



INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE
CIÊNCIAS DA VIDA E DA NATUREZA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL

**EFEITOS DA DOMINÂNCIA DE *Crinum americanum* L. (Amaryllidaceae) SOBRE
AS COMUNIDADES DE DECÁPODOS (Crustacea: Decapoda) EM UM
ESTUÁRIO NEOTROPICAL**

VALENTINA GONZALEZ MORENO

Foz do Iguaçu
2026



INSTITUTO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIAS DA
VIDA E DA NATUREZA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM BIODIVERSIDADE NEOTROPICAL

**EFEITOS DA DOMINÂNCIA DE *Crinum americanum* L. (Amaryllidaceae) SOBRE AS
COMUNIDADES DE DECÁPODOS (Crustacea: Decapoda) EM UM ESTUÁRIO
NEOTROPICAL**

VALENTINA GONZALEZ MORENO

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação Biodiversidade Neotropical, do Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza, da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dra. Dalva Maria da Silva Matos
Coorientador: Prof. Dr. Wagner Antonio Chiba De Castro

Foz do Iguaçu
2026

VALENTINA GONZALEZ MORENO

**EFEITOS DA DOMINÂNCIA DE *Crinum americanum* L. (Amaryllidaceae) SOBRE AS
COMUNIDADES DE DECÁPODOS (Crustacea: Decapoda) EM UM ESTUÁRIO
NEOTROPICAL:**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical, do Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza, da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA

Dra. (Dalva Maria da Silva Matos)
Orientador
UNILA

Dra. (Kátia Aparecida Nunes Hiroki Gurgel)
(UFSCar)

Dra. (Ana Alice Aguiar Eleuterio)
UNILA

Foz do Iguaçu, 30 de julho de 2026.

Catálogo elaborado pelo Setor de Tratamento da Informação
Catálogo de Publicação na Fonte. UNILA - BIBLIOTECA LATINO-AMERICANA - CENTRAL

G643e

Gonzalez-Moreno, Valentina.

Efeitos da dominância de *Crinum americanum* L. (Amaryllidaceae) sobre as comunidades de decápodos (Crustacea: Decapoda) em um estuário neotropical / Valentina Gonzalez Moreno. - Foz do Iguaçu, 2026.
49 fls.: il.

Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Instituto Latino-Americano de Ciências da Vida e da Natureza,, Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical.

Orientador: Dalva Maria da Silva Matos.

Coorientador: Wagner Antonio Chiba De Castro.

1. Decápodes (Crustáceos). 2. Plantas aquáticas. 3. Estuários. 4. Estação Ecológica da Juréia-Itatins (SP). 5. Plantas exóticas. I. Matos, Dalva Maria da Silva. II. Castro, Wagner Antonio Chiba De. III. Título.

CDU 635.926

In memoriam: a mi Ángel, que no pudo esperar unos meses más para celebrar conmigo este logro; a mi bebé en el cielo; aquí está tu bióloga favorita, ahora con maestría.

AGRADECIMENTOS

Quero agradecer a Deus por me ter colocado no lugar certo, no momento certo.

À minha família, que tem sido todo o meu apoio neste processo: obrigada pelo amor incondicional. Em especial, à minha mãe Betty, pelo seu amor infinito; ao meu pai Abel e às minhas irmãs Tati e Ley, pelo apoio incondicional, por me acompanharem e por verem o mundo através dos meus olhos. Aos meus amigos na Colômbia, pela companhia e por se manterem presentes apesar da distância.

À minha orientadora, a professora Dalva, pelo apoio, pela confiança, por partilhar o seu conhecimento e por me acolher como uma filha na área da ecologia. Que privilégio ter aprendido e trabalhado lado a lado com ela. Ao meu coorientador, o professor Wagner, pelas suas contribuições e por partilhar o seu conhecimento comigo.

Aos colegas que conheci ao longo deste percurso, especialmente ao Harold, à Lina, à Angie e à Queita: que bom ter partilhado com vocês o caminho, as dificuldades e as conquistas deste processo profissional e migratório. A todos os colegas do Laboratório de Ecologia e Conservação, pelo apoio no campo e no laboratório, pelas experiências, pela troca de ideias e pelos bons momentos. Em especial, à Bia, pelo apoio, pelas risadas, pelo café, pelo cansaço e pelo stress no campo e no laboratório; obrigada por ter sido a primeira pessoa a acolher-me em São Carlos.

Ao Paulo, pelas suas contribuições, ensinamentos e apoio nos momentos difíceis.

Aos funcionários da Estação Ecológica Juréia Itatins pelo apoio administrativo, aos barqueiros Ilson e Helio, e monitores Valdecir e Caio, pela ajuda e aprendizado em campo.

Aos membros da banca da defesa, profa Katia e Profa Ana, pelos comentários e sugestões ao trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical da UNILA e aos professores pela formação; à bolsa PROBIU-UNILA pelo financiamento; e à FAPESP pelo apoio financeiro (processo n.º 2022/10981-8).

GONZALEZ-MORENO, Valentina. **Efeitos da dominância de *Crinum americanum* L. (Amaryllidaceae) sobre as comunidades de decápodes (Crustacea: Decapoda) em um estuário neotropical**. 2026. P. 49. Dissertação de mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2026.

RESUMO

Os estuários neotropicais abrigam comunidades diversas de macrófitas que atuam como engenheiras do ecossistema, mas os efeitos da dominância dessas plantas sobre os decápodes permanecem pouco estudados, especialmente na região neotropical. Este estudo avaliou o efeito da dominância de *Crinum americanum* L. sobre a estrutura das comunidades de decápodes no estuário Barra do Una do Prelado, em Juréia-Itatins, Brasil. Amostramos os decápodes por métodos ativos e passivos em transectos de 10 m, estabelecidos em oito áreas dominadas por *C. americanum* e oito com vegetação nativa, trimestralmente entre abril de 2025 e janeiro de 2026. Analisamos os dados com modelos lineares generalizados mistos e análises multivariadas, para avaliar o efeito da dominância de *C. americanum* na composição taxonômica, no tamanho, na proporção de sexo e na maturidade dos indivíduos, bem como nas características das tocas. *C. americanum* reduziu a densidade de tocas com uma queda de 68,5% em relação às áreas nativas ($\beta = -0,60 \pm 0,10$, $z = -6,28$, $p < 0,001$). Embora, a composição taxonômica não diferiu significativamente entre áreas (PERMANOVA: $p = 0,58$), os tamanhos e a proporção de sexos não evidenciaram efeitos associado à dominância de *C. americanum*. A proporção de indivíduos imaturos foi significativamente maior em áreas nativas (26,2% vs. 15,9%; $\chi^2 = 4,971$, $p = 0,026$), o que sugere que a estrutura física dos rizomas pode limitar o estabelecimento de indivíduos imaturos. De modo geral, uma explicação plausível é que a densa cobertura e as características estruturares da planta limita o espaço físico disponível para a escavação. Com sua biomassa subterrânea, *C. americanum* poderia modificar as características edáficas e a estrutura física do habitat, dificultando a construção de tocas, sem alterar a composição das comunidades nem a segregação por tamanho e sexo. Seus efeitos sobre o ecossistema poderiam, portanto, manifestar-se primeiro na disponibilidade de tocas do que na composição taxonômica do conjunto de decápodes.

Palavras-chave: Decápodes. *Crinum americanum*. Estuário. Juréia-Itatins. Plantas exóticas.

GONZALEZ-MORENO, Valentina. **Efectos de la dominancia de *Crinum americanum* L. (Amaryllidaceae) sobre las comunidades de decápodos (Crustacea: decapoda) en un estuario neotropical.** 2026. p. 49. Disertación de maestría del Programa de Postgrado en Biodiversidad Neotropical - Universidad Federal de la Integración Latinoamericana, Foz do Iguazú, 2026.

RESUMEN

Los estuarios neotropicales albergan comunidades diversas de macrófitas que actúan como ingenieras del ecosistema, pero los efectos de la dominancia de estas plantas sobre los decápodos permanecen poco estudiados, especialmente en la región neotropical. Este estudio evaluó el efecto de la dominancia de *Crinum americanum* L. sobre la estructura de las comunidades de decápodos en el estuario de Barra do Una do Prelado, en Juréia-Itatins, Brasil. Muestreamos los decápodos mediante métodos activos y pasivos en transectos de 10 m, establecidos en ocho áreas dominadas por *C. americanum* y ocho con vegetación nativa, trimestralmente entre abril de 2025 y enero de 2026. Analizamos los datos con modelos lineales generalizados mixtos y análisis multivariados, para evaluar el efecto de la dominancia de *C. americanum* en la composición taxonómica, el tamaño, la proporción de sexos y la madurez de los individuos, así como en las características de las madrigueras. *C. americanum* redujo la densidad de madrigueras, con una disminución del 68,5% en relación con las áreas nativas ($\beta = -0,60 \pm 0,10$, $z = -6,28$, $p < 0,001$). Aunque la composición taxonómica no difirió significativamente entre áreas (PERMANOVA: $p = 0,58$), y los tamaños y la proporción de sexos no evidenciaron efectos asociados a la dominancia de *C. americanum*, la proporción de individuos inmaduros fue significativamente mayor en áreas nativas (26,2% vs. 15,9%; $\chi^2 = 4,971$, $p = 0,026$), lo que sugiere que la estructura física de los rizomas puede limitar el establecimiento de individuos inmaduros. En general, una explicación plausible es que la densa cobertura y las características estructurales de la planta limitan el espacio físico disponible para la excavación. Con su biomasa subterránea, *C. americanum* podría modificar las características edáficas y la estructura física del hábitat, dificultando la construcción de madrigueras, sin alterar la composición de las comunidades ni la segregación por tamaño y sexo. Por lo tanto, sus efectos sobre el ecosistema podrían manifestarse primero en la disponibilidad de madrigueras que en la composición taxonómica del conjunto de decápodos.

Palabras clave: Decápodos. *Crinum americanum*. Estuario. Juréia-Itatins. Plantas exóticas.

GONZALEZ-MORENO, Valentina. **Effects of the dominance of *Crinum americanum* L. (Amaryllidaceae) on decapods (Crustacea: Decapoda) communities in a Neotropical estuary**. 2026. p. 49. Master's thesis of the Graduate Program in Neotropical Biodiversity - Federal University of Latin American Integration, Foz do Iguaçu, 2026.

ABSTRACT

Neotropical estuaries harbor diverse macrophyte communities that act as ecosystem engineers, yet the effects of these plants' dominance on decapods remain poorly studied, particularly in the Neotropics. This study assessed the effect of *Crinum americanum* L. dominance on the structure of decapod communities in the Barra do Una do Prelado estuary, in Juréia-Itatins, Brazil. We sampled decapods using active and passive methods along 10-m transects established in eight areas dominated by *C. americanum* and eight with native vegetation, quarterly between April 2025 and January 2026. We analyzed the data using generalized linear mixed models and multivariate analyses to assess the effect of *C. americanum* dominance on taxonomic composition, size, sex ratio and maturity of individuals, as well as on burrow characteristics. *C. americanum* reduced burrow density, with a 68.5% decrease relative to native areas ($\beta = -0.60 \pm 0.10$, $z = -6.28$, $p < 0.001$). Although taxonomic composition did not differ significantly between areas (PERMANOVA: $p = 0.58$), and size and sex ratio showed no effects associated with *C. americanum* dominance, the proportion of immature individuals was significantly higher in native areas (26.2% vs. 15.9%; $\chi^2 = 4.971$, $p = 0.026$), suggesting that the physical structure of the rhizomes may limit the establishment of immature individuals. Overall, a plausible explanation is that the dense cover and structural characteristics of the plant limit the physical space available for burrowing. With its belowground biomass, *C. americanum* may modify edaphic characteristics and the physical structure of the habitat, hindering burrow construction, without altering community composition or segregation by size and sex. Its effects on the ecosystem may therefore manifest first in burrow availability rather than in the taxonomic composition of the decapod assemblage.

Keywords: Decápodes. *Crinum americanum*. Estuary. Juréia-Itatins. Exotic plants.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1** Área de estudo no estuário Barra do Una do Prelado, localizado no (a) estado de São Paulo, com um requadro indicando a localização do (b) Mosaico de Unidades de Conservação Juréia-Itatins, que, por sua vez, destaca a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Barra do Una, onde se encontram (c) as áreas de amostragem estuarinos no rio Una. Os círculos brancos representam as áreas de amostragem localizados em vegetação nativa e os quadrados cinza, as áreas em vegetação dominada por *Crinum*. .19
- Figura 2** Média das porcentagens de cobertura das espécies registradas nas áreas de *Crinum* e de vegetação nativa, no estuário do Barra do Una. As barras brancas representam os valores correspondentes às zonas de vegetação nativa, e as barras cinza representam os valores correspondentes às zonas dominadas por *Crinum*. 24
- Figura 3** Abundância das espécies de decápodes registradas durante a amostragem, por área de amostragem no estuário Barra do Una do Prelado. As barras brancas representam os valores correspondentes às áreas de vegetação nativa, e as barras cinza representam os valores correspondentes às áreas dominadas por *Crinum*. 25
- Figura 4** Curva de rarefação e extrapolação do iNEXT com base no número de indivíduos para as comunidades de decápodes em áreas dominadas por *Crinum* (quadros cinza) e áreas de vegetação nativa (círculos pretos) no estuário Barra do Una. Rarefação (linha contínua) e extrapolação (linha tracejada). As áreas sombreadas representam o intervalo de confiança de 95%. 26
- Figura 5** Diversidade de Shannon (a), densidade de indivíduos (b), capturas por unidade de esforço (CPUE) com puçá (redes de mão) (c) e capturas por unidade de esforço (CPUE) com armadilhas tipo covo (d) por zona de amostragem no estuário Barra do Una do Prelado. As caixas brancas correspondem a zonas nativas e as cinzas, a zonas dominadas por *Crinum*; em ambos os casos, a linha central representa a mediana. As diferenças estatísticas entre os dois tipos de zonas foram avaliadas por meio do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney. 27
- Figura 6** Ordenação NMDS da composição da comunidade de decápodes nas duas áreas amostradas no estuário Barra do Una do Prelado. A proximidade entre as áreas indica semelhança na composição das espécies; a figura mostra o valor do estresse do modelo, os resultados da PERMANOVA e o R^2 29
- Figura 7** (a) Densidade de tocas de decápodes (tocas·m⁻²) nas áreas de vegetação nativa (caixas brancas) e nas áreas dominadas por *Crinum* (caixas cinzas) no estuário Barra do Una. As caixas indicam a mediana e o intervalo interquartilico. (b) Área de entrada das tocas de decápodes (mm², escala logarítmica) nas áreas de vegetação nativa e nas áreas

dominadas por *Crinum* no estuário Barra do Una. As caixas indicam a mediana e o intervalo interquartílico, e a área dos violinos representa a densidade de distribuição dos dados. Os violinos brancos correspondem às áreas nativas e os cinzas, às áreas de *Crinum*. 30

