



PREFEITURA DE
CAMPOS

SECRETARIA MUNICIPAL
DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA
E TECNOLOGIA

 Mais
Ciência

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO DE PRAIAS EM FAROL DE SÃO THOMÉ: A TARTARUGA-CABEÇUDA *CARETTA* *CARETTA* (LINNAEUS, 1758) COMO ESPÉCIE GUARDA-CHUVA

Orientador: Leonardo Lopes Costa
Bolsista: João Pedro Almeida Caetano

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE
2022/2023



Sumário

ALTERAÇÕES REALIZADAS NO PLANO DE TRABALHO SUBMETIDO	3
RESUMO	4
INTRODUÇÃO	5
REVISÃO DA LITERATURA	8
MATERIAIS E MÉTODOS.....	12
Seleção de habitat de nidificação pela tartaruga-cabeçuda	12
Besouro-tigre e comunidade de artrópodes do supralitoral	16
RESULTADOS	22
Seleção de habitat de nidificação pela tartaruga-cabeçuda.....	22
Besouro-tigre e comunidade de artrópodes	24
<i>Variáveis preditoras</i>	24
<i>Abundância do besouro-tigre</i>	25
<i>Riqueza de morfoespécies e abundância da comunidade de artrópodes</i>	28
DISCUSSÃO.....	30
Seleção de habitat de nidificação pela tartaruga-cabeçuda	30
Besouro-tigre e comunidade de artrópodes	34
CONSIDERAÇÕES FINAIS	37
REFERÊNCIAS.....	39

ALTERAÇÕES REALIZADAS NO PLANO DE TRABALHO SUBMETIDO

Inicialmente, optou-se por ampliar a malha amostral, incluindo praias em São João da Barra e São Francisco de Itabapoana. Essa decisão justificou-se pela necessidade de garantir maior heterogeneidade de condições ambientais locais nas quais a tartaruga-cabeçuda nidifica. O arco da praia de Farol de São Thomé apresenta muitos ninhos concentrados, o que inviabiliza a obtenção de variabilidade suficiente nas condições ambientais e na diversidade de invertebrados residentes do supralitoral. Priorizou-se nesse trabalho a obtenção de variáveis por imagem de satélite, como nível de urbanização e tendência de recuo da costa (erosão). Apenas a contagem do número de marcas de pneus, prevista no plano de trabalho, foi removida do delineamento experimental, por conta da falta de precisão nas estimativas e forte colinearidade com a largura do supralitoral; quanto maior a largura do supralitoral, maior a área disponível para o tráfego de veículos, logo mais marcas de pneus são encontradas. Além disso, não foi possível realizar a identificação taxonômica dos invertebrados coletados em 30 praias no norte do estado do Rio de Janeiro. O número de espécimens foi maior do que o esperado (> 5.000 indivíduos) e, por isso, optou-se por separar os indivíduos em morfoespécies. Ainda, por conta da dificuldade supracitada, o relatório não apresenta dados de São Francisco de Itabapoana, que ainda estão em processamento. Todas as alterações propostas não impactam a pergunta norteadora do projeto, que seguirá em vigência mesmo após o fim do ciclo no programa Mais Ciência. Entretanto, a pergunta central do projeto ainda não foi respondida.

RESUMO

A seleção de praias para nidificação por tartarugas marinhas em escala regional pode depender de sinais ambientais da linha de costa. Assim, a variabilidade das condições das praias arenosas, incluindo as taxas de erosão costeira e o desenvolvimento urbano, podem afetar sua ecologia de nidificação. Quase metade das praias arenosas do mundo sofre com a erosão e a maioria delas está localizada em áreas altamente desenvolvidas. Isso pode levar a trechos de costa com compressão costeira e perda de habitat para espécies dependentes da praia, como as tartarugas marinhas e artrópodes. Compreender se uma espécie ameaçada de extinção, como a tartaruga cabeçuda *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), seleciona determinadas praias para nidificar é o primeiro passo para traçar estratégias de mitigação das atividades humanas e dos impactos das mudanças climáticas. Hipotetiza-se que a ocorrência de ninhos de tartarugas-cabeçudas ao longo de 62 km de praias arenosas no sudeste do Brasil está negativamente relacionada com maior nível de urbanização e erosão extrema, assim como abundância de besouros-tigre (Insecta: Cicindelidae), e riqueza de morfoespécies e abundância de artrópodes do supralitoral. Um total de 731 ninhos da tartaruga-cabeçuda foi registrado na temporada de nidificação de 2022-2023. Apenas 6% desses ninhos foram encontrados em setores de praia com erosão severa e extrema. A probabilidade de nidificação foi negativamente relacionada com a intensidade de erosão. Além disso, aproximadamente 50% dos ninhos foram encontrados em praias pouco urbanizadas; assim, quanto maior a urbanização, menor a probabilidade de uma tartaruga nidificar na areia da praia. Similarmente, besouros-tigre foram mais abundantes em praias pouco urbanas e em acreção, sugerindo que essa espécie pode ser aplicada como indicador inter-táxon, já que o seu monitoramento é menos dispendioso do que o das tartarugas. A comunidade de artrópodes não foi afetada significativamente pela urbanização e erosão, entretanto, a triagem foi baseada apenas na classificação em morfoespécies. Portanto, a pergunta norteadora do projeto ainda não foi respondida. Medidas mais apuradas de diversidade taxonômica e diversidade funcional ainda serão obtidas e poderão elucidar se as áreas com maior adensamento

de ninhos da tartaruga- cabeçuda são também áreas com maior diversidade e insubstituibilidade da fauna residente de artrópodes.

INTRODUÇÃO

A tartaruga cabeçuda *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) realiza migrações transoceânicas durante seu ciclo de vida, e retorna à sua região de nascimento para nidificar após passar anos em áreas distantes de forrageamento (BALTAZAR-SOARES et al., 2020; REIS et al., 2010). As espécies de tartarugas marinhas podem usar várias pistas para navegar, talvez contando com um “mapa magnético” para movimentos de longa distância (hipótese da impressão geomagnética) e, em seguida, contando com sinais locais para identificar áreas específicas de nidificação (LOHMANN; LOHMANN, 2019). Em muitos casos, a filopatria das tartarugas-cabeçudas ocorre em escala regional (BALTAZAR-SOARES et al., 2020; LOHMANN; LUSCHI; HAYS, 2008). Embora as fêmeas voltem a nidificar dentro da região geográfica de sua praia arenosa natal, elas podem selecionar diferentes locais de nidificação, abrangendo algumas centenas de quilômetros ao longo da costa (BJORNDAL; MEYLAN; TURNER, 1983; BOWEN et al., 1993; PATINO-MARTINEZ et al., 2023).

Assim, a variabilidade da condição da praia arenosa na escala mencionada certamente impulsiona a seleção do local de nidificação pelas tartarugas-cabeçudas (HATASE; OMUTA, 2018; PATINO- MARTINEZ et al., 2023; WEISHAMPEL; CHENG; WEISHAMPEL, 2016).

A seleção do local de nidificação tem sido um dos principais pilares da pesquisa sobre a ecologia das tartarugas marinhas. Como elas não possuem cuidado parental, a seleção do local de nidificação em diferentes escalas espaciais é consensualmente decisiva para o desenvolvimento do embrião, sobrevivência dos filhotes e sucesso reprodutivo (HATASE; OMUTA, 2018; PATINO- MARTINEZ et al., 2023; SERAFINI et al., 2009). A seleção do local de nidificação pelas tartarugas marinhas pode ser dividida em “seleção da praia”, “emersão da fêmea” e “ovoposição” (WOOD; BJORNDAL, 2000). Os fatores que determinam a ovoposição em escalas finas são bem conhecidos e

representam microhabitats favoráveis para o sucesso dos filhotes (MILLER; LIMPUS; GODFREY, 2003). Em geral, as tartarugas-cabeçudas fêmeas nidificam em áreas com vegetação esparsa e maior elevação do solo (HATASE; OMUTA, 2018; PATINO-MARTINEZ *et al.*, 2023; SERAFINI *et al.*, 2009; TURKOZAN; YAMAMOTO; YILMAZ, 2011). Elas geralmente selecionam zonas intermediárias da praia, minimizando o risco de inundação de ninhos perto da linha da maré, e de intrusão de raízes de plantas que aprisionam os filhotes, dessecação e predação em zonas de vegetação densa e mais distantes da água (ALLEN *et al.*, 2001; FUJISAKI; LAMONT; CARTHY, 2018; MARTINS *et al.*, 2022).

A seleção da praia e a emersão da fêmea provavelmente dependem dos sinais da costa e das características da praia, e não somente de um mapa magnético (Wood e Bjorndal, 2000). As características locais e paisagísticas que orientam essas fases de seleção de habitat são, no entanto, controversas. Alguns autores encontraram densidades de ninhos mais altas em praias mais largas (mas veja DUNKIN *et al.*, 2016), argumentando que elas fornecem microhabitats mais diversos e favoráveis (HATASE; OMUTA, 2018; MAZARIS; MATSINOS; MARGARITOU LIS, 2006). Em oposição, KIKUKAWA *et al.*, (1999) descobriram que a tartaruga-cabeçuda seleciona principalmente praias mais estreitas, embora o aumento da distância para assentamentos urbanos fosse o principal preditor da abundância de ninhos. De fato, relatou-se em alguns estudos que fatores antropogênicos, como desenvolvimento costeiro, luz artificial, barreiras antropogênicas ao movimento, presença humana e paredões, afetam negativamente a seleção de praias pela tartaruga-cabeçuda (DE LA ESPERANZA *et al.*, 2017; RIZKALLA; SAVAGE, 2011; SIQUEIRA-SILVA *et al.*, 2020; WEISHAMPEL; CHENG; WEISHAMPEL, 2016). Esses resultados não são unânimes e outros estudos não encontraram efeitos negativos de estressores humanos na seleção de praias pela tartaruga-cabeçuda (KELLY *et al.*, 2017; STANLEY *et al.*, 2020).

Embora a erosão seja um fenômeno natural inerente à dinâmica costeira, ela tem sido intensificada pelas atividades antrópicas. As taxas crescentes de desenvolvimento urbano e infraestrutura prejudicam a capacidade das praias arenosas de fornecer a proteção costeira. A infraestrutura costeira impede a migração das praias para o

continente, especialmente diante do aumento do nível do mar, tempestades e inundações (ALMAR *et al.*, 2021). VOUSDOKAS *et al.*, (2020) previram que o recuo costeiro pode resultar na perda de quase metade das praias arenosas do mundo até o final do século. Simultaneamente, apenas 15% das áreas costeiras do mundo permanecem intocadas pelas atividades humanas (WILLIAMS *et al.*, 2022). Este “esmagamento costeiro” iminente e generalizado está culminando na perda de habitat para espécies dependentes da praia, como as tartarugas-marinhas, ameaçando inclusive a efetividade das unidades de conservação e desafiando o seu manejo (MAZARIS; MATSINOS; PANTIS, 2009).

Como resposta da comunidade científica, vários estudos que avaliam os efeitos da elevação do nível do mar e da erosão no habitat de nidificação das tartarugas marinhas têm emergido. A maioria deles modelou como o habitat de nidificação provavelmente será perdido em cenários hipotéticos de aumento do nível do mar (FISH *et al.*, 2008; FUENTES *et al.*, 2010; PATRÍCIO *et al.*, 2019; SÖNMEZ; KARAMAN; TURKOZAN, 2021; VEELNTURF *et al.*, 2020). No entanto, poucos estudos verificaram se cenários reais e atuais de erosão já afetam a distribuição dos ninhos ao longo das praias arenosas. Esforços de conservação bem-sucedidos, particularmente de espécies ameaçadas, dependem da capacidade dos gestores de entender as ameaças atuais, quantificá-las e mitigá-las. Assim, compreender se uma espécie ameaçada de extinção como a tartaruga-cabeçuda (globalmente “Vulnerável” segundo a IUCN, 2022) seleciona determinadas praias para nidificar é o primeiro passo para delinear estratégias de mitigação das atividades humanas e dos impactos das alterações climáticas.

As tartarugas-marinhas nidificam na zona supralitoral, área permanentemente seca das praias que abriga uma ampla variedade de artrópodes, principalmente crustáceos, insetos e aranhas (McLachlan e Defeo, 2018). Insetos voadores, por exemplo, habitam a zona entremarés- supralitoral quando forrageiam, mas os ovos são geralmente depositados no supralitoral, onde as larvas vivem até a metamorfose (MCLACHLAN; DEFEO, 2018). Dentre eles, os besouros-tigre (Insecta: Cicindelidae) são os mais visíveis e facilmente amostrados (MCLACHLAN; DEFEO, 2018). Besouros-tigre são considerados excelentes espécies indicadoras de biodiversidade e de integridade

biológica dos ecossistemas (PEARSON; CASSOLA, 1992). Eles são predadores vorazes em praias arenosas, alimentando-se principalmente de pequenos crustáceos e insetos (COLOMBINI; FALLACI; CHELAZZI, 2017) e têm inúmeras outras exigências de habitat. Estas incluem a conexão adequada entre as zonas de praia, que tem sido ameaçada pelo desenvolvimento costeiro e erosão (DEFEO *et al.*, 2021). Por compartilhar habitat de oviposição e sofrer ameaças similares às aquelas que comprometem a nidificação das tartarugas-marinhas, considera-se o besouro-tigre e outros artrópodes do supralitoral potenciais indicadores inter- táxon; a presença e abundância desses invertebrados podem refletir a adequabilidade da praia para a nidificação das tartarugas.

Esse projeto teve como objetivo testar se a probabilidade de encontrar ninhos de tartaruga cabeçuda é afetada pela erosão costeira e desenvolvimento urbano ao longo de 62 km de praias arenosas no sudeste do Brasil. Além disso, avaliou-se a resposta do besouro-tigre *Cylindera (Plectographa) nivea* (Kirby, 1819) e da comunidade de artrópodes do supralitoral às mesmas variáveis, incluindo como preditores vários outros atributos locais e da paisagem (ver métodos). Hipotetiza-se que a ocorrência de ninhos, abundância de besouro-tigre, e abundância e riqueza de morfoespécies de artrópodes do supralitoral são negativamente relacionadas aos maiores níveis de urbanização e às maiores taxas de erosão.

