdividido com base nas variáveis do parâmetro C, não ficando clara a dominância de uma delas como fator determinante para a separação.

Figura 18: Registros fotográficos das unidades de paisagem classificadas no agrupamento 2 do dendrograma de similaridade em Imbé (RS). A: fotografia evidenciando as escarpas erosivas altas (UP14). B: foto para evidenciar a declividade acentuada das escarpas erosivas do trecho (UP12). C: *printscreen* de imagem de satélite do *Google Earth* evidenciando a baixa cobertura impenetrável dentro dos 200 metros adjacentes ao mar do trecho englobado no agrupamento 2 (UP12 à UP15).

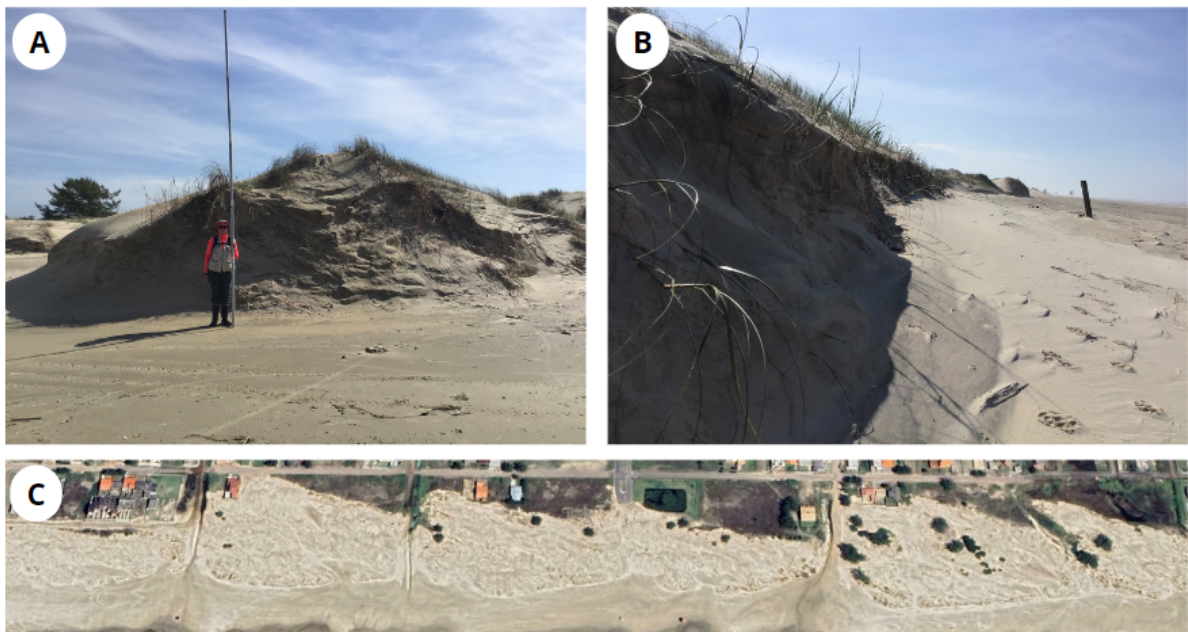


Figura 19: Registros fotográficos das unidades de paisagem classificadas dentro do agrupamento 3 do dendrograma de similaridade em Imbé, Rio Grande do Sul. A: fotografia evidenciando as escarpas erosivas baixas (UP17). B: *printscreen* de imagem de satélite do *Google Earth* evidenciando a alta cobertura impenetrável dentro dos 200 metros adjacentes ao mar, pela invasão da área de dunas pela urbanização do trecho englobado no agrupamento 3 (UP17 à UP20).



Fonte: autora (2022)

A última segregação de agrupamentos foi realizada com base na largura das dunas, sendo que o agrupamento das UPs 34 à 39 apresenta as menores larguras, enquanto as de 5 a 7 e 32 e 33 apresentam larguras maiores (Figura 20).

Figura 20: Imagens das unidades de paisagem classificadas dentro do agrupamento 5 e 6 do dendrograma de similaridade em Imbé, Rio Grande do Sul. A: *Printscreen* das UPs 35, 36 e 37, evidenciando a alta fragmentação do sistema de dunas pelos acessos criados ao fim de cada rua. B: *Printscreen* das UPs 5, 6 e 7, evidenciando a maior largura e menor fragmentação das dunas, além da presença das passarelas elevadas para acesso da população à praia.



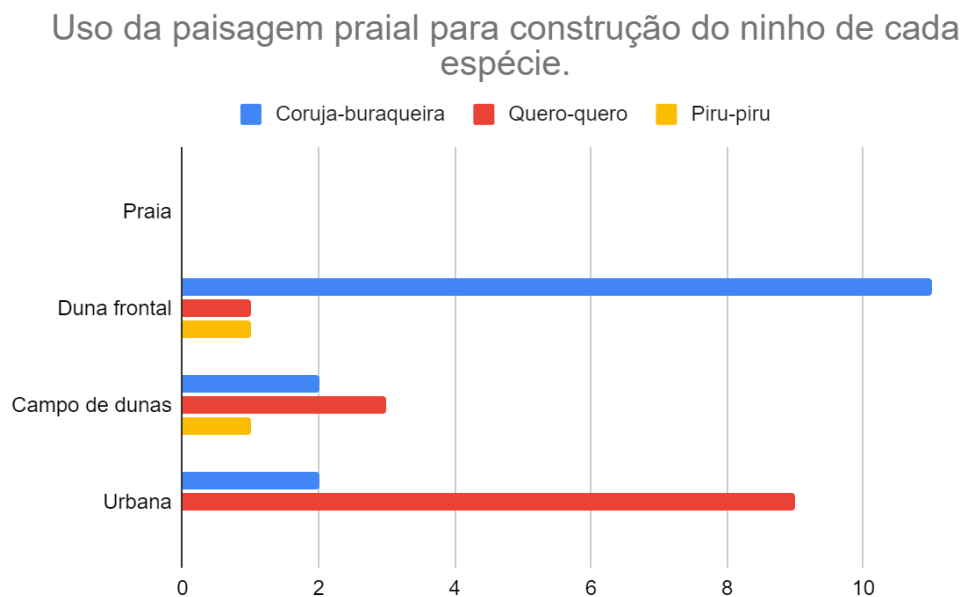
Fonte: autora (2022)

Os gestores de praia do município devem atentar-se às áreas prioritárias para manejo de dunas a fim de proteger a linha de costa do município. Essas são definidas por serem os setores de maior vulnerabilidade à erosão, que no caso em questão são as UPs categorizadas na classe 4. Considerando que a ausência da duna é o principal fator no aumento da vulnerabilidade à erosão, se faz necessária intervenções primariamente nos setores sem dunas (calçadão e interpraia).

6.4 CARACTERIZAÇÃO DA PAISAGEM NO ENTORNO DOS NINHOS

Durante os trabalhos de campo de busca de ninhos foram encontrados 43 parentais com comportamento de nidificação e/ou ninhos, sendo três desses de *Haematopus palliatus* (piru-piru) 18 de *Vanellus chilensis* (quero-quero) e 22 de *Athene cunicularia* (coruja-buraqueira). Porém, pelo método estabelecido a fim de evitar superestimação dos dados, foram selecionados para as análises somente dois de piru-piru, 12 de quero-quero e 15 de coruja-buraqueira (Figura 21).

Figura 21: Quantidade de ninhos encontrados dentro de cada setor da paisagem da orla de Imbé (RS) entre outubro e dezembro de 2022, após seleção dos ninhos dos ninhos a fim de evitar recontagem.



Fonte: autora (2023).

Os ninhos de Coruja-buraqueira encontram-se, majoritariamente, na face continental das dunas frontais com sua abertura voltada para a direção oeste (UPs: 1; 5; 7; 8; 9; 10; 13; 16; 19; 29 e 39). Geralmente, no entorno, havia vegetação nativa, sendo que a planta mais observada em um raio de um metro da toca foi a *Senecio crassiflorus* (Figura 22).

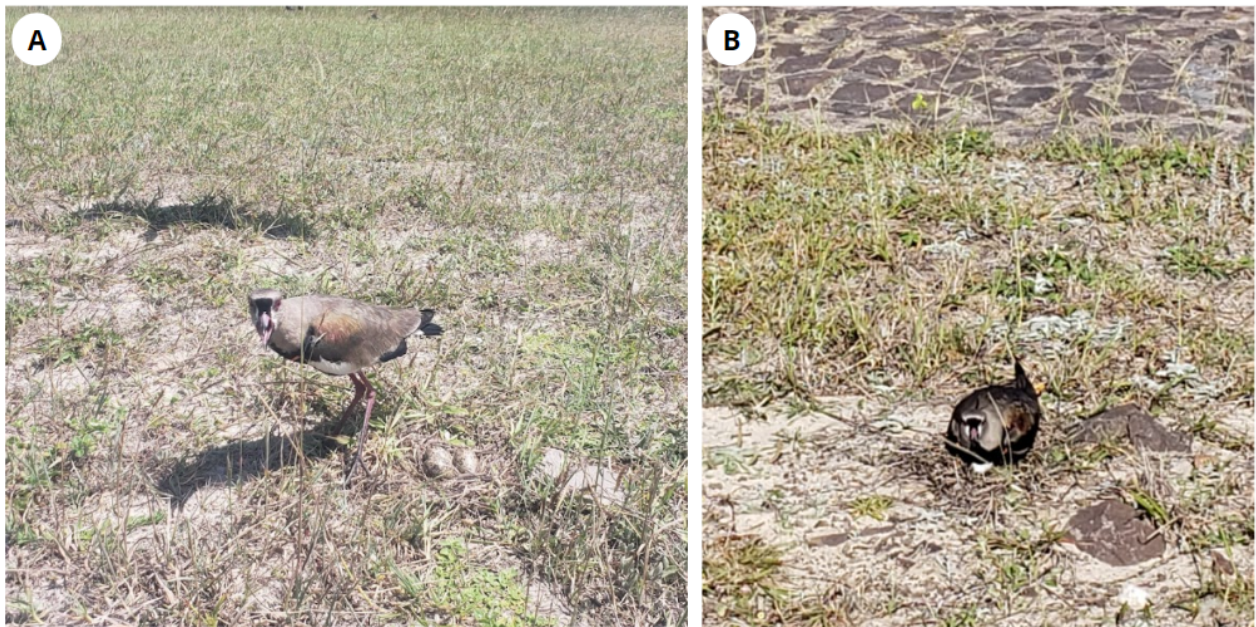
Figura 22: Registros fotográficos dos ninhos de coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) na costa de Imbé (RS) em outubro de 2022. A: casal de corujas protegendo ninho próximo ao calçadão da Av. Beira Mar, entre a Av. São Luís e Av. Caxias do Sul, evidenciando a vegetação do entorno do ninho. B: coruja próxima ao ninho entre a Av. Ipiranga e Rua Quartzzo, preparando-se para iniciar o comportamento de alarme e vocalização agonística. C: Toca satélite (inativa) entre a Av. Ipiranga e Rua Quartzzo, evidenciando a forma da entrada da toca. D: ninho de coruja encontrado na praça da Barra de Imbé, evidenciando apelo social à proteção da espécie.