APÊNDICE

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura S1 Matriz de correlação entre a cobertura de <i>Crinum</i> e as variáveis ambientais medidas no estuário de Barra do Una, do Prelado. Foram incluídas como covariáveis do modelo apenas as variáveis que não apresentavam correlação entre si $ r > 0,7$ (salinidade (%), condutividade, temperatura do ar e umidade).....	47
Figura S2 Seleção, com base no AICc de modelos aninhados para as quatro variáveis de resposta relacionadas à abundância e diversidade da primeira hipótese de homogeneização taxonômica; (a) diversidade de Shannon, (b) densidade de decápodes em quadrantes, (c) CPUE com rede de mão e (d) CPUE com armadilhas. Representadas como $\Delta AICC$ em relação ao melhor modelo, com os pesos de Akaike (w) indicados ao final de cada barra. São comparados quatro modelos GLMM aninhados por resposta, todos com um bloco mensal fixo e um efeito aleatório no nível da área (1 ID Área): M0 (nulo), M1 (proporção de <i>Crinum</i> como variável explicativa), M2 (ambiente: salinidade, condutividade, temperatura do ar e umidade como covariáveis) e M3 (interação <i>Crinum</i> × ambiente). Apenas a densidade de decápodes por quadrante seleciona um efeito de <i>Crinum</i> , sendo M1 o melhor modelo ($w = 0,56$, em comparação com o modelo nulo com um $\Delta AICC = 0,40$); Shannon (M0, $w = 0,78$), a CPUE com puçá (M0, $w = 0,42$, com M2 praticamente empatado com um $\Delta AICC = 0,40$) e a CPUE com covo (M0, $w = 0,65$) são mais bem explicadas pelo modelo nulo. A linha tracejada marca um $\Delta AICC = 2$	48
Figura S3 A diversidade beta multissítio (Sørensen) foi dividida em seus componentes de substituição (βSIM) e de aninhamento (βSNE) para as áreas de espécies nativas e de <i>Crinum</i> . A substituição foi o fator dominante na diversidade beta total de ambas as áreas.	49

LISTA DE TABELAS

<u>Tabela S1</u> Referências utilizadas para inferir a maturidade morfológica das espécies de decápodes amostradas com base em medidas morfométricas.....	45
<u>Tabela S2</u> Resultados PCA morfométrica.	47

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CPUE	Captura por unidade de esforço de amostragem
GLMM	Modelos lineares generalizados misto
AICc	Critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas
NMDS	Análise de ordenação não métrica multidimensional
NMDS	Análise de ordenação não métrica multidimensional
PERMANOVA	Análise de Variância Multivariada Permutacional
PERMDISP	Análise Permutacional de Dispersão Multivariada
VIF	Fator de Inflação da Variância
PCA	Análise de Componentes Principais
IQR	Intervalo Interquartil
MUCJI	Mosaico de Unidades de Conservação Juréia-Itatins
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
ACFOR	A- Abundant (Abundante); C - Common (Comum); F - Frequent (Frecuente); O - Occasional (Ocasional); R - Rare (Rara)

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 MATERIAL E MÉTODOS	19
2.1 Áreas de estudo	19
2.2 Coleta de dados em campo	20
2.3 Análise de dados	21
3 RESULTADOS.....	24
3.1 Comunidade vegetal	24
3.2 Composição, diversidade e abundância da comunidade de decápodes	24
3.3 Densidade e tamanho das tocas	29
3.4 Distribuição por sexo e tamanhos por área	30
4 DISCUSSÃO	32
4.1 Composição, diversidade e abundância da comunidade de decápodes	32
4.2. Densidade e tamanho das tocas	34
4.3 Distribuição por sexo e tamanhos por área	35
5 CONCLUSÕES	37
6 REFERÊNCIAS	39
APÊNDICE	46

1 INTRODUÇÃO

Os estuários neotropicais são ecossistemas de transição com gradientes de salinidade e temperatura, variações nas cargas de nutrientes e características físico-químicas específicas (Christman et al., 2023; Hua et al., 2025). Essa heterogeneidade ambiental favorece a conectividade entre ambientes salinos e de água doce, proporciona uma variedade de habitats para espécies da fauna e da flora e promove interações complexas entre processos ecológicos (Barletta et al., 2023; Schulte Ostermann et al., 2021).

Nos estuários, as comunidades de macrófitas são estruturadas pelas flutuações nas características físico-químicas impulsionadas pela dinâmica hidrológica ao longo do continuum rio-oceano (Christman et al., 2023; Whitfield et al., 2012). Além, desempenham funções importantes ao atuarem como engenheiras dos ecossistemas, estabelecendo múltiplas interações com as comunidades de fauna aquática (Hu et al., 2023). As macrófitas estabilizam os sedimentos e protegem o litoral, proporcionando serviços ecossistêmicos de apoio e regulação essenciais nas áreas costeiras (Liao et al., 2020; Morkūnė et al., 2022; Schulte Ostermann et al., 2021).

O Brasil, o país com a maior riqueza de macrófitas do mundo (Murphy et al., 2019), abriga em seus estuários macrófitas exóticas que dominam a composição vegetal. Suas características funcionais (plasticidade fenotípica, crescimento denso e propagação vegetativa), combinadas com a tolerância à salinidade e a alta fecundidade, conferem-lhes vantagens competitivas que aumentam o risco de uma espécie exótica evoluir para invasora (Biswas et al., 2018; Christman et al., 2023; Hua et al., 2025; Kaushik et al., 2022).

Um exemplo disso é o *Crinum americanum* L. (Amaryllidaceae) (doravante referido como *Crinum*), uma espécie exótica no Brasil, cuja área de distribuição nativa se estende do sudeste dos Estados Unidos até o México e o Caribe ocidental (Plants of the World Online | Kew Science, s.d.). Em diversos estuários do Brasil, essa macrófita apresenta alta dominância (Vaske Júnior et al., 2021; Nunes & Camargo, 2018; Ribeiro et al., 2009; Takao et al., 2011), graças a características que representam vantagens competitivas em ambientes estuarinos como a resistência à salinidade, rápido crescimento, sementes grandes e produção de substâncias alelopáticas que afetam a germinação de outras plantas (Ribeiro et al., 2009, 2011; Takao et al., 2011).

Os decápodes constituem um grupo abundante e particularmente importante nos estuários. Esse grupo diversificado inclui caranguejos, camarões e lagostas,

que desempenham um papel fundamental na dinâmica trófica e influenciam as características dos sedimentos (Dolbeth et al., 2013; Lam-Gordillo et al., 2023; Liao et al., 2020; Nozarpour et al., 2023). Além disso, a composição e a abundância de suas comunidades podem refletir a complexidade e o estado do habitat que ocupam, razão pela qual são utilizados como bioindicadores em ecossistemas costeiros (Able & Hagan, 2000; Chen et al., 2020). No entanto, os estudos que avaliam o impacto da dominância de macrófitas exóticas nas comunidades de decápodes são escassos.

Uma busca bibliográfica nas bases de dados Scopus e Web of Science, utilizando termos relacionados a plantas exóticas/invasoras e crustáceos, até maio de 2025, encontrou apenas 20 artigos indexados que relatam mudanças ecológicas ou biológicas. A maioria descreve efeitos em nível de comunidade com a redução da abundância, densidade e biomassa, além de alterações na morfologia das tocas e no comportamento de forrageamento (Gonzalez-Moreno et al., 2026, dados não publicados). Esses efeitos são influenciados pelas mudanças na complexidade do habitat, pelas variações nas características físico-químicas e pela alta biomassa vegetal, resultante das plantas exóticas (Chen et al., 2009; Quan et al., 2011; Tang et al., 2012; Wang et al., 2015).

Em nível populacional, os estudos relatam reestruturação das populações, com alterações na presença e na abundância dos diferentes estágios de desenvolvimento dos decápodes em áreas invadidas em relação a áreas não invadidas, atribuídas à modificação do hábitat e à provisão de refúgio e de recursos alimentares (Jivoff & Able, 2003). A maior parte dessas pesquisas foi conduzida na Ásia, com espécies de plantas invasoras como *Sporobolus alterniflorus* (Loisel.) P. M. Peterson & Saarela (Poaceae) e o mangue *Sonneratia apetala* Banks (Lythraceae), que alteram a preferência de habitat e a qualidade dos recursos alimentares disponíveis para crustáceos. Em contraste, não foram encontrados estudos que abordassem os efeitos ecológicos e/ou biológicos das macrófitas exóticas sobre decápodes em estuários neotropicais.

No Brasil, os estudos sobre macrófitas exóticas em estuários são praticamente inexistentes, e as consequências do domínio de *Crinum* sobre as comunidades faunísticas desses ecossistemas permanecem desconhecidas. Essa lacuna de conhecimento é especialmente relevante, uma vez que os decápodes constituem um elo fundamental na cadeia trófica dos estuários e desempenham funções ecológicas importantes; além disso, representam uma fonte econômica para as comunidades locais que dependem da pesca artesanal.

Nesse contexto, este estudo testou três hipóteses. Primeiro, que a dominância de *Crinum* no estuário Barra do Una do Prelado (Juréia-Itatins, Brasil) reduz a

diversidade de decápodes e homogeneíza a composição taxonômica da comunidade. Segundo, que a alta densidade dessa macrófita reduz o espaço físico disponível para a escavação de tocas pelos caranguejos-violinistas, diminuindo sua densidade e a área da entrada da toca. Terceiro, que a densa cobertura de *Crinum* altera a estrutura do hábitat o suficiente para gerar diferenças no tamanho, na proporção de sexos e na maturidade dos indivíduos entre as áreas dominadas por *Crinum* e as de vegetação nativa. Este estudo constitui o primeiro relato dos efeitos de *C. americanum* sobre a densidade de tocas em um estuário neotropical.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo

O estudo foi realizado no estuário Barra do Una do Prelado, localizado no município de Peruíbe, no estado de São Paulo, Brasil (Figura 1a). O estuário está situado dentro da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Barra do Una, uma área protegida integrada ao Mosaico de Unidades de Conservação Juréia-Itatins (MUCJI) (Figura 1b). O rio Una do Prelado, de águas escuras, percorre aproximadamente 80 km desde sua nascente até sua foz na Barra do Una e recebe águas costeiras até 14 km rio acima durante as marés altas. A região apresenta clima tropical úmido, tipo Af segundo a classificação de Köppen-Geiger, com temperatura média anual de 21,1 °C e precipitação média anual entre 2.800 e 3.000 mm. A bacia hidrográfica é cercada por uma vegetação bem preservada, que inclui mata atlântica de encosta, mangue e vegetação de restinga (Mazzucca Da Gama et al., 2016; Moraes et al., 2008; Saulino et al.; 2026; Vaske Júnior et al., 2021).

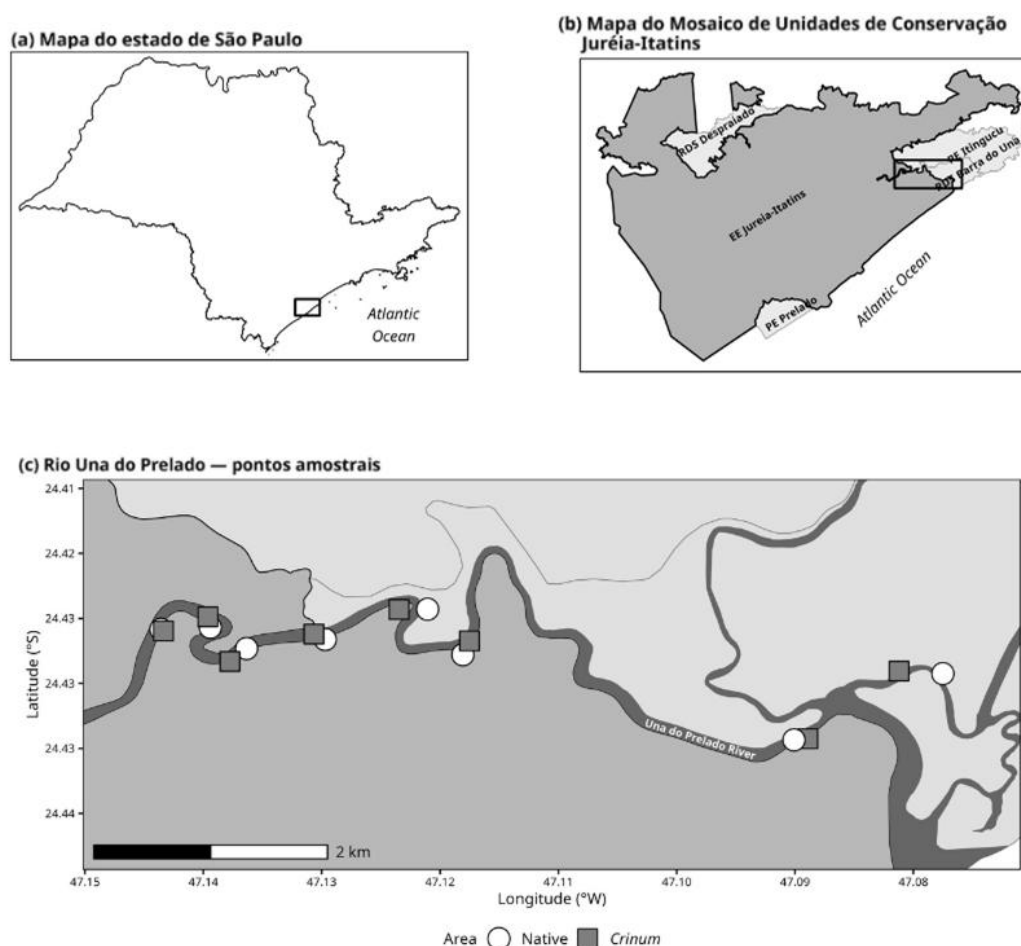


Figura 1 Área de estudo no estuário Barra do Una do Prelado, localizado no (a) estado de São Paulo, com um requadro indicando a localização do (b) Mosaico de Unidades de Conservação Juréia-Itatins, que, por sua vez, destaca a Reserva de Desenvolvimento Sustentável Barra do Una, onde se encontram (c) as áreas de amostragem estuarinos no rio Una. Os círculos brancos representam as áreas de amostragem localizados em vegetação nativa e os quadrados cinza, as áreas em vegetação dominada por *Crinum*.

2.2 Coleta de dados em campo

A coleta de dados ocorreu trimestralmente entre abril de 2025 e janeiro de 2026, em quatro campanhas, baixo autorização para atividades com finalidade científica junto ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) sob o número 96593. A salinidade influencia a zonação das macrófitas ao longo do estuário (Whitfield et al., 2012). Por isso, distribuímos os pontos de amostragem ao longo do gradiente estuarino até aproximadamente 12 km rio acima a partir Barra do Una, abrangendo ambas as margens do rio (Figura 1c).

Foram selecionadas oito áreas dominadas por *Crinum* e oito áreas com vegetação nativa como áreas de controle. Cada uma localizada em frente ao seu par correspondente na margem oposta, e pares consecutivos foram separados por pelo menos 1 km ao longo do rio. Definimos como área de *Crinum* aquela com cobertura superior a 75% da planta, e como área nativa aquela sem *Crinum*. Selecionamos os pontos de modo que o tipo de vegetação fosse a única diferença ambiental entre eles. Nenhuma variável ambiental medida diferiu entre as áreas (todos os testes com $p > 0,1$), o que indicou que o contraste entre as áreas não está confundido por fatores abióticos medidos.

