

# CAPÍTULO 4: IMPACTOS DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS SOBRE AS CONTRIBUIÇÕES DA NATUREZA PARA AS PESSOAS (CNP), O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E A BOA QUALIDADE DE VIDA

Como citar: Pivello, V. R., Rocha, R. M., Vitule, J. R.S, Braga, R. R., Brown, G. G., Castro, C. F., Cruz Neto, C. C., Franco, A. S., Heringer, G., Magalhães, A. L. B., Miranda, R. J.10; Mormul, R. P., Oliveira, I., Saulino, H. H. L., Silva Matos, D.M. Capítulo 4: Impactos de espécies exóticas invasoras sobre as Contribuições da Natureza para as Pessoas (CNP), o Desenvolvimento Sustentável e a boa qualidade de vida. *In*: Dechoum, M.S., Junqueira, A. O. R., Orsi, M.L. (Org.). Relatório Temático sobre Espécies Exóticas Invasoras, Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. 1a Ed. São Carlos: Editora Cubo, 2024. P. 133-184. <https://doi.org/10.4322/978-65-00-87228-6.cap4>

## COORDENADORES DO CAPÍTULO

Vânia R. Pivello<sup>1</sup>, Rosana M. Rocha<sup>2</sup>,  
Jean R.S. Vitule<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidade de São Paulo

<sup>2</sup>Universidade Federal do Paraná

## AUTORES LÍDERES DO CAPÍTULO

Raul R. Braga<sup>3</sup>, George G. Brown<sup>4</sup>, Camila F.  
Castro<sup>2</sup>, Claudiano C. Cruz Neto<sup>5</sup>, Ana Clara S.  
Franco<sup>6</sup>, Gustavo Heringer<sup>7,8</sup>, André L.B.  
Magalhães<sup>9</sup>, Ricardo J. Miranda<sup>10</sup>, Roger P.  
Mormul<sup>11</sup>, Igor Oliveira<sup>12</sup>, Hugo H.L. Saulino<sup>13</sup>,  
Dalva M. Silva Matos<sup>13</sup>

<sup>3</sup>Universidade Estadual de Londrina

<sup>4</sup>Embrapa Florestas

<sup>5</sup>Universidade Federal do Recôncavo da Bahia

<sup>6</sup>Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

<sup>7</sup>Nürtingen-Geislingen University

<sup>8</sup>Universidade Federal de Lavras

<sup>9</sup>Universidade Federal de Ouro Preto

<sup>10</sup>Universidade Federal de Alagoas

<sup>11</sup>Universidade Estadual de Maringá

<sup>12</sup>Universidade Federal do Acre

<sup>13</sup>Universidade Federal de São Carlos

## AUTOR CONTRIBUINTE DO CAPÍTULO

Gregório Ceccantini<sup>1</sup>

## REVISORES EXTERNOS

Angelo Antonio Agostinho<sup>11</sup>, Gerhard Overbeck<sup>15</sup>

<sup>15</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Sul

## SUMÁRIO EXECUTIVO

**1. Um número expressivo de 1004 registros de evidências de impactos negativos causados por 239 espécies exóticas invasoras (EEIs) foi levantado, abrangendo todos os grandes grupos taxonômicos, regiões geopolíticas, biomas e ambientes (estabelecido, mas incompleto) (4.3.1, 4.3.2, 4.3.2.1.3).** Os efeitos negativos das EEIs sobre a biota incluem principalmente alterações na estrutura de comunidades e diminuição local da riqueza de espécies nativas, mediados por predação, competição e modificações ecossistêmicas. Poucos registros de impactos para meio físico e as contribuições da natureza às pessoas (CNP) foram encontrados, bem como impactos indiretos e observações de longo prazo. Os poucos registros de impactos positivos (33) foram reportados principalmente para plantas fornecedoras de alimento à fauna nativa e espécies bioengenheiras, como minhocas. Entretanto, esses impactos positivos são pontuais e de curta duração que podem ser suplantados no longo prazo, e por isso monitoramentos são fundamentais. Uma quantidade menor de estudos foi encontrada no Norte e Centro-Oeste.