REVISÃO DA LITERATURA

O sucesso a longo prazo de uma unidade de conservação (UC) é julgada pela possibilidade de manter populações viáveis de suas espécies constituintes. Conservacionistas e gestores se preocupam com o tamanho e a forma das UCs, pois esses atributos são decisivos para a persistência de populações a longo prazo. Entretanto, considera-se impossível aferir o tamanho e a viabilidade de múltiplas populações de espécies diferentes e relaciona-los ao formato e tamanho de UCs. Alternativamente, gestores podem usar espécies únicas como “atalhos” para tomada de decisão, esperando que a localização, o tamanho e o formato da área coberta por uma

população daquela “espécie guarda-chuva” garantirão a viabilidade de outras espécies (CARO, 2010). Portanto, o tamanho ou características ambientais de áreas ocupadas pela população de uma espécie é usada como um *proxy* para prever onde espécies beneficiárias coexistirão. De acordo com ZACHARIAS & ROFF, (2001), estas espécies podem ser nomeadas espécies guarda-chuva clássicas.

Espécies guarda-chuva podem não considerar a viabilidade das populações das espécies coexistentes. Nesse sentido, a área coberta pela população de uma espécie específica é usada apenas como uma maneira de delinear localização, tamanho, e formato de uma UC contendo um maior número possível de outras espécies. Assim, a presença de uma espécie em particular é usada para prever a presença de várias outras espécies independentemente do tamanho de suas populações. Estas são denominadas espécies guarda-chuva locais; esse conceito difere daquele de espécies indicadoras de biodiversidade pela escala espacial, já que as últimas sinalizam coexistência de grupos biológicos em nível regional ou nacional.

Para gestores de UCs, entretanto, uma espécie guarda-chuva pode providenciar um atalho conveniente para manejar o ecossistema; se a população de uma espécie pode se manter viável através de intervenções criteriosas, espera-se, portanto, que populações de várias espécies simpátricas serão igualmente beneficiadas. Essa ideia cunha o conceito de espécies guarda-chuva de manejo.

LAMBECK, (1997) sugere em um artigo influente, que seria mais prudente selecionar múltiplas espécies guarda-chuva para definir atributos espaciais e composicionais de uma paisagem e seus regimes de manejo apropriados, pois nenhuma espécie guarda-chuva seria a mais sensível a todos estes atributos. Ele sugere identificar uma espécie que requer a maior quantidade de área, outra que requer dispersão em grandes distâncias, e uma espécie com distribuição mais errática e com fortes exigências por recursos. Estas serão espécies diferentes, e que certamente serão limitadas por processos também distintos, cada uma mais sensível a um mosaico específico de ameaças antropogênicas. Portanto ao proteger essas múltiplas “espécies-focais”, espera-se que vários atributos da paisagem sejam contemplados no manejo, beneficiando um número maior de espécies beneficiárias.

Nas praias arenosas, o conceito de espécie guarda-chuva é ainda mais promissor e simples de ser aplicado. Isto porque as praias são ecossistemas menos complexos e menos diversos do que as florestas, onde a maior parte das experiências com esse atalho de conservação foi aplicada. Como já dito, espécies guarda-chuva são definidas de maneira geral como aquelas cuja conservação confere proteção a espécies beneficiárias, que se encontram sob a “sombra de um guarda-chuva” (CARO, 2010). A conceitualização clássica deste termo se dá por um critério compartilhado com a definição dos indicadores de biodiversidade: a porcentagem de espécies que coocorrem e dividem requerimentos de habitat ou que interagem entre si. Portanto, espera-se ser possível prever onde populações viáveis de espécies beneficiárias ocorrerão por conta do tamanho ou configuração das áreas cuja espécie guarda-chuva ocupa.

Evidências apontam a importância no grau de raridade e sensibilidade a perturbações no que tange a seleção de espécies guarda-chuva para além do percentual de espécies coexistentes (FLEISHMAN; BLAIR; MURPHY, 2001). Em sistemas marinhos, é improvável que espécies individuais encapassem os requerimentos de todas as espécies beneficiárias, logo selecionar um conjunto de espécies focais é possivelmente a aproximação mais confiável (LAMBECK, 1997; ZACHARIAS; ROFF, 2001). Um consenso científico é que espécies guarda-chuva não devem ser selecionadas por seu carisma intrínseco ou por presunções de que aspectos morfológicos e áreas de distribuição são traços suficientes para definir quais espécies devem ser protegidas para que haja a ramificação protetiva esperada.

ZACHARIAS & ROFF (2001) declaram que não necessariamente o potencial de uma espécie guarda-chuva se iguala à ubiquidade, pois, áreas de distribuição grandes são características de espécies generalistas em habitat. Portanto, suas necessidades não necessariamente abarcariam as necessidades de outras espécies. A afirmação é particularmente verdadeira no que tange ambientes marinhos, já que predadores tendem a ser mais generalistas em sua alimentação, reduzindo em teoria o seu potencial guarda-chuva (ZACHARIAS; ROFF, 2001). Além disso, é praticamente impossível proteger a maioria das áreas de distribuição de espécies onipresentes. Assim, torna-se fundamental considerar outras métricas além da porcentagem de espécies coexistentes

e dados de área de distribuição para planejamento de Unidade de Conservação (FLEISHMAN; BLAIR; MURPHY, 2001; FLEISHMAN; MURPHY; BRUSSARD, 2000).

Provavelmente, proteger espécies sensíveis a perturbações antrópicas também resulta na proteção de outras espécies que sofrem com os mesmos estressores. Similarmente, um grau de raridade intermediário é importante; espécies raras podem não estar distribuídas por extensões territoriais suficientes para garantir viabilidade de espécies coexistentes, e espécies onipresentes podem ser generalistas, como supramencionado. FLEISHMAN et al. (2001) propõe um índice de três parâmetros para selecionar espécies guarda-chuva: porcentagem de espécies coexistentes, sensibilidade a perturbações antrópicas e grau de raridade. De acordo com esses autores, espécies com raridade intermediária, sensíveis a perturbações e com percentual elevado de coexistência com espécies beneficiárias tem potencial guarda-chuva mais alto, o que levou os autores a criarem um índice guarda-chuva a partir dessas variáveis.

Uma meta-análise global usando o índice guarda-chuva de Fleishman em praias arenosas foi realizada com macroinvertebrados residentes (COSTA; ZALMON, 2021). Os autores reuniram dados de riqueza de comunidades e densidade específica de espécies a partir de 736 observações, 235 praias e quase 50 artigos revisados por pares, e calcularam porcentagem de coexistência e raridade seguindo FLEISHMAN *et al.* (2001). Determinou-se a sensibilidade dos macroinvertebrados a partir de análises de impacto em praias (revisado por COSTA et al., 2020a). Os autores também compararam o índice guarda-chuva de dezenas de espécies em praias de diferentes regiões biogeográficas e tipos morfodinâmicos.

Em primeira instância, ecólogos de praia poderiam prever que espécies de praias dissipativas são as melhores espécies guarda-chuva, pois coexistem com mais espécies espacialmente, assumindo uma dinâmica fonte-sumidouro em metacomunidades de praias arenosas. Para tal, comunidades de praias refletivas seriam subconjuntos de comunidades de praias dissipativas. CHECON et al. (2018) não corroboraram esses padrões em um conjunto de praias arenosas na ecoregião tropical do Atlântico Sudoeste, pois ambas as praias dissipativas e refletivas apresentam um número similar de espécies exclusivas. COSTA & ZALMON (2021) encontram maior percentual de

coexistência e maiores valores do índice guarda-chuva para espécies que habitam diferentes tipos de praia. Isto sugere que espécies mais generalistas e tolerantes a aspereza física natural das praias, tendem a agir como guarda-chuvas melhores e podem ser usados como alvos para se realizar a conservação de diferentes tipos de praia. CHECON *et al.* (2018) e HARRIS *et al.* (2014) salientam o quão importante é estabelecer alvos de conservação considerando os tipos variados de praia, para a proteção da biodiversidade costeira e serviços ecossistêmicos.

Neste contexto, espécies guarda-chuva podem ser alvos prioritários em planos sistemáticos de conservação costeira. A presente revisão demonstra que a aplicação desse conceito ainda é controversa, apesar do seu potencial de otimizar a conservação. A seleção de espécies guarda-chuva em ecossistemas costeiros é escassa, embora muitas espécies possam apresentar esse potencial. As tartarugas-marinhas compartilham o seu habitat de nidificação com uma miríade de espécies beneficiárias e por isso, pode responder de maneira similar aos gradientes ambientais e antropogênicos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Seleção de habitat de nidificação pela tartaruga-cabeçuda

Ninhos de tartaruga cabeçuda foram monitorados ao longo de 62 km de litoral no norte do estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Figura 1). Esta área representa um dos mais importantes locais de nidificação da tartaruga-cabeçuda (~20% de toda a desova da tartaruga-cabeçuda) ao longo da costa brasileira (MARCOVALDI; CHALOUPKA, 2007). Nessa região, a instalação do Complexo Industrial Portuário do Açu (CIPA) em 2007 impulsionou um rápido processo de urbanização e mudanças econômicas, sociais, estéticas e ambientais (NEVES *et al.*, 2022). O CIPA destaca-se como o maior complexo industrial portuário privado da América Latina, compreendendo uma área total de 130 km² com 90 km² de retroárea para instalação de indústrias e empresas (NEVES *et al.*, 2022). Por seu tamanho e impacto ambiental, o CIPA, como parte de um conjunto de

ações de compensação ambiental, apoia o monitoramento regional de tartarugas marinhas realizado pela Fundação Projeto Tamar (FPT), o maior e mais bem-sucedido programa de conservação de tartarugas marinhas do Brasil. O programa de monitoramento é coordenado pela Reserva Caruara, uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), com o apoio das empresas CIPA, enquanto a FPT realiza as atividades de monitoramento.

A morfologia da plataforma continental do norte do estado do Rio de Janeiro interfere no padrão de propagação das ondas, resultando em comportamento de praia espacialmente variável (ALVES *et al.*, 2018). Um cabo arenoso inconsolidado (Cabo de São Thomé) marca a transição entre barreiras regressivas ao norte e barreiras transgressivas ao sul (ALVES *et al.*, 2018; OLIVEIRA *et al.*, 2016). A sul do cabo, as barreiras arenosas estão expostas a ondas de tempestade que promovem a migração desta feição para o continente. Ao contrário, as barreiras arenosas voltadas para o norte geralmente apresentam feições de progradação influenciadas pela sedimentação fluvial recente (ALVES *et al.*, 2018).

Na região norte do estado do Rio de Janeiro, a morfodinâmica das praias sofre grande variação volumétrica em resposta às ondas, ventos e marés, gerando instabilidade morfológica com tendência à erosão em algumas áreas. Um segmento de costa de cerca de 4 km de extensão localizado imediatamente ao sul da foz do Rio Paraíba do Sul (RPS) (onde também são monitorados os ninhos de tartarugas marinhas), por exemplo, experimenta taxas de erosão dramáticas (até 5,4 m/ano); isto tem sido relacionado com a redução do transporte de sedimentos e descarga de água pelo RPS devido à construção de barragens, esporões e molhes, e retenção de areia no estuário inferior (MUEHE *et al.*, 2010). Nesta área (aldeia de Atafona), a erosão costeira destruiu mais de 200 edifícios entre 1975 e 2016 (LÄMMLE *et al.*, 2022). Por outro lado, ao norte de Atafona, a acreção sedimentar culmina na acreção em várias praias. Assim, ao longo dos 62 km de áreas monitoradas de desova da tartaruga-cabeçuda, existem praias urbanas, periurbanas e rurais, praias arenosas com dinâmicas de erosão e acreção e com morfodinâmica variável.



Figura 1. Mapa da área de estudo mostrando a distribuição dos ninhos das tartarugas-cabeçudas (estação reprodutiva 2022/2023) ao longo de 62 km de praias arenosas.

O programa de monitoramento de tartarugas marinhas é coordenado pela RPPN Caruara e apoiado pelas empresas do CIPA. A FPT realizou (na qualidade de consultor técnico-científico) o acompanhamento nas duas últimas temporadas de nidificação.

A temporada de nidificação da tartaruga-cabeçuda inicia em setembro de um ano e termina em março do ano seguinte. Patrulhas diárias ocorreram ao longo de 62 km de praia durante toda a temporada de nidificação 2022-2023. Assim que cada local com a presença de marcas de rastejo da tartaruga é localizado, o ninho é identificado e marcado por uma estaca de madeira. Ambos os ninhos da tartaruga-cabeçuda e rastros de meia-lua detectados (isto é, rastejamentos que não resultam em nidificação) foram geocoordenados. Esses dados foram fornecidos pela RPPN Caruara para este estudo de seleção de habitat de nidificação.

O nível de urbanização ao redor de cada ninho foi estimado pelo HMc (“Human Modification Metric”) por KENNEDY et al., (2019) usando os pacotes “raster” e “rgdal” no programa R. O HMc mede o grau de modificação humana em áreas geocoordenadas, calculado como o produto por pixel (HMs) da extensão espacial e a intensidade esperada

de impactos, incluindo densidade populacional humana, áreas construídas, terras de cultivo, gado, estradas, mineração, poços de petróleo, turbinas eólicas e luz artificial por meio de imagens de satélite (dados raster com resolução de 1.000 m). O valor final de HMc é calculado como:

$$HMc = 1.00 - \prod_{s=1}^n (1 - (HMs))$$

Essa função assume que a contribuição de um determinado fator diminui à medida que outros estressores ocorrem simultaneamente. HMc é um gradiente contínuo de modificação variando de 0 a 1. O HMc em resolução espacial de 1.000 m mostrou estar intimamente relacionado a classificações categóricas do nível de perturbação humana nas praias em escalas locais dadas por diversos pesquisadores nas Américas (BARBOZA *et al.*, 2021).