Em cada campanha de amostragem, foram registradas variáveis ambientais com um medidor multiparâmetro (RE7-905/SL). Em cada área de amostragem, foi delimitado um transecto de 10 m de comprimento, disposto paralelamente à margem do rio, seguindo a metodologia de Hua et al. (2025). A cobertura das macrófitas presentes em cada transecto foi estimada de acordo com a escala de abundância ACFOR, seguindo Stiers et al. (2011): abundante (75–100%), comum (50–75%), frequente (25–50%), ocasional (5–25%) e rara (1–5%). A identificação taxonômica das macrófitas foi realizada com guias de campo e listas de espécies vegetais da área (Por, 2004).

Os decápodes estão distribuídos em uma ampla variedade de ambientes, dependendo das características ambientais e dos recursos utilizados por cada espécie. Por isso, para a captura dos indivíduos, foram empregados métodos ativos e passivos. Os métodos ativos incluíram a coleta manual em quatro quadrantes de 0,25 m² distribuídos aleatoriamente ao longo de cada transecto (Diez et al., 2011; Wang et al., 2015). Em cada quadrante, foram contadas as tocas, medidas a largura e o comprimento da entrada da toca e registrada a presença ou ausência de indivíduos. Além disso, para a captura de decápodes epibentônicos, foram utilizados puçás (aro de 40 cm de largura, 34,6 cm de profundidade da rede e malha de 10 mm), com as quais foram realizados movimentos ascendentes na margem do rio durante 30 minutos em cada área (Pereira Costa, 2010; Rocha & Cuéllar, 2019).

Os métodos passivos consistiram na instalação de armadilhas tipo covo (60 cm de comprimento total, 30 cm de diâmetro e malha de 15 mm) durante 48 horas. Os indivíduos detectados foram coletados manualmente (Pereira Costa, 2010) e suas medidas morfológicas foram registradas com o auxílio de um parquímetro ($\pm 0,1$ mm). O sexo foi determinado a partir do dimorfismo sexual; a classificação entre indivíduos maduros e imaturos foi realizada com base nas medidas morfométricas e nas características morfológicas diagnósticas da maturidade sexual relatadas na literatura específica de cada espécie, apresentadas na Tabela S1. Os espécimes do gênero *Callinectes* (siris) foram identificados taxonomicamente, medidos e fotografados, para depois serem soltos no mesmo local de captura; os demais organismos foram anestesiados e preservados em frascos plásticos rotulados com etanol a 70% (Cunha-Lignon et al., 2021).

Em laboratório, os espécimes foram identificados até o nível taxonômico mais detalhado possível, por meio do uso de chaves taxonômicas e literatura especializada (Fischer et al., 1995; Masunari et al., 2020; Nalesso, 2004; Oliveira-Rogeri et al., 2023; Ortiz, 2023; Pérez Farfante, 1988; Vera-Silva et al., 2017; Williams, 1971). A abundância de cada táxon foi expressa em termos de densidade por metro quadrado ($\text{ind} \cdot \text{m}^{-2}$), calculada a partir da contagem de indivíduos e tocas por quadrante ($\text{tocas} \cdot \text{m}^{-2}$). Para as capturas realizadas com puçás e covos, a abundância foi expressa por meio da captura por unidade de esforço de amostragem (CPUE), calculada como indivíduos por hora e indivíduos por armadilha por hora, respectivamente.

2.3 Análise de dados

Para caracterizar a vegetação de cada área de amostragem, calculou-se o índice de dominância de Simpson (D) a partir dos dados de cobertura de macrófitas. Para caracterizar a estrutura das comunidades de decápodes do estuário Barra do Una, calculou-se o índice de diversidade de Shannon (H') por evento de amostragem. Foram aplicados testes não paramétricos de Wilcoxon-Mann-Whitney para todas as variáveis de resposta, uma vez que as variáveis não atendiam aos pressupostos de normalidade. Todos os testes de hipóteses foram analisados com um nível de confiança de 95%.

Foram ajustados modelos lineares generalizados mistos (GLMM) com a cobertura de *Crinum* como variável explicativa, as áreas de amostragem como efeitos aleatórios para controlar a pseudorreplicação espacial e o mês como bloco fixo para controlar a pseudorreplicação temporal. As variáveis ambientais foram incorporadas como covariáveis para controlar seu efeito e as possíveis interações com a dominância de *Crinum* sobre as variáveis de resposta. Das oito variáveis ambientais candidatas, após descartar as colineares por meio da correlação de Spearman ($|r| > 0,7$), apenas a salinidade (%), a

condutividade, a temperatura do ar e a umidade foram utilizadas na análise, todas com VIF < 3,2 (Figura S1); foram descartados o pH, a salinidade em ppm e os sólidos dissolvidos devido à sua colinearidade com a salinidade, e a temperatura da água devido à sua colinearidade com a temperatura do ar. Nenhuma variável ambiental apresentou diferenças entre as áreas (Wilcoxon, todas $p > 0,1$), de modo que as áreas são ambientalmente comparáveis.

Para cada variável de resposta, foi ajustado um conjunto aninhado de quatro modelos (modelo nulo (M0); *Crinum* (M1); *Crinum* + variáveis ambientais (M2); *Crinum* na interação com variáveis ambientais (M3)), e utilizou-se o critério de Informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc) para selecionar o modelo mais parcimonioso para cada variável de resposta. O ajuste dos modelos selecionados foi verificado com resíduos escalonados simulados (DHARMA), e a família de erro para modelar cada variável de resposta foi escolhida comparando-se, por meio do AICc, as distribuições de Poisson, binomial negativa (nbinom1 e nbinom2), Poisson com zeros inflados (ZIP) e binomial negativa com zeros inflados (ZINB), utilizando o teste de Vuong como contraste adicional entre Poisson e ZIP.

Para avaliar o efeito da dominância de *Crinum* na composição taxonômica, foram utilizadas como variáveis de resposta: a diversidade de Shannon (H') modelada com distribuição gaussiana, a densidade de decápodes por quadrante que exigiu inflação de zeros (ZIP, peso AICc 0,78; Vuong $z = -3,29$, $p = 0,0005$) e as capturas por rede de mão e por armadilha foram modeladas separadamente, com distribuição binomial negativa. Foram calculadas curvas de rarefação e extrapolação com base no número de indivíduos (iNEXT) e índices de diversidade beta (partição do índice de Sørensen: substituição e aninhamento). Além disso, a composição taxonômica da comunidade de caranguejos foi analisada por meio de uma análise de ordenação não métrica multidimensional (NMDS, non-metric multidimensional scaling) baseada na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis das abundâncias, considerando as espécies que tiveram quatro ou mais ocorrências em todo o monitoramento ($n = 59$, 13 espécies). Aplicou-se um PERMANOVA com covariáveis ambientais para avaliar se existem diferenças estatisticamente significativas na composição entre as áreas e qual é o quanto da variação aportam as variáveis ambientais medidas, e a homogeneidade da dispersão multivariada foi verificada com o PERMDISP.

Para avaliar o efeito de dominância de *Crinum* sobre a disponibilidade de espaço físico, foram utilizadas como variáveis de resposta a densidade de tocas, modelada com distribuição binomial negativa, e a área de entrada da toca, calculada de acordo com Hua et al. 2025 e modelada com distribuição gama. Por fim, para avaliar as diferenças na

segregação por tamanho e sexo por área, foram ajustados modelos GLMM com a mesma estrutura descrita acima para o sexo e o estágio, modelados com distribuição binomial; e construiu-se um indicador de tamanho por meio de uma análise de componentes principais (PCA) sobre as sete medidas dos decápodes (largura do 4º e do 5º somito, comprimento do abdômen, altura e comprimento do quelípode, largura e comprimento da carapaça), adotando-se o PC1 como variável de tamanho por ter ultrapassado o limiar de 60%. O primeiro componente explicou 86,3% da variabilidade, com todas as cargas positivas e de magnitude semelhante (0,345 a 0,401; lideradas pelo comprimento do abdômen, 0,401, e pela largura da carapaça, 0,396), o que o identifica como um eixo isométrico de tamanho (Tabela S2). Nos camarões, o tamanho foi definido como o comprimento total, a métrica padrão no grupo. O tamanho foi modelado com distribuição gaussiana. A razão entre os sexos e a proporção de juvenis foram adicionalmente testadas com testes de χ^2 .

Os testes de Wilcoxon-Mann-Whitney e χ^2 são apresentados como descrição univariada das distribuições; a inferência sobre o efeito da dominância de *Crinum* baseia-se exclusivamente nos GLMM, que incorporam a estrutura espacial e temporal do delineamento. Todas as análises foram realizadas no R versão 4.5.0 (R Core Team, 2025), com os pacotes vegan (Oksanen et al., 2025), iNEXT (Hsieh et al., 2016), betapart (Baselga, 2010), glmmTMB (Brooks et al., 2017), DHARMA (Hartig, 2026), MuMIn (Bartoń, 2026) e pscl (Jackman, 2024).

3 RESULTADOS

3.1 Comunidade vegetal

No estuário Barra do Una, do Prelado, foram identificadas seis espécies de plantas, incluindo o *Crinum* como espécie exótica. Entre as espécies nativas do estuário, destacam-se a presença da samambaia *Acrostichum aureum* L. (Pteridaceae), as espécies arbóreas *Hibiscus tiliaceus* L. (Malvaceae) e *Annona glabra* L. (Annonaceae), e duas espécies de mangue: *Laguncularia racemosa* (L.) C.F. Gaertn. (Combretaceae) e *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae). Nas áreas de *Crinum*, a espécie com maior média de cobertura, além de *Crinum* (média de $81,25\% \pm 8,76$), foi a *L. racemosa*, que registrou uma média de cobertura de $9,38\% \pm 10,84$ (Figura 2). A espécie com menor média de cobertura foi *A. aureum*, com $0,63\% \pm 1,77$. Nas áreas nativas, *L. racemosa* e *H. tiliaceus* foram as espécies com maior cobertura média, com $37,50\% \pm 25,49$ e $23,50\% \pm 31,73$, respectivamente; a espécie com menor cobertura foi *A. glabra*, com $0,63\% \pm 1,77$, que não estava presente nas áreas de *Crinum*. Esses resultados refletem a dominância de *Crinum* nas áreas em que está presente dentro do estuário, com uma média do índice de dominância de Simpson (D) de $0,72 \pm 0,10$, enquanto nas áreas com vegetação nativa a média do índice de dominância de Simpson foi de $0,58 \pm 0,20$, refletindo comunidades com alta cobertura de mangue, particularmente *L. racemosa*.

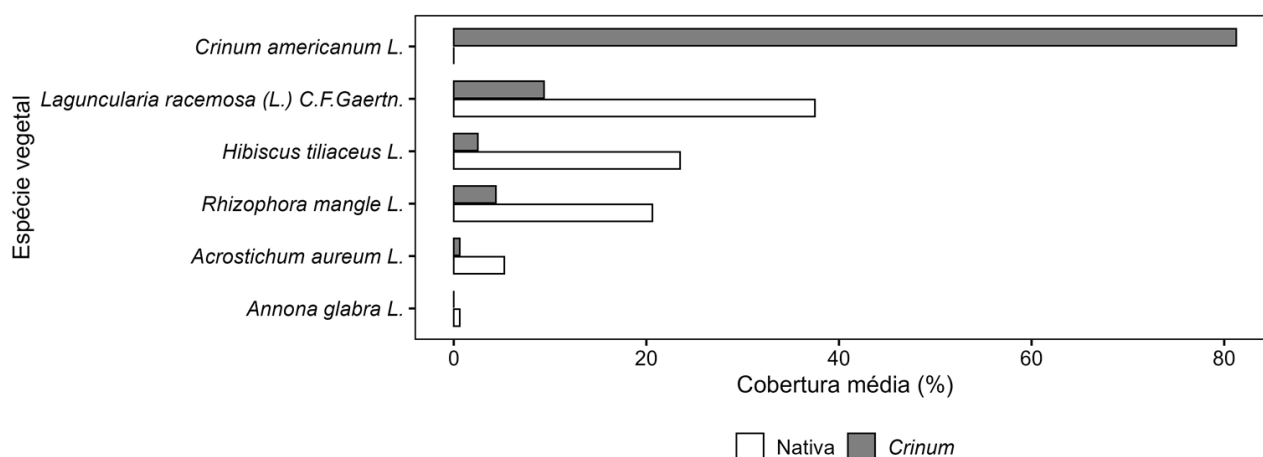


Figura 2 Média das porcentagens de cobertura das espécies registradas nas áreas de *Crinum* e de vegetação nativa, no estuário do Barra do Una. As barras brancas representam os valores correspondentes às zonas de vegetação nativa, e as barras cinza representam os valores correspondentes às zonas dominadas por *Crinum*.

3.2 Composição, diversidade e abundância da comunidade de decápodes

A amostragem permitiu a captura de 362 indivíduos no total, pertencentes a 20 táxons: 15 morfoespécies da infraordem Brachyura (caranguejos), quatro morfoespécies da infraordem Caridea (camarões) e uma morfoespécie da infraordem

Dendrobranchiata (camarão). *Minuca mordax* (Smith, 1870) foi a espécie mais abundante em todo o monitoramento, com 74 indivíduos capturados, seguida por *Palaemon pandaliformis* (Stimpson, 1871), com 57 indivíduos, e *Callinectes ornatus* (Ordway, 1863), com 43 indivíduos. No estuário Barra do Una, foram identificadas *Leptuca* cf. *cumulanta* (Crane, 1943), *Leptuca* spp. e *Penaeus* (*Farfantepenaeus*) *paulensis* (Pérez Farfante, 1967), com um indivíduo de cada morfoespécie, encontradas apenas em áreas de *Crinum* e *Panopeus rugosus* (A. Milne-Edwards, 1880), encontrada apenas na área nativa (Figura 3).

As espécies com maior número de capturas nas áreas nativas foram *M. mordax* (n = 46), *P. pandaliformis* (n = 20) e *C. ornatus* (n = 20), com predominância de espécies de caranguejos-violinistas do gênero *Minuca*. Já nas áreas dominadas por *Crinum*, as espécies de camarões e siris apresentaram maior abundância relativa, sendo *P. pandaliformis* (n = 37) a espécie mais representativa, seguida por *Macrobrachium jelskii* (Miers, 1877) (n = 25) (Figura 3).