**2. Os impactos negativos mais frequentes foram causados por peixes em águas continentais, principalmente ocasionados por sistemas produtivos ou estocagens intencionais irregulares (bem estabelecido) (4.3.1, 4.3.2).** Isso provavelmente ocorre pela associação do grupo ao sistema produtivo de alimentos (ex. tilápia), aquarofilia (ex. oscar) e pesca esportiva (ex. tucunaré), bem como pela grande produtividade de pesquisadores com foco em invasões biológicas de peixes das regiões Sul e Sudeste, originando este recorte taxonômico e espacial.

**3. A grande maioria das EEIs causadoras de impactos negativos no Brasil tem importância econômica e foi introduzida e/ou disseminada intencionalmente (estabelecido, mas incompleto) (4.3.1, 4.3.2).** Além dos peixes de águas continentais, importados (ex. tilápia) ou translocados (ex. tucuranaré) em território nacional, outros destaques são: caracol-gigante-africano, camarão-da-Malásia e javali, importados para cultivo; gramíneas africanas, utilizadas em pastagens plantadas; o pinheiro-americano, utilizado na indústria madeireira e de celulose. Como a introdução dessas espécies está associada a sistemas produtivos, devem ser priorizadas ações preventivas para o licenciamento desses sistemas, incluindo propostas de zoneamento ambiental e manejo das EEIs.

**4. Uma grande quantidade de impactos causados por espécies acidentalmente introduzidas no país prejudica as contribuições da natureza às pessoas e sua qualidade de vida (estabelecido, mas incompleto) (4.3.2.1.3, 4.3.2.2.1, 4.3.2.3.3, 4.3.3).** Foram levantados 522 registros de impactos relacionados a escapes não intencionais de sistemas de produção e 224 relacionados a outras formas de introdução não intencional. Destacam-se aqui diversos insetos vetores de doenças

aos humanos (ex. mosquito-da-dengue) e pragas agrícolas, importados como contaminantes de alimentos ou substrato (ex. joaninha-asiática, broca-do-café, mosca-do-mediterrâneo, mosca-branca). Atividades de aquicultura constituem importante via não intencional de plantas exóticas invasoras causadoras de grandes impactos negativos na biota nativa em meio aquático/semiaquático, como ex. hidrila e lírio-do-brejo. Em ambiente marinho, foi mais frequente a introdução não intencional pela contaminação de navios, destacando-se o coral-sol em ambientes recifais e invertebrados associados a cultivos de bivalves.

**5. Poucos registros de impactos foram encontrados em ambientes marinhos (inconclusivo) (4.3.2.3).** Isto provavelmente ocorre porque o ambiente marinho é um sistema aberto e com poucas barreiras, dificultando a atribuição de impacto a espécies específicas, e também porque a maioria dos impactos ocorreu por espécies de invertebrados sem interesse econômico, mas não pelo fato de haver maior resistência ou resiliência deste ambiente. EEIs em ambiente marinho merecem maior atenção, dado seu potencial de prejuízo a atividades econômicas, como pesca, maricultura, turismo e recreação.

**6. Muitas espécies de alto potencial invasor e/ou causadoras de grandes impactos em outros países, já estabelecidas em nosso território, não possuem estudos científicos que demonstrem impactos no Brasil. (estabelecido, mas incompleto) (4.2, 4.4.1, 4.4.4).** As informações dos estudos realizados no exterior devem ser aqui consideradas para ações preventivas e de controle populacional. Estudos experimentais mais conclusivos quanto aos impactos das EEIs ocorreram em situações de laboratório e raramente avaliaram sinergias entre impactos distintos. A confirmação dos impactos de EEIs requer estudos bem planejados de médio e longo prazos, monitoramento constante e bons controles, o que não tem sido realizado para a grande maioria das EEIs em âmbito nacional.

**7. Há pouca quantificação dos custos dos impactos negativos causados pelas EEIs no Brasil, impedindo uma melhor avaliação da magnitude do problema (inconclusivo) (4.3.3, 4.4.3, 4.4.4).** Apesar das invasões biológicas causarem elevados prejuízos financeiros, há imensa carência dessa quantificação no Brasil. Estima-se perdas entre 77 e 105 bilhões de dólares pelos impactos causados por apenas 16 espécies avaliadas, principalmente pragas agrícolas e silviculturais (28 bilhões de dólares) e vetores de doenças (11 bilhões de dólares). Esses custos envolvem perda de produção e de horas de trabalho, internações hospitalares, interferência na indústria de turismo, dentre outras. A não-quantificação dos prejuízos causados pelas EEIs dificulta o planejamento para a prevenção de novas invasões e o manejo dos processos em curso. A avaliação econômica e em longo prazo dos impactos das atividades baseadas em EEIs deve ser obrigatoriamente incluída no licenciamento ambiental dos projetos destas cadeias produtivas.