Dados de deslocamento da costa de um estudo global cobrindo um período de 32 anos (1984- 2016, LUIJENDIJK *et al.*, (2018)) foram extraídos para a área de estudo em intervalos de 500 metros. Isso permitiu identificar trechos de praia em acreção (acima de 0,5 m/ano), estabilidade (entre -0,5 e 0,5 m/ano) e erosão (abaixo de -0,5 m/ano). Os dados negativos de deslocamento (erosão) da linha costeira foram ainda classificados em erosão fraca (taxas entre -0,5 e -1,0 m/ano), erosão intensa (entre -1 e -3 m/ano), erosão severa (entre -3 e -5 m/ano) e erosão extrema (acima de -5 m/ano). Esses dados foram interpolados para criar um raster, permitindo uma análise das tendências de erosão em toda a área de estudo. Semelhante ao HMc, os valores de deslocamento da linha de costa foram coletados usando o pacote “raster” no programa R.

Modelos lineares generalizados (GLMs) com distribuição binomial foram empregados para testar se a presença de ninhos da tartaruga-cabeçuda ao longo de 62 km de praia é impactada pelo nível de urbanização e taxas de erosão. Presença de ninho (1) e ocorrência meia-lua (1) e pontos aleatórios (0) foram as variáveis resposta incluídas nos GLMs, enquanto “HMc” e “taxas de erosão” foram testadas como variáveis preditoras. A presença de colinearidade nos preditores foi avaliada pelo fator de inflação de variância (VIF) usando um limite de $VIF \geq 3$ para exclusão de variáveis, mas nenhuma

variável foi removida. Para os pontos aleatórios (0), os valores de HMc e taxas de erosão foram gerados aleatoriamente, considerando os intervalos entre os valores máximos (taxa de erosão= 4,64; HMc= 0,78) e mínimos (taxa de erosão= -7,28; HMc= 0,20) de cada variável como limites. A análise foi realizada no programa R.

Besouro-tigre e comunidade de artrópodes do supralitoral

Esse estudo foi realizado em 30 praias arenosas no norte do estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil (Figura 2). Essa região possui clima subtropical quente, com temperatura média diária de 28°C durante o período de amostragem (janeiro de 2023 a fevereiro de 2023) (INMET, 2023). O período do verão austral é caracterizado como chuvoso (novembro-abril), enquanto o inverno austral (maio-outubro) é mais seco (MARENGO; ALVES, 2005). A pluviosidade média diária durante o período de amostragem foi de 3 mm (INMET, 2023). A salinidade nas águas arenosas das praias geralmente varia de 20 a 35 (Gomes et al. 2003). O vento predominante é nordeste, com velocidade média de 3 km/h durante o período de amostragem (INMET, 2023). Todas as praias estão sob influência do Rio Paraíba do Sul (PSR), cuja vazão pode chegar a aproximadamente 4.380 m³/s-1 nos períodos de cheia (MARENGO; ALVES, 2005). Outros pequenos rios além do PSR também desaguam em praias arenosas, afetando seus padrões ecológicos (COSTA *et al.*, 2022a).



Figura 2. Mapa da área de estudo mostrando as 30 praias no norte do estado do Rio de Janeiro selecionadas para amostragem do besouro-tigre e de artrópodes do supralitoral.

A amostragem do besouro-tigre foi realizada duas vezes durante o verão (janeiro e fevereiro de 2023). Selecionamos o verão austral para quantificar a abundância de besouros-tigre adultos, pois nessa estação a espécie é mais abundante. Para determinar a abundância de besouros-tigre adultos, apenas um pesquisador caminhou ao longo da borda do espraçamento e os besouros-tigre foram contados visualmente ao longo de três transectos de 50 metros de comprimento. Os transectos foram separados em distâncias aleatórias uns dos outros para evitar possível autocorrelação espacial. A recontagem é improvável porque os besouros-tigre geralmente voam para cima quando perturbados pela presença humana e, portanto, saem do raio de contagem após serem contados (KNISLEY; HILL; SCHULZ, 1998). O processo de contagem foi realizado na maré de quadratura, entre 08:00 e 12:00 e em dias quentes ($> 25\text{ }^{\circ}\text{C}$), que são considerados as condições ótimas para amostragem do besouro-tigre (KNISLEY; HILL; SCHULZ, 1998).

A amostragem dos artrópodes do supralitoral foi conduzida uma vez nas mesmas praias onde ocorreu a contagem do besouro-tigre. Um total de 30 armadilhas de queda

contendo água do mar e detergente foi disposto ao longo de 5 transectos perpendiculares à linha d'água espaçados aleatoriamente. Em cada transecto, 6 armadilhas foram posicionadas de maneira equidistante da franja do supralitoral (1 metro acima da linha de maré alta) à franja da vegetação de restinga (1 m acima da linha de vegetação). Os organismos capturados foram acondicionados em tubos plásticos (50 mL) com Álcool 70% e, posteriormente, triados e classificados em morfoespécies.

Alíquotas de 50 g de sedimento (~ 2 cm de profundidade) foram coletadas da zona de retenção (onde besouros-tigre adultos freqüentemente forrageiam) e do supralitoral (onde besouros-tigre depositam ovos e suas larvas) de cada praia. As amostras de sedimentos foram liofilizadas e adicionadas ao leitor de granulometria até um limite de absorvância de grão de 0,05 (amostras arenosas) por um período de 6 min, seguido de lavagem com água deionizada para descontaminação entre os testes de cada amostra. A caracterização do sedimento foi realizada em analisador granulométrico por difração a laser (Shimadzu SALD-3101). O tamanho médio do grão e o coeficiente de classificação (escalas phi) foram calculados usando o software Sysgran 3.0 (citar).

A inclinação da praia foi medida em um transecto por praia com um inclinômetro portátil (OEM- JIG-RT001). Em cada praia, a inclinação foi medida em cinco zonas: (i) franja do supralitoral; (ii) linha de maré alta; (iii) berma (quando ausente, declividade = 0); (iv) supralitoral; e (v) base da duna. A inclinação foi medida em graus e convertida para centesimal. Foram consideradas como potenciais variáveis preditoras a declividade média de toda a praia (MS) (exceto a declividade da base das dunas), a declividade da berma (BS) e a declividade da base das dunas (DS).

A disponibilidade de presas para o besouro-tigre foi estimada pela abundância de anfípodas talitrídeos capturados em armadilhas colocadas na zona supralitoral em marés de quadratura. Foram estabelecidos dois transectos paralelos à linha de água (T1= ~1 m acima da linha da maré alta e T2= ~ de 5 a 10 m acima, dependendo da largura da praia) contendo 5 armadilhas (com água do mar e detergente) cada (n= 10 armadilhas por praia). Os talitrídeos foram fixados em Álcool 70%, triados e quantificados em laboratório.

As coordenadas geográficas de todas as praias foram usadas para calcular a largura

da praia (SW) (distância entre a linha d'água e a linha de vegetação) e sua distância até a foz do rio mais próximo (DNR) usando a ferramenta régua no Google Earth (acessado em abril de 2023). Além disso, o limite terrestre de cada praia foi definido em áreas onde a vegetação costeira foi interrompida por estradas e as geocoordenadas foram usadas para extrair de bancos de dados globais as seguintes variáveis: (i) cobertura vegetal; (ii) taxas de erosão; e (iii) nível de urbanização. As duas últimas foram estimadas seguindo os mesmos métodos do estudo da seleção de habitat de nidificação da tartaruga-cabeçuda (ver páginas 10 e 11).

O Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) foi aplicado como proxy da cobertura vegetal do litoral. Este indicador foi estimado através de um índice que distingue a cobertura vegetal e não vegetal do solo (MORAWITZ *et al.*, 2006). O NDVI foi calculado a partir do satélite PROBA-V m (resolução de 300 m), seguindo a fórmula:

$$\text{NDVI} = (\text{REF}_{\text{nir}} - \text{REF}_{\text{red}}) / (\text{REF}_{\text{nir}} + \text{REF}_{\text{red}})$$

Onde REF_{nir} e REF_{red} são a refletância espectral medida nas bandas de infravermelho próximo e onda vermelha, respectivamente. Os valores de NDVI foram coletados usando os pacotes "ncdf4" e "raster" no programa R.

Todas as variáveis preditoras e de resposta foram expressas como valores mínimos e máximos e por meio de média \pm desvio padrão na seção de resultados. Um Modelo Linear Generalizado (GLM) ajustado a uma distribuição binomial negativa foi realizado para testar o efeito dos tipos morfodinâmicos (dissipativo vs. intermediário vs. refletivo) e categoria de erosão (acrecção vs. estabilidade vs. erosão) na abundância de besouros-tigre. Um GLM com interação do nível de urbanização com tipos morfodinâmicos e distância ao rio mais próximo foi realizado; neste caso, procurou-se avaliar se o efeito da perturbação humana depende da morfodinâmica (COSTA *et al.*, 2022b). A transformação da variável resposta não foi suficiente para ajustar os modelos paramétricos com distribuição normal. Testou-se o GLM poisson, mas a superdispersão foi confirmada usando a função "dispersiontest" do pacote "AER" do programa R, assim aplicou-se o GLM binomial negativo.

A análise de correlação de Pearson foi usada para avaliar a relação entre as variáveis preditoras contínuas. Uma análise de componentes principais (PCA) também foi realizada nas variáveis preditoras para explorar a estrutura de covariação no conjunto de dados. As variáveis incluídas nesta análise e sua importância potencial para a ecologia do besouro-tigre estão descritas na Tabela 1.

Análises de regressão linear múltipla foram conduzidas para testar se a abundância do besouro-tigre, e abundância e riqueza de artrópodes do supralitoral estão relacionadas com fatores locais e da paisagem. Depois de avaliar a correlação entre todas as variáveis, decidiu-se remover “grau de seleção do sedimento da zona de retenção” e “inclinação média de toda a praia”. Essas variáveis foram fortemente correlacionadas ($r_{\text{pearson}} > |0,7|$) com o “tamanho médio dos grãos da zona de retenção” e com a “inclinação da berma”, respectivamente.

A colinearidade dos modelos foi controlada usando o fator de inflação de variância (VIF). Nenhuma variável foi removida porque todas tinham $VIF < 3$. O modelo mais parcimonioso foi selecionado usando o critério de informação Akaike (AIC), sendo os modelos de melhor ajuste aqueles com os menores valores de AIC. Linearidade, homocedasticidade e normalidade foram confirmadas por inspeção visual dos resíduos do modelo; a transformação da variável resposta foi realizada sempre que necessário para atender aos pressupostos da regressão linear mencionados acima (ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010).



Figura 3. As armadilhas de queda são ferramentas simples para amostragem de animais que vivem na parte permanentemente seca da interface praia-duna-restinga.

Tabela 1. Lista de variáveis testadas como preditoras da abundância do besouro-tigre *Cylindera (Plectographa) nivea* em 30 praias arenosas no norte do estado do Rio de Janeiro.

Categoria	Variável preditora	Amostragem	Importância ecológica
Morfodinâmica	Tamanho médio do grão do supralitoral (SMGS)	In situ	Comportamento alimentar e demandas conflitantes
	Grau de seleção do sedimento do supralitoral (SSS)		
	Tamanho médio do grão da zona de retenção (RMGS)		
	Grau de seleção do sedimento da zona de retenção (RSS)		
	Inclinação média da praia inteira (MS)		
Inclinação da berma (BS)			
Presas	Abundância de anfípodas talitrídeos (PREY)	In situ	Comportamento alimentar
Integridade da praia	Inclinação da base da duna (DS)	In situ	Disponibilidade de habitat
	Nível de urbanização (HMc)	Raster GIS	
	Deslocamento da costa (ERO)		
	Cobertura vegetal (NDVI)		
Morfodinâmica e		Google Earth	Disponibilidade de habitat

RESULTADOS

Seleção de habitat de nidificação pela tartaruga-cabeçuda

Um total de 731 ninhos da tartaruga-cabeçuda foi encontrado na temporada de nidificação de 2022-2023 (entre setembro de 2022 e março de 2023) na área de estudo. Apenas 6% dos ninhos foram encontrados em setores de praia com erosão severa e extrema (Figura 4^a); entre os trechos de praia sem ninhos de tartaruga, ~41% está sob erosão severa e extrema (Figura 4B). Aproximadamente 55% dos ninhos foram encontrados em setores de praia em estabilidade ou acreção, e 34% foram encontrados em setores com erosão intensa (Figura 4A). A probabilidade de encontrar um ninho foi negativamente relacionada a maiores taxas de erosão ($z= 4,681$, $p< 0,0001$). Quanto maior a taxa de erosão (deslocamento costeiro mais negativo) menor a probabilidade de encontrar um ninho (Figura 5A).

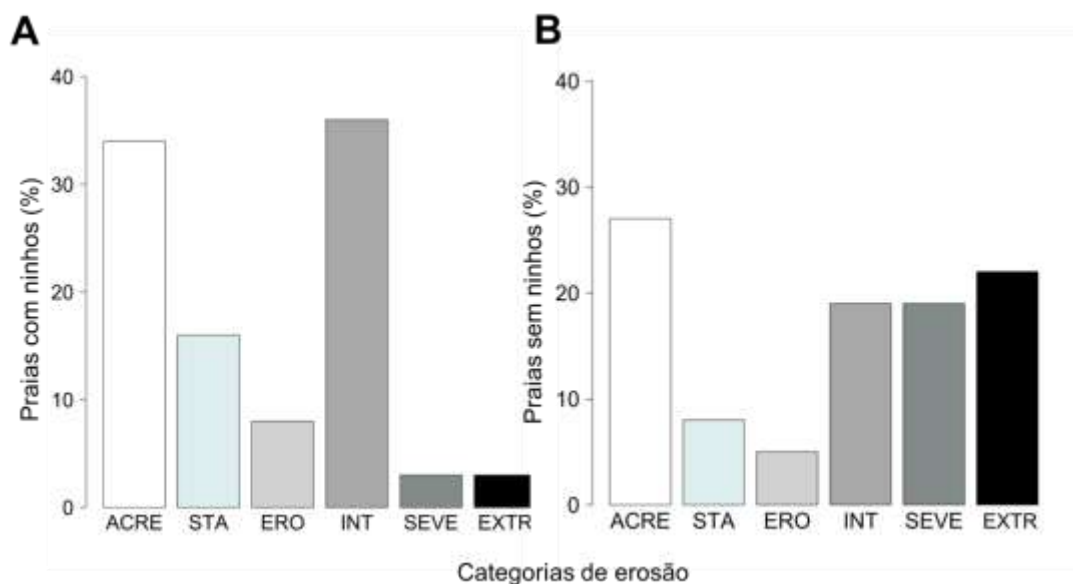


Figura 4. Porcentagem de praias com ninhos (A) e sem ninhos (B) de tartarugas-cabeçudas caracterizadas em diferentes níveis de erosão. ACRE= acreção (acima de 0,5 m/ano); STA= estabilidade (entre -0,5 e 0,5 m/ano); ERO= erosão fraca (entre -0,5 e -1,0 m/ano); INT= erosão intensa (entre -1 e -3 m/ano); SEVE= erosão severa (entre -3 e -5 m/ano); EXTR= erosão extrema (acima de -5 m/ano).