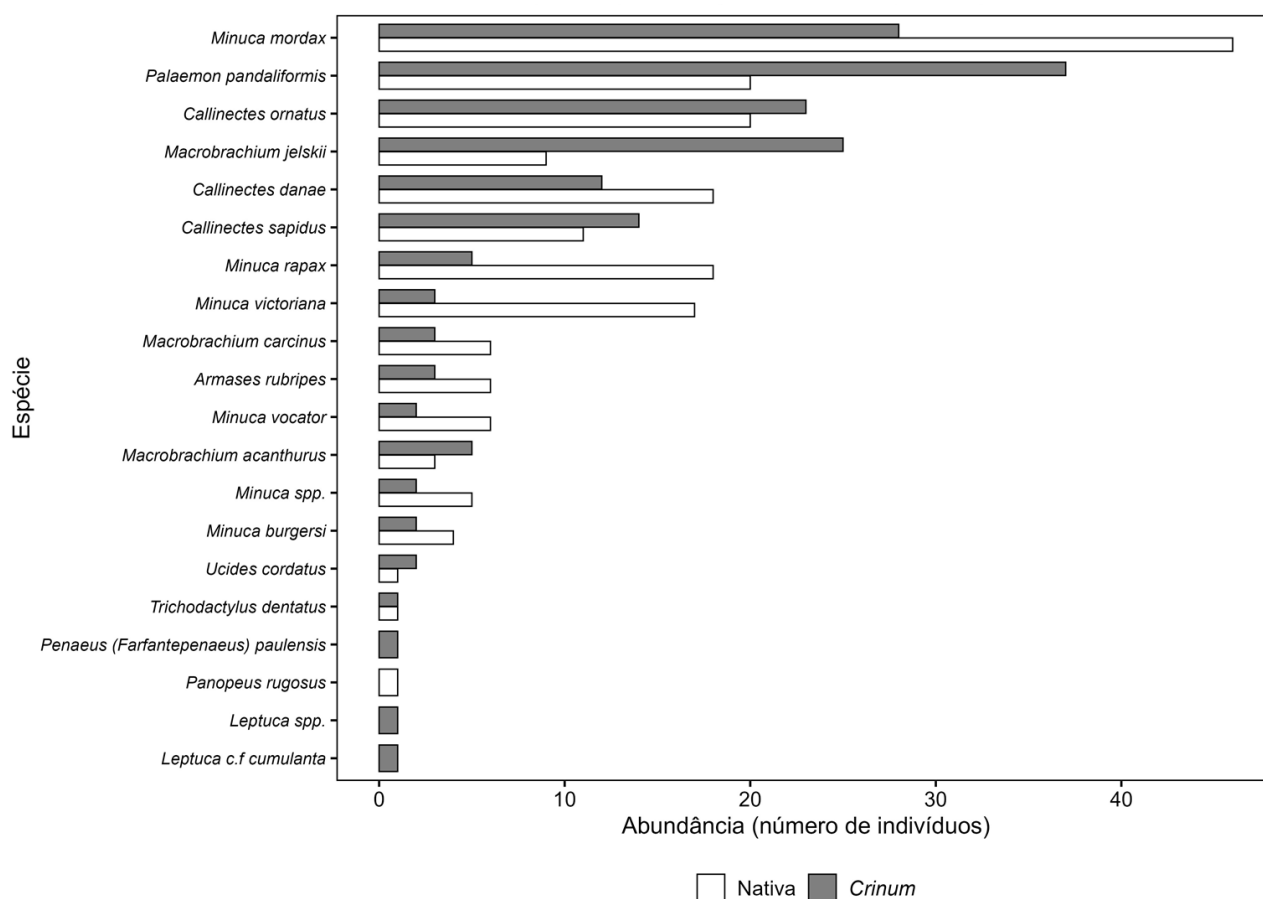


Figura 3 Abundância das espécies de decápodes registradas durante a amostragem, por área de amostragem no estuário Barra do Una do Prelado. As barras brancas representam os valores correspondentes às áreas de vegetação nativa, e as barras cinza representam os valores correspondentes às áreas dominadas por *Crinum*.

A amostragem foi suficiente para representar a riqueza real da comunidade no estuário, ambas curvas de rarefação-extrapolação passam de 85% de cobertura de amostra (Figura 4). A riqueza (S) observada foi maior em áreas de *Crinum* ($S = 19$), em comparação com as áreas nativas ($S = 17$). No entanto, os intervalos de confiança das curvas extrapoladas se sobrepõem (Nativa 20,0 [IC 95% 17–27], *Crinum* 21,0 [19–31]), de modo que, em termos de riqueza, não há uma diferença clara entre as áreas (Figura 4). De forma consistente, a diversidade de Shannon teve uma redução de apenas 4,5% nas áreas de *Crinum* (mediana = 0,79, IQR = 0,70 unt; Figura 5a), em relação às áreas nativas (mediana = 0,81, IQR = 0,43 unt; Figura 5a). Essa diferença não foi estatisticamente significativa ($p = 0,72$). A modelagem confirmou esse padrão: *Crinum* apresentou efeito negativo não significativo sobre a diversidade de Shannon ($\beta = -0,07 \pm 0,17$, $z = -0,40$, $p = 0,70$), e a seleção por AICc apontou o modelo nulo como o mais parcimonioso (AICc = 94,38, peso = 0,77; Figura S2a), indicando que nenhuma das variáveis consideradas — incluindo a dominância de *C. americanum* — estrutura a diversidade de decápodes no estuário.

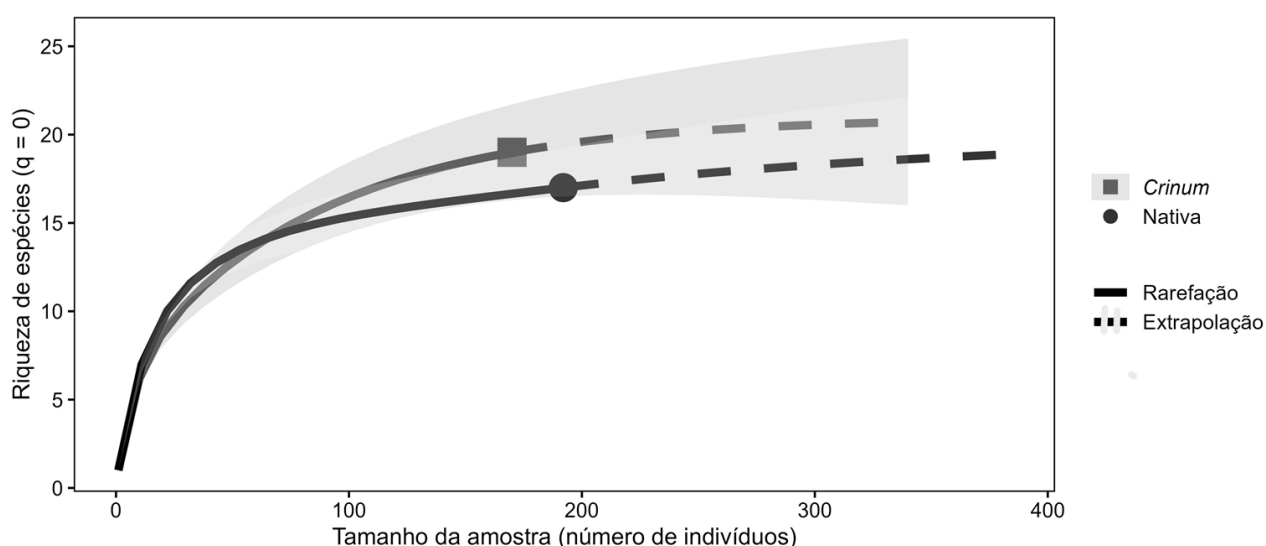


Figura 4 Curva de rarefação e extrapolção do iNEXT com base no número de indivíduos para as comunidades de decápodes em áreas dominadas por *Crinum* (quadrados cinza) e áreas de vegetação nativa (círculos pretos) no estuário Barra do Una. Rarefação (linha contínua) e extrapolção (linha tracejada). As áreas sombreadas representam o intervalo de confiança de 95%.

A densidade de indivíduos foi menor nas áreas dominadas por *Crinum* do que nas áreas nativas, embora ambas apresentassem valores baixos. Nas áreas de *Crinum*, a densidade mediana foi de $0,00 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$ (IQR = 2), enquanto nas áreas nativas foi de $2,00 \text{ ind} \cdot \text{m}^{-2}$ (IQR = 5,25; Figura 5b). Essa diferença correspondeu a uma redução de 59% na densidade esperada de indivíduos nos quadrantes. No entanto, o teste de Wilcoxon não detectou diferenças estatisticamente significativas entre as áreas ($p = 0,32$). A análise

de modelos identificou um efeito negativo marginal da dominância de *Crinum* ($\beta = -0,95 \pm 0,48$, $z = -1,93$, $p = 0,054$). Esse resultado foi consistente com a seleção de modelos por AICc, que indicou apenas a cobertura de *Crinum* como melhor preditor da densidade de indivíduos nos quadrantes (AICc = 249,34, peso AICc = 0,56; Figura S2b).

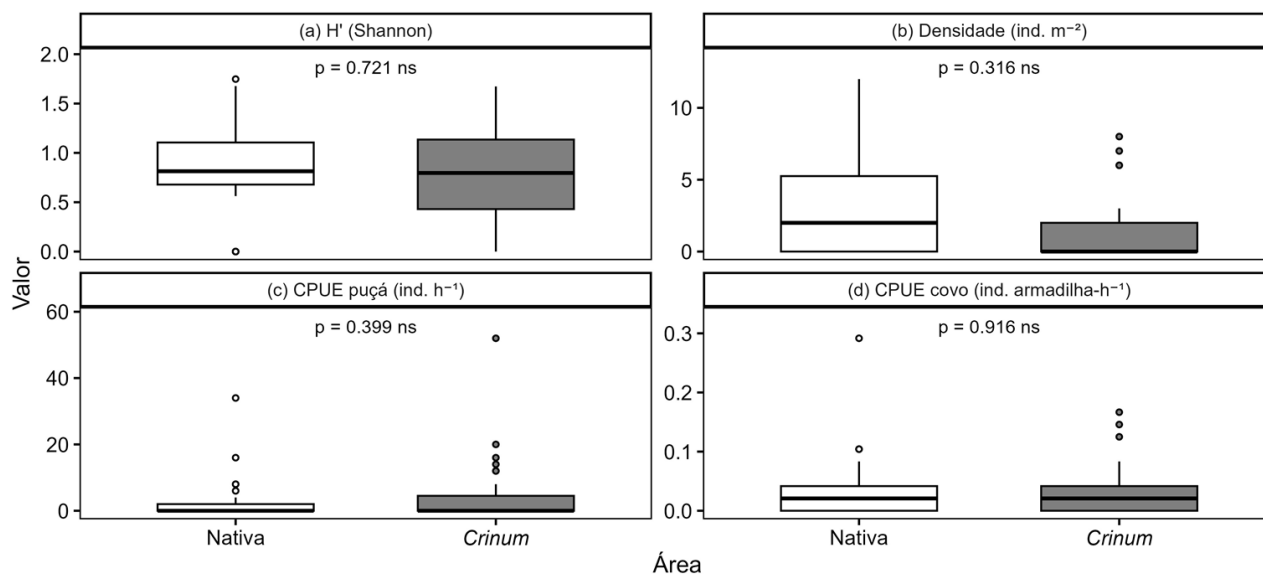


Figura 5 Diversidade de Shannon (a), densidade de indivíduos (b), capturas por unidade de esforço (CPUE) com puçá (redes de mão) (c) e capturas por unidade de esforço (CPUE) com armadilhas tipo covos (d) por zona de amostragem no estuário Barra do Una do Prelado. As caixas brancas correspondem a zonas nativas e as cinzas, a zonas dominadas por *Crinum*; em ambos os casos, a linha central representa a mediana. As diferenças estatísticas entre os dois tipos de zonas foram avaliadas por meio do teste de Wilcoxon-Mann-Whitney.

A captura de decápodes bentônicos foi baixa durante todo o monitoramento, tanto com puçás ($3,84 \text{ indivíduos} \cdot \text{homem}^{-1} \cdot \text{hora}^{-1}$) quanto com covos ($0,0332 \text{ indivíduos} \cdot \text{armadilha}^{-1} \cdot \text{hora}^{-1}$). Não foram detectadas diferenças entre áreas para nenhuma das artes de coleta (Puçás $p = 0,40$; Covos $p = 0,92$). Com puçás, a captura mediana foi de $0,00 \text{ indivíduos} \cdot \text{homem}^{-1} \cdot \text{hora}^{-1}$ nas áreas nativas (IQR = 4,50) e nas áreas de *Crinum* (IQR = 2,00; Figura 5c). Com covos, a captura mediana foi de $0,02 \text{ indivíduos} \cdot \text{armadilha}^{-1} \cdot \text{hora}^{-1}$ em ambas as áreas (IQR = 0,04; Figura 5d). Da mesma forma, os modelos não detectaram efeito significativo da cobertura de *Crinum* sobre a captura de decápodes, seja com puçás ($\beta = 0,40 \pm 0,50$, $z = 0,80$, $p = 0,42$) ou com covos ($\beta = -0,01 \pm 0,52$, $z = -0,02$, $p = 0,98$). Confirmado pelo modelo nulo que apresentou o melhor ajuste para ambas as artes de coleta: puçás (AICc = 190,00; peso de AICc = 0,42; Figura S2c) e covos (AICc = 224,36; peso de AICc = 0,65; Figura S2d). Portanto, nenhuma das variáveis contempladas na análise explica a abundância de captura dos decápodes bentônicos.

A decomposição da diversidade beta foi semelhante entre as áreas nativas ($\beta.SOR = 0,73$) e as áreas de *Crinum* ($\beta.SOR = 0,77$). Em ambas as áreas de vegetação, essa diversidade foi determinada principalmente pela substituição de espécies. Nas áreas nativas a substituição correspondeu a 84,70% da diversidade beta ($\beta.SIM = 0,62$) e nas áreas de *Crinum*, correspondeu a 89,40% ($\beta.SIM = 0,69$; Figura S3). O componente de aninhamento foi baixo e ligeiramente menor nas áreas de *Crinum* ($\beta.SNE = 0,08$) em comparação com as áreas nativas ($\beta.SNE = 0,11$).

A composição taxonômica da comunidade de decápodes no estuário não diferiu entre áreas (stress = 0,14; PERMANOVA $p = 0,58$; Figura 6). Essa ausência de diferença não foi explicada por uma maior dispersão dentro de um dos grupos, pois a dispersão multivariada foi semelhante entre áreas (distância média ao centroide: nativa = 0,578, *Crinum* = 0,598; betadisper, $F = 0,599$, $p = 0,442$). Assim, as comunidades apresentaram composição taxonômica semelhante, e as diferenças observadas entre os locais decorreram principalmente da substituição de espécies, e não de um padrão de aninhamento.

Por fim, a dominância de *C. americanum* explicou apenas 1,20% da variação na composição da comunidade. Portanto, não houve evidências de que a dominância de *Crinum* tenha homogeneizado a diversidade taxonômica dos decápodes no estuário. As variáveis ambientais explicaram, em conjunto, 21,56% da variação. Entre elas, apenas a salinidade apresentou efeito significativo (PERMANOVA $p=0,0001$) e explicou 16,58% da composição da comunidade. Os demais fatores do modelo não apresentaram efeitos detectáveis. A variação residual correspondeu a 76,93% da variação total, indicando que a maior parte da composição da comunidade não foi explicada pelas variáveis avaliadas. A ausência de efeito sobre a composição contrasta com o que se observa quando se olha para a densidade de tocas, apresentada a seguir.