## 4.1. Introdução

Neste capítulo, apresentamos uma síntese dos impactos já estudados em território nacional e reportados na literatura científica, relacionando as espécies exóticas invasoras (EEl) aos ambientes impactados e efeitos na biodiversidade. O impacto é definido amplamente como qualquer mudança mensurável no ambiente, desempenho dos indivíduos, tamanho das populações ou na composição de comunidades de espécies nativas e suas interações ecológicas, atribuível direta ou indiretamente à presença de uma EEl (Ricciardi et al. 2013). Em alguns casos, os impactos causados pelas EEl podem ser irreversíveis (IUCN 2020). Neste diagnóstico, além dos impactos das EEl no ambiente e na biodiversidade, incluímos também os impactos na qualidade de vida das pessoas, tais como as perdas econômicas geradas diretamente pela sua presença e, indiretamente, pela necessidade de seu controle, como ocorre com pragas agrícolas e pecuárias; incluímos ainda impactos na saúde humana causados por EEl patógenos ou vetores destes.

Os impactos negativos que as EEl podem causar variam em uma ampla escala, desde suaves a extremamente graves. Neste último caso, citamos as extinções de espécies e redução da biodiversidade nativa, a descaracterização de habitat natural, a perda de funções e processos ecológicos, a perda de serviços ecossistêmicos essenciais, o surgimento de pandemias e epidemias, os altos custos econômicos por danos causados a bens, propriedades e produtos. Em alguns casos, as EEl também podem trazer impactos positivos, como propiciar alimento à fauna ou melhorar condições edáficas (no caso de algumas minhocas, por exemplo); porém, esse balanço poucas vezes é favorável, pois geralmente os benefícios são pontuais e/ou privados, enquanto os prejuízos atingem a maior parcela da sociedade.

Este capítulo foi construído a partir de uma extensa revisão de estudos de acesso público que demonstraram impactos causados por EEl em território brasileiro, bem como as EEl causadoras desses impactos (Sampaio-Franco et al., submt.). As análises estão apresentadas com foco nos principais biomas/ambientes e também nos grandes grupos taxonômicos. Neste último caso, os peixes foram separados numa categoria à parte dos vertebrados e artrópodes, numa categoria à parte dos invertebrados, em função da grande quantidade de espécies invasoras e estudos reportando impactos para estes grupos.

Diante da grande quantidade de problemas causados pelas EEl já reconhecidos pela comunidade internacional, pode-se considerar que tanto o número de estudos compilados como o número de EEl reportados neste capítulo é relativamente baixo. Uma razão é a não-inclusão de impactos potenciais, ou daqueles observados em outros países, mas não estudados em território nacional. Ainda, a maioria das evidências de impacto aqui apresentadas vêm de estudos observacionais de alterações na natureza ou em contribuições da natureza para as pessoas e a

qualidade de vida humana (CNP+QV) após a invasão (693 registros). Como esses estudos observacionais dependem de monitoramento em séries temporais, comparando-se variáveis antes e após a invasão, pode-se subestimar o impacto sobre variáveis não monitoradas. Uma outra parte das evidências apresentadas veio de experimentos em campo (211 registros), que, apesar de terem sido realizados principalmente em escala local (73%), apresentam resultados bastante relevantes, revelando impactos gerados por 81 espécies em condições bem realistas. Uma terceira parte de evidências vem de experimentos em laboratório (70 registros), cujas escalas espacial e temporal podem também minimizar os impactos que, de fato, ocorreriam na natureza. Experimentos dificilmente avaliam impactos sinérgicos, causados por várias espécies ao mesmo tempo. Porém, a vantagem dos experimentos (em campo, laboratório ou casa de vegetação) é possibilitar maior compreensão dos fatores causais e dos mecanismos do impacto, informações cruciais para definir as ações de manejo (tratadas no capítulo 5 deste relatório). Uma parcela menor das informações provém de trabalhos de revisão e modelagem.