O GLM binomial também evidenciou um efeito negativo de HMc na probabilidade de encontrar ninhos nas praias, embora com magnitude inferior comparada ao efeito das taxas de erosão ($z = -3,524$, $p = 0,0004$) (Figura 5B). Quase metade dos ninhos (54%) foi encontrada em praias com HMc inferior a 0,5 (Figura 5B).

Um total de 528 rastros de meia-lua de tartarugas marinhas foi encontrado na temporada de nidificação de 2022-2023. Os rastros de meia-lua seguiram a mesma tendência da nidificação da tartaruga-cabeçuda em relação à erosão da praia, sendo mais frequentes em setores de praia sem erosão severa e extrema. Assim, o GLM binomial mostrou que quanto menor a taxa de erosão ($z = 3,945$, $p < 0,0001$), maior a probabilidade de ocorrer uma meia-lua de tartarugas marinhas. Por outro lado, os eventos de meia-lua foram mais frequentes em praias com HMc superior a 0,5 (~58%), o contrário do padrão de nidificação. Assim, quanto maior o nível de urbanização, maior a probabilidade de ocorrer uma meia-lua, segundo o GLM ($z = 6,038$, $p < 0,0001$).

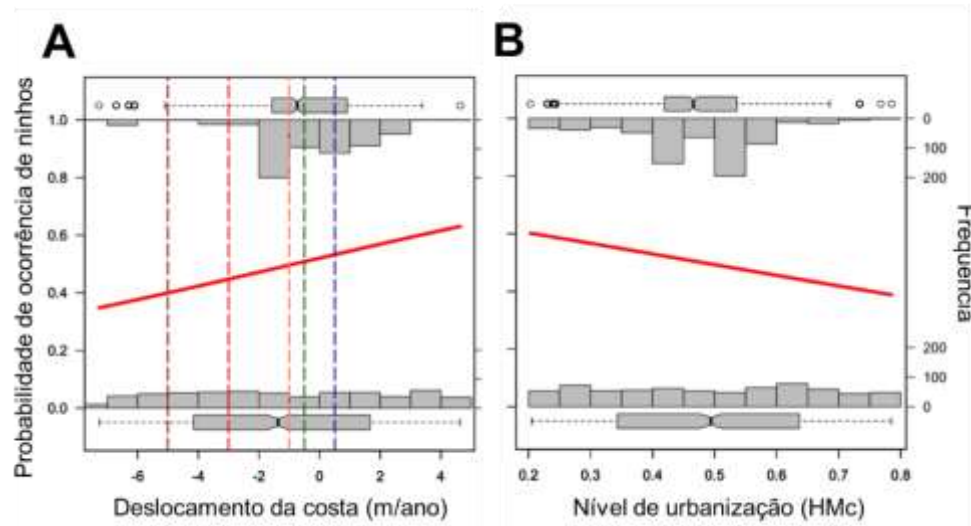


Figura 5. Probabilidade de encontrar um ninho de tartarugas-cabeçudas ao longo de 62 km de praias no norte do estado do Rio de Janeiro em função das tendências de deslocamento da costa (A) e nível de urbanização (resolução espacial de 1.000 m). A linha vermelha sólida representa o modelo linear generalizado binomial (GLM). As barras superiores representam o número de praias com ninhos em diferentes condições de erosão (A) e urbanização (B); as barras inferiores representam valores aleatórios para ambas as variáveis independentes mencionadas. As linhas verticais na figura A representam os limites

de classificação de erosão; da esquerda para a direita: erosão extrema (vermelho escuro), erosão severa (vermelho claro); erosão intensa (laranja), estabilidade (verde) e acreção (azul).

Besouro-tigre e comunidade de artrópodes

Variáveis preditoras

O tamanho médio dos grãos variou de $-0,06$ a $3,71$ phi na zona de retenção ($1,29 \pm 1,16$ phi) e entre $0,10$ e $2,12$ phi no supralitoral ($0,81 \pm 0,55$) ao longo das 30 praias. O grau de seleção do sedimento variou de $0,38$ a $2,77$ phi na zona de retenção ($1,25 \pm 0,81$ phi) e entre $0,41$ e $1,23$ phi no supralitoral ($0,66 \pm 0,19$). Em geral, os sedimentos mais finos também foram mais bem selecionados (Apêndice 1). Grãos mais finos foram encontrados nas praias dissipativas em comparação com as praias intermediárias e refletivas.

A inclinação média de toda a praia (exceto a base das dunas) variou de $0,03$ a $0,41$. A inclinação da berma variou entre 0 e $0,97$ ($0,24 \pm 0,25$) e a declividade da base das dunas variou de 0 a $2,32$ ($0,31 \pm 0,37$). A inclinação da berma foi ligeiramente maior nas praias refletivas ($0,28 \pm 0,28$), em comparação com as praias intermediárias ($0,25 \pm 0,28$) e dissipativas ($0,18 \pm 0,23$).

A abundância de talitrídeos (proxy da disponibilidade de alimento) variou de 0 a 1014 indivíduos por praia (232 ± 281 indivíduos). O deslocamento da costa variou de $-3,21$ a $7,77$ ($1,13 \pm 2,60$). A largura da praia variou de $5,77$ a $108,72$ m ($38,32 \pm 28,34$ m), o NDVI variou de 0 a $0,60$ ($0,41 \pm 0,13$) e o HMc variou de $0,30$ a $0,72$ ($0,53 \pm 0,11$). A largura da praia, NDVI e HMc foram ligeiramente correlacionados entre si; quanto maior o HMc, maior a largura da praia e menor o NDVI (Apêndice 1).

A distância das praias para o rio mais próximo variou de $0,49$ a $20,26$ km ($7,24 \pm 5,81$). Em geral, as praias dissipativas estão mais próximas dos rios, seguidas das intermediárias e refletivas. As praias em estabilidade estão mais próximas dos rios do que as praias em acreção e erosão (Apêndice 1).

Abundância do besouro-tigre

A abundância de besouros-tigre variou de 0 a 42 indivíduos por transecto (4 ± 7 indivíduos) ao longo do período de amostragem. Em geral, a abundância média foi semelhante ($\text{Chisq} = 0,478$, $p = 0,787$) entre praias arenosas com diferentes tipos morfodinâmicos (Figura 6A). Da mesma forma, o efeito da erosão não teve suporte estatístico de acordo com o GLM binomial negativo ($\text{Chisq} = 1,830$, $p = 0,400$); no entanto, maior abundância de besouros-tigre foi encontrada em praias arenosas em estado de acreção (Figura 6B).

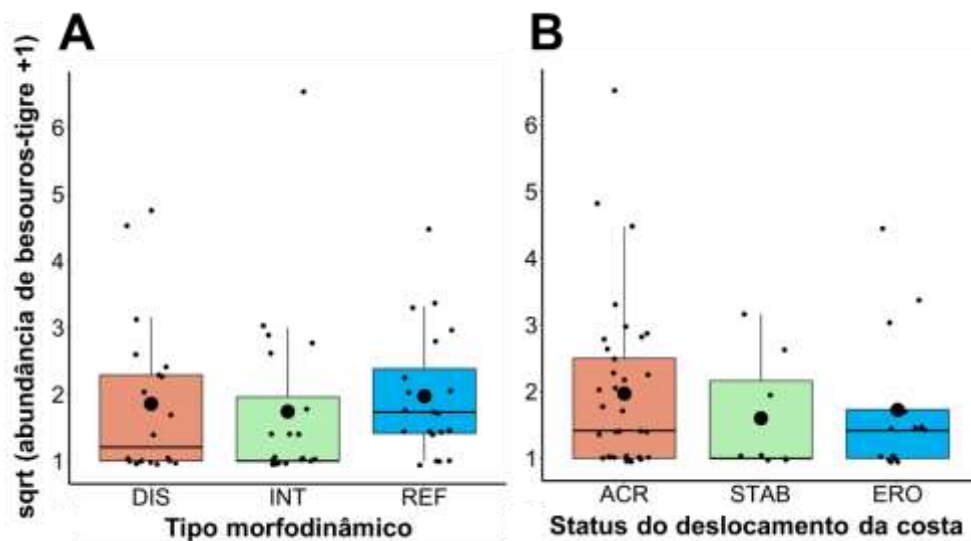


Figura 6. Abundância do besouro-tigre *Cylindera (Plectographa) nivea* em praias arenosas com diferentes tipos morfodinâmicos (A) e status de erosão (B) no sudeste do Brasil. Pequenos pontos ao redor e dentro das caixas representam todas as pesquisas e praias; linhas dentro de caixas são medianas; o maior ponto dentro das caixas é a média; caixas são intervalos interquartis; e as barras acima e abaixo das caixas são intervalos não discrepantes superiores e inferiores, respectivamente. DIS= dissipativo; INT= intermediário; REF= reflexivo; ACR= acrecimento; STAB= estabilidade; e ERO= erosão.

O modelo de regressão múltipla mais parcimonioso incluiu cinco variáveis predictoras e explicou 53% da variação da abundância do besouro-tigre (Tabela 2). A distância até o rio mais próximo ($t = 5,338$, $p < 0,001$), nível de urbanização ($t = -4,190$, $p <$

0,001), tamanho médio do grão supralitoral ($t= 3,287$, $p= 0,002$) e inclinação da berma ($t= 2,155$, $p= 0,036$) foram variáveis preditoras significativas (Tabela 2). Quanto maior a distância até a foz do rio mais próximo, maior a abundância de besouros-tigre (Figura 7A). Além disso, a abundância média de besouros-tigre foi maior nas praias com menor nível de urbanização (Figura 7B), menores grãos de sedimentos no supralitoral (maiores valores na escala phi, Figura 7C) e maior declividade da berma (Figura 7D).

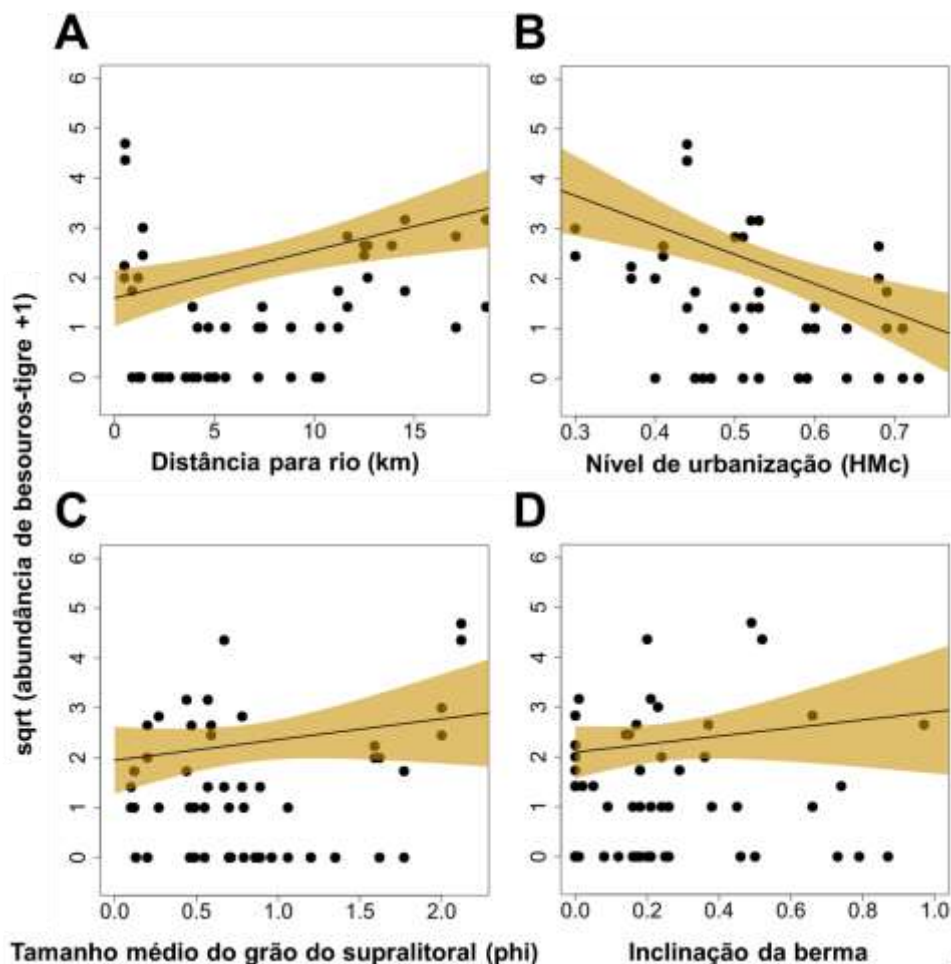


Figura 7. Abundância do besouro-tigre *Cylindera (Plectographa) nivea* em função da distância para o rio

mais próximo (A), nível de urbanização (B), tamanho médio do grão do supralitoral (C) e inclinação da berma (D) em praias arenosas no sudeste Brasil. A linha representa o modelo de regressão ajustado e a área sombreada é o intervalo de confiança (95%).