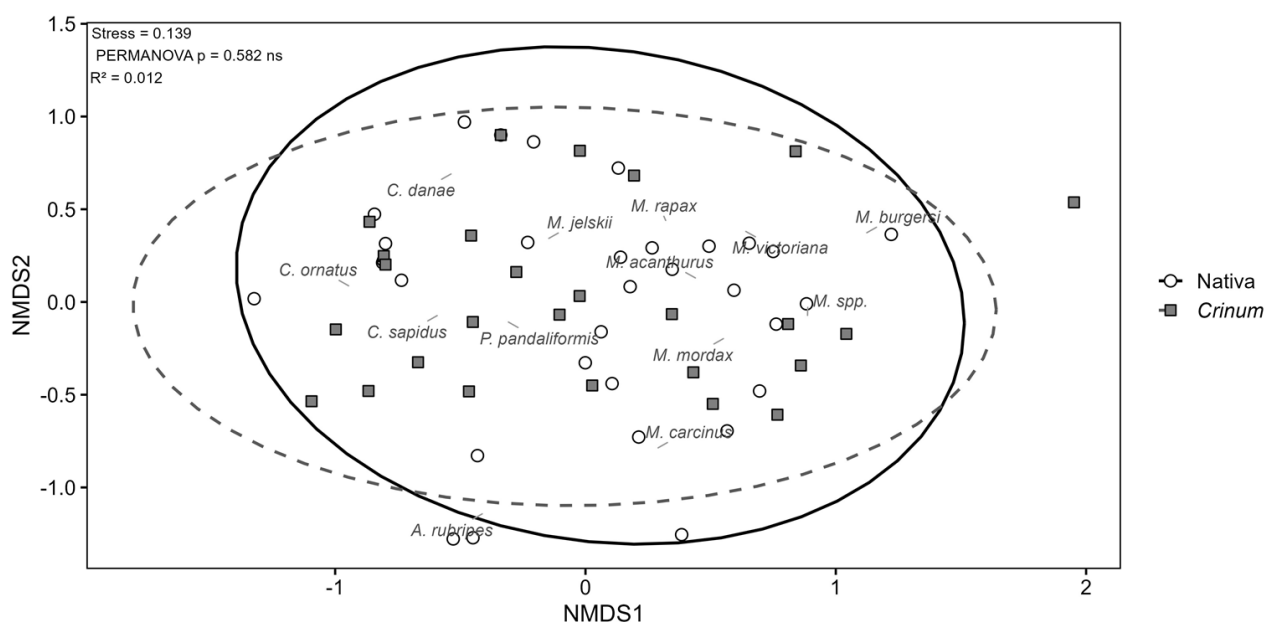


Figura 6 Ordenação NMDS da composição da comunidade de decápodes nas duas áreas amostradas no estuário Barra do Una do Prelado. A proximidade entre as áreas indica semelhança na composição das espécies; a figura mostra o valor do estresse do modelo, os resultados da PERMANOVA e o R^2 .

3.3 Densidade e tamanho das tocas

A densidade de tocas foi a variável com o efeito mais forte e consistente entre as áreas. Nas áreas nativas, a mediana da densidade de tocas foi de 81,50, IQR = 37,25 tocas m^{-2} , em comparação com as áreas dominadas por *Crinum*, que registraram uma mediana de 37,50, IQR = 56,25 tocas m^{-2} ($p = 0,00016$; Figura 7a). A dominância de *Crinum* teve um efeito negativo significativo sobre a densidade de tocas ($\beta = -0,60 \pm 0,10$, $z = -6,28$, $p < 0,001$), reduzindo a densidade de tocas em 68,5% em relação à vegetação nativa. A modelagem incluiu a cobertura de *Crinum* como único preditor significativo (AICc = 624,30, peso AICc = 0,95) da densidade de tocas.

A área de abertura das tocas não acompanhou esse padrão. A mediana foi menor nas áreas nativas (37,70 mm^2 ; IQR = 135,54) do que nas áreas de *Crinum* (68,61 mm^2 ; IQR = 189,47; Figura 7b), sem diferença significativa ($p = 0,97$). A cobertura de *Crinum*, isoladamente, não teve efeito sobre essa variável ($\beta = 0,004 \pm 0,10$; $z = 0,03$; $p = 0,97$). O modelo selecionado pelo AICc (M3: AICc = 44.721,74; peso = 1) indicou que a abertura das tocas responde à interação entre *Crinum* e as condições ambientais, e não à cobertura em si. Sendo um efeito negativo na interação de *Crinum* com a salinidade ($\beta = -0,57 \pm 0,19$; $z = -2,95$; $p = 0,003$), e positivo com a condutividade ($\beta = 0,78 \pm 0,17$; $z = 4,51$; $p < 0,001$) e com a temperatura do ar ($\beta = 0,17 \pm 0,04$; $z = 3,98$; $p < 0,001$). Com isso, o *Crinum* reduz a densidade de tocas dos caranguejos-violinistas, mas não reduz a área de abertura das tocas, corroborando parcialmente a segunda hipótese

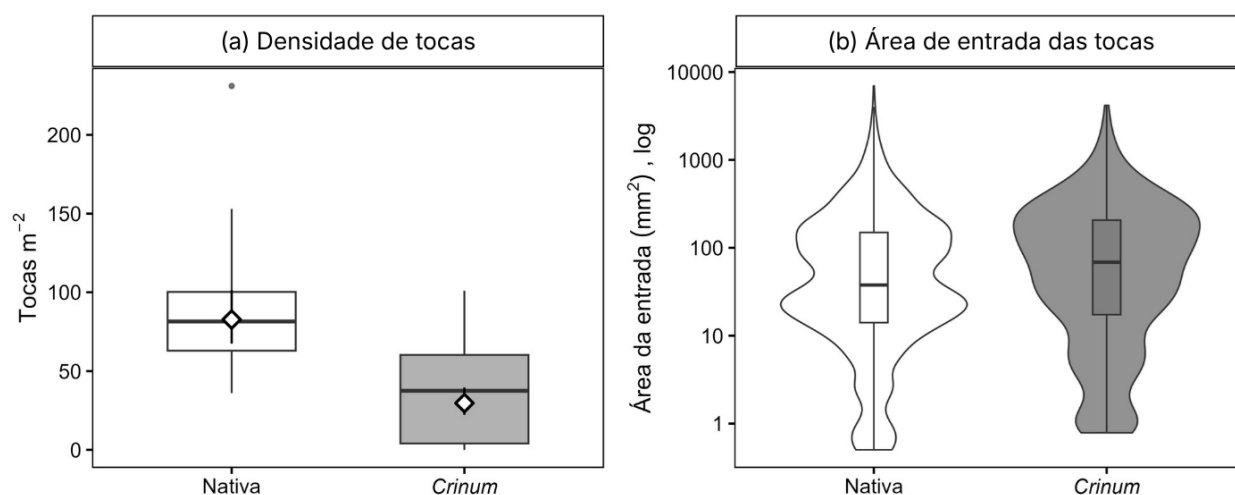


Figura 7 (a) Densidade de tocas de decápodes (tocas·m⁻²) nas áreas de vegetação nativa (caixas brancas) e nas áreas dominadas por *Crinum* (caixas cinzas) no estuário Barra do Una. As caixas indicam a mediana e o intervalo interquartílico. (b) Área de entrada das tocas de decápodes (mm², escala logarítmica) nas áreas de vegetação nativa e nas áreas dominadas por *Crinum* no estuário Barra do Una. As caixas indicam a mediana e o intervalo interquartílico, e a área dos violinos representa a densidade de distribuição dos dados. Os violinos brancos correspondem às áreas nativas e os cinzas, às áreas de *Crinum*.

3.4 Distribuição por sexo e tamanhos por área

A proporção entre machos e fêmeas foi semelhante entre as áreas ($\chi^2 = 0,019$, gl = 1, $p = 0,890$). Da mesma forma, não foi detectado efeito da cobertura de *Crinum* sobre o sexo dos indivíduos ($\beta = 0,08 \pm 0,17$, $z = 0,49$, $p = 0,63$). O modelo nulo apresentou o melhor ajuste para essa variável (AICc = 476,61; peso de AICc = 0,71). Também não houve efeito significativo de *Crinum* sobre o tamanho (M1: $\beta = -0,05 \pm 0,07$, $z = -0,68$, $p = 0,49$), e o modelo nulo foi o mais bem ajustado para essa variável (AICc = 890,63; peso de AICc = 0,42). Entretanto, no nível das espécies tem respostas distintas. *Palaemon pandaliformis* foi significativamente maior tamanho em áreas de *Crinum* ($\Delta LT = +4,5$ mm, $p = 0,0008$), enquanto *Macrobrachium jelskii* apresentou tamanho significativamente menor nessas mesmas áreas ($\Delta LT = -6,3$ mm, $p = 0,004$). As demais espécies não mostraram padrão de segregação entre os tipos de vegetação.

A proporção de indivíduos maduros e imaturos morfologicamente foi significativamente diferente entre as áreas ($\chi^2 = 4,971$, gl = 1, $p = 0,026$), com uma proporção maior de indivíduos imaturos nas áreas nativas em relação às áreas de *Crinum* (26,2% vs. 15,9%). No entanto, o efeito da cobertura de *Crinum* foi marginalmente negativo (M1: $\beta = -0,29 \pm 0,16$, $z = -1,78$, $p = 0,07$) e a seleção por AICc apontou o modelo de *Crinum* com interação das variáveis (M3) como o mais parcimonioso (AICc = 328,52, peso AICc = 0,52). Nele, o único preditor significativo foi a interação de *Crinum* com a umidade

do ar ($\beta = 0,62 \pm 0,21$, $z = 3,02$, $p = 0,00249$). ou seja, o efeito de *Crinum* sobre a ocorrência de indivíduos imaturos varia com a umidade ambiental.

Foi registrado um total de 36 fêmeas ovígeras em todo o monitoramento, sendo 28 indivíduos em áreas de *Crinum*, 18 pertencentes à espécie *P. pandaliformis* e 10 indivíduos de *M. jelskii*. Apenas oito fêmeas ovígeras foram encontradas em áreas nativas: um indivíduo de *M. mordax* e sete de *P. pandaliformis*. Não foi possível realizar análises estatísticas com esses dados, pois nem todas as espécies tinham n suficiente para serem analisadas. Esses resultados apontam para um efeito parcial da cobertura de *Crinum* sobre a estrutura populacional dos decápodes. O tamanho dos indivíduos e a proporção sexual não diferiram entre as áreas. A diferença restringiu-se na maturidade, e mesmo esse efeito mostrou-se condicionado à umidade ambiental. Assim, o único efeito forte e consistente da dominância de *Crinum* incide sobre a densidade de tocas.

4 DISCUSSÃO

Os efeitos das plantas exóticas sobre a fauna estuarina variam em direção e intensidade, atuando em múltiplas escalas e sobre componentes bióticos e abióticos distintos. No estuário Barra do Una do Prelado, o efeito de *C. americanum*, foi sobretudo estrutural, e não taxonômico. A densidade de tocas diminuiu nas áreas dominadas por *Crinum*. A composição taxonômica, em contraste, não diferiu entre áreas, e observou-se uma redução marginal na densidade de indivíduos por quadrante e uma menor proporção de indivíduos imaturos em áreas dominadas por *Crinum*. Os resultados sugerem que esta planta exótica não determina quais espécies compõem a comunidade, mas reduz o número de tocas dos decápodes. Nas seções seguintes discutimos cada uma dessas respostas à luz das hipóteses propostas.

4.1 Composição, diversidade e abundância da comunidade de decápodes

A primeira hipótese de que a dominância de *Crinum* homogeneizaria a comunidade de decápodes, reduzindo sua diversidade, foi rejeitada. A composição taxonômica não diferiu entre as áreas dominadas por *Crinum* e as de vegetação nativa.

A dominância de *Crinum* não reduziu a diversidade de decápodes, nem homogeneizou a composição da comunidade. A dispersão multivariada foi estatisticamente indistinguível entre os dois tipos de área, e a diversidade beta foi dominada pela substituição de espécies em ambos os casos, e não por aninhamento. Homogeneização implicaria menor dispersão e maior componente de aninhamento sob *Crinum*; observamos o oposto do primeiro e nenhuma diferença relevante no segundo.

A semelhança na composição da comunidade de decápodes entre os tipos de vegetação sugere uma possível tolerância ou adaptação dos decápodes às mudanças no habitat induzidas pelo *Crinum*. Provavelmente devido à presença de espécies de decápodes generalistas, com menor dependência das características estruturais específicas do habitat. Padrão semelhante já foi descrito em comunidades de macroinvertebrados associadas a macrófitas invasoras (Mormul et al., 2010; Stiers et al., 2011). A abundância dos decápodes nesses ecossistemas depende dos produtores primários, de modo que mudanças no habitat decorrentes da dominância de plantas exóticas tendem a diminuir a abundância desses organismos (Chen et al., 2009; Manteuffel-Ross et al., 2018; Orth Heck & van Montfrans, 1984; Wang et al., 2021); em nosso sistema, porém, essa redução foi apenas marginal.

Esse efeito marginal sobre a densidade de indivíduos recaiu exclusivamente sobre os caranguejos, os únicos registrados nos quadrantes. Esse

resultado difere do relatado por Chen et al. (2020) e por Tang et al. (2012), que, embora tenham registrado menor diversidade de caranguejos, relataram maior densidade e biomassa desse grupo nos pântanos invadidos por *S. alterniflorus* e no mangue exótico *Sonneratia apetala* Banks, respectivamente. A ausência de efeitos significativos da dominância de *Crinum* sobre a abundância da comunidade capturada por puçás e covos, bem como sobre a diversidade de Shannon, sugere que os efeitos das macrófitas exóticas sobre a fauna estuarina dependem tanto das características estruturais da planta quanto das características ecológicas dos organismos crustáceos (Cui et al., 2011). A dominância de uma macrófita pode reorganizar a abundância de táxons e grupos funcionais de formas distintas conforme os recursos que ela oferece e as condições microambientais que gera (Elleris et al., 2015).

Respostas neutras ou positivas de invertebrados à dominância de plantas exóticas não são excepcionais. Wang et al. (2008) mostraram que marismas de *S. alterniflorus* funcionam como habitat compatível para o caranguejo nativo *Sesarma dehaani*, e He e Cui (2015) descreveram facilitação planta-animal em ecótono costeiro. Bedini et al. (2015) não detectaram diferenças na abundância de macroinvertebrados móveis associados a macroalgas formadoras de tapete. Em outros sistemas, a direção do efeito depende do táxon considerado dentro da mesma comunidade (Quan et al., 2011). Essa variabilidade é coerente com o padrão observado aqui, em que a dominância de *Crinum* afeta a disponibilidade de tocas sem alterar a composição do conjunto.