#### 4.2. Histórico de impactos no Brasil

A detecção de impactos causados por espécies exóticas invasoras e seu registro em estudos científicos começaram a ser publicados apenas a partir dos anos 1980. O primeiro registro avaliou o impacto da minhoca-mansa *Pontosclex corethrus* (Guerra & Asakawa 1981). Esses estudos pioneiros, até 1990, referiram-se apenas a invertebrados terrestres. Os primeiros estudos sobre impactos causados por vertebrados surgiram nos anos 1990, referindo-se especialmente a peixes (Sunaga et al. 1991). Para plantas, as primeiras publicações ocorreram a partir de 1999, para as terrestres, e a partir de 2005, para as aquáticas.

Houve um aumento exponencial nas publicações de registros de impactos causados pelas EEIs no Brasil a partir da metade dos anos 2000, especialmente nos últimos 10 anos, envolvendo principalmente peixes de águas continentais, em ecossistemas lênticos (Figura 1). Entretanto, a quantidade de estudos voltados a um ou outro grupo taxonômico pode não decorrer necessariamente de um maior número de EEIs no grupo ou de impactos mais graves, mas sim, de um maior esforço de pesquisa no grupo taxonômico.

#### 4.3. Espécies exóticas invasoras e impactos provocados

Destacamos aqui um conjunto das dez espécies mais relevantes em cada grande grupo taxonômico (Quadro 1), pois apresentaram o maior número de registros de impactos, na maior quantidade de habitat e regiões geopolíticas; foram responsáveis por diferentes tipos e mecanismos de impactos, além de afetar CNP+QV. Muitas dessas espécies serão comentadas a seguir, neste capítulo.

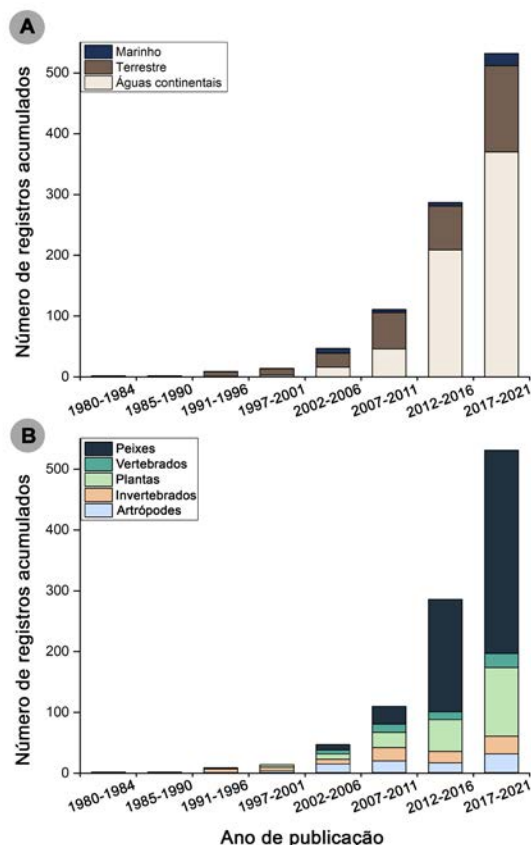


Figura 4.1 - Número acumulado de registros dos impactos das EEs por tipo de ecossistema (A) e por grupo taxonômico (B), entre 1980-2021. Foram excluídos os artrópodes na categoria de invertebrados, e os peixes, dentre os vertebrados.

#### QUADRO 4.1

Dez EEs com maior número de registros em grandes grupos taxonômicos, abrangência geográfica e ecológica e mecanismos de impactos ambientais. As espécies foram listadas em ordem alfabética. *Urochloa eminii* = *U. decumbens*.