Tabela 2. Estimativas dos parâmetros do melhor modelo de regressão linear explicando a abundância do besouro-tigre *Cylindera (Plectographa) nivea* em 30 praias arenosas no sudeste do Brasil. As variáveis predictoras significativas do modelo estão marcadas em negrito. A variável resposta foi transformada em raiz quadrada (x) + 1

sqrt (abundância + 1)	Estimativa	Erro	t	p
Intercepto	2.263	0.946	2.392	0.0202
Tamanho médio do grão da zona de retenção	-0.174	0.133	-1.313	0.1947
Tamanho médio do grão do supralitoral	1.067	0.325	3.287	0.0018
Nível de urbanização	-5.635	1.345	-4.190	0.0001
Inclinação da berma	1.208	0.560	2.155	0.0356
Distância para o rio mais próximo	0.151	0.028	5.338	0.0000

O GLM binomial negativo mostrou que a magnitude do efeito do nível de urbanização sobre a abundância de besouros tigre dependeu da morfodinâmica ($\text{Chisq}_{\text{HMc} \times \text{Morfodinâmica}} = 12,466$, $p = 0,002$) e distância para os rios ($\text{Chisq}_{\text{HMc} \times \text{DNR}} = 7,377$, $p = 0,001$). Embora o efeito negativo de HMc tenha sido consistente em todos os tipos morfodinâmicos, este foi mais proeminente em praias refletivas e dissipativas do que em praias intermediárias (Figura 8A). Além disso, o efeito negativo da urbanização sobre os besouros-tigre foi intensificado nas praias próximas aos rios (Figura 8B).

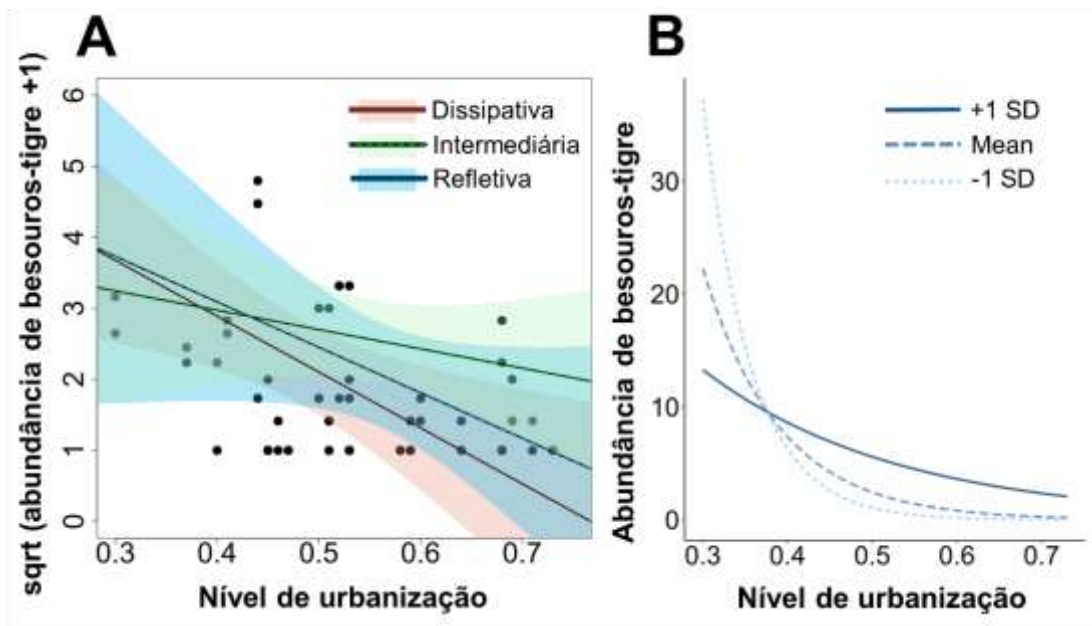


Figura 8. Efeito da interação entre nível de urbanização e tipo morfodinâmico (A) e entre nível de urbanização e distância das praias para o rio mais próximo (B) sobre a abundância do besouro-tigre *Cylindera (Plectographa) nivea* em 30 praias arenosas no sudeste do Brasil.

Riqueza de morfoespécies e abundância da comunidade de artrópodes

Um total de 5246 indivíduos de 196 morfoespécies foi triado nas 20 praias dos arcos de Farol de São Thomé e Grussaí até o presente. Crustacea foi o grupo com maior abundância relativa (65%), seguido por Diptera (16%), Hymenoptera (9%) e Coleoptera (1%). O número relativo de morfoespécies foi maior para Diptera (28%), seguido por Hymenoptera (12%), Coleoptera (11%) e Hemiptera (7%).

O modelo de regressão múltipla mais parcimonioso incluindo a riqueza de morfoespécies como variável resposta foi composto por cinco variáveis predictoras ($R^2=0.49$, $p=0,0175$) (Tabela 3). Em geral, a riqueza de morfoespécies foi maior em praias com sedimento mais grosseiro ($t= -3,447$, $p<0,0039$) e mais próximas a rios ($t= -2,915$,

$p=0,0112$) nos arcos praias de Farol de São Thomé e Grussaí (Tabela 3, Figura 9).

O modelo de regressão múltipla mais parcimonioso incluindo a abundância de artrópodes como variável resposta foi composto por quatro variáveis preditoras ($R^2=0,27$, $p=0,0679$) (Tabela 3). A abundância de artrópodes foi maior em praias com sedimento mais grosseiro ($t=-2,506$, $p=0,0242$) (Tabela 3, Figura 9); as demais variáveis preditoras não tiveram efeito significativo (Tabela 3).

Tabela 3. Estimativas dos parâmetros dos melhores modelos de regressão linear explicando a riqueza de morfoespécies e a abundância da comunidade de artrópodes do supralitoral em 30 praias arenosas no sudeste do Brasil. As variáveis preditoras significativas do modelo estão marcadas em negrito. As variáveis resposta foram transformadas em $\log(x) + 1$.

log (riqueza de morfoespécies+1)	Estimativa	Erro	t	p
(Intercepto)	4.711	0.376	12.532	0.0000
Tamanho médio do grão do supralitoral	-1.079	0.313	-3.447	0.0039
Inclinação da berma	-0.635	0.416	-1.527	0.1492
Inclinação da base da duna	-0.571	0.401	-1.423	0.1766
Tendência de recuo da costa	-0.042	0.045	-0.919	0.3735
Distância para o rio mais próximo	-0.053	0.018	-2.915	0.0113
log (abundância + 1)	Estimativa	Erro	t	p
(Intercepto)	3.15	0.632	4.987	0.0002
Tamanho médio do grão do supralitoral	-0.153	0.472	-0.324	0.7507
Inclinação da berma	-0.062	0.051	-1.228	0.2383
Tendência de recuo da costa	1.21	1.026	-1.178	0.2570
Nível de urbanização	-0.901	0.356	-2.532	0.0230

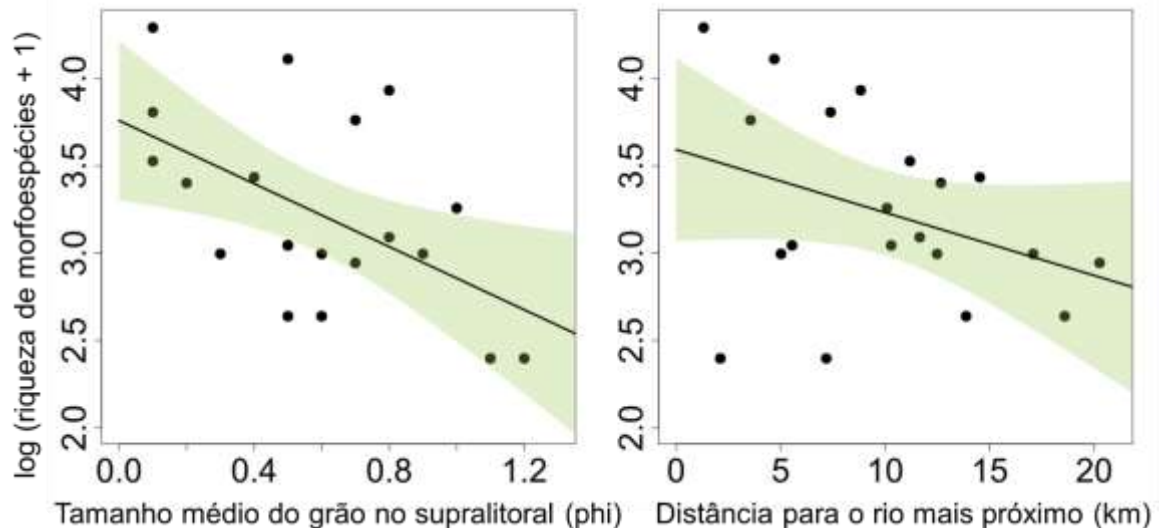


Figura 9. Riqueza de morfoespécies de artrópodes do supralitoral em função do tamanho médio do grão no supralitoral e distância para o rio mais próximo em 20 praias arenosas no sudeste Brasil (arcos de Farol de São Thomé e Grussaí). A linha representa o modelo de regressão ajustado e a área sombreada é o intervalo de confiança (95%).

DISCUSSÃO

Seleção de habitat de nidificação pela tartaruga-cabeçuda

Os resultados deste estudo sugerem que as tartarugas-cabeçudas selecionam praias que não estão passando por processos erosivos severos e extremos para nidificar, corroborando a hipótese. Isso corrobora SPANIER, (2010) que observou que a tartaruga-de-couro *Dermodochelys coriacea* (Linnaeus, 1758) desova principalmente em praias que não sofriam erosão intensa. Da mesma forma, WITHERINGTON et al., (2009) observaram mudanças espaciais locais na nidificação de tartarugas-cabeçudas na Flórida, EUA, à medida que a erosão crônica e aguda aumentou com o tempo. De acordo com PFALLER et al., (2009), fêmeas com experiência de nidificação selecionam locais de nidificação mais bem-sucedidos do que fêmeas com pouca experiência. Além disso, o baixo sucesso de nidificação de tartarugas-cabeçudas é geralmente encontrado em praias em condição de erosão acentuada (LAMONT; HOUSER, 2014). O menor número de ninhos em praias

com erosão severa e extrema, portanto, pode refletir experiências anteriores de nidificação malsucedidas (PFALLER; LIMPUS; BJORN DAL, 2009). Este argumento é reforçado pelo fato de que eventos de meia-lua ocorreram com maior frequência nas mesmas áreas com maior frequência de nidificação, conforme encontrado por LAMONT & HOUSER, (2014). Assim, as tartarugas-cabeçudas podem decidir não nidificar em praias em erosão antes mesmo da emersão ou logo no início do rastejamento, evitando o gasto de energia resultante de rastejamentos em praias onde o habitat de nidificação está sendo perdido (MAZARIS; MATSINOS; MARGARITOU LIS, 2006).

A seleção de praias sem erosão extrema é crítica para as tartarugas marinhas; primeiro por causa da perda iminente de habitat de nidificação e segundo, porque ao selecionar praias em erosão, as tartarugas marinhas fêmeas podem ter que colocar seus ninhos em zonas da praia onde não o fariam convencionalmente. FUJISAKI et al., (2018) encontraram mudanças temporais em locais onde tartarugas-cabeçudas colocaram ninhos em relação à erosão costeira ao longo de uma praia no norte do Golfo do México. Eles observaram que em praias com erosão acentuada, as fêmeas nidificavam significativamente mais perto da linha de vegetação (zonas mais superiores da praia), possivelmente contando com sinais ambientais que indicam menor risco de inundação dos ninhos. No entanto, em praias com erosão acentuada, esses sinais podem não guiar mais escolhas adaptativas. A presença de raízes de plantas na margem superior das praias provoca a desorientação dos filhotes e a sombra da vegetação pode alterar a proporção sexual dos filhotes (MILLER; LIMPUS; GODFREY, 2003). Além disso, prevê-se que a predação seja mais intensa nas zonas superiores da praia. WETTERER et al., (2007), por exemplo, discutiram que três espécies de tartarugas marinhas nidificaram mais longe da vegetação das dunas e mais próximo da linha de maré depois que as praias foram alimentadas artificialmente (para conter a erosão costeira), sendo menos expostas a formigas predadoras.

Mudar a posição do ninho em fina escala em vez de evitar a erosão das praias pode ser, portanto, uma armadilha ecológica. Da mesma forma, quando as fêmeas nidificam em áreas altamente urbanizadas, elas colocam seus filhotes em risco devido a pisoteios, veículos e luz artificial. Semelhante a outros estudos (KIKUKAWA; KAMEZAKI; OTA, 1999;

PRICE *et al.*, 2018; WEISHAMPEL; CHENG; WEISHAMPEL, 2016), verificou-se que a probabilidade de encontrar ninhos de tartarugas-cabeçudas foi negativamente relacionada aos maiores níveis de urbanização. Interessantemente, eventos de meia-lua foram mais frequentes em áreas mais desenvolvidas, portanto, argumenta-se que as fêmeas desistem regularmente de botar ovos depois de encontrar praias altamente impactadas em áreas urbanas. No entanto, vários ninhos ainda ocorrem em áreas urbanas, até porque quase metade das praias pouco urbanas da região sofrem erosão; assim, as praias urbanas em acreção podem ser selecionadas com mais frequência para nidificação em futuras temporadas de nidificação, representando risco ao sucesso das metapopulações. Assim, alternativas de manejo e participação ativa dos gestores da APA das Dunas e Restingas e RPPN Caruara precisam ser discutidas, incluindo medidas para mitigar os efeitos da erosão neste “hotspot” de desova da tartaruga-cabeçuda.