Fonte: autora (2022).

Já os ninhos de Quero-quero foram encontrados com maior frequência na paisagem mais urbanizada (UPs: 1; 5; 8; 10; 11; 12; 13; 14; 15; 29 e 39). Via de regra, em quintais de casas sem moradores ou lotes com gramíneas baixas com porções de solo exposto, que na localidade é formado por areia/sedimento praial (Figura 23).

Figura 23: Registros fotográficos dos ninhos de quero-quero (*Vanellus chilensis*), em novembro de 2022, mostrando composição vegetacional do entorno dos ninhos. A: quero-quero protegendo ninho encontrado em lote entre a Av. Garibaldi e Av. São Luís, evidenciando o comportamento de alarme da fêmea e voo rasante do macho (sombra de ave voando). B: quero-quero incubando ovos, com ninho próximo à passagem de carros da Av. Não-Me-Toque.



Fonte: autora (2022).

No caso do Piru-piru, o baixo número de ninhos encontrados impede a clara caracterização da paisagem mais buscada pelas aves para reprodução. Os dois ninhos encontrados que foram considerados estavam no topo das dunas internas mais altas do trecho (UP 10 e 13). No entorno dos ninhos, encontrava-se vegetação esparsa, quase que exclusivamente de *Panicum racemosum*, uma nativa comum na região de dunas (Figura 24).

Figura 24: Registros fotográficos do ninho de piru-piru (*Haematopus palliatus*), na UP13, mostrando composição vegetacional do entorno dos ninhos (Imbé-RS - outubro de 2022).



Fonte: autora (2022).

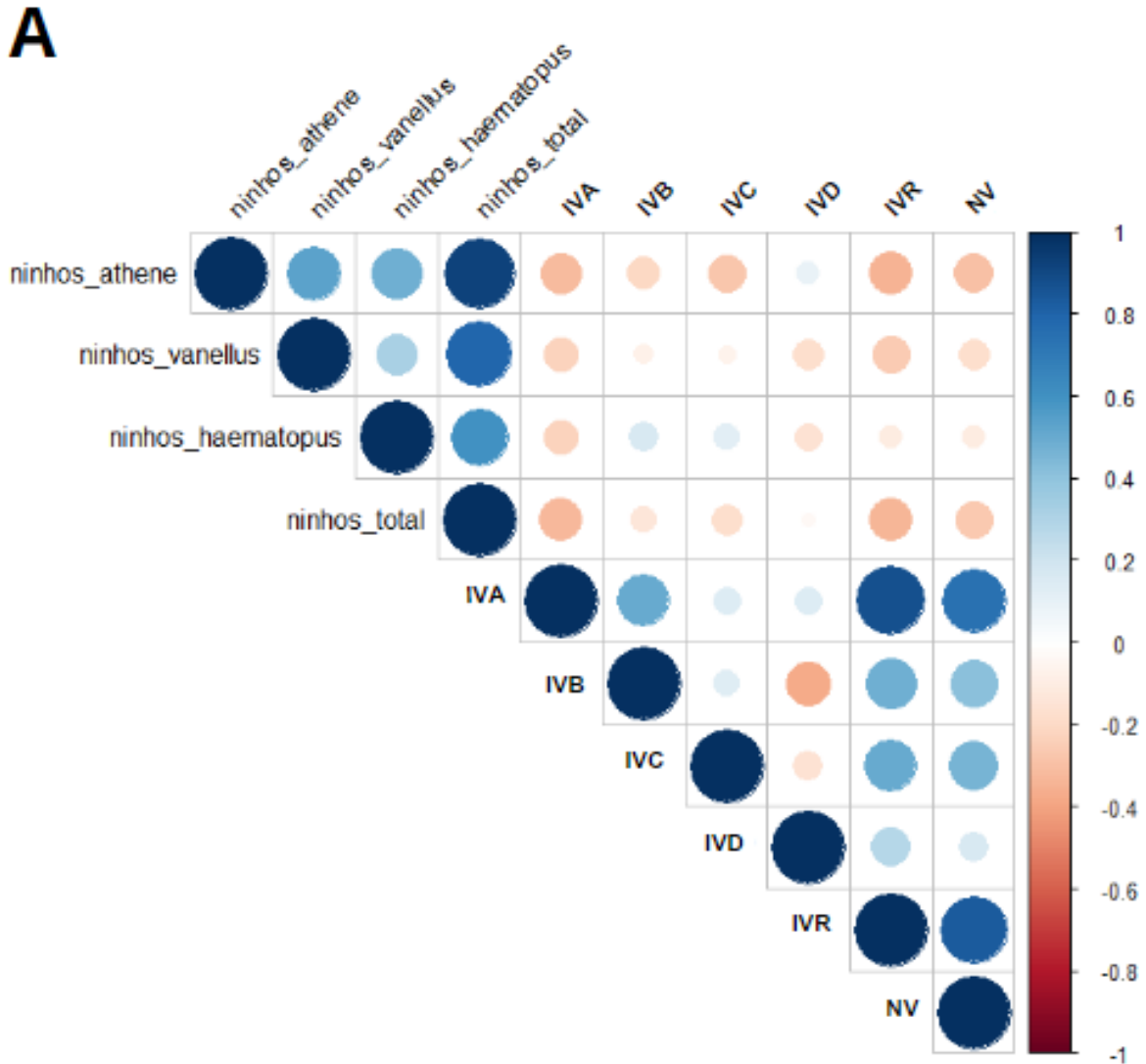
6.5 CORRELAÇÃO DO *CHECKLIST* COM A QUANTIDADE DE NINHOS

Observou-se correlação negativa baixa entre os níveis de vulnerabilidade (NV) e a quantidade total de ninhos ($p=-0,27$), mas considerando apenas o valor bruto do Índice de Vulnerabilidade Relativo (IVR), observa-se uma correlação mais intensa ($p=-0,33$) (Figura 25). Fato este explicado pela perda da acurácia quando agrupa-se um grande espectro (*range*) do IVR dentro de uma mesma classe.

Ao correlacionar os parâmetros do *checklist* com a quantidade de ninhos total verifica-se que, assim como a correlação entre o IVR com os parâmetros, a morfologia de dunas (IVA) é o que apresenta correlação mais intensa ($p=-0,33$), seguido das

características dos 200 metros adjacentes (IVC $p=-0,17$), características do pós-praia (IVB $p=-0,13$) e pressão de uso (IVD $=-0,04$) (Figura 25).

Figura 25: correlograma de Pearson entre parâmetros avaliados no *checklist* no inverno de 2022 e quantidade de ninhos totais e de cada espécie observados ao longo da primavera e início do verão de 2022, em Imbé (RS). Forma: quanto maior o círculo mais intensa é a correlação. Cores: azul indica correlação positiva e vermelho correlação negativa.