##### Artrópodes:

*Apis mellifera* (abelha-de-mel)  
*Bemisia tabaci* (mosca-branca)  
*Ceratitis capitata* (mosca-do-Mediterrâneo)  
*Dendrocephalus brasiliensis* (artêmia-de-água-doce)  
*Harmonia axyridis* (joaninha-asiática)  
*Hyblaea puera* (lagarta-desfolhadora)  
*Hypothenemus hampei* (broca-do-café)  
*Macrobrachium rosenbergii* (camarão-da-Malásia)  
*Penaeus vannamei* (camarão-branco-do-Pacífico)  
*Tapinoma melanocephalum* (formiga-fantasma)



##### Invertebrados:

*Achatina fulica* (caramujo-gigante-africano)  
*Amyntas corticis* (minhoca-louca / minhoca-bailarina)  
*Amyntas gracilis* (minhoca-louca / minhoca-bailarina)  
*Corbicula fluminea* (ameijão-asiática)  
*Corbicula largillierti* (berbigão-asiático-roxo)  
*Eisenia fetida* (minhoca-vermelha-da-Califórnia)  
*Limnoperna fortunei* (mexilhão-dourado)  
*Melanoides tuberculata* (caramujo-trombeta)  
*Pontoscolex corethrurus* (minhoca-mansa)  
*Tubastraea* spp. (coral-sol)



##### Peixes:

*Cichla kelberi* (tucunaré-amarelo)  
*Cichla piquiti* (tucunaré-azul)  
*Clarias gariepinus* (bagre-africano)  
*Coptodon rendalli* (tilápia-do-Congo)  
*Oreochromis niloticus* (tilápia-do-Nilo)  
*Poecilia reticulata* (barrigudinho / lebiste)  
*Potamotrygon amandae* (arraia)  
*Potamotrygon falkneri* (raia-pintada)  
*Steindachnerina brevipinna* (biru)  
*Trachelyopterus galeatus* (cumbaca)



##### Plantas:

*Acacia auriculiformis* (acácia)  
*Acacia mangium* (acácia-australiana)  
*Artocarpus heterophyllus* (jaqueira)  
*Hedychium coronarium* (lírio-do-brejo)  
*Hydrilla verticillata* (hidrila)  
*Melinis minutiflora* (capim-gordura)  
*Pinus elliottii* (pinheiro-americano)  
*Urochloa arrecta* (braquiária-do-brejo)  
*Urochloa eminii* (braquiária-comum)  
*Urochloa brizantha* (braquiarião)