A gestão de praias arenosas no Brasil continua predominantemente focada em intervenções de engenharia para mitigar a erosão, enquanto os componentes ecológicos são frequentemente negligenciados. O cenário para o litoral norte do estado do Rio de Janeiro é ainda pior; apesar das determinações técnicas, nada tem sido feito para conter a erosão em várias praias, inclusive nos locais de nidificação de tartarugas-cabeçudas. Para mitigar a erosão costeira intensa e crônica, a alimentação artificial de praias com sedimentos removidos da foz do rio Paraíba do Sul visando reconstruir o sistema praia-duna tem sido proposta como uma solução baseada na natureza adequada (em vez de intervenção com estruturas rígidas de contenção). Esta abordagem envolve concomitantemente o replantio das dunas frontais e medidas de conservação para preservar a integridade do ecossistema. Esta solução foi sugerida como um método considerado ótimo para controlar o problema da erosão costeira na região (BULHÕES, 2023). Esta intervenção tenta espelhar o papel natural do rio no fornecimento de sedimentos às praias adjacentes que foram perdidos devido aos impactos humanos em seu curso. Plantações de vegetação não nativa e intervenção de engenharia pesada (como estruturas de contenção) devem ser desencorajadas, porque é ineficiente para conter a erosão e tem efeitos dramáticos sobre a nidificação das tartarugas e para a biodiversidade costeira de maneira geral (DE VOS *et al.*, 2019; RIZKALLA; SAVAGE, 2011).

Os efeitos da alimentação artificial nas tartarugas marinhas são controversos, desafiando a tomada de decisão em relação ao manejo da erosão em áreas de desova. A

restauração das praias fornece habitats de nidificação que de outra forma não estariam disponíveis (FUKISACK *et al.* 2018), mas em alguns casos, praias alimentadas artificialmente tornam-se menos adequadas para a nidificação de tartarugas do que praias naturais (MILTON *et al.*, 1997; RUMBOLD; DAVIS; PERRETTA, 2001). A alimentação artificial pode alterar os parâmetros naturais das praias, como densidade da areia, resistência ao cisalhamento, teor de umidade, inclinação, cor da areia, tamanho do grão, forma da areia e conteúdo mineral, impactando o sucesso reprodutivo das tartarugas marinhas (RUMBOLD; DAVIS; PERRETTA, 2001). No entanto, quando a erosão é extrema e a área de nidificação já foi perdida, a restauração da praia torna-se uma solução de gestão quase indiscutível. Nesses casos, variáveis como fonte de sedimentos usados na alimentação artificial, técnica de aplicação, manutenção e monitoramento são decisivas para determinar o sucesso desse manejo no que tange à nidificação de tartarugas marinhas e, portanto, devem ser consideradas (MILTON *et al.*, 1997). Finalmente, em cenários de erosão em que as tartarugas-cabeçudas ainda põem ovos na praia, a translocação de ninhos para praias em acreção ou estabilidade pode ser uma solução menos dispendiosa e logisticamente mais simples para aumentar o sucesso reprodutivo das metapopulações (PFALLER; LIMPUS; BJORN DAL, 2009; PIKE, 2008).

Ao translocar ninhos para praias sem predominância de dinâmica erosiva, o desenvolvimento costeiro também deve ser considerado. Aqui, verificou-se que menor frequência de nidificação e mais eventos de meia-lua ocorreram em praias com maior urbanização e, portanto, estressores humanos estão afetando a seleção do local de nidificação. De fato, a nidificação em costas desenvolvidas promove armadilhas ecológicas. Filhotes desorientados têm sido encontrados em estradas próximas a praias urbanas da região, causando atropelamentos (Apêndice 2). Mais pesquisas devem ser realizadas para verificar fatores espaciais que aumentam o risco de animais de praia serem atropelados, incluindo luz artificial e nível de urbanização (COSTA *et al.*, 2020b; COSTA; MOTHÉ; ZALMON, 2020). Com estes resultados, será possível encontrar focos de colisão carro-fauna, de onde deverão ser translocados os ninhos ou mesmo poderão ser construídas barreiras que evitem a emigração dos animais para as estradas. Todas essas ações de manejo propostas seriam facilitadas pela recente implementação de áreas de proteção marinha costeira (“APA das Dunas e Restingas” e “RPPN Caruara”), mas isso não garante seu sucesso (NEL; PUNT; HUGHES, 2013). Assim, a criação de um plano de manejo focado na tartaruga-cabeçuda, incluindo mapas de áreas de maior sensibilidade, são fortemente recomendados (LOPEZ *et al.*, 2015), bem como o monitoramento de longo-prazo da nidificação. Isso poderá promover uma ramificação protetora para a

fauna residente nas praias arenosas, que também é dramaticamente afetada pela perda de habitat associada à erosão, desenvolvimento urbano e consequente “esmagamento costeiro”.

Besouro-tigre e comunidade de artrópodes

Uma complexa combinação de fatores locais e da paisagem determinou a abundância de besouros-tigre nas praias arenosas estudadas. No entanto, a hipótese de que a perturbação humana se sobrepõe à aspereza natural da praia foi apenas parcialmente confirmada. O nível de urbanização (e variáveis correlacionadas, como cobertura vegetal e largura da praia) foi um dos principais fatores que moldaram a abundância dessa espécie indicadora de condição, corroborando estudos recentes que apontam para uma alta sensibilidade de besouros-tigre a estressores humanos em praias arenosas (COSTA; ZALMON, 2019). No entanto, hipóteses clássicas da ecologia de praias arenosas envolvendo fatores naturais também foram corroborados usando besouros-tigre como modelos de estudo.

De acordo com ARNDT et al. (2005), a presença humana e o tráfego de veículos afugentam os adultos da praia e inibem a atividade alimentar de adultos e larvas. Não se espera que o atropelamento humano mate diretamente os adultos, mas veículos na areia (mais abundantes em praias urbanizadas) certamente o fazem (KNISLEY, 2011). Além disso, embora os besouros-tigre adultos remanescentes possam acasalar e ovipositar, as larvas dificilmente podem prosperar no supralitoral impactado; por exemplo, a cobertura vegetal herbácea (mais baixa em praias altamente urbanizadas) é fundamental para a regulação térmica, proteção estabilidade dos sedimentos. Finalmente, os besouros-tigre costumam ter alta mortalidade durante o desenvolvimento, e apenas cerca de 5% de suas larvas atingem a fase adulta; esta porcentagem é provavelmente ainda mais baixa quando se enfrenta grande perturbação humana e possível fome (ARNDT; AYDIN; AYDIN, 2005).

Outras variáveis além do nível de urbanização também impuseram efeitos significativos na abundância de besouros-tigre e na comunidade de artrópodes. Dentre

elas, variáveis morfodinâmicas típicas exerceram efeitos individuais que corroboram as principais predições de hipóteses como “Hipótese da Aspereza do Habitat (HAH) e “Hipótese da Segurança do Habitat (HSH)” (DEFEO; GÓMEZ, 2005; DEFEO; MCLACHLAN, 2011); besouros-tigre foram mais abundantes nas praias refletivas (como setores da Praia de Farol de São Thomé) e em locais com inclinação mais acentuada da berma. Embora os besouros-tigres de praia forrageiem principalmente na zona de retenção e muito perto do espraçamento, eles são espécies terrestres com um longo estágio larval no supralitoral. Por exemplo, as larvas da espécie xx xx têm xxx de expectativa de vida, enquanto os adultos vivem apenas xxx meses (citar, Vitor). Portanto, o risco de inundação larval é provavelmente um fator muito mais importante do que a severidade do espraçamento, até porque os besouros-tigre adultos são extremamente móveis e capazes de voar rapidamente quando perturbados. Assim, é razoável que praias com dinâmicas que permitam a manutenção de bermas mais íngremes sejam mais favoráveis ao desenvolvimento de larvas.

Curiosamente, a resposta dos besouros-tigre ao nível de urbanização dependeu da morfodinâmica da praia, mas não como previsto pela “Hipótese da Aspereza Acumulada” (HAA) (COSTA *et al.*, 2022b). Como o besouro-tigre foi mais abundante em praias com bermas mais íngremes, a HAA prediz que nessas praias (geralmente refletivas) o efeito da perturbação humana (nível de urbanização como proxy) seria menos intenso do que em praias dissipativas e intermediárias. No entanto, verificou-se que tal efeito foi mais proeminente nos extremos morfodinâmicos dissipativos e refletivos, o que reforça os princípios de uma “espécie goldilock” (HENNIGE *et al.*, 2021). Em praias intermediárias, o risco de inundação de larvas enterradas no supralitoral não é tão alto quanto o esperado em praias dissipativas, e o gasto de energia dos adultos para escapar do espraçamento durante a alimentação pode não ser tão alto quanto em praias refletivas; assim, as praias intermediárias provavelmente seguem o princípio “nem muito, nem pouco, mas na medida certa” de uma “espécie goldilock”, tornando-se mais resistentes às perturbações humanas e corroborando a HAA.

Verificou-se que quanto mais fino e bem selecionado é o sedimento supralitoral, maior é a abundância de besouros-tigre. No entanto, isso não significa que a espécie se

desenvolva melhor em frações granulométricas menores. De fato, os menores tamanhos médios de grãos (até 3,7 phi) do supralitoral das praias estudadas contemplam a esperada condição ideal para oviposição (areia fina e média) (FENSTER; KNISLEY; REED, 2006; KNISLEY *et al.*, 1998). Se os grãos de areia forem muito finos, o sedimento é muito compacto e pode dificultar a oviposição; se a areia for muito grossa, as larvas terão dificuldade de construir e manter suas tocas. Essa interpretação também se encaixa nas premissas do princípio “goldilock”. Ressalta-se que os efeitos do tamanho médio dos grãos e do grau de seleção dos sedimentos no besouro-tigre não foram tão fortes quanto outras variáveis. Na verdade, observou-se efeito preponderante do tamanho médio do grão do supralitoral na comunidade de artrópodes. Em geral, a riqueza de morfoespécies e abundância foram maiores em praias com sedimentos mais grosseiros, sobretudo em Farol de São Thomé. Esses achados corroboram a HSH, que prediz que praias refletivas abrigam maior riqueza e abundância de invertebrados terrestres, provavelmente pela proteção que a maior inclinação fornece a inundação do supralitoral. Entretanto, outros fatores como disponibilidade de detritos arribados devem ser investigados como preditores mais consistentes da diversidade de artrópodes. Além disso, a identificação taxonômica mais apurada e medidas de diversidade funcional podem produzir novos padrões que serão investigados em estudos futuros.

A distância até a foz dos rios tem sido considerada um importante preditor dos padrões ecológicos das praias arenosas. Se por um lado os rios podem favorecer várias espécies ao transportarem matéria orgânica para as praias arenosas circundantes (COSTA *et al.*, 2022a), por outro, eles podem ter efeitos deletérios principalmente devido aos efeitos na salinidade e descarga de poluentes (LAURINO; TURRA, 2021; LERCARI; DEFEO, 2003). Aqui, verificou-se um efeito negativo para os besouros-tigre, que foram menos abundantes nas praias próximas aos rios. Existem espécies de besouros-tigre que habitam diferentes habitats, mas em geral, a maioria das espécies são especialistas do habitat. Besouros-tigre de sedimentos arenosos são especialmente sensíveis a mudanças nas características físico-químicas do habitat. Particularmente o besouro tigre *C. nivea* é típico de praias oceânicas e, portanto, provavelmente tem uma tolerância muito estreita a mudanças na salinidade. Mesmo uma leve instabilidade temporal da

salinidade e de quaisquer características físico-químicas de praias próximas a rios podem afetar processos metabólicos (como regulação térmica) que podem reduzir a sobrevivência dos adultos, comprometendo a reprodução e a produção larval. Curiosamente, o efeito da urbanização sobre os besouros-tigre tornou-se mais forte nas praias próximas aos rios, também corroborando que as populações de praia que sofrem múltiplas perturbações naturais e antrópicas agindo sinergicamente são menos resilientes (COSTA *et al.*, 2022b).

De maneira oposta, maior riqueza de morfoespécies foi encontrada em praias mais próximas a rios, o que pode ser preliminarmente explicado pela maior heterogeneidade de habitats e maior disponibilidade de matéria orgânica, sobretudo na forma de detritos arribados (GONÇALVES; MARQUES, 2011). A menor abundância de besouros-tigre, predador desses artrópodes, também pode favorecer o estabelecimento de mais espécies no supralitoral, caracterizando um efeito trófico descendente (TOMME; DEGRAER; VINCX, 2014).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em conclusão, a erosão costeira e o desenvolvimento urbano ameaçam a nidificação da tartaruga-cabeçuda em uma de suas áreas de reprodução mais importantes no Brasil. Consequentemente, a região possui várias armadilhas ecológicas que exigem dos tomadores de decisão a elaboração de planos de manejo e conservação urgentes. Recomenda-se fortemente a priorização da translocação de ninhos de áreas extremamente erodidas para áreas estáveis e de áreas urbanas para áreas pouco urbanas, como já tem ocorrido nesses 62 km de costa, que inclui praias do município de Campos dos Goytacazes.

Sugere-se também que a fauna residente seja contemplada nas ações de manejo e monitoramento das praias, especialmente o besouros-tigre que respondeu de maneira similar às tartarugas aos impactos da urbanização e da erosão costeira no norte do estado do Rio de Janeiro. A seleção de áreas prioritárias para conservação na região pode ser baseada na co-ocorrência de ninhos da tartaruga-cabeçuda e maior diversidade e insubstituibilidade da comunidade faunística do supralitoral; os

artrópodes do supralitoral das praias são tão dependentes da integridade do sistema praia-dunas quanto as tartarugas-marinhas. Portanto, as tartarugas-marinhas podem funcionar como espécies guarda-chuva na proteção da biodiversidade das praias arenosas. Para responder essa questão, medidas de diversidade taxonômica mais apuradas e de diversidade funcional ainda serão tomadas. A separação dos artrópodes apenas em morfoespécies não permitiu que a questão norteadora do projeto fosse plenamente respondida. O projeto segue em andamento e estudos futuros certamente esclarecerão se a tartaruga-cabeçuda pode ser tratada como uma espécie guarda-chuva dos artrópodes residentes de praias arenosas.