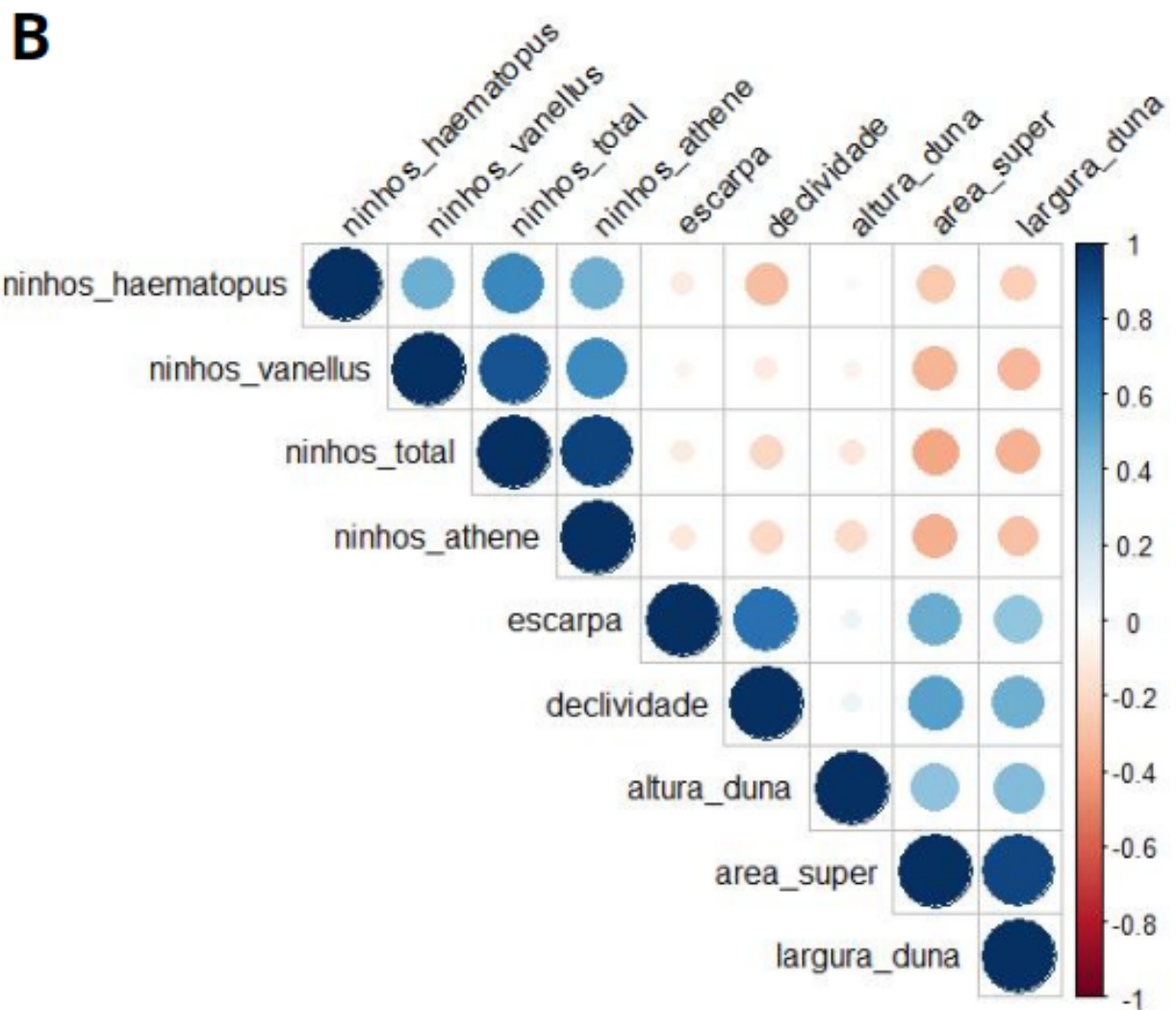


Fonte: autora (2023).

Portanto, analisou-se somente a correlação entre as variáveis do parâmetro de morfologia de dunas (variáveis do IVA) e quantidade de ninhos total e de cada espécie (Figura 26). Com isso obteve-se uma correlação entre a quantidade de ninhos e os

parâmetros de área superficial ($p=-0,40$) e largura das dunas ($p=-0,35$). Sendo assim, estes são os fatores primordiais na escolha da área para reprodução das espécies, que são consideradas territorialistas.

Figura 26: correlograma de Pearson entre as variáveis do parâmetro de morfologia da duna (IVA), avaliados no inverno de 2022 em Imbé (RS), com ninhos totais e de cada espécie. Forma: quanto maior o círculo mais intensa é a correlação. Cores: azul indica correlação positiva e vermelho correlação negativa.



Fonte: autora (2023).

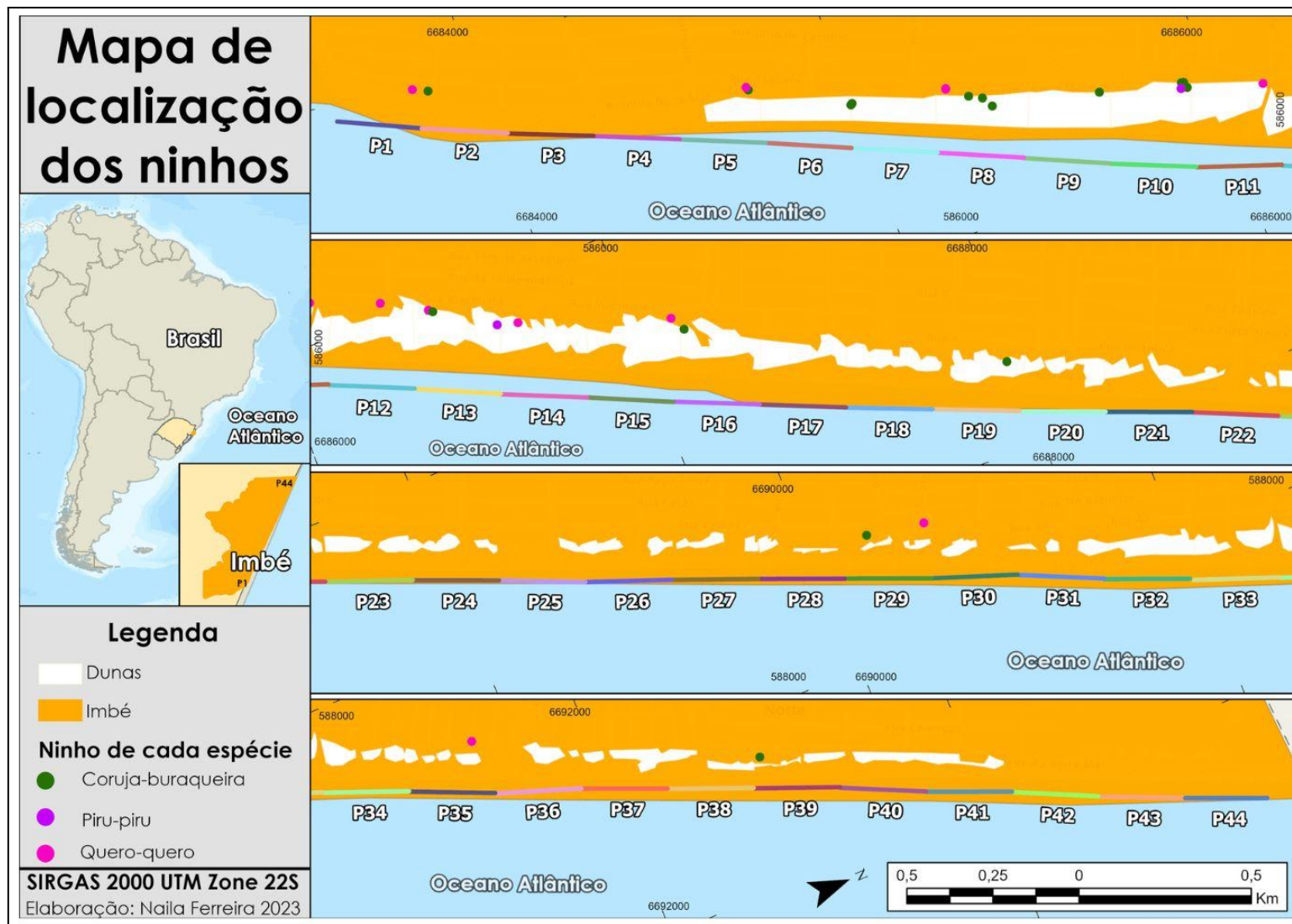
Ambas correlações são negativas, porque o *checklist* dá maiores valores para menores áreas superficiais, a fim de evidenciar que quanto menor a área de dunas maior será a vulnerabilidade do ambiente. Portanto, quanto maior a vulnerabilidade da duna menor é a área superficial ou a largura das dunas, logo menor a quantidade de aves em período reprodutivo que o ambiente consegue comportar.

É possível visualizar essa correlação de área e quantidade de ninhos quando se georreferencia esses dados. Há uma concentração dos ninhos dentro da metade sul da costa do município, na qual estão localizados mais de 86% dos ninhos entre a Unidade de Paisagem 1 (Barra) e 22 (Av. Mariluz) (Figura 27). Na outra metade, entre a Av. Mariluz e Balneário Imara, somente quatro (4) ninhos foram encontrados, sendo dois (2) de coruja-buraqueira nas dunas frontais e dois de quero-quero na região urbana, mais especificamente no quintal dos imóveis sem moradores.

Essa distribuição agrupada dos ninhos ocorre no primeiro trecho da costa de Imbé, onde estão as dunas com maior área superficial. A maior área se faz porque as dunas são mais largas e estão menos fragmentadas por sangradouros ou acessos. Visto que de todas as passarelas licenciadas na cidade, as únicas que foram implementadas até o momento são as da região central da orla do município (Anexo 4, 3 e 5).

Além disso, é na região próximo ao bairro Centro, que a construção de imóveis na Av. Beira Mar respeitou melhor a distância mínima da Área de Preservação Permanente (APP) de dunas. Portanto, houve menor supressão das dunas na área compreendida entre a Av. Garibaldi (UP5) e Rua C (rua entre a Av. Dom Pedro II e Av. Ipiranga - UP15).

Figura 27: mapa de localização dos ninhos amostrados ao longo de outubro e dezembro de 2022 em Imbé (RS).



Fonte: Elaboração própria (2023).

7 DISCUSSÃO

Verificou-se que nos últimos 10 anos, ao compararmos com o trabalho de Tabajara *et al.* (2013), manteve-se a existência de unidades de paisagem (UPs) dentro de três níveis de vulnerabilidade, porém 15 das 44 UPs estudadas tiveram sua classificação de vulnerabilidade de dunas à erosão aumentada para um nível mais crítico. Isso significa que 3,75km dos 11km (34,09%) de extensão da costa do município ficaram mais suscetíveis à erosão e suas consequências, tais como o alagamento das vias urbanas e destruição das estruturas duras de mobilidade urbana.