##### Vertebrados:

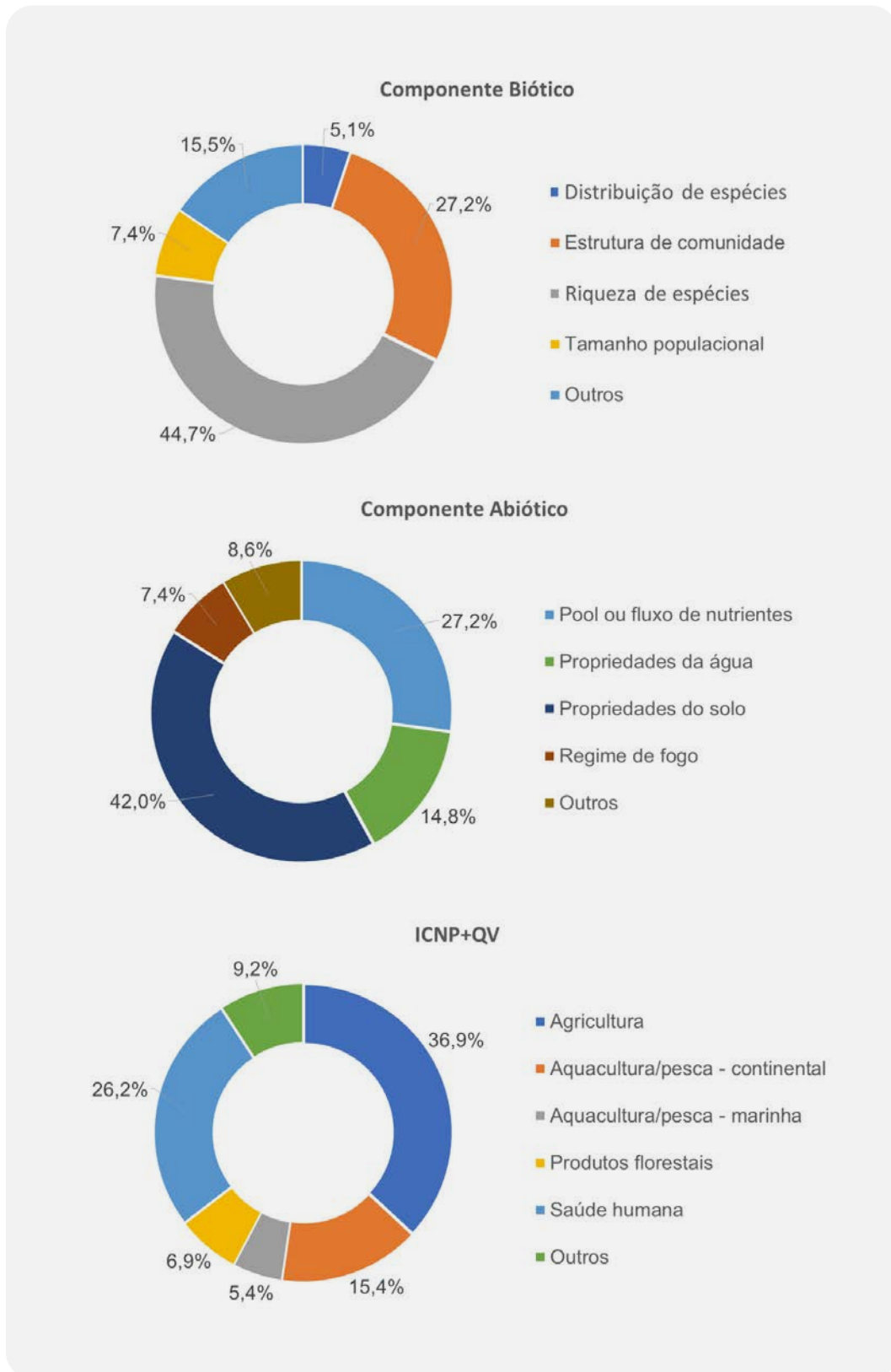
*Bubalus bubalis* (búfalo-asiático)  
*Bubulcus ibis* (garça-vaqueira)  
*Callithrix penicillata* (sagui-de-tufos-pretos)  
*Canis lupus familiaris* (cão-doméstico)  
*Eleutherodactylus johnstonei* (perereca-assobiadora)  
*Hemidactylus mabouia* (lagartixa-de-parede)  
*Lithobates catesbeianus* (rã-touro)  
*Rattus rattus* (ratazanas)  
*Rhinella diptycha* (sapo-cururu)  
*Sus scrofa* (javeli)

### 4.3.1. Padrões gerais de impactos conhecidos

A grande maioria dos impactos causados por EEIs no Brasil e registrados na literatura foram diretos e negativos, com alguns poucos registros de impactos positivos para plantas e alguns invertebrados, como minhocas, artrópodes e moluscos. Cabe ressaltar que esses impactos positivos se referem a algum benefício pontual à biodiversidade ou CNP+QV, em escala temporal ou espacial restrita. Porém, ao longo do tempo, a presença da EEI pode causar desequilíbrios na comunidade ou no próprio ambiente. Por exemplo, espécies de acácias Australianas (*Acacia mangium* e *A. auriculiformis*) aumentam altura e área basal total da vegetação do ecossistema Muçununga, aumentando o estoque de carbono de áreas em regeneração. Entretanto, essa alteração na estrutura da vegetação está associada ao aumento da mortalidade de árvores nativas e dominância dessas EEIs (Heringer et al. 2019), portanto, reduzindo a diversidade taxonômica, funcional e filogenética (Matos et al. 2022). EEIs de minhocas podem trazer efeitos positivos principalmente a plantas agrícolas e florestais, mas também podem causar profundas modificações na estrutura do solo, nas comunidades microbianas e da fauna edáfica, alterando ciclos biogeoquímicos, a biodiversidade e o funcionamento do solo (Eisenhauer et al. 2007, Hendrix et al. 2008, Ferlian et al. 2018). Para artrópodes e moluscos, os impactos positivos relacionam-se à diminuição de eutrofização ou ao provimento de alimento à fauna nativa.

Considerando os alvos dos impactos, há um acentuado domínio de registros sobre o componente biótico (86% do total) em relação aos impactos sobre o meio abiótico e CNP+QV. Dentre os impactos bióticos, predominam aqueles sobre a riqueza de espécies e a estrutura da comunidade, enquanto impactos nas propriedades do solo ou da água e na quantidade ou fluxo de nutrientes predominam entre os abióticos. Um terço dos impactos em CNP+QV ocorrem na agricultura; proporções um pouco menores ocorrem na saúde humana, na aquicultura e pesca continentais (Figura 2).