Finalmente, sugere-se à prefeitura a execução de parte dos recursos da secretaria de meio ambiente em projetos de educação ambiental e pesquisa científica. Embora o município tenha aderido ao Projeto Orla, deficiências em inúmeros indicadores têm sido constatadas, especialmente pela falta de fomento a projetos ambientais (DINIZ *et al.*, 2022). O Instituto Solar Brasil de Desenvolvimento Saúde e Pesquisa encontra-se à disposição para adaptar e executar o projeto “Praia com Vida” conforme demandas da prefeitura. Esse projeto tem contribuído significativamente com pesquisas em ecologia aplicada à conservação e educação ambiental no norte do estado do Rio de Janeiro.

REFERÊNCIAS

ALLEN, C. R.; FORYS, E. A.; RICE, K. G.; WOJCIK, D. P. Effects of fire ants (Hymenoptera: Formicidae) on hatching turtles and prevalence of fire ants on sea turtle nesting beaches in Florida. **Source: The Florida Entomologist**, v. 84, n. 2, p. 250–253, 2001.

ALMAR, R.; RANASINGHE, R.; BERGSMA, E. W. J.; DIAZ, H.; MELET, A.; PAPA, F.; VOUSDOKAS, M.; ATHANASIOU, P.; DADA, O.; ALMEIDA, L. P.; KESTENARE, E. A global analysis of extreme coastal water levels with implications for potential coastal overtopping. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, 1 dez. 2021.

ALVES, L. D.; BULHÕES, E. M. R.; DI BENEDITTO, A. P. M.; ZAPPES, C. A. Ethnoclimatology of artisanal fishermen: Interference in coastal fishing in southeastern Brazil. **Marine Policy**, v. 95, p. 69–76, 1 set. 2018.

ARNDT, E.; AYDIN, N.; AYDIN, G. Tourism impairs tiger beetles populations - a case study in a Mediterranean beach habitat. **Journal of Insect Conservation**, v. 9, p. 201–206, 2005.

BALTAZAR-SOARES, M.; KLEIN, J. D.; CORREIA, S. M.; REISCHIG, T.; TAXONERA, A.; ROQUE, S. M.; DOS PASSOS, L.; DURÃO, J.; LOMBA, J. P.; DINIS, H.; CAMERON, S. J. K.; STIEBENS, V. A.; EIZAGUIRRE, C. Distribution of genetic diversity reveals colonization patterns and philopatry of the loggerhead sea turtles across geographic scales. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 1 dez. 2020.

BARBOZA, C. A. de M.; MATTOS, G.; SOARES-GOMES, A.; ZALMON, I. R.; COSTA, L. L. Low densities of the ghost crab *Ocypode quadrata* related to large scale human modification of sandy shores. **Frontiers in Marine Science**, v. 8, p. 589542, 2021.

BJORNDAL, K. A.; MEYLAN, A. B.; TURNER, B. J. Sea turtles nesting at Melbourne Beach, Florida, 1. Size, growth and reproductive biology. **Biological Conservation**, v. 26, p. 65–77, 1983.

BOWEN, B.; AVISE, J. C.; RICHARDSON, J. I.; MEYLAN, A. B.; MARGARITOU LIS, D.;

HOPKINS MURPHY, S. R. Population structure of Loggerhead Turtles (*Caretta caretta*) in the Northwestern Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. **Conservation Biology**, v. 7, p. 834–844, 1993.

BULHÕES, E. M. R. Coastal erosion and coastal defense. Em: PEREZ-FILHO. **Proceedings of the II International Workshop of Quaternary Geomorphology: Geochronology of Fluvial and Coastal Environments**. [s.l.: s.n.]

CARO, T. **Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogates**. 2. ed. Washington, Covelo, London: Island Press, 2010. 394 p.

CHECON, H. H.; CORTE, G. N.; SHAH ESMAEILI, Y. M. L.; AMARAL, A. C. Z. Nestedness patterns and the role of morphodynamics and spatial distance on sandy beach fauna: Ecological hypotheses and conservation strategies. **Scientific Reports**, v. 8, p. 1–10, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-22158-3>>.

COLOMBINI, I.; FALLACI, M.; CHELAZZI, L. Ecology and trophic links of macroinvertebrates in a dune slack of a Mediterranean coastal ecosystem (Grosseto, Italy). **AIMS Environmental Science**, v. 4, n. 4, p. 562–584, 2017. Disponível em: <<http://www.aimspress.com/article/10.3934/environsci.2017.4.562>>.

COSTA, L. L.; CONSTANTINO, W. D.; DE AQUINO FERREIRA, K.; ZALMON, I. R.; SOARES-GOMES, A. Sandy beach ecology in the Anthropocene: Ghost shrimp (Crustacea: Callianassidae) as a study model. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 275, p. 107999, 2022a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2022.107999>>.

COSTA, L. L.; FANINI, L.; ZALMON, I. R.; DEFEO, O. Macroinvertebrates as indicators of human disturbances: A global review. **Ecological Indicators**, v. 118, p. 106764, 2020a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106764>>.

COSTA, L. L.; FANINI, L.; ZALMON, I. R.; DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. Cumulative stressors impact macrofauna differentially according to sandy beach type: A meta-analysis. **Journal of Environmental Management**, v. 307, p. 114594, 2022b.

COSTA, L. L.; MOTHÉ, N. A.; ZALMON, I. R. Light pollution and ghost crab road-kill on coastal habitats. **Regional Studies in Marine Science**, v. 39, p. 101457, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101457>>.

COSTA, L. L.; SECCO, H.; ARUEIRA, V. F.; ZALMON, I. R. Mortality of the Atlantic ghost crab *Ocyropsis quadrata* (Fabricius, 1787) due to vehicle traffic on sandy beaches: A road ecology approach. **Journal of Environmental Management**, v. 260, n. January, p. 110168, 2020b. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110168>>.

COSTA, L. L.; ZALMON, I. R. Sensitivity of macroinvertebrates to human impacts on sandy beaches: a study case with tiger beetles (Insecta, Cicindelidae). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 220, p. 142–151, 2019.

COSTA, L. L.; ZALMON, I. R. Macroinvertebrates as umbrella species on sandy beaches. **Biological Conservation**, v. 253, p. 108922, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108922>>.

DE LA ESPERANZA, O. A.; ARENAS MARTÍNEZ, A.; TZEK TUZ, M.; PÉREZ-COLLAZOS, E. Are anthropogenic factors affecting nesting habitat of sea turtles? The case of Kanzul beach, Riviera Maya-Tulum (Mexico). **Journal of Coastal Conservation**, v. 21, n. 1, p. 85–93, 1 fev. 2017.

DE VOS, D.; NEL, R.; SCHOEMAN, D.; HARRIS, L. R.; DU PREEZ, D. Effect of introduced Casuarina trees on the vulnerability of sea turtle nesting beaches to erosion. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 223, p. 147–158, 31 jul. 2019.

DEFEO, O.; GÓMEZ, J. Morphodynamics and habitat safety in sandy beaches: Life-history adaptations in a supralittoral amphipod. **Marine Ecology Progress Series**, v. 293, p. 143–153, 2005.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A. Coupling between macrofauna community structure and beach type: A deconstructive meta-analysis. **Marine Ecology Progress Series**, v. 433, n. July 2011, p. 29–41, 2011.

DEFEO, O.; MCLACHLAN, A.; ELLIOTT, M.; PITTMAN, J. Sandy beach social-ecological

systems at risk: Regime shifts, collapses and governance challenges. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 19, n. 10, p. 564–573, 2021.

DINIZ, L. L.; MACHADO, P. M.; LIMA, J. S.; COSTA, L. L.; DA COSTA, I. D.; ZALMON, I. R. Coastal Scenery Quality: A Management Tool for Sandy Beaches. **Journal of Environmental Assessment Policy and Management**, v. 24, n. 1, p. 2250024, 2022.

DUNKIN, L.; REIF, M.; ALTMAN, S.; SWANNACK, T. A spatially explicit, multi-criteria decision support model for loggerhead sea turtle nesting habitat suitability: A remote sensing-based approach. **Remote Sensing**, v. 8, n. 7, 1 jul. 2016.

FENSTER, M. S.; KNISLEY, C. B.; REED, C. T. Habitat Preference and the Effects of Beach Nourishment on the Federally Threatened Northeastern Beach Tiger Beetle, *Cicindela dorsalis dorsalis* : Western Shore , Chesapeake Bay, Virginia. **Journal of Coastal Research**, v. 5, n. 1998, p. 1133–1144, 2006.

FISH, M. R.; CÔTÉ, I. M.; HORROCKS, J. A.; MULLIGAN, B.; WATKINSON, A. R.; JONES, A. P. Construction setback regulations and sea-level rise: Mitigating sea turtle nesting beach loss. **Ocean and Coastal Management**, v. 51, n. 4, p. 330–341, 2008.

FLEISHMAN, E.; BLAIR, R. B.; MURPHY, D. D. Empirical validation of a method for umbrella species selection. **Ecological Applications**, v. 11, n. 5, p. 1489–1501, 2001.

FLEISHMAN, E.; MURPHY, D. D.; BRUSSARD, P. F. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. **Ecological Applications**, v. 10, n. 2, p. 569–579, 2000.

FUENTES, M. M. P. B.; LIMPUS, C. J.; HAMANN, M.; DAWSON, J. Potential impacts of projected sea-level rise on sea turtle rookeries. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 20, n. 2, p. 132–139, mar. 2010.

FUJISAKI, I.; LAMONT, M.; CARTHY, R. Temporal shift of sea turtle nest sites in an eroding barrier island beach. **Ocean and Coastal Management**, v. 155, p. 24–29, 1 abr. 2018.

GONÇALVES, S. C.; MARQUES, J. C. The effects of season and wrack subsidy on the community functioning of exposed sandy beaches. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 95, n. 1, p. 165–177, 2011.

HARRIS, L.; NEL, R.; HOLNESS, S.; SINK, K.; SCHOEMAN, D. Setting conservation targets for sandy beach ecosystems. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 150, p. 45–57, 2014.

HATASE, H.; OMUTA, K. Nest site selection in loggerhead sea turtles that use different foraging areas: do less fecund oceanic foragers nest at safer sites? **Journal of Zoology**, v. 305, n. 4, p. 232–239, 1 ago. 2018.

HENNIGE, S. J.; LARSSON, A. I.; OREJAS, C.; GORI, A.; DE CLIPPELE, L. H.; LEE, Y. C.; JIMENO, G.; GEORGOULAS, K.; KAMENOS, N. A.; ROBERTS, J. M. Using the Goldilocks Principle to model coral ecosystem engineering. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 288, n. 1956, 11 ago. 2021.

KELLY, I.; LEON, J. X.; GILBY, B. L.; OLDS, A. D.; SCHLACHER, T. A. Marine turtles are not fussy nesters: A novel test of small-scale nest site selection using structure from motion beach terrain information. **PeerJ**, v. 5, n. 1, p. 1–25, 2017.

KENNEDY, C. M.; OAKLEAF, J. R.; THEOBALD, D. M.; BARUCH-MORDO, S.; KIESECKER, J. Managing the middle: A shift in conservation priorities based on the global human modification gradient. **Global Change Biology**, v. 25, n. 3, p. 811–826, 2019.

KIKUKAWA, A.; KAMEZAKI, N.; OTA, H. Factors affecting nesting beach selection by loggerhead turtles (*Caretta caretta*): A multiple regression approach. **Journal of Zoology**, v. 249, p. 447–454, 1999.

KNISLEY, C. B. Anthropogenic disturbances and rare tiger beetle habitats: benefits, risks, and implications for conservation. **Terrestrial Arthropod Reviews**, v. 4, p. 41–61, 2011.

KNISLEY, C. B.; HILL, J. M.; SCHULZ, C. A. Distribution and Abundance of *Cicindela dorsalis dorsalis*, the Northeastern Beach Tiger Beetle, Along the Western Shoreline

of the Chesapeake Bay in Virginia. **Banisteria**, v. 12, n. 12, p. 23–29, 1998.

KNISLEY, C. B.; HILL, J. M.; SCHULZ, C. A.; FISH, U. S.; SERVICE, W.; OFFICE, V. F. Distribution and Abundance of *Cicindela dorsalis dorsalis*, the Northeastern Beach Tiger Beetle, Along the Western Shoreline of the Chesapeake Bay in Virginia. **Banisteria**, v. 12, p. 23–29, 1998.

LAMBECK, R. Focal species: a multiple-species umbrella for nature conservation. **Conservation biology**, v. 11, n. 4, p. 849–856, 1997.

LÄMMLE, L.; PEREZ FILHO, A.; DONADIO, C.; ARIENZO, M.; FERRARA, L.; SANTOS, C. de J.; SOUZA, A. O. Anthropogenic pressure on hydrographic basin and coastal erosion in the delta of Paraíba do Sul River, southeast Brazil. **Journal of Marine Science and Engineering**, v. 10, n. 11, p. 1585, 1 nov. 2022.

LAMONT, M. M.; HOUSER, C. Spatial distribution of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) emergences along a highly dynamic beach in the northern Gulf of Mexico. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 453, p. 98–107, abr. 2014.

LAURINO, I. R. A.; TURRA, A. The threat of freshwater input on sandy beaches: A small-scale approach to assess macrofaunal changes related to salinity reduction. **Marine Environmental Research**, v. 171, n. June, 2021.

LERCARI, D.; DEFEO, O. Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human induced environmental gradient. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 58, p. 17–24, 2003.

LOHMANN, K. J.; LOHMANN, C. M. F. There and back again: Natal homing by magnetic navigation in sea turtles and salmon. **Journal of Experimental Biology**, v. 222, p. 1–10, 1 fev. 2019.

LOHMANN, K. J.; LUSCHI, P.; HAYS, G. C. Goal navigation and island-finding in sea turtles. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 356, n. 1–2, p. 83–95, 3 mar. 2008.

LOPEZ, G. G.; SALIÉS, E. de C.; LARA, P. H.; TOGNIN, F.; MARCOVALDI, M. A.; SERAFINI, T. Z. Coastal development at sea turtles nesting ground: Efforts to establish a tool for supporting conservation and coastal management in northeastern Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 116, p. 270–276, 1 nov. 2015.