A partição da diversidade beta reforça essa interpretação, e contraria a hipótese de homogeneização da comunidade. Embora a diversidade beta tenha sido semelhante entre as áreas, a substituição foi maior nas áreas de *Crinum* do que nas áreas nativas. Isso poderia indicar uma renovação parcial de espécies sensíveis por espécies tolerantes à estrutura do habitat modificada pelo *Crinum*. Em contrapartida, nas áreas nativas, o componente de aninhamento foi ligeiramente maior, com comunidades mais consistentes em termos de composição taxonômica. Assim, as ligeiras diferenças entre as áreas decorreram principalmente da substituição taxonômica, e não de uma perda ordenada de espécies ou de uma redução da riqueza local.

A variação observada na composição parece responder mais a fatores ambientais do que à cobertura de *Crinum*. No estuário Barra do Una, a salinidade foi a única variável significativa que explica a composição das comunidades, possivelmente devido ao estresse osmótico causado pelas variações diárias de salinidade, que, por sua vez, limitam a sobrevivência e a reprodução de numerosos organismos bentônicos (Rosa-Filho et al., 2004). A variabilidade típica da salinidade nos estuários restringe a distribuição e a

abundância de espécies sensíveis, enquanto aquelas que toleram amplas faixas de salinidade podem manter sua abundância (Alford & Rozas, 2019). Dessa forma, a salinidade poderia constituir um fator ambiental fundamental que estrutura as comunidades de decápodes, independentemente da cobertura de *C. americanum*.

4.2. Densidade e tamanho das tocas

A segunda hipótese, que previa que a dominância de *Crinum* reduziria o espaço físico disponível para a escavação de tocas, foi corroborada parcialmente. Esse foi o efeito mais forte e consistente do estudo. A densidade de tocas diminuiu nas áreas dominadas por *Crinum*, o tamanho da abertura das tocas, no entanto, não diferiu entre as áreas. *Crinum*, portanto, reduz o número de tocas disponíveis sem alterar suas dimensões.

O efeito de *Crinum* sobre o espaço físico para escavação parece ocorrer por meio da redução da quantidade de tocas, e não por alterações nas dimensões das tocas existentes. Uma explicação provável é que a biomassa subterrânea de *Crinum* altera as características físicas do substrato. Estudos anteriores relataram uma correlação negativa entre a biomassa de rizomas e a abertura das tocas; sugerindo que a presença de raízes e rizomas pode aumentar a resistência mecânica do substrato e dificultar a escavação pelos caranguejos (Wang et al., 2015). Consequentemente, os caranguejos poderiam apresentar menor rendimento durante a construção das tocas. No entanto, este estudo não mediu diretamente a biomassa nem a densidade dos rizomas, portanto, o mecanismo pelo qual *Crinum* pode alterar as condições edáficas e limitar a construção de tocas permanece incerto.

As tocas registradas foram, em geral, de caranguejos-violinistas, que apresentam preferência por substratos arenosos mais grossos e com maior teor de matéria orgânica, típicos de manguezais de *R. mangle* e *L. racemosa* (Ferreira et al., 2019). Essas espécies escavam suas tocas em áreas secas e quentes e tendem a se espalhar mais quando há menor densidade de raízes de plantas. A cobertura densa e a biomassa subterrânea de *Crinum* oferecem justamente a condição oposta: substratos mais moles, lodosos, raízes, bulbos grandes e uma densa cobertura herbácea, o que poderia dificultar o corte de raízes densas durante a construção de tocas, além de reduzir a mobilidade de decápodes maiores no substrato. Resultados semelhantes foram observados por Hua e colaboradores (2025): em pântanos invadidos por *S. alterniflorus*, espécie que, como *C. americanum*, forma coberturas densas e monoespecíficas com elevada biomassa subterrânea, os decápodes priorizam a construção de tocas em áreas abertas, como manguezais, que apresentam maior área superficial e dinâmica hidrossedimentar (Chen et al., 2020; Wang et al., 2015).

O contraste com o manguezal poderia ajudar a entender o efeito de *Crinum* na densidade de tocas. *R. mangle* e *L. racemosa*, presentes no estuário Barra do Una, possuem raízes longas e finas que sustentam o substrato e fornecem habitat e alimento aos decápodes. A densidade e a estrutura das raízes dos mangues facilitam a construção de tocas, pois oferecem suporte e permitem que o solo seja escavado com mais facilidade. Tanto os mangues quanto as plantas estuarinas fornecem elementos estruturais para a construção de tocas, além de influenciar na adequação do substrato para que os caranguejos escavem e construam suas tocas (Qiu et al., 2021; J. Q. Wang et al., 2008, 2015). Embora, este estudo, não mediu a biomassa nem a densidade dos rizomas, nem as propriedades do sedimento. O mecanismo edáfico permanece, assim, como uma hipótese plausível e prioritária para trabalhos futuros, e não como um efeito estabelecido.

A abundante biomassa subterrânea de *Crinum*, resultado de suas baixas exigências edáficas, poderia dificultar o estabelecimento dos propágulos do mangue (Nunes & Camargo, 2018; Ribeiro et al., 2011), o que, a médio prazo, reduziria ainda mais a disponibilidade do tipo de substrato que favorece a escavação. Além dos efeitos estruturais, efeitos alopáticos de *Crinum* sobre plantas já foram descritos (Ribeiro et al. 2009, Takao et al. 2011); se esses compostos afetam as propriedades do sedimento ou a fauna ainda permanece desconhecido.

4.3 Distribuição por sexo e tamanhos por área

Além do espaço físico, avaliamos se a dominância de *Crinum* altera a estrutura populacional dos decápodes. A terceira hipótese, que previa diferenças em tamanho, proporção de sexos e maturidade, não foi corroborada no nível da comunidade. Essa hipótese só se sustentou parcialmente, porque nem a proporção de sexos nem o tamanho diferiram entre as áreas, só a proporção de indivíduos maduros e imaturos diferiu entre áreas.

Quanto ao tamanho o resultado nulo no nível da comunidade, no entanto, oculta padrões opostos em duas espécies de camarão simpátricas: *Palaemon pandaliformis* e *Macrobrachium jelskii*. O que sugere que a resposta ao *Crinum* é específica de cada espécie, em vez de ser um efeito uniforme sobre o conjunto. *Palaemon pandaliformis* foi significativamente maior nas áreas com *Crinum* do que nas áreas com espécies nativas e, nessas mesmas áreas, apresentou o maior número de fêmeas ovígeras. Esse padrão é consistente com o papel bem documentado das áreas densas de macrófitas, como o *Crinum*, que poderia funcionar como refúgio para camarões fitófilos contra a predação e como local de maior disponibilidade trófica, o que favoreceria a presença de indivíduos grandes e uma maior incidência de fêmeas em incubação (Paschoal et al., 2016).

Macrobrachium jelskii apresentou indivíduos significativamente menores em *Crinum* embora todas as dez fêmeas ovígeras registradas para a espécie tenham sido capturadas nessas mesmas áreas. Uma explicação possível é a competição intraespecífica por abrigo, a arquitetura das macrófitas pode segregar o *M. jelskii* por tamanho por meio da competição intraespecífica por refúgio, com indivíduos grandes sendo deslocados para habitats mais abertos, como o mangue (Silva et al., 2019), o que explica, em *Crinum*, a presença de mais indivíduos de tamanhos menores, incluindo fêmeas ovígeras de pequeno porte. As duas espécies compartilham o ambiente, mas respondem de forma oposta à mesma planta, o que poderia sugerir que o efeito de *Crinum* depende da ecologia de cada espécie.

A proporção de indivíduos imaturos foi menor nas áreas de *Crinum* do que nas áreas nativas; embora esse efeito tenha sido marginal ao se controlar por espécie e área de amostragem, esse resultado é coerente com a possibilidade de que a vegetação nativa funcione como hábitat de recrutamento, oferecendo substrato para colonização e refúgio para os estágios mais vulneráveis à predação e à dessecação durante a muda, enquanto os adultos, com menor risco relativo, poderiam tolerar melhor a estrutura e as condições associadas ao *Crinum* (Able & Hagan, 2000; Schultz & Dibble, 2012). Padrão semelhante foi descrito para o caranguejo-azul (*C. sapidus*), com maior recrutamento na vegetação nativa do que na exótica, atribuído a diferenças de complexidade estrutural e de qualidade do habitat entre as espécies vegetais (Jivoff & Able, 2003).

A partir desses resultados, pode-se inferir que os efeitos da dominância de *Crinum* sobre sexo, tamanho e maturidade não atuam de maneira uniforme sobre a comunidade de decápodes, mas dependem de características próprias de cada espécie, como hábitos alimentares, tolerância fisiológica e estratégia reprodutiva, o que é de se esperar em um sistema estuarino caracterizado por alta variabilidade ambiental e por uma comunidade taxonomicamente heterogênea.

5 CONCLUSÕES

Em conjunto, os resultados sugerem que, embora a diversidade de decápodes no estuário seja baixa, a composição taxonômica da comunidade permanece estável diante do predomínio de *Crinum*. Não foram detectados efeitos significativos na composição taxonômica nem sobre o tamanho e a proporção de sexos dos indivíduos. A única diferença significativa na estrutura populacional foi a menor proporção de indivíduos imaturos nas áreas de *Crinum*, e mesmo esse efeito mostrou-se marginal ao se controlar espécie e área de amostragem. O efeito forte e consistente incidiu sobre a densidade de tocas, um resultado importante considerando o papel dos decápodes como engenheiros dos ecossistemas por meio de processos como a bioturbação, menos tocas poderiam implicar menor revolvimento e oxigenação do sedimento, processos que sustentam a ciclagem de nutrientes no estuário.

As macrófitas, em geral, contribuem para a estrutura e a complexidade do habitat, as plantas exóticas com características de potencial invasor, como o *Crinum*, podem estar gerando efeitos que se manifestam no nível funcional ou que ainda se encontram em um estágio inicial, dado o recente aumento da cobertura de *Crinum* no estuário (comunicação pessoal, marco 2024).

A dominância de *Crinum* pode alterar a estrutura do habitat, especialmente nas zonas edáficas, afetando negativamente a densidade das tocas; ainda que a persistência de manguezais em áreas adjacentes possa mitigar parcialmente esses impactos estruturais. Recomendamos continuar com estudos para avaliar tendências temporais e aprofundar os mecanismos de interação entre essa macrófita exótica e a fauna associada, bem como avaliar diretamente a relação entre sua biomassa subterrânea e a estrutura das tocas, os possíveis efeitos alopáticos sobre as propriedades do sedimento e seu efeito nos diferentes estágios de vida dos decápodes. Ainda há lacunas no conhecimento sobre os efeitos das plantas exóticas na estrutura populacional dos decápodes estuarinos, particularmente na forma como os diferentes estágios de vida utilizam essas plantas de maneira diferenciada.

No conjunto, *Crinum* não altera quais espécies compõem a comunidade de decápodes, mas pode modificar o hábitat físico de que elas dependem. Seus possíveis efeitos sobre o ecossistema emergem, portanto, no nível funcional antes do taxonômico, um padrão que o monitoramento baseado apenas em composição de espécies dificilmente detectaria.

6 REFERÊNCIAS

- Able, K. W., & Hagan, S. M. Effects of common reed (*Phragmites australis*) invasion on marsh surface macrofauna: Response of fishes and decapod crustaceans. **Estuaries**, v. 23, n. 5, p. 633–646, 2000.
- Alford, S. B., & Rozas, L. P. (2019). Effects of nonnative Eurasian Watermilfoil, *Myriophyllum spicatum*, on nekton habitat quality in a Louisiana oligohaline estuary. **Estuaries and Coasts**, v. 42, n. 3, p. 613–628, 2019.
- Barletta, M., Melo, R. C. B., & Whitfield, A. K. Past and present conservation of south American estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, V. 295. p. 108542, 2023.
- Bartoń, K. Multi-Model Inference [R package MuMIn version 1.48.19]. **CRAN: Contributed Packages**, 2026
- Baselga, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134–143, 2010.
- Bedini, R., Bedini, M., Bonechi, L., & Piazzzi, L. Effects of non-native turf-forming Rhodophyta on mobile macro-invertebrate assemblages in the north-western Mediterranean Sea. **Marine Biology Research**, v. 11, n. 4, p. 430–437, 2015.
- Biswas, S. R., Biswas, P. L., Limon, S. H., Yan, E. R., Xu, M. S., & Khan, M. S. I. Plant invasion in mangrove forests worldwide. **Forest Ecology and Management**, v. 429, p. 480–492, 2018.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Benthem, K. J. van, Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M., & Bolker, B. M. Modeling zero-inflated count data with glmmTMB. **BioRxiv**, p. 132753, 2017.
- Chen, P., Zhang, Y., Wang, G., Xu, P., & Lu, C. Differences in the crab community structure between pristine and degraded *Suaeda* marshes after *Spartina* invasion. **Regional Studies in Marine Science**, v. 34, p. 101001, 2020.
- Chen, Z. B., Guo, L., Jin, B. S., Wu, J. H., & Zheng, G. H. Effect of the exotic plant *Spartina alterniflora* on macrobenthos communities in salt marshes of the Yangtze River Estuary, China. **Estuarine coastal and shelf science**, v. 82, n 2, p. 265–272, 2009.
- Christman, M. A., Khanna, S., Drexler, J. Z., & Young, M. J. Ecology and Ecosystem Effects of Submerged and Floating Aquatic Vegetation in the Sacramento–San Joaquin Delta. **San Francisco Estuary and Watershed Science**, v. 20, n. 4, p. 0–32, 2023.

Crinum americanum L. | *Plants of the World Online* | Kew Science. (s.d.). Disponível em: <https://powo.science.kew.org/taxon/urn:lsid:ipni.org:names:319172-2>. Acesso em: 15 Jun, 2026.

Cui, B. S., He, Q., & An, Y. *Spartina alterniflora* invasions and effects on crab communities in a western Pacific estuary. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1920–1924, 2011.

Cunha-Lignon, M., Bertini, G., & Montealegre-quijano, S. (Eds.). **Manguezais, Camarões-de-Água-Doce e Manjuba-de-Iguape: Patrimônios Natural e Cultural do Vale do Ribeira e Litoral Sul do Estado de São Paulo**. Registro: Unesp, 2021.

Diez, M. J., Florentín, O., & Lovrich, G. A. Distribución y estructura poblacional del cangrejo *Haliscarcinus planatus* (Brachyura, Hymenosomatidae) en el Canal Beagle, Tierra del Fuego. **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, v. 46, n. 2, p. 141–155, 2011.

Dolbeth, M., Cardoso, P., Grilo, T., Raffaelli, D., & Pardal, M. A. Drivers of estuarine benthic species distribution patterns following a restoration of a seagrass bed: A functional trait analyses. **Marine Pollution Bulletin**, v. 72, n. 1, p. 47–54, 2013.

Elleriis, P., Pedersen, M. L., & Toft, S. Impact of invasive *Rosa rugosa* on the arthropod fauna of Danish yellow dunes. **Biological Invasions**, v. 17, n. 11, p. 3289–3302, 2015.

Ferreira, A. C., Alencar, C. E. R. D., & Bezerra, L. E. A. Interrelationships among ecological factors of brachyuran crabs, trees and soil in mangrove community assemblage in Northeast Brazil. **Community Ecology**, v. 20, n. 3, p. 277–290, 2019.

Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., & Carpenter Niem, K. V. (reds. técs.) (1995). Pacífico Centro-Oriental. Plantas E Invertebrados. **Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación**. Disponível em: <https://www.fao.org/4/t0851s/t0851s00.htm>. Acesso em: 11 mai. 2025.

Gonzalez-Moreno, V., Rodríguez-Céspedes, H., Silva-Matos, D.M., Bermeo T. A., Denóbile C., França, B, Tunis, A. Efeitos Globais De Plantas Invasoras Nas Comunidades De Crustáceos: Uma Análise Dos Impactos Biológicos E Ecológicos. Trabalho apresentado no: **I Simpósio Brasileiro De Síntese Ecológica**, Santa Maria, Rio Grande Do Sul, Brasil, novembro 2024. Estudo em andamento, 2026.

Hartig, F. Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models [R package DHARMa version 0.5.0]. **CRAN: Contributed Packages**. 2026

He, Q., & Cui, B. Multiple mechanisms sustain a plant-animal facilitation on a coastal ecotone. **Scientific Reports**, v. 5, n. 1, p. 8612, 2015.

Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, 2016.

Hu, Z., Wu, J., Wang, J., Zhang, Y., Zhou, H., Gao, C., Wang, J., & Wu, G. How exotic *Sonneratia* species affect the spatiotemporal dynamics of mangroves in Shenzhen Bay, China: A remote sensing perspective. **Ecological Indicators**, v. 153, p. 110479, 2023.

Hua, Y., Tang, J., Ren, L., Wang, F., Chen, H., & Li, X. Crab bioturbation leads to more CO₂ efflux in native than in invasive salt marshes. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 313, p. 109121, 2025.

Jackman, S. Political Science Computational Laboratory [R package pscl version 1.5.9]. **CRAN: Contributed Packages**. 2024.

Jivoff, P. R., & Able, K. W. Blue crab, *Callinectes sapidus*, response to the invasive common reed, *Phragmites australis*: Abundance, size, sex ratio, and molting frequency. **Estuaries**, v. 26, n. 2, p. 587–595, 2003.

Kaushik, P., Pati, P. K., Khan, M. L., & Khare, P. K. Plant functional traits best explain invasive species' performance within a dynamic ecosystem - A review. In **Trees, Forests and People**, v. 8. p. 100260, 2022.

Lam-Gordillo, O., Lohrer, A. M., Douglas, E., Hailes, S., Carter, K., & Greenfield, B. Scale-dependent influence of multiple environmental drivers on estuarine macrobenthic crustaceans. **Frontiers in Marine Science**, v. 10, p. 1292849, 2023.

Liao, Y., Shou, L., Tang, Y., Zeng, J., Chen, Q., & Yan, X. Effects of non-indigenous plants on food sources of intertidal macrobenthos in Yueqing Bay, China: Combining stable isotope and fatty acid analyses. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 241, p. 106801, 2020.

Manteuffel-Ross, T. M., Stolen, E., & Hinkle, C. R. Abundance and habitat associations of two Florida crayfishes, *Procambarus paeninsulanus* (Faxon, 1914 and *P. fallax* (Hagen, 1870)) (Decapoda: Astacoidea), assessed with N-mixture modeling. **JOURNAL OF CRUSTACEAN BIOLOGY**, v. 38, n. 3, p. 285–294, 2018.

Masunari, S., Martins, S. B., & Anacleto, A. F. M. An illustrated key to the fiddler crabs (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) from the Atlantic coast of Brazil. **ZooKeys**, v. 943, p. 1, 2020.

Mazzucca Da Gama, L., Reigada Diogo, Luiz, A., Barrella, W., Clauzet, M., & Pereira Souza, U. Crustáceos decápodes da zona de arrebentação de praias na reserva de desenvolvimento sustentável Barra do Una, Peruíbe-SP. **Unisanta BioScience**, v. 5, n. 1, p. 79–86, 2016.

Moraes, T. T. de, Pastore, J. A., & Moura, C. de. Flora epífita-vascular do manguezal do Rio Una do Prelado, Estação Ecológica Juréia-Itatins, Iguape, SP: dados preliminares. **Instituto Florestal**, n. 36, p. 103–108, 2008.

Morkūnė, R., Bučas, M., Kataržytė, M., Politi, T., Vaičiūtė, D., Vizzini, S., & Martin, G. Food Sources for Benthic Grazers in Trophic Networks of Macrophyte Habitats in a Transitional Baltic Ecosystem. **Water (Switzerland)**, v. 14, n. 10, p. 1565, 2022.

Mormul, R. P., Thomaz, S. M., Higuti, J., & Martens, K. Ostracod (Crustacea) colonization of a native and a non-native macrophyte species of Hydrocharitaceae in the Upper Paraná floodplain (Brazil): An experimental evaluation. **Hydrobiologia**, v. 644, n. 1, p. 185–193, 2010.

Murphy, K., Efremov, A., Davidson, T. A., Molina-Navarro, E., Fidanza, K., Crivelari Betiol, T. C., Chambers, P., Tapia Grimaldo, J., Varandas Martins, S., Springuel, I., Kennedy, M., Mormul, R. P., Dibble, E., Hofstra, D., Lukács, B. A., Gebler, D., Bastrup-Spohr, L., & Urrutia-Estrada, J. World distribution, diversity and endemism of aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**, v. 158, p. 103127, 2019.

Nalesso, R. C. Os decápodes Brachyura e Anomura da Estação Ecológica Juréia-Itatins. In O. A. V. Marques & W. Duleba (Eds.), **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Holos. 2004. p. 189–197.

Nozarpour, R., Shojaei, M. G., Naderloo, R., & Nasi, F. Crustaceans functional diversity in mangroves and adjacent mudflats of the Persian Gulf and Gulf of Oman. **Marine Environmental Research**, v. 186, p. 105919, 2023.

Nunes, L. S. C., & Camargo, A. F. M. Do interspecific competition and salinity explain plant zonation in a tropical estuary? **Hydrobiologia**, v. 812, n. 1, p. 67–77, 2018.

Oksanen, J. O., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Solymos, P., H. Stevens, M. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., ... James, W. The vegan package. **Community Ecology Package**, v. 2, p. 7-2, 2025.

Oliveira-Rogeri, L., França, N. F. C., Peres, P. A., & Mantelatto, F. L. Cleaning the mud: Integrative approach clarifies the taxonomy of mud crabs of the genus *Panopeus* H. Milne Edwards, 1834 (Decapoda: Brachyura: Panopeidae) along the Southwestern Atlantic. **Zoologischer Anzeiger**, v. 307, p. 96–124, 2023.

Orth, R. J., Heck, K. L., & van Montfrans, J. Faunal communities in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. **Estuarie**, v. 7, n. 4, p. 339–350, 1984.

Ortiz, M. Claves ilustradas para la clasificación de los cangrejos marinos y estuarinos (Malacostraca: Brachyura) de Cuba (III). **Revista de Investigaciones Marinas**, v. 43, n. 2, p. 14–26, 2023.

Paschoal, L. R. P., Guimarães, F. J., & Couto, E. C. G. Growth and reproductive biology of the amphidromous shrimp *Palaemon pandaliformis* (Decapoda: Caridea) in a Neotropical River from northeastern Brazil. **Zoologia (Curitiba)**, v. 33, n. 6, p. e20160060, 2016.

Pereira Costa, A. L. (2010). Estrutura populacional do caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) (Linnaeus, 1763) (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) e sustentabilidade do extrativismo na Reserva Extrativa do Mandira, Cananeia, São Paulo, Brasil. **Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação Em Ecologia e Recursos Naturais Do Centro de Ciências Biológicas e Da Saúde Da Universidade Federal de São Carlos**, 88.
Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/entities/publication/89efa67b-cb96-4dea-bf7d-06c99e23191c>. Acesso em: 27 abr. 2024.

Pérez Farfante, I. Illustrated Key to the Penaeoid Shrimps of Commerce in the Americas. **NOAA Technical Report**, v. 64, p. 32, 1988.

Por, F. D. Hidrobiologia da Juréia e da baixada do Ribeira-rios e manguezais. In O. A. V. Marques & W. Duleba (Eds.), **Estação Ecológica Juréia-Itatins: ambiente físico, flora e fauna**. Holos. 2004. p. 51–57.

Qiu, D., Cui, B., Ma, X., Yan, J., Cai, Y., Xie, T., Gao, F., Wang, F., Sui, H., Bai, J., van de Koppel, J., & Olf, H. Reciprocal facilitation between annual plants and burrowing crabs: Implications for the restoration of degraded saltmarshes. **Journal of Ecology**, v. 109, n. 4, p. 1828–1841, 2021.

Quan, W., Shi, L., & Chen, Y. Comparison of Nekton Use for Cordgrass *Spartina alterniflora* and Bulrush *Scirpus mariqueter* Marshes in the Yangtze River Estuary, China. **Estuaries and Coasts**, v. 34, n. 2, p. 405–416, 2011.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, **R: The R Project for Statistical Computing**. Disponível em: <https://www.r-project.org/>. Acesso em: 6 jun. 2025.

Ribeiro, J. P. N., Matsumoto, R. S., Takao, L. K., Peret, A. C., & Lima, M. I. S. Spatial distribution of *Crinum americanum* L. in tropical blind estuary: Hydrologic, edaphic and biotic drivers. **Environmental and Experimental Botany**, v. 71, n. 2, p. 287–291, 2011.

Ribeiro, J. P. N., Matsumoto, R. S., Takao, L. K., Voltarelli, V. M., & Lima, M. I. S. Efeitos alelopáticos de extratos aquosos de *Crinum americanum* L. **Brazilian Journal of Botany**, v. 32, n. 1, p. 183–188, 2009.

- Rocha, Z. E., & Cuéllar, L. A. Diversity of aquatic macroinvertebrates in restored areas of La Colorada stream, in Villa de Leyva municipality, Colombia. **CUADERNO ACTIVA**, n. 11, p. 13–21, 2019.
- Rosa-Filho, J. S., Bemvenuti, C. E., & Elliott, M. (2004). Predicting biological parameters of estuarine benthic communities using models based on environmental data. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 47, n. 4, p. 613-627, 2004.
- Saulino, H. H. L., Torres da Silva, I., Bragion, M. de O. L., Graça, B., de Souza, T. R., & da Silva Matos, D. M. Occurrence of three invasive mollusc species in the aquatic ecosystems of the Juréia-Itatins Mosaic, the most protected area of the Atlantic Rainforest, Brazil. **Molluscan Research**, v. 46, n. 1, p. 68-75, 2026.
- Schulte Ostermann, T., Kleyer, M., Heuner, M., Fuchs, E., Temmerman, S., Schoutens, K., Bouma, J. T., & Minden, V. Hydrodynamics affect plant traits in estuarine ecotones with impact on carbon sequestration potentials. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 259, p. 107464, 2021.
- Schultz, R., & Dibble, E. Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: The role of invasive plant traits. **Hydrobiologia**, v. 684, n. 1, p. 1–14, 2012.
- Silva, J. N., de Oliveira, G., & da Rocha, S. S. Microhabitat preferences of the freshwater prawn *Macrobrachium jelskii* (Decapoda: Palaemonidae). **Iheringia. Série Zoologia**, v. 109, p. e2019027, 2019.
- Stiers, I., Crohain, N., Josens, G., & Triest, L. Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. **Biological Invasions**, v. 13, n. 12, p. 2715–2726, 2011.
- Takao, L. K., Ribeiro, J. P. N., & Lima, M. I. S. Potencial alelopático de macrófitas aquáticas de um estuário cego. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 2, p. 324–330, 2011.
- Tang, Y., Fang, Z., Chen, K., Zhang, Z., Zhong, Y., An, D., Yang, X., & Liao, B. Ecological influence of exotic plants of *Sonneratia apetala* on understory macrofauna. **Acta Oceanologica Sinica**, v. 31, n. 5, p. 115–125, 2012.
- Vaske Júnior, T., Ribeiro, B. M., Nascimento, M. A., Knoeller, J. S. M., Simon, G. A., & Kian, A. C. L. Variações nictemerais do zooplâncton no estuário do rio Una do Prelado, São Paulo, Brasil. **UNISANTA Bioscience**, v. 10, n. 4, p. 208–217, 2021.
- Vera-silva, A. L., Carvalho, F. L., & Mantelatto, F. L. Redescription of the freshwater shrimp *Macrobrachium jelskii* (Miers, 1877) (Caridea, Palaemonidae). **Zootaxa**, v. 4269, n. 1, p. 44–60, 2017.

Wang, J. Q., Bertness, M. D., Li, B., Chen, J. K., & Lü, W. G. Plant effects on burrowing crab morphology in a Chinese salt marsh: Native vs. exotic plants. **ECOLOGICAL ENGINEERING**, v. 74, p. 376–384, 2015.

Wang, J. Q., Zhang, X. D., Nie, M., Fu, C. Z., Chen, J. K., & Li, B. Exotic *Spartina alterniflora* provides compatible habitats for native estuarine crab *Sesarma dehaani* in the Yangtze River estuary. **ECOLOGICAL ENGINEERING**, v. 34, n. 1, p. 57–64, 2008.

Wang, S. K., He, Q., Zhang, Y. Z., Sheng, Q., Li, B., & Wu, J. H. Habitat-dependent impacts of exotic plant invasions on benthic food webs in a coastal wetland. **LIMNOLOGY AND OCEANOGRAPHY**, v. 66, n. 4, p. 1256–1267, 2021.

Whitfield, A. K., Elliott, M., Basset, A., Blaber, S. J. M., & West, R. J. Paradigms in estuarine ecology – A review of the Remane diagram with a suggested revised model for estuaries. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 97, p. 78–90, 2012.

Williams, A. B. The swimming crabs of the genus *Callinectes*. (DECAPODA: PORTUNIDAE). In R. Lasker & National Marine Fisheries Service (Eds.), **Fishery Bulletin. National Marine Fisheries Service**. v. 72. n. 3. p. 685–798, 1971.

APÊNDICE

Material complementar

Tabela S1 Referências utilizadas para inferir a maturidade morfológica das espécies de decápodes amostradas com base em medidas morfométricas.