Evidências de impacto foram detectadas em todos os grupos taxonômicos considerados (Figura 3), sendo mais frequentes aqueles causados por peixes, geralmente alterando a riqueza de espécies e a estrutura da comunidade local. Plantas afetam principalmente o crescimento populacional de outras espécies, a estrutura da comunidade e alteram processos como a polinização. Já os vertebrados alteram a distribuição das espécies e as cadeias alimentares. Enquanto os alvos predominantes dos impactos causados por artrópodes exóticos invasores encaixam-se na categoria CNP+QV (agricultura e saúde humana), os demais invertebrados alteram tanto parâmetros bióticos (notadamente a estrutura da comunidade e cadeias alimentares), como abióticos (propriedades do solo e água, fluxo de nutrientes), além de CNP+QV (agricultura, aquicultura e pesca continentais).



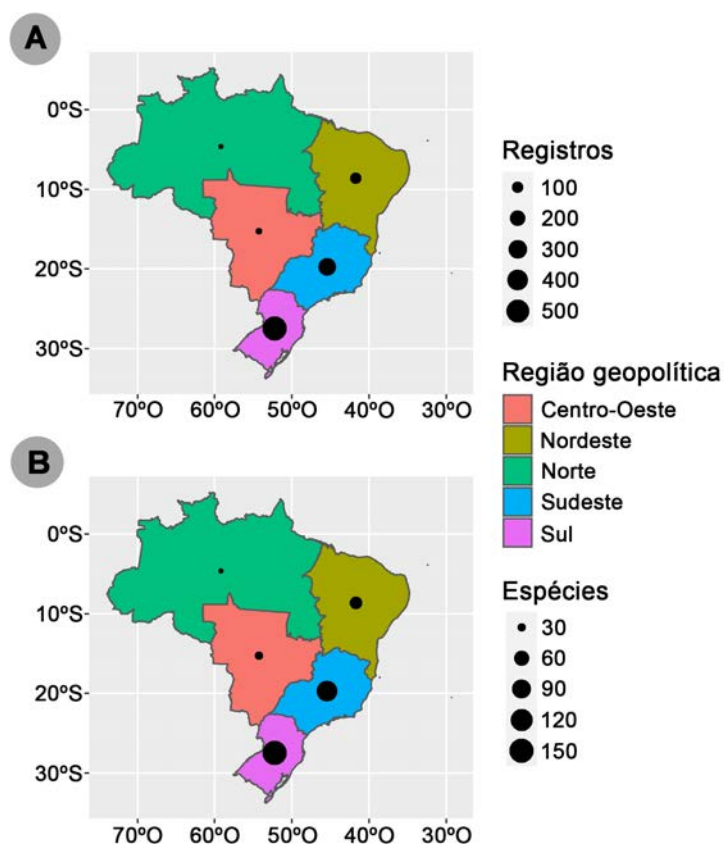
**Figura 4.2** - Distribuição dos registros de impactos segundo três grandes categorias dos alvos (sobre os componentes biótico e abiótico dos ecossistemas e sobre as contribuições da natureza para as pessoas + qualidade de vida humana [CNP+QV]). O gráfico deve ser lido no sentido horário, a partir da linha média superior, e a sequência de cores corresponde à ordem das mesmas na legenda.