Apesar da avaliação de Tabajara *et al.* (2013) ter sido realizada durante o verão, que é o período de acréscimo de sedimentos ao sistema de dunas, e a atual aplicação do método ter sido realizada durante o inverno, é possível realizar o comparativo entre as classes de vulnerabilidades das dunas. Isso porque as classificações de nível de vulnerabilidade observadas após a aplicação do método em janeiro de 2023 não diferem ao ponto de mudar o nível de vulnerabilidade das UPs observadas no inverno, com exceção das que já encontravam-se no limite entre classes (BARROS *et al.*, 2023 - em fase de elaboração).

Neste período de aproximadamente 10 anos, também houve um crescimento populacional de 34,24%, saindo de 17.670 pessoas em 2010 para 23.721 em 2021, segundo os dados do IBGE (2020). Fato que indica a crescente pressão imobiliária na região. É de suma importância, portanto, verificar se há uma correlação entre os pontos que apresentaram aumento na vulnerabilidade e os bairros que tiveram maior aumento populacional.

Além do crescimento populacional, os municípios do Litoral Norte do Rio Grande do Sul contam com uma variação na população flutuante, podendo chegar a um crescimento de 188,8% no fluxo de pessoas na cidade de Imbé durante o período de veraneio (RUBLESKI, 2017). Essa variação da população flutuante pode refletir na diminuição abrupta na quantidade de ninhos encontrados ao longo do período reprodutivo, pois as aves podem interpretar a presença humana como ameaça de possível predador (BURTON, 2012; WEBBER *et al.*, 2013). Visto que houve o registro de uma queda no número de ninhos das aves, principalmente de corujas-buraqueiras, coincidente com o aumento histórico de pessoas circulando pelas praias em novembro

(RUBLESCKI, 2015), confirma-se que a presença humana afetou a distribuição de ninhos na localidade.

Um exemplo pode ser demonstrado no trecho entre a Av. Garibaldi (P5) e Av. Não-me-Toque (P11), onde observou-se nove (9) ninhos (oito de *A. cunicularia* e um de *V. chilensis*) no primeiro trabalho de campo, realizado no início de outubro. No início de dezembro, passou-se a verificar a existência de apenas dois (2) ninhos (um de *V. chilensis* e um de *H. palliatus*). A ausência completa das corujas-buraqueiras neste trecho não poderia ser explicada pelo fim da incubação dos ovos ou do ciclo reprodutivo desses indivíduos, uma vez que essa população é residente.

Ausden & Bolton (2012) explicam que a produtividade do ciclo reprodutivo das aves pode ser influenciada pelo manejo da área após o estabelecimento do ninho. Ou seja, as aves fazem seus ninhos em paisagens consideradas de boa qualidade, mas a interferência antrópica pode reduzir a qualidade ambiental e agir como uma armadilha ecológica. Portanto, essa diminuição de ninhos observada é contraproducente, já que as aves estabeleceram seus ninhos e durante o período de verão, onde esperava-se maior produtividade, houve a redução inclusive da presença da espécie na localidade.

Por isso, sugere-se que o setor costeiro compreendido entre a Av. Garibaldi (UP5) e a Av. Ipiranga (UP17), onde há maior concentração de ninhos (vide Figura 18), seja considerado prioritário para a conservação das dunas e manutenção dos sítios reprodutivos de *Athene cunicularia*. Sendo assim, deve-se primar pela manutenção da área das dunas, a fim de evitar a compressão desse ecossistema, pois este processo de perda de habitat, segundo Defeo *et al.* (2009), pode levar ao desaparecimento da espécie na localidade.

Ainda deve-se considerar a possibilidade de realizar intervenções emergenciais na estrada interpraias, trecho que apresenta vulnerabilidade 4 e está sofrendo com erosões intensas. Na localidade estão expostos e dispostos na faixa de praia os ferros e outros resíduos da construção da via pública e que ainda é utilizada por veículos pesados de mobilidade urbana, como os ônibus, expondo os usuários a possíveis acidentes ligados à erosão local.

No tocante aos piru-pirus, encontrou-se uma quantidade de ninhos abaixo do estimado por Sanabria (2012), que indicou uma densidade linear média de dois ninhos

por km em praias mais conservadas e de 0,8 indivíduos/km em praias urbanizadas no litoral norte gaúcho. Sanabria (2012) ainda sugeriu que a fragmentação das dunas estava culminando na fuga dos pares reprodutivos para o remanescente de dunas de Imara.

É importante verificar se a diferença nas densidades de aves se reproduzindo nas dunas ao longo do tempo pode ser um indicativo de que os piru-pirus estão alterando seu uso do território durante a reprodução do tipo residente, em que a área reprodutiva é adjacente a de alimentação, para a do tipo “*leap-frog*”, que as áreas distam de 200 à 500m. Caso seja essa a situação, esse êxodo das dunas para o remanescente de Imara pode ser um indicativo de perda de qualidade ambiental pela fragmentação das dunas.

Além disso, os parentais que fazem o uso do território do tipo “*leap-frog*” tendem a ter maior gasto energético e esforço para alimentar e criar seus filhotes, o que pode ser um indicativo de que o sucesso reprodutivo dessas espécies pode ser menor (ENS *et al.*, 1992). Sendo assim, vale verificar o sucesso reprodutivo das espécies de Imara para avaliar se a espécie está sendo capaz de se perpetuar após a migração de áreas reprodutivas por causa da degradação das dunas frontais.

Visto que a menor área e largura das dunas acarreta em uma maior vulnerabilidade dessa à erosão e menor quantidade de ninhos que a paisagem suporta, verifica-se que uma menor área de dunas pode ser utilizada como *proxy* de vulnerabilidade e uma menor disponibilidade de área para a nidificação das aves costeiras. Sendo que assim, os ninhos das aves podem ser utilizados como bioindicadores no monitoramento da vulnerabilidade de dunas.

Dentre as espécies estudadas, a que melhor se aplica ao monitoramento é a *A. cunicularia*, pois, assim como Orth & Kennedy (2001), verificou-se a maior quantidade de ninhos da espécie em áreas com presença moderada de estruturas urbanas. Isso porque essas áreas podem favorecer a captura de presas ou diminuir as chances de predação por mamíferos noturnos. Sendo assim, a espécie pode ser um bioindicador da evolução da vulnerabilidade de dunas à erosão, uma vez que concentram seus ninhos em áreas de vulnerabilidade média e esse número tende a ser reduzido em locais com vulnerabilidade mais acentuada.

O método de busca ativa dos ninhos de *Athene cunicularia* mostra-se mais simples e rápido para a verificação da vulnerabilidade das dunas, uma vez que em Imbé a população representou 52% dos ninhos encontrados e uma correlação muito próxima à que os ninhos totais apresentou com a vulnerabilidade relativa e área e largura de dunas. Além disso, com a população sendo residente e os indivíduos utilizando as tocas ao longo do ano, a aplicação do método pode não estar restrita ao período reprodutivo da espécie. Sugere-se então, em trabalhos futuros, verificar se a correlação entre número de tocas com presença de indivíduos e a vulnerabilidade das dunas em outros períodos do ano.

Utilizar a busca de ninhos com uma proposta de monitoramento, torna-se relevante para a verificação da manutenção da qualidade de áreas menos propensas a serem erodidas, uma vez que a espécie é representante de ambientes ainda conservados (ORSI *et al.*, 2021). Entretanto, o método do *checklist* ainda é mais eficaz, pois permite observar quais variáveis devem ser manejadas para recuperação do ecossistema. Sendo assim, este estudo propõe uma utilização em conjunto dos métodos já que seus resultados são complementares.

8 CONCLUSÕES

A partir da avaliação da vulnerabilidade das dunas na orla de Imbé-RS, conclui-se que a costa do município apresenta três níveis de vulnerabilidade (2, 3 e 4), sendo que em quase 4 km de costa teve a vulnerabilidade das dunas aumentada para um nível mais crítico nos últimos 10 anos. Após a análise de *clusters* das Unidades de Paisagem, a ausência de dunas demonstrou-se o principal fator de segregação dos agrupamentos de trechos dissimilares da costa, indicando que os trechos desprovidos de dunas devem ser priorizados nas ações de manejo para proteção da costa.

Já a correlação entre vulnerabilidade de dunas e quantidade de ninhos se dá por causa do parâmetro morfologia dunar, principalmente por causa das variáveis de área superficial e largura de dunas. Sendo assim, o fator principal no controle de quantidade de ninhos que a paisagem praial consegue comportar é a disponibilidade do habitat, enquanto a principal ameaça à reprodução dessas espécies é a compressão do ecossistema de dunas, que está associado ao desenvolvimento urbano de regiões litorâneas.

Portanto, verifica-se a necessidade de implementação de ações que visem a conservação do trecho da orla com maior concentração de ninhos no município. Um exemplo dessas ações pode ser o cercamento de sítios reprodutivos para evitar o fluxo de pessoas, assim como a colocação de placas informativas sobre a importância da área para a reprodução das espécies. Para tanto, o setor a ser considerado como prioritário para o manejo de dunas visando a conservação dos sítios reprodutivos está localizado entre a Av. Garibaldi, no bairro centro, e a Av. Ipiranga do bairro Ipiranga em Imbé (RS).

Para além disso, sugere-se a implementação das atividades de recuperação de dunas constantes no Plano de Manejo de Dunas do município, para garantir a recuperação das áreas mais fragmentadas e degradadas. Dessa maneira pode haver a reconstrução do sistema de dunas frontais e maior disponibilidade de habitat para a fauna local. Assim, as aves que se reproduzem nas dunas, assim como os piru-piru, poderão retornar a se reproduzir em maior densidade ao longo das dunas da costa de Imbé.