LUIJENDIJK, A.; HAGENAARS, G.; RANASINGHE, R.; BAART, F.; DONCHYTS, G.; AARNINKHOF, S. The State of the World's Beaches. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 6641, 1 dez. 2018.

MARCOVALDI, M.; CHALOUPKA, M. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: An encouraging outlook. **Endangered Species Research**, v. 3, n. October, p. 133–143, 2007. Disponível em: <<http://www.int-res.com/abstracts/esr/v3/n2/p133-143/>>.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Tendências hidrológicas da bacia do Rio Paraíba do Sul. **Revista brasileira de meteorologia**, v. 20, n. 2, p. 215–226, 2005.

MARTINS, S.; PATRÍCIO, R.; CLARKE, L. J.; DE SANTOS LOUREIRO, N.; MARCO, A. High variability in nest site selection in a loggerhead turtle rookery, in Boa Vista Island, Cabo Verde. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 556, p. 151798, 1 nov. 2022.

MAZARIS, A. D.; MATSINOS, G.; PANTIS, J. D. Evaluating the impacts of coastal squeeze on sea turtle nesting. **Ocean and Coastal Management**, v. 52, n. 2, p. 139–145, fev. 2009.

MAZARIS, A. D.; MATSINOS, Y. G.; MARGARITOULIS, D. Nest site selection of loggerhead sea turtles: The case of the island of Zakynthos, W Greece. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 336, n. 2, p. 157–162, 5 set. 2006.

MCLACHLAN, A.; DEFEO, O. **The Ecology of Sandy Shores**. 3. ed. Cambridge: Academic Press, 2018. 572 p.

MILLER, J. D.; LIMPUS, C. J.; GODFREY, M. H. Nest site selection, oviposition, eggs, development, hatching, and emergence of loggerhead turtles. Em: ALAN, B.; BLAIR, W. **Loggerhead Turtles**. 1. ed. [s.l.: s.n.]p. 125–143.

MILTON, S. L.; SCHULMAN, A. A.; LUTZ, P. L.; SCHULMANT, A. A.; LUTZT, P. L. The effect of beach nourishment with aragonite versus silicate sand on beach temperature and loggerhead sea turtle nesting success. **Journal of Coastal Research**, v. 13, n. 3, p. 904–915, 1997. Disponível em:

<<http://www.jstor.org><http://www.jstor.org/page/info/about/policies/terms.jsp>>.

MORAWITZ, D. F.; BLEWETT, T. M.; COHEN, A.; ALBERTI, M. Using NDVI to assess vegetative land cover change in Central Puget Sound. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 114, n. 1–3, p. 85–106, mar. 2006.

MUEHE, D.; SPERLE, M.; TESSLER, M. G.; SOUZA, S. R. Can the trapping of shoreface sand by mud layers induce coastal erosion? The example of the Paraíba do Sul River outlet, northern Rio de Janeiro state. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, p. 65–68, 2010.

NEL, R.; PUNT, A. E.; HUGHES, G. R. Are coastal protected areas always effective in achieving population recovery for nesting sea turtles? **PLoS ONE**, v. 8, n. 5, p. e63525, 3 maio 2013.

NEVES, R. A. F.; LOPES, A.; NAVEIRA, C.; RODRIGUES, N.; SILVEIRA, R. B.; GUIMARÃES, T.; FILARDI, F.; SANTOS, L. N. Socio-economic impacts of a maritime industrial development area (MIDA) model in Latin America: The case of the Açu Port-Industrial Complex. **WMU Journal of Maritime Affairs**, v. 21, n. 3, p. 351–368, 1 set. 2022.

OLIVEIRA, P. da C.; DI BENEDITTO, A. P. M.; BULHÕES, E. M. R.; ZAPPES, C. A. Artisanal fishery versus port activity in southern Brazil. **Ocean and Coastal Management**, v. 129, p. 49–57, 1 set. 2016.

PATINO-MARTINEZ, J.; DOS PASSOS, L.; AMADOR, R.; TEIXIDOR, A.; CARDOSO, S.; MARCO, A.; KOENEN, F.; DUTRA, A.; EIZAGUIRRE, C.; DIERICKX, E. G.; TIWARI, M.; SZÉKELY, T.; MORENO, R. Strategic nest site selection in one of the world's largest loggerhead turtle nesting colonies, on Maio Island, Cabo Verde. **Oryx**, v. 57, n. 2, p. 152–159, 1 mar. 2023.

PATRÍCIO, A. R.; VARELA, M. R.; BARBOSA, C.; BRODERICK, A. C.; CATRY, P.; HAWKES, L.

A.; REGALLA, A.; GODLEY, B. J. Climate change resilience of a globally important sea turtle nesting population. **Global Change Biology**, v. 25, n. 2, p. 522–535, 1 fev. 2019.

PEARSON, D.; CASSOLA, F. World-Wide Species Richness Patterns Of Tiger-Beetles (Coleoptera: Cicindelidae): Indicator Taxon For Biodiversity And Conservation Studies. **Conservation Biology**, v. 6, n. 3, p. 376–391, 1992.

PFALLER, J. B.; LIMPUS, C. J.; BJORNDAL, K. A. Nest-site selection in individual loggerhead turtles and consequences for doomed-egg relocation. **Conservation Biology**, v. 23, n. 1, p. 72–80, fev. 2009.

PIKE, D. A. The benefits of nest relocation extend far beyond recruitment: A rejoinder to Mrosovsky. **Environmental Management**, v. 41, n. 4, p. 461–464, abr. 2008.

PRICE, J. T.; DRYE, B.; DOMANGUE, R. J.; PALADINO, F. V. Exploring the role of artificial lighting in loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nest-site selection and hatchling disorientation. **Herpetological Conservation and Biology**, v. 13, n. 2, p. 415–422, 2018. Disponível em: <<http://www.franklincountyflorida.com>>.

REIS, E. C.; SOARES, L. S.; VARGAS, S. M.; SANTOS, F. R.; YOUNG, R. J.; BJORNDAL, K. A.; BOLTON, A. B.; LÔBO-HAJDU, G. Genetic composition, population structure and phylogeography of the loggerhead sea turtle: Colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. **Conservation Genetics**, v. 11, n. 4, p. 1467–1477, jun. 2010.

RIZKALLA, C. E.; SAVAGE, A. Impact of seawalls on loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) nesting and hatching success. **Journal of Coastal Research**, v. 27, n. 1, p. 166–173, dez. 2011.

RUMBOLD, D. G.; DAVIS, P. W.; PERRETTA, C. Estimating the effect of beach nourishment on *Caretta caretta* (Loggerhead Sea Turtle) nesting. **Restoration Ecology**, v. 9, n. 3, p. 304–310, 2001.

SERAFINI, T. Z.; GILLES LOPEZ, G.; LUÍS, P.; DA ROCHA, B. Nest site selection and hatching success of hawksbill and loggerhead sea turtles (Testudines, Cheloniidae) at Arembepe Beach, northeastern Brazil. **Phyllomedusa**, v. 8, n. 1, p. 3–17, 2009.

SIQUEIRA-SILVA, I. S.; ARANTES, M. O.; HACKRADT, C. W.; SCHIAVETTI, A. Environmental and anthropogenic factors affecting nesting site selection by sea turtles. **Marine Environmental Research**, v. 162, p. 105090, 1 dez. 2020.

SÖNMEZ, B.; KARAMAN, S.; TURKOZAN, O. Effect of predicted sea level rise scenarios on green turtle (*Chelonia mydas*) nesting. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 541, p. 151572, 1 ago. 2021.

SPANIER, M. J. Beach erosion and nest site selection by the leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) and implications for management practices at Playa Gandoca, Costa Rica. **Revista de Biologia Tropical**, v. 58, n. 4, p. 1237–1246, 2010.

STANLEY, T. R.; WHITE, J. M.; TEEL, S.; NICHOLAS, M. Brightness of the night sky affects loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtle hatchling misorientation but not nest site selection. **Frontiers in Marine Science**, v. 7, p. 221, 15 abr. 2020.

TOMME, J. Van; DEGRAER, S.; VINCX, M. Role of predation on sandy beaches : Predation pressure and prey selectivity estimated by laboratory experiments. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 451, p. 115–121, 2014.

TURKOZAN, O.; YAMAMOTO, K.; YILMAZ, C. Nest site preference and hatching success of green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtles at Akyatan Beach, Turkey. **Chelonian Conservation and Biology**, v. 10, n. 2, p. 270–275, dez. 2011.

VEELENURF, C. A.; SINCLAIR, E. M.; PALADINO, F. V.; HONARVAR, S. Predicting the impacts of sea level rise in sea turtle nesting habitat on Bioko Island, Equatorial Guinea. **PLoS ONE**, v. 15, n. 7, p. e0222251, 1 jul. 2020.

VOUSDOKAS, M. I.; RANASINGHE, R.; MENTASCHI, L.; PLOMARITIS, T. A.; ATHANASIOU, P.; LUIJENDIJK, A.; FEYEN, L. Sandy coastlines under threat of erosion. **Nature Climate Change**, v. 10, n. 3, p. 260–263, 1 mar. 2020.

WEISHAMPEL, Z. A.; CHENG, W. H.; WEISHAMPEL, J. F. Sea turtle nesting patterns in Florida vis à-vis satellite-derived measures of artificial lighting. **Remote Sensing in**

Ecology and Conservation, v. 2, n. 1, p. 59–72, 1 fev. 2016.

WETTERER, J. K.; WOOD, L. D.; JOHNSON, C.; KRAHE, H.; FITCHETT, S. Predaceous ants, beach replenishment, and nest placement by sea turtles. **Environmental Entomology**, v. 36, n. 5, p. 1084–1091, 2007. Disponível em: :
<<https://academic.oup.com/ee/article/36/5/1084/411658>>.

WILLIAMS, B. A.; WATSON, J. E. M.; BEYER, H. L.; KLEIN, C. J.; MONTGOMERY, J.; RUNTING, R. K.; ROBERSON, L. A.; HALPERN, B. S.; GRANTHAM, H. S.; KUEMPEL, C. D.; FRAZIER, M.; VENTER, O.; WENGER, A. Global rarity of intact coastal regions. **Conservation Biology**, v. 36, n. 4, 1 ago. 2022.

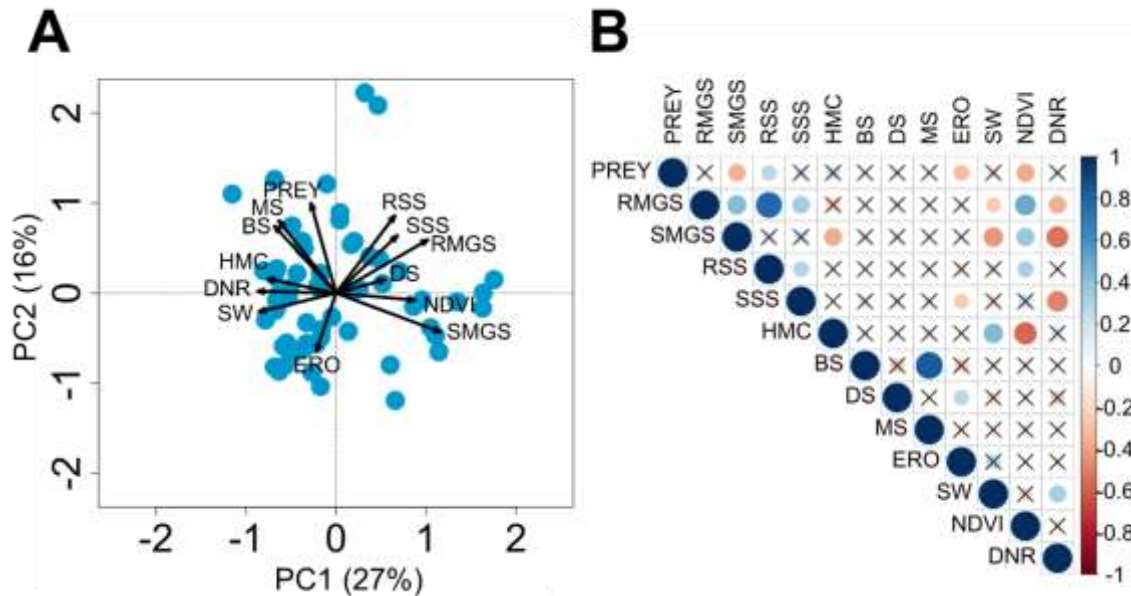
WITHERINGTON, B.; KUBILIS, P.; BROST, B.; MEYLAN, A. Decreasing annual nest counts in a globally important loggerhead sea turtle population. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 30–54, 2009.

WOOD, D. W.; BJORNDAL, K. A. Relation of temperature, moisture, salinity, and slope to nest site selection in loggerhead sea turtles. **Copeia**, v. 1, p. 119–128, 2000.

ZACHARIAS, M. A.; ROFF, J. C. Use of focal species in marine conservation and management: A review and critique. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 11, n. 1, p. 59–76, 2001.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 3–14, 2010.

APÊNDICES



Apêndice 1. PCA (A) e correlograma baseado na análise de correlação de Pearson (B) mostrando a relação entre as variáveis preditoras. DS= inclinação da base da duna; RSS= grau de seleção do sedimento da zona de retenção; SSS= grau de seleção do sedimento do supralitoral; BS= inclinação da berma; DNR= distância para o rio mais próximo; HMc= nível de urbanização; SMGS= tamanho médio do grão do supralitoral; NDVI= cobertura vegetal; RMGS= tamanho médio de grão da zona de retenção; PRESA= abundância de talitrídeos; ERO= taxas de erosão; SW = largura da praia.



Apêndice 2. Fotografias de filhotes de tartaruga cabeçuda atropeladas na orla de Farol de São Thomé.



Apêndice 3. As contagens de besouros-tigre da praia são baseadas no censo visual de indivíduos adultos que se alimentam na zona de retenção.