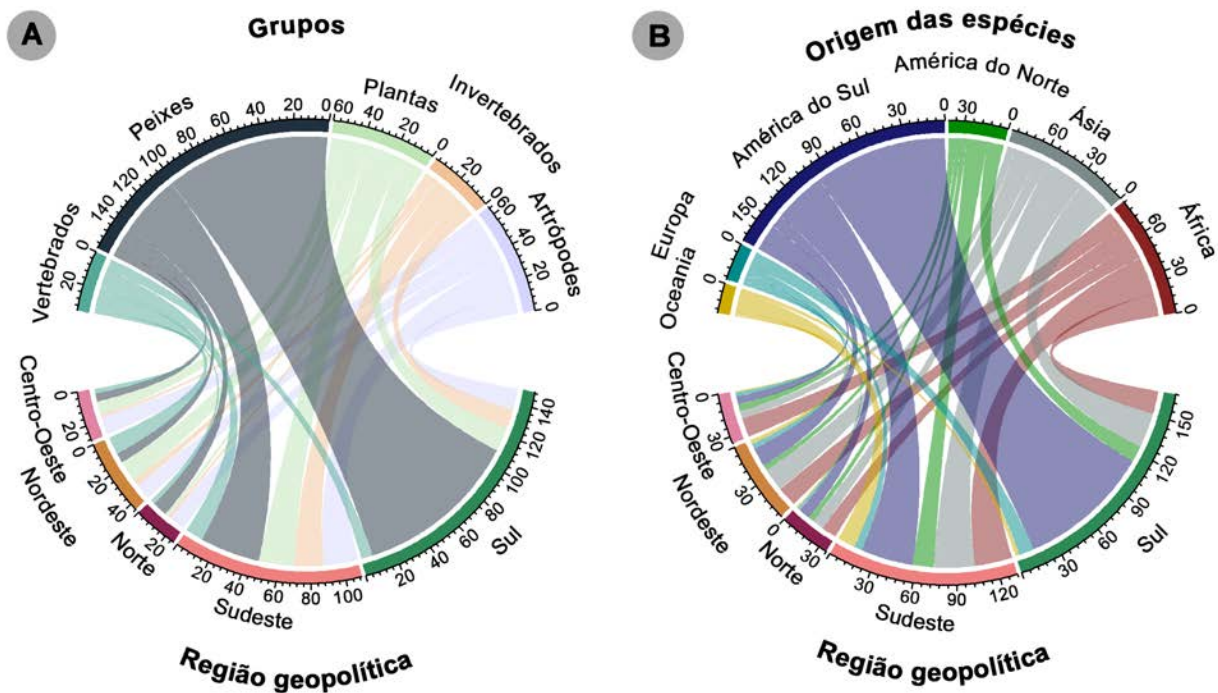
Figura 4.3 - Distribuição dos registros de impacto dos grandes grupos taxonômicos, segundo três categorias dos alvos (componentes biótico e abiótico dos ecossistemas e contribuição da natureza para as pessoas + qualidade de vida [CNP+QV]). Na categoria invertebrados foram excluídos os artrópodes e na categoria vertebrados foram excluídos os peixes. Os gráficos devem ser lidos no sentido horário, a partir da linha média superior, e a sequência de cores corresponde à ordem das mesmas na legenda.

Registros de impactos e de espécies potencialmente impactantes foram detectadas em todas as regiões geopolíticas brasileiras, porém não na mesma proporção (Figura 4). A Região Sul apresentou maior número de estudos com registros de impactos e de EEIs, onde peixes continentais introduzidos na bacia do rio Paraná (439 registros, 99 espécies) dominam amplamente (Figura 5A). A Região Norte apresentou o menor número de estudos e de espécies invasoras impactantes (Figura 4), onde peixes e artrópodes foram estudados em proporções semelhantes. As Regiões Sudeste e Nordeste concentram a maior parte dos estudos com registros encontrados para plantas e vertebrados invasores, apresentando um leve domínio de registros de impactos causados por plantas, assim como na Região Centro-Oeste. Dentre os artrópodes, um grande número de espécies vem causando impactos nas Regiões Sudeste (21 espécies), Sul (13 espécies) e Nordeste (10 espécies); outros invertebrados também estiveram mais relacionados às Regiões Sudeste (18 espécies) e Sul (12 espécies). É importante destacar que as relações espaciais aqui mencionadas referem-se à região geográfica onde o estudo foi realizado e não aos padrões espaciais de distribuição das espécies invasoras ou dos impactos por elas causados. Pode-se esperar que impactos semelhantes aos citados sejam também detectados em outras regiões, o que ressalta a importância da realização de mais estudos, especialmente nas Regiões Norte e Centro-Oeste, as quais apresentam menos estudos.



**Figura 4.4** - Números de registros publicados de impactos causados por EEIs (A) e de EEIs (B) nas regiões geopolíticas brasileiras. O tamanho do círculo representa a escala de grandeza da quantidade de registros/espécies.