REFERÊNCIAS

- ADELINO, J.R.P. **Distribuição espacial dos ninhos de *Athene cunicularia* (coruja-buraqueira) e dinâmica de sua utilização**. 2014. 23f. Monografia (graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de São Paulo. Botucatu, 2014.
- ALMEIDA, L.E.S.B.; ROSAURO, N.M.L.; TOLDO JR, E.E. Análise preliminar das marés na Barra do Rio Tramandaí, RS. *In*: XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. **Resumo de anais**. Vitória, 1997. p. 560-566.
- ANDREWS, R., R. RIGHTER. **Colorado birds: A Reference to Their Distribution and Habitat**. Denver: Denver Museum of Natural History, 1992.
- AUSDEN, M. & BOLTON, M. Breeding waders on wet grassland: factors influencing habitat suitability. *In*: FULLER, R.J. **Birds and habitat: relationships in changing landscapes**. CUP, Cambridge, pp 278–306. 2012.
- BARRAGÁN, J.M. **Política, gestão e litoral: uma nova visão da gestão integrada de áreas litorais**. Madrid: Tébar Flores, 2016. 685p.
- BARROS, N.A.F. *et al.* Avaliação da vulnerabilidade de dunas frontais à erosão após 10 anos da elaboração do Plano de Manejo de dunas de Imbé (RS). Em elaboração.
- BELTON, W. **Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia**. São Leopoldo: Unisinos, 1994.
- BENAVENTE, J; DELI RÍO, L.; GRACIA, F.J. & MARTÍNEZ-DEL-POZO, J.A. Coastal flooding hazard related to storms and coastal evolution in Valdelagrana spit (Cadiz Bay Natural Park, SW Spain). **Continental Shelf Research**, 9(26). p. 1061–1076, 2006
- BIRD, E. **Coastal Geomorphology: An Introduction**. John Wiley & Sons. Ed. 2. 2008. p. 436.
- BOSE, M.A. *et al.* Os efeitos da elevação do nível do mar e do balanço sedimentar em um hotspot erosivo no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, 2020. v. 47 ed.2. p. 1 - 22.
- BRASIL. **Decreto Nº 5.300 de 7 de Dezembro de 2004**. Regulamenta a Lei no 7.661, de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro - PNGC, dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências.
- BRASIL. **Lei Nº 7.661, de 16 de Maio de 1988**. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências.

BURTON, N. H. K. Avian habitat use on the non-estuarine intertidal coast. In: FULLER, R. J. **Birds and habitat: Relationships in Changing Landscapes**. Cambridge: Cambridge University Press, 2012. p. 334 - 347.

CALLIARI, L. J.; MUEHE, D.; HOEFEL, F. G.; TOLDO JR., E. Morfodinâmica Praial: uma breve revisão. **Revista Brasileira de Oceanografia**, v. 51, pp. 63-78. 2003.

CAMARGO, Y.R.R.; CARLOS, C.J.; FORNO, M.A.R.D.; RODRIGUES, D.; FRAINER, G.L.; ILHA, E. ; RIGON, C.T.; SERPA, N.B.; SIMAS, T.; SANTOS, B.; SANTOS, M.L.; MORENO, I.B. Diagnóstico ambiental do estuário do rio Tramandaí, litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil'. **REVISTA CEP SUL: BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO MARINHA**, v. 9, p. 1-18, 2020.

CANABARRO, P.L & FEDRIZZI, C.E. 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.

CHI, Y.; SUN, J.; XIE, Z. & WANG, J. Soil-landscape relationships in a coastal archipelagic ecosystem. **Ocean & Coastal Management**, v. 216, p. 1-18. 2022.

CLAUSSEN, M. R. S. **O processo de urbanização do município de Imbé, RS: dinâmicas socioespacial e socioambiental**. 2013. 109f. Monografia (graduação em Geografia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2013.

CLAY *et al.* **Conservation plan for the american oystercatcher (*Haematopus palliatus*) ONSERVATION throughout the western hemisphere**. WHSRN. Version 1.1. Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, Massachusetts. 2010.

CLAY, R.P.; LESTERHUIS, A.J. & SCHULTE, S. A global assessment of the conservation status of the American Oystercatcher *Haematopus palliatus*. **Wader Stud.** ed.20. p. 62–82, 2014.

CLEVELAND, W.S.; GROSSE, SHYU, E.W.M. Local regression models. Chapter 8 of *Statistical Models in S* eds J.M. Chambers and T.J. Hastie, Wadsworth & Brooks/Cole, 1992.

COLLINSON, J. & MOUNTNEY, N. **Sedimentary Structures**. ed. 4. Londres: Dunedin, 2019.

CORREA, S. M. S. Germanidade e banhos medicinais nos primórdios dos balneários no Rio Grande do Sul. **Revista de História, Ciências e Saúde - Manguinhos**. Ed.17. v.1. 2010.

COSTA, L. C. M. O comportamento interespecífico de defesa do quero-quero, *Vanellus chilensis* (Molina, 1782) (Charadriiformes, Charadriidae). **Revista de Etologia**, São Paulo, v.4, n.2, 2002. 14 p.

- COURTEILLE, M. *et al.* Characterisation of long-term evolution (1950–2016) and vulnerability of Mayotte's shoreline using aerial photographs and a multidisciplinary vulnerability index. **Regional Studies in Marine Science**. ed. 55. p. 1-17. 2022
- DAVIES, P; WILLIAMS, A.T. & CURR, R.H.F. Decision making in dune management: theory and practice. **Journal of Coastal Conservation**, ed.1, 1995. 87-96p.
- DAVIS, M. B., *et al.* The Breeding Status of the American Oystercatcher on the East Coast of North America and Breeding Success in North Carolina. **Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology**, v. 24, n. 2, 2001. 8 p.
- DAVIS, F. W. *et al.* Conserving Biodiversity in Human-Dominated Landscapes. In: SCOTT, J. M. *et al.* **The Endangered Species Act at Thirty, Volume 2: Conserving Biodiversity in Human-Dominated Landscapes**. Washington: Island Press, 2006. p. 288-290.
- DEFEO, O. *et al.* Threats to sandy beach ecosystems: A review. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 81, n. 1, p. 1–12, 2009.
- DILLENBURG, S.R.; ROY, P.S.; COWELL, P.J., & TOMAZELLI, L.J. Influence of antecedent topography on coastal evolution as tested by the shoreface translation-barrier model (STMJ). **Journal of Coastal Research**, 16(1), 71- 81. Royal Palm Beach (Florida), 2000.
- DORMANN, C.F. *et al.* Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. **Global Ecology and Biogeography**, ed.6. v.16. p. 774-787. 2007.
- ENS, B. J. *et al.* Territory quality, parental effort and reproductive success of oystercatchers (*Haematopus ostralegus*). **Journal of Animal Ecology**, v. 61, n. 3, p. 703–715, 1992.
- FRANCHINI, R.A.L. **Diagnóstico de vulnerabilidade das dunas frontais do município de Arroio do Sal - contribuição para o plano de manejo de dunas**. Monografia (graduação em Geografia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, p. 41 - 45, 2010.
- FRIEDRICH, F. **Manejo de vegetação como estratégia para a redução da incidência do quero-quero (*Vanellus chilensis*) em ambiente aeroportuário**. 2013. 52f. Tese (mestrado em Saúde e Meio Ambiente) – Universidade da Região de Joinville, 2013.
- GANTZ, A.; SADE, S. & RAU, J. Winter diet and feeding preferences of the southern lapwing (*Vanellus chilensis*, Molina 1782) in pastures of southern Chile. **Boletín Chileno de Ornitología** 15: 87–93. 2009.
- GERMANI, Y.F.; FIGUEIREDO, S.A.; CALLIARI, L.J. & TAGLIANI, C.R.A. Vulnerabilidade costeira e perda de ambientes devido à elevação do nível do mar no

litoral sul do Rio Grande do Sul. **Revista de Gestão Costeira Integrada**. 15(1):121-131. 2015.

GOLDSMITH, V. Coastal dunes. In: DAVIS JR., R.A. Coastal Sedimentary Environments. **Springer**, New York. ed. 2 [online]. p. 303-2378, 1978.

GROTZINGER, J. & JORDAN, T. Ventos e desertos. *In: Para entender a Terra*. Bookman, Porto Alegre. ed.6 [online]. p. 570-577, 2013.

GRUBER, N.L.S. *et al.* Morfodinâmica de antepraia e variabilidade dos perfis de equilíbrio no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. *In: II Congresso sobre Planejamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa. Anais*. p. 1-5. 2003.

HESP, P.A. **Coastal sand dunes: form and function**. Coastal dune vegetation network Technical Bulletin n° 4. New Zealand Forest Research Institute Limited, Rotorua. p – 28. 2000.

IBGE. **Atlas geográfico das zonas costeiras e oceânicas do Brasil**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Rio de Janeiro, p.78. Ed.1 [online], 2011. Diretoria de Geociências.

ICMBIO. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I / 1. ed. Brasília, DF. ICMBio/MMA, 2018

ILHA, E.; RIGON, C.T.; DORNELES, D.; CAMARGO, Y.R.R.; KINDEL, E.A.I. ; MORENO, I.B. Pescadores e Botos: Histórias de uma Conexão em Rede. **Ambiente & educação: revista de educação ambiental**, v. 25, p. 512-535, 2020.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Oceans and Coastal Ecosystems and Their Services. In: **Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability**. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 379–550. 2022.

IUCN. 2016. **Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN**. Versão 2016-3.