Espécie	Referência
<i>Armases rubripes</i>	Rodrigues, L. dos S., Pimenta, A. M., & Barutot, R. A. (2021). Population dynamics of <i>Armases rubripes</i> in southwestern Atlantic salt marshes: seasonality, abiotic influence and reproductive biology. <i>Regional Studies in Marine Science</i> , 41, 101567. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101567
<i>Callinectes danae</i> <i>Callinectes ornatus</i>	Herrera, D. R., & da Costa, R. C. (2024). Reproductive traits, relative growth and maturity of blue crabs <i>Callinectes danae</i> and <i>Callinectes ornatus</i> in South Atlantic waters. <i>Aquatic Ecology</i> , 58(3), 963–982. https://doi.org/10.1007/s10452-024-10118-1
<i>Callinectes sapidus</i>	Port, D., Fisch, F., & Branco, J. O. (2016). Biologia populacional e dieta de <i>Callinectes sapidus</i> (Decapoda, Portunidae) no Saco da Fazenda, Itajaí, Santa Catarina, Brasil. <i>Boletim Do Instituto de Pesca</i> , 42(2), 327–341. https://doi.org/10.20950/1678-2305.2016v42n2p327
<i>Leptuca cf. cumulanta</i>	Pralon, B. G. N., & Negreiros-Fransozo, M. L. (2008). Relative growth and morphological sexual maturity of <i>Uca cumulanta</i> (Crustacea: Decapoda: Ocypodidae) from a tropical Brazilian mangrove population. <i>Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom</i> , 88(3), 569–574. https://doi.org/10.1017/s0025315408000453
<i>Macrobrachium acanthurus</i>	P. Rios, D., A. F. Pantaleão, J., & L. Hirose, G. (2021). Occurrence of male morphotypes in the freshwater prawn <i>Macrobrachium acanthurus</i> Wiegmann, 1836 (Decapoda, Palaemonidae). <i>Invertebrate Reproduction & Development</i> , 65(4), 268–278. https://doi.org/10.1080/07924259.2021.1980442
<i>Macrobrachium jelskii</i>	Paiva Barros-Alves, S. de, Almeida, A. C., Fransozo, V., Rodrigues Alves, D. F., da Silva, J. C., & Cobo, V. J. (2012). Population biology of shrimp <i>Macrobrachium jelskii</i> (Miers, 1778) (Decapoda, Palaemonoidea) at the Grand River at northwest of the state of Minas Gerais, Brazil. <i>Acta Limnologica Brasiliensia</i> ,

24(3), 266–275. <https://doi.org/10.1590/s2179-975x2012005000044>

Minuca burgersi

Minuca victoriana

Minuca spp.

Benetti, A. S., & Negreiros-Fransozo, M. L. (2004). Relative growth of *Uca burgersi* (Crustacea, Ocypodidae) from two mangroves in the southeastern Brazilian coast. *Iheringia Série Zoologia*, 94(1), 67–72. <https://doi.org/10.1590/s0073-47212004000100012>

Minuca mordax

Minuca spp.

Fransozo, V., Campanelli Mortari, R., & Benetti, A. S. (2009). Population biology of *Uca mordax* (Smith, 1870) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) from the southeastern coast of Brazil. *Estudos de Biologia*, 31(73/75). <https://doi.org/10.7213/reb.v31i73/75.22833>

Minuca rapax

Minuca spp.

Castiglioni, D. da S., & Negreiros-Fransozo, M. L. (2004). Comparative analysis of the relative growth of *Uca rapax* (Smith) (Crustacea, Ocypodidae) from two mangroves in São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(1), 137–144. <https://doi.org/10.1590/s0101-81752004000100023>

Minuca vocator

Minuca spp.

Modenesi, L., Kriegler, N., & Pinheiro, M. A. A. (2025). Population structure and sexual maturity of *Minuca vocator*: insights from a Brazilian mangrove ecosystem. *Invertebrate Reproduction & Development*, 69(3), 187–197. <https://doi.org/10.1080/07924259.2025.2547936>

Palaemon pandaliformis

Mortari, R. C., Nunes Pralon, B. G., & Negreiros-Fransozo, M. L. (2009). Reproductive biology of *Palaemon pandaliformis* (Stimpson, 1871) (Crustacea, Decapoda, Caridea) from two estuaries in southeastern Brazil. *Invertebrate Reproduction & Development*, 53(4), 223–232. <https://doi.org/10.1080/07924259.2009.9652308>

Panopeus rugosus

Bolla Júnior, E. A., & Negreiros Fransozo, M. L. (2015). Morphology of juvenile phase of *Achelous spinimanus* (Latreille, 1819) (Crustacea, Decapoda, Portunidae) reared in laboratory. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 96(3), 615–631. <https://doi.org/10.1017/s0025315415000508>

Penaeus (Farfantepenaeus) paulensis

Peixoto, S., Soares, R., Wasielesky, W., Cavalli, R. O., & Jensen, L. (2004). Morphometric relationship of weight and length of cultured *Farfantepenaeus paulensis* during nursery, grow out, and broodstock production phases. *Aquaculture*, 241(1–4), 291–299. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2004.08.008>

Trichodactylus dentatus

Santos, G. S. (2020). *Estimativa do início da maturidade sexual morfológica, dimorfismo sexual e trajetória ontogenética de Trichodactylus fluviatilis Latreille, 1828 (Crustacea, decapoda, trichodactylidae) ocorrente no Rio da Várzea, Bacia do Alto Iguaçu, PR* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Paraná]. Acervo Digital UFPR.

<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/69260>

Ucides cordatus

Dalabona, G., Silva, J. de L., & Pinheiro, M. A. A. (2005). Size at morphological maturity of *Ucides cordatus* (Linnaeus, 1763) (Brachyura, Ocypodidae) in the Laranjeiras Bay, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48(1), 139–145.

<https://doi.org/10.1590/s1516-89132005000100018>

Fonte: o autor, 2026

Tabela S2 Resultados PCA morfométrica.

Medida	PC1	PC2	PC3
Comprimento do abdômen	0,401	-0,068	0,252
Largura da carapaça	0,396	0,004	0,453
Comprimento da carapaça	0,395	-0,043	0,439
Largura do 5º somito	0,380	-0,352	-0,070
Comprimento do quelípode	0,363	0,517	-0,290
Altura do quelípode	0,362	0,519	-0,337
Largura do 4º somito	0,345	-0,577	-0,579

Fonte: o autor, 2026

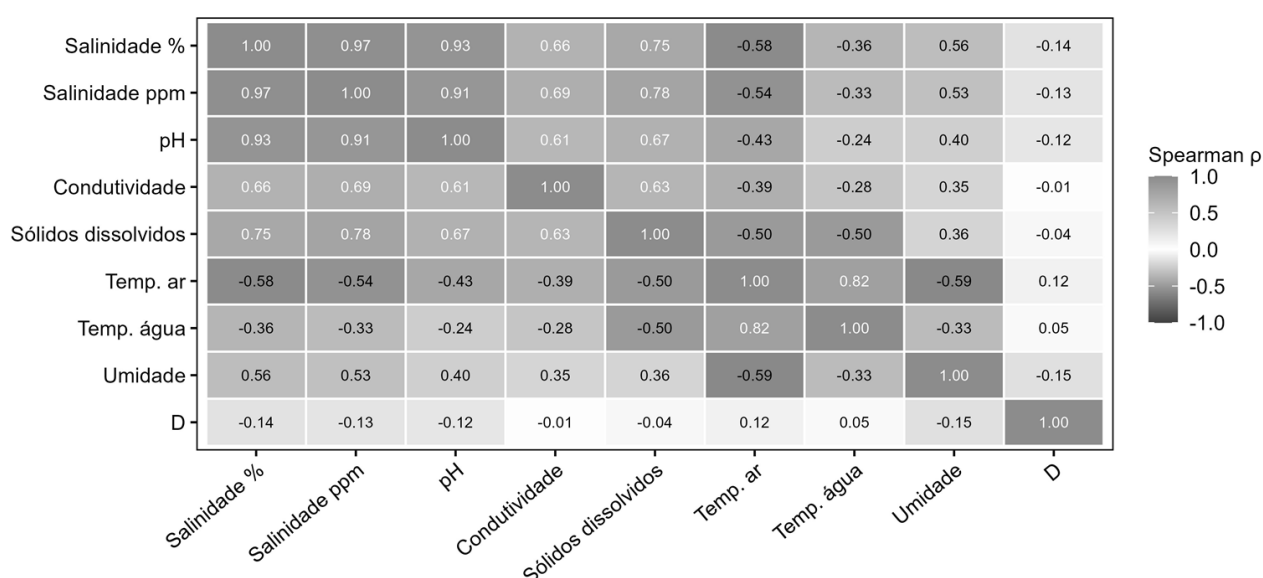


Figura S1 Matriz de correlação entre a cobertura de *Crinum* e as variáveis ambientais medidas no estuário de Barra do Una, do Prelado. Foram incluídas como covariáveis do modelo apenas as variáveis que não apresentavam correlação entre si $|r| > 0,7$ (salinidade (%), condutividade, temperatura do ar e umidade).

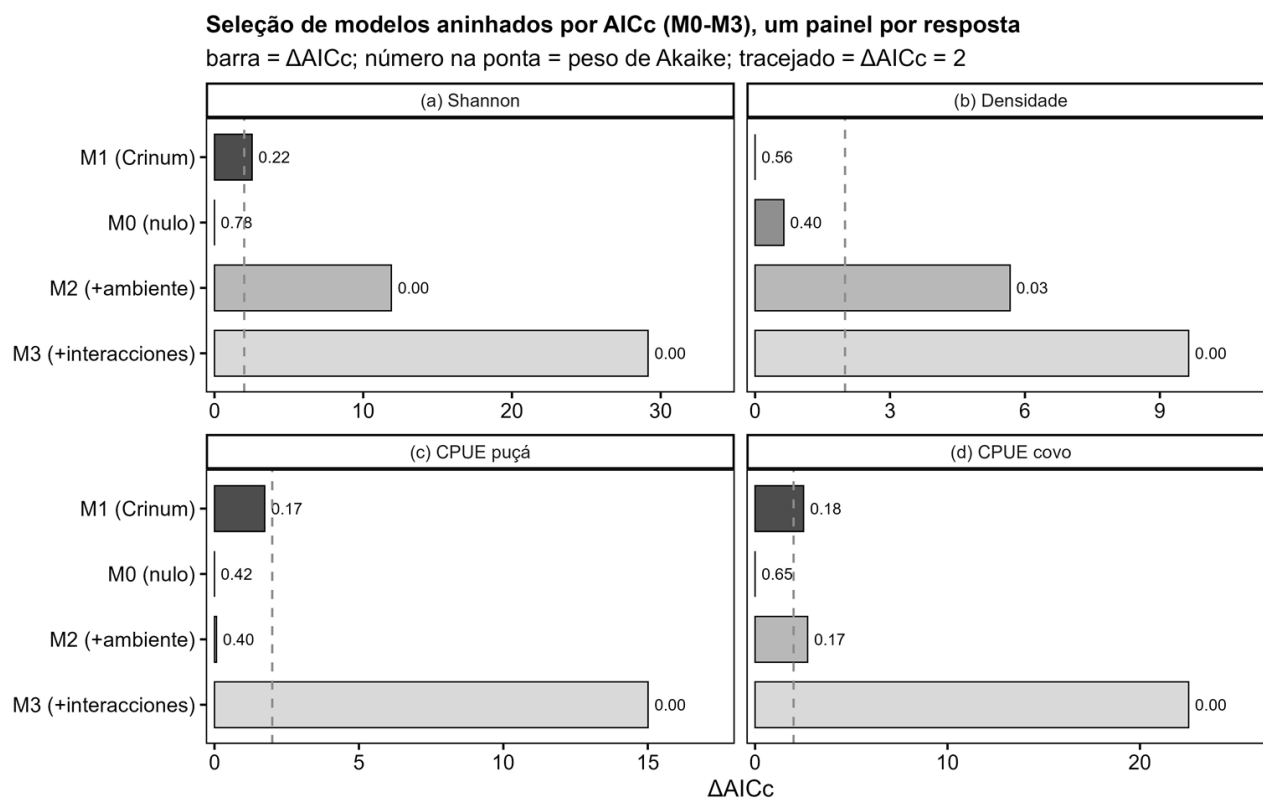


Figura S2 Seleção, com base no AICc de modelos aninhados para as quatro variáveis de resposta relacionadas à abundância e diversidade da primeira hipótese de homogeneização taxonômica; (a) diversidade de Shannon, (b) densidade de decápodes em quadrantes, (c) CPUE com rede de mão e (d) CPUE com armadilhas. Representadas como $\Delta AICc$ em relação ao melhor modelo, com os pesos de Akaike (w) indicados ao final de cada barra. São comparados quatro modelos GLMM aninhados por resposta, todos com um bloco mensal fixo e um efeito aleatório no nível da área (1 | ID_Área): M0 (nulo), M1 (proporção de *Crinum* como variável explicativa), M2 (ambiente: salinidade, condutividade, temperatura do ar e umidade como covariáveis) e M3 (interação *Crinum* × ambiente). Apenas a densidade de decápodes por quadrante seleciona um efeito de *Crinum*, sendo M1 o melhor modelo (w = 0,56, em comparação com o modelo nulo com um $\Delta AICc$ = 0,40); Shannon (M0, w = 0,78), a CPUE com puçá (M0, w = 0,42, com M2 praticamente empatado com um $\Delta AICc$ = 0,40) e a CPUE com covo (M0, w = 0,65) são mais bem explicadas pelo modelo nulo. A linha tracejada marca um $\Delta AICc$ = 2.

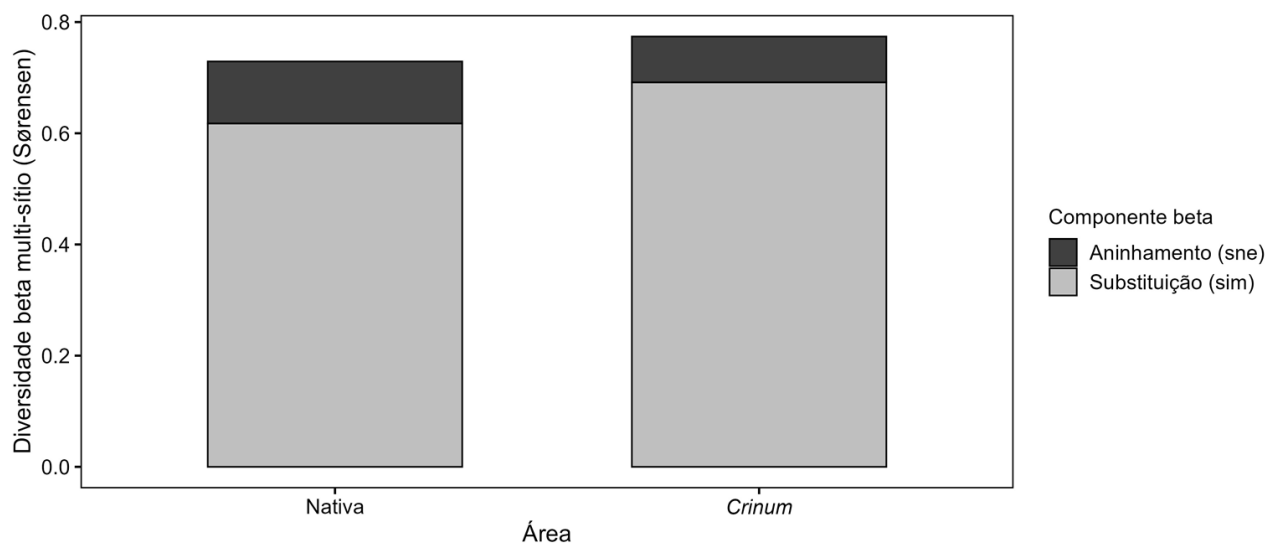


Figura S3 A diversidade beta multissítio (Sørensen) foi dividida em seus componentes de substituição (β SIM) e de aninhamento (β SNE) para as áreas de espécies nativas e de *Crinum*. A substituição foi o fator dominante na diversidade beta total de ambas as áreas.