IUCN. 2020. **Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN**. Versão 2020-3.

JACOBUCCI, G.B. Comportamento de alarme em corujas buraqueiras (*Athene cunicularia*) durante o período reprodutivo no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zootecias**, ed. 2. v. 9. p. 145–150. 2007.

KLUTE et al. Status Assessment and Conservation Plan for the Western Burrowing Owl in the United States. **U.S. Fish & Wildlife Service**, 2003.

- LARANJEIRA, M. **Vulnerabilidade e gestão dos sistemas dunares: o caso das dunas de Mira**. 1997. 199 f. Tese (mestrado em Ordenamento do Território e Planeamento Ambiental) - Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, 1997.
- LEAL, G.R.; EFE, M.A. & OZORIO, C.P. Use of sandy beaches by shorebirds in Southern Brazil. **Revista científica de Ornithologia**, ICMBio, 6(1):14-21. 2013.
- LINHARES *et al.* Breeding biology of the American Oystercatcher *Haematopus palliatus* on a key site for conservation in southern Brazil. **Ornithology Research**. v.29, p.16–21. 2021a.
- LINHARES *et al.* American Oystercatcher benefits from a heterogeneous landscape to breed in an urbanized area in southern Brazil. **Urban Ecosystems**. v.25, p.87–100 2021b.
- LOURENÇO, P.M. Southern Lapwings *Vanellus chilensis* may take advantage of artificial illumination during night foraging. **Wader Study Group Bulletin**. 119(1): 61. 2012.
- LUQUE, D.G. Aspectos de la biología reproductiva del Tero Común *Vanellus chilensis* (Gmelin). I: Comportamiento y territorialidad. **Revista de Ornitología Neotropical**. 12(3). p. 150-155. 1984
- MARTÍNEZ, M.L. *et al.* Assessment of coastal dune vulnerability to natural and anthropogenic disturbances along the Gulf of Mexico. **Environmental Conservation**. ed. 33, p. 109 -117. 2006.
- MARTINHO, C.T. DILLENBURG, S.R. & HESP, P. Wave energy and longshore sediment transport gradients controlling barrier evolution in Rio Grande do Sul, Brazil. **Journal of Coastal Research**. 25(2). p.285-293. Florida, 2009.
- MARTINHO, C.T; HESP, P.A.; DILLENBURG, S.R. Morfological and temporal variations of transgressive dunefields of Northern and mid-littoral Rio Grande do Sul coast, Southern Brazil. **Geomorphology**. 117 (1/2). p.14-32. 2010.
- MCGOWAN, C. P. Factors affecting nesting success of American Oystercatchers (*Haematopus palliatus*) in North Carolina. 2004. 77p. Thesis (Master of Science zoology) North Carolina State University, Raleigh. 2004.
- MCGOWAN, C. P., T. R. SIMONS, W. GOLDBERGER, AND J. CORDES. A comparison of American Oystercatcher reproductive success on barrier beach and river island habitats in coastal North Carolina. **Waterbirds** 28. p.150–155. 2005.
- MMA. **PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022**. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de

2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União.

MONTICELLI, F. AMATO, S.B & SILVEIRA, T.S. **A relação dos itens alimentares da dieta com os helmintos do quero-quero *Vanellus chilensis* (Molina, 1782) procedente da área do aeroporto de Cacacheri, Curitiba, Paraná, Brasil.** In: Salão de Iniciação Científica da UFRGS, 2013

MOULTON, C.E.; BRADY, R.S.; RYAN, S. & BELTHOFF, J.R. Territory defense of nesting Burrowing owls: responses to simulated conspecific intrusion. **Journal of Field Ornithology**, 75 (3). p. 288-295. 2004.

MTUR. **Projeto Orla: Manual para elaboração do Plano de Gestão Integrada da Orla.** Ministério da Economia. Secretaria de Coordenação e Governança do Patrimônio da União – Brasília: Ministério da Economia. 2022. 324p.

MUCIN. Catálogo de atividades Mucin. Ed. 1. [online]: **Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)**. p.9. 2018.

NICOLODI, J. L. & ZAMBONI, A. **Gestão Costeira. Macrodiagnostico da Zona Costeira e Marinha do Brasil.** Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Qualidade Ambiental. Organização: Ademilson Zamboni e João Luiz Nicolodi, DF: MMA, p-13. 2008.

NOL, E. & HUMPHREY, R.C. American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*). **The Birds of North America**, no. 82. The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, Pennsylvania. 1994.

NOL, E. & HUMPHREY, R.C. American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*), version 1.0. In *Birds of the World* (A. F. Poole, Editor). **Cornell Lab of Ornithology**, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.ameoys.01>

ODUM, Eugene P.; BARRET, Gary W. **Fundamentos de Ecologia** – Tradução da 5ª edição norte-americana – Estudos de casos nacionais na internet. [Online]: Cengage Learning Brasil, 2019. 9788522126125. cap. 9. Acesso em: 21 mar. 2022.

ORSI, H.S., MESTRE, L.A.M. & RECHETELO, J. Caracterização dos sítios reprodutivos da coruja-buraqueira (*Athene cunicularia*) em uma área de restinga de Pontal do Sul, litoral do Paraná. **Revista CEPSUL - Biodiversidade e Conservação Marinha (ICMBio)**, ed.10 [online], 2021.

ORTH, P.B. & KENNEDY, P.L. Do land-use patterns influence nest-site selection by burrowing owls (*Athene cunicularia hypugaea*) in northeastern Colorado? **Can. J. Zool.** 79: 1038–1045. 2001.

PADOA-SCHIOPPA, E.; BAIETTO, M.; MASSA, R. & BOTTONI, L. Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. **Ecological Indicators**. Ed. 6 p.83–93, 2006.

PEREIRA, A. **Guia fotográfico: aves do Rio Grande do Sul**. Exposição temporária – Imbé, RS. 2018.

PEREIRA, Z. P. *et al.* Monitoramento de ninhos de aves em um parque urbano. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 11, n. 1, p. 39-45, 2009.

PEREIRA, S.P.; CALLIARI, L.J. & BARLETTA, R.C. **Heterogeneity and homogeneity of southern Brazilian beaches: a morphodynamic and statistical approach**. Continental shelf research. ed.3-4. v.30 p.270-280, 2010.

PICKETT, S.T.A & WHITE, P.S. **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press [online], 1985. P. 3-13.

PINTÓ, J.; MARTÍ, C. & FRAGUELL, R.M. Assessing Current Conditions of Coastal Dune Systems of Mediterranean Developed Shores. **Coastal Education and Research Foundation**. ed.30. v.4. p. 832–842. 2014.

PORTZ, L.; JARDIM, J.P.M.; MANZOLLI, R.P. & GRUBER, N.S. Impacts on the dunes system: natural dynamic versus anthropogenic interference. **Ambiente & Sociedade**. São Paulo, 2016. v. 19, n. 3. p. 137-154.

PORTZ, L.; MANZOLLI, R.P & CORRÊA, I.C.S. Ferramentas de gestão ambiental aplicadas na zona costeira do Rio Grande do Sul. **Revista da Gestão Costeira Integrada**. [online] 11(4): p. 459-470, 2011.

PORTZ, L. **Gestão de Praias e dunas**: aplicações para região costeira do Rio Grande do Sul. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2012.

PORTZ, L.; MANZOLLI, R.P. & MIZUSAKI, A.M.P. **Dunas costeiras: quanto mais você sabe, mais você vai apreciar este ecossistema natural**. Editora UFRGS, Porto Alegre. ed. 1 [online], 2016.

POULIN, R.G.; TODD, L.D.; HAUG, E.A. MILLSAP, B.A. & MARTELL, M.S. **Burrowing Owl (*Athene cunicularia*)**, version 1.0. In Birds of the World (A. F. Poole, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA, 2020.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2022.

ROCHA, A.D. **Ecologia de *Athene cunicularia* (Molina 1782) (Aves, Strigidae) no litoral centro-norte de Santa Catarina, Brasil**. 2020. 88f. Tese de doutorado em Ecologia e Recursos Naturais (UFSCar), 2020.

ROSENBERG, D.K. & HALEY, K.L. The ecology of borrowing owls in the agroecosystem of the imperial valley, California. **Studies in Avian Biology**. 27. p. 120-135. 2004

RIO GRANDE DO SUL. **Lei Nº 7.418, de 1º de Dezembro de 1980**. Institui como Ave-Símbolo do Rio Grande do Sul o Quero-Quero, *Belonopterus Cayennensis*.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei Nº 9.077, de 4 de Junho de 1990**. Institui a Fundação Estadual de Proteção Ambiental e dá outras providências.

RIO GRANDE DO SUL. **LEI Nº 9077, DE 4 DE JUNHO DE 1990**, Institui a Fundação Estadual de Proteção Ambiental e dá outras providências.

RIO GRANDE DO SUL. Perfil Socioeconômico do COREDE Litoral - RS. **Secretaria do Planejamento, Mobilidade e Desenvolvimento Regional**. Porto Alegre, p.39. [online]. Departamento de Planejamento Governamental, 2015.

RIO GRANDE DO SUL. Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul: Ocupação do território – RS. **Secretaria de Planejamento, Governança e Gestão**. Porto Alegre, p.125. 5. Ed. [online]. Departamento de Planejamento Governamental, 2020.

RUBLECKI, A. **FEE apresenta estudo sobre população flutuante do Litoral Norte do RS**. 2016.

RUBLECKI, A. **Capão da Canoa é o município com maior população média no Litoral Norte durante o veraneio**. 2017

SANABRIA & BORGES-MARTINS, M. Abundância, distribuição e evidência de crescimento populacional do Piru-piru, *Haematopus palliatus*, litoral do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. *In: Abundância, distribuição espacial, uso do habitat e conservação do piru-piru Haematopus palliatus (aves: haematopodidae) no litoral norte e médio do Rio Grande do Sul, Brasil*. 2012

SANABRIA, J.A.F. **Abundância, distribuição espacial, uso do habitat e conservação do piru-piru Haematopus palliatus (aves: haematopodidae) no litoral norte e médio do Rio Grande do Sul, Brasil**. 2012. 110f. Dissertação (doutorado em Biologia Animal) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2012

SANDERS, F.J.; MURPHY, T.M. & SPINKS, M.D. Winter Abundance of the American Oystercatcher in South Carolina. **Waterbirds** 27(1). p.83-88. 2004.

SANDERS et al. Breeding Season Abundance and Distribution of American Oystercatchers in South Carolina. **Waterbirds**. 31(2): 268-273, 2008

SANTOS, R.C. & SILVA, I.R. Serviços ecossistêmicos oferecidos pelas praias do município de Camaçari, Litoral Norte do estado da Bahia, Brasil. **Cadernos de Geociências** - (UFBA). Ed.1. v. 9.p. 47-56, 2012.

SANTOS, E.S.A. **Southern Lapwing (*Vanellus chilensis*)**. version 1.0. In Birds of the World (T. S. Schulenberg, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA, 2020.

SARA. Description of residence for borrowing owl (*Athene cunicularia*) in Canada. 2005

SCHULTE et al. A conservation action plan for the American Oystercatcher (*Haematopus palliatus*). **WHSRN**. Version 2.1. American Oystercatcher Conservation Action Plan for the United States Atlantic and Gulf Coasts, 2010

SEMMAPA. **Material informativo trata do Plano de Manejo de Dunas**. Secretaria Municipal do Meio Ambiente e Pesca - SEMMAPA. Imbé, 2017.

SICK, H. 1997. **Ornitologia Brasileira, uma introdução**. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 1997.

SIGRIST, T. **Avifauna Brasileira**. São Paulo: Avis Brasilis, 2013. 592p.

SILVA, E.; SILVEIRA, F.L.A.; MARQUES, O.R.; MORENO, I.B. A gente acostuma os olhos: pescadores artesanais de tarrafa e botos-de-Lahille nas paisagens da Barra do Rio Tramandaí. **DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE**, v. 56, p. 22-45, 2021.

TABAJARA, L.L.C.A.; DILLENBURG, S.R. & BARBOZA, E.G. **Morphology, vegetation, and sand fence influence on sand mobility of the foredune system of Atlântida Sul beach, Rio Grande do Sul, Brazil**. Especial Issue, Journal of Coastal Research, v.39. p. 616-621, 2004.

TABAJARA, L.L.C.A.; OLIVEIRA, J.F.; LEITE, P.T.; OLIVEIRA, R.M.; FRANCHINI, R.A.L.; CRISTIANO, S.C. & CLAUSSEN, M.R.S. **Critérios para a Classificação e Manejo de Costa Arenosa Dominada por Ondas e com Intensa Ocupação Urbana: o caso de Imbé, RS, Brasil**. Revista de Gestão Integrada, 2013 ed.13. v. 4. P. 409-431.

TOLDO, E.E.; DILLENBURG, S.R.; ALMEIDA, L.E.S.B.; TABAJARA, L.L.; MARTINS, R.R. & CUNHA, L.O.B.P. Parâmetros morfodinâmicos da Praia de Imbé, RS. **Instituto de Geociências UFRGS**, 1993. 20(1). p. 27-32.

TOMAZELLI, L.J. O regime de ventos e a taxa de migração das dunas eólicas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. **Instituto de Geociências**. 20(1), p.18-26. 1993

TOMAZELLI, L.J. Morfologia, Organização e Evolução do Campo Eólico Costeiro do Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Instituto de Geociências, UFRGS**, 1994. 21 (1). p. 64-71.

TOMAZELLI, L.J.; DILLENBURG, S.R. & VILLWOCK, J.A. Late quaternary geological history of Rio Grande do Sul Coastal plain, southern Brazil. **Revista Brasileira de Geociências**, 2000. 30(3). p. 474-476.

TOMAZELLI, L.J. & VILLWOCK, J.A. Quaternary Geological Evolution of Rio Grande do Sul Coastal Plain, Southern Brazil. **Academia Brasileira de Ciências**, 1996. 68(3). p. 373-382.

TOMAZELLI, L.J.; VILLWOCK, J.A.; DILLENBURG, S.R. & DEHNHARDT, B.A. Significance of presentday coastal erosion and marine transgression, Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 1998. 70. p. 221-229.

TOMAZELLI, L. J. ; VILLWOCK, J. A. ; DILLENBURG, S. R. ; BACHI, F. A. ; DEHNHARDT, B. A. . Significance Of Present-Day Coastal Erosion And Marine Transgression, Rio Grande do Sul, Southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** , RIO DE JANEIRO, v. 70, n.2, p. 221-229, 1998.

TURNER, M. G. **Landscape Heterogeneity and Disturbance**. New York: Springer-Verlag, 1987.

TURNER, M. G. & GARDNER, R. H. **Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process**. Ed. 2. [online]. Springer, 2001. p.2-54.

VIANNA, H.D. & CALLIARI, L.J. **Variabilidade do sistema praia-dunas frontais para o litoral norte do Rio Grande do Sul (Palmares do Sul a Torres, Brasil) com o auxílio do Light Detection and Ranging – Lidar**. Pesquisas em Geociências, 2015. 42 (2): 141-158.

VIANNA, H.D.; CALLIARI, L.J. & VIANNA, S.D. Inundação e erosão na costa norte do Rio Grande do Sul - Brasil. Estudo de caso: a maré meteorológica de Outubro de 2016. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, 2020. v. 21, nº 4. p. 719-739.

VIEIRA, L.A & TEIXEIRA, R.L. Diet of *Athene cunicularia* (Molina, 1782) from a sandy coastal plain in southeast Brazil. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão**, 2008. 23 (5). p. 5-14.

VINCENT, D *et al.* **Functional Homogenization Effect of Urbanization on Bird Communities**. *Conservation Biology*. Ed. 3. v. 21, 2007. 741-751.

VIRZI, T. The effect of human disturbance on the local distribution of American Oystercatchers breeding on barrier island beaches. **Wader Study Group Bulletin** 117(1) 2010.

VOOREN, C.M & BRUSQUE, L.F., **As Aves do Ambiente Costeiro do Brasil: Biodiversidade e Conservação**. Programa Nacional da Diversidade Biológica - PRONABIO, Subprojeto “Avaliação e Ações Prioritárias para a Zona Costeira e Marinha”, área temática “Aves Marinhas”. 1999.

WALTERS, J.R. Parental behavior in Lapwings (Charadriidae) and its relationship with clutch sizes and mating systems. **Evolution**, v. 36, n. 5, p. 1030-1040, 1982

WEBBER, A. F. *et al.* Human disturbance and stage-specific habitat requirements influence snowy plover site occupancy during the breeding season. **Ecology and Evolution**, v. 3, p. 853–863, 2013

WEI, T. & SIMO, V. R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix. (Version 0.92). 2021

WESCHENFELDER, J & ZOUAIN, R.N.A. Variabilidade Morfodinâmica das Praias Oceânicas entre Imbé e Arroio do Sal, RS, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, 2002. 29(1). p. 3-13.

WICKHAM, H. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. **Springer-Verlag**. New York. ISBN 978-3-319-24277-4. 2016.

WICKHAM *et al.* "Welcome to the tidyverse." **Journal of Open Source Software**, 4(43), 1686. doi:10.21105/joss.01686. 2019.

WILLIAMS, A.T., DAVIES, P., CURR, R., KOH, A., BODÉRE, J.C., HALLEGOUET, B., MEUR, C. & YONI, C. **A checklist assessment of dune vulnerability and protection in Devon and Cornwall, UK**. In: Magoon, O.T. Coastal Zone '93. American Society of Civil Engineering, New York, p – 3394 – 3408, 1993.

WILLIAMS, A. T.; ALVEIRINHO-DIAS, J.; GARCIA NOVOC, F.; GARCÍA-MORA, M. R.; CURR, R.; PEREIRA, A. Integrated coastal dune management: checklists. **Continental Shelf Research**, v. 21, n. 18–19, p. 1937–1960, 2001. doi:10.1016/S0278.

YELDHAM, R.A. **A checklist assessment of dune vulnerability and protection measures in Wales U.K.** Master dissertation of Philosophy at University of Glamorgan - Prifysgol Morgannwg. 1997 p. 1-7.

ZILIO, F. Dieta de Falco sparverius (Aves:Falconidae) e Athene cunicularia (Aves: Strigidae) em uma região de dunas no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 2006. 14 (4). p. 379-392.

ANEXOS

Anexo 1: Lista de controle de vulnerabilidade de dunas para a medição dos índices de vulnerabilidade dos trechos costeiros do município de Imbé-RS. O método consiste em atribuir pontuação de 0 a 4 aos vários parâmetros de cada uma das quatro categorias: A- Morfologia das dunas; B- Condições da praia; C - Característica dos 200 m adjacentes ao mar; e D- Pressão de uso.

Unidade amostral:					
Ponto de referência ou coordenadas					
Seção A - Morfologia da duna					
	0	1	2	3	4
1 Área superficial (m ²)	>10000 []	> 7500 []	> 5000 []	> 2500[]	< 2500[]
2 Largura da duna (m)	> 50 []	> 40 []	> 30 []	> 20 []	> 10 []
3 Altura máx. da duna (m)	> 5[]	> 4 []	> 3[]	> 2 []	< 1[]
4 Processo de escarpamento	baixo []		moderado []		alto []
5 Declividade na face frontal	suave []		moderada []		acentuada []
ESCORE TOTAL:					
Seção B - Condições da praia					
	0	1	2	3	4
1 Largura do pós-praia (m)	>100 []	> 80 []	> 60 []	> 40 []	<40 []
2 Suprimento de areia	alto []		moderado []		baixo []
3 Brechas na face da praia	nenhuma[]		algumas []		Muitas []
4 Largura das brechas na face da praia	< 2 []		2 a 10 []		>10 []
5 Dunas embrionárias	muitas []		algumas []		pouca []
ESCORE TOTAL:					
Seção C - Características dos 200m adjacentes ao mar					
	0	1	2	3	4
1 % de área de blowout no sist.	< 5 []	> 5 []	> 10 []	> 20 []	>40 []
2 Fuga de areia p/ o continente	pouca []		alguma []		muita []
3 % de brechas no sistema de dunas	>0 []	> 5 []	> 25 []	>50 []	> 70 []
4 % de vegetação do lado marinho da duna	>90 []	>60 []	> 30 []	>10 []	<10 []
5 Deposição recente de areia	muitas []		algumas []		nenhuma[]
6 % de cobertura impenetrável	poucas []		algumas[]		muitas []
7 Vegetação exótica	nenhuma[]		alguma[]		muita []
8 Sangradouros	0[]		1 []		2 ou +[]
ESCORE TOTAL:					
Seção D - Pressão de uso					
	0	1	2	3	4
1 N° de acessos de veículos	0 []	1 []	2 []	3 []	4 []
2 Densidade de caminhos de pedestres	baixa []		média []		alta []
3 Estágio de urbanização	nenhum[]	rustica[]	horizontal[]	mista[]	vertical[]
4 Nível de urbanização	<10[]	>10[]	30 a 50[]	>50 []	>70[]
5 Posição da urbanização	sem[]	terço fim[]	pós-duna[]	duna fron[]	pós-praia[]
6 N° de quiosque na praia	0[]	1 a 2[]	3 a 5[]	6 a 8[]	9 a 10[]
7 N° de proprietários	um []		alguns []		muitos []
ESCORE TOTAL:					

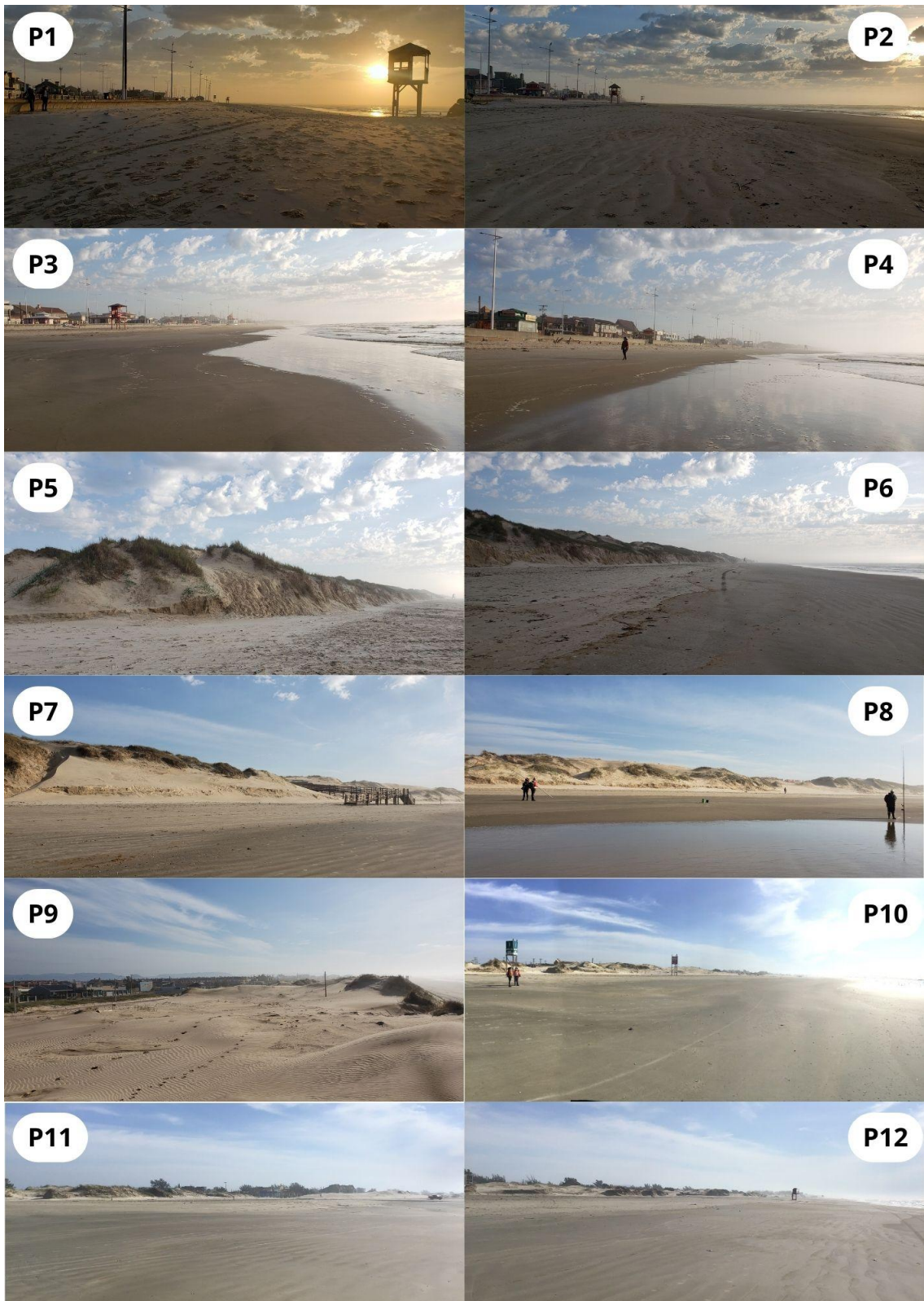
Fonte: TABAJARA *et al.*, 2013, adaptado de WILLIAMS *et al.*, 1993. Atualizado pela autora para melhorar a qualidade da imagem.

Anexo 3: Tabela de coordenadas UTM de início e fim de cada unidade amostral de paisagem estabelecida na costa de Imbé - RS.

Código UP	Início	Fim
UP01	22J 584950 6683627	22J 585089 6683755
UP02	22J 585089 6683755	22J 585198 6684001
UP03	22J 585198 6684001	22J 585281 6684246
UP04	22J 585281 6684246	22J 585363 6684461
UP05	22J 585363 6684461	22J 585445 6684707
UP06	22J 585445 6684707	22J 585527 6684953
UP07	22J 585527 6684953	22J 585609 6685167
UP08	22J 585609 6685167	22J 585718 6685413
UP09	22J 585718 6685413	22J 585801 6685658
UP10	22J 585801 6685658	22J 585883 6685873
UP11	22J 585883 6685873	22J 585992 6686150
UP12	22J 585992 6686150	22J 586074 6686334
UP13	22J 586074 6686334	22J 586156 6686518
UP14	22J 586156 6686518	22J 586265 6686794
UP15	22J 586265 6686794	22J 586348 6687039
UP16	22J 586348 6687039	22J 586430 6687254
UP17	22J 586430 6687254	22J 586539 6687500
UP18	22J 586539 6687500	22J 586621 6687715
UP19	22J 586621 6687715	22J 586757 6687960
UP20	22J 586757 6687960	22J 586839 6688175
UP21	22J 586839 6688175	22J 586948 6688389
UP22	22J 586948 6688389	22J 587057 6688635
UP23	22J 587057 6688635	22J 587140 6688880
UP24	22J 587140 6688880	22J 587249 6689095
UP25	22J 587249 6689095	22J 587331 6689341
UP26	22J 587331 6689341	22J 587440 6689524
UP27	22J 587440 6689524	22J 587549 6689801
UP28	22J 587549 6689801	22J 587631 6690015
UP29	22J 587631 6690015	22J 587713 6690230
UP30	22J 587713 6690230	22J 587823 6690476
UP31	22J 587823 6690476	22J 587932 6690690
UP32	22J 587932 6690690	22J 588041 6690905
UP33	22J 588041 6690905	22J 588123 6691181
UP34	22J 588123 6691181	22J 588205 6691396
UP35	22J 588205 6691396	22J 588314 6691611
UP36	22J 588314 6691611	22J 588397 6691856
UP37	22J 588397 6691856	22J 588479 6692102
UP38	22J 588479 6692102	22J 588615 6692316
UP39	22J 588615 6692316	22J 588697 6692562
UP40	22J 588697 6692562	22J 588780 6692777
UP41	22J 588780 6692777	22J 588889 6693022
UP42	22J 588889 6693022	22J 588998 6693237
UP43	22J 588998 6693237	22J 589107 6693451
UP44	22J 589107 6693451	22J 589189 6693697

Fonte: autora (2023).

Anexo 4: Fotografias das Unidades Amostrais de Paisagem de 1 a 12, realizadas em Julho de 2022.



Fonte: autora (2022).

Anexo 5: Fotografias das Unidades Amostrais de Paisagem de 13 a 24, realizadas em Julho de 2022



Fonte: autora (2022).

Anexo 6: Fotografias das Unidades Amostrais de Paisagem de 25 a 36, realizadas em Julho de 2022



Fonte: autora (2022).

Anexo 7: Fotografias das Unidades Amostrais de Paisagem de 37 a 44, realizadas em Julho de 2022



Fonte: autora (2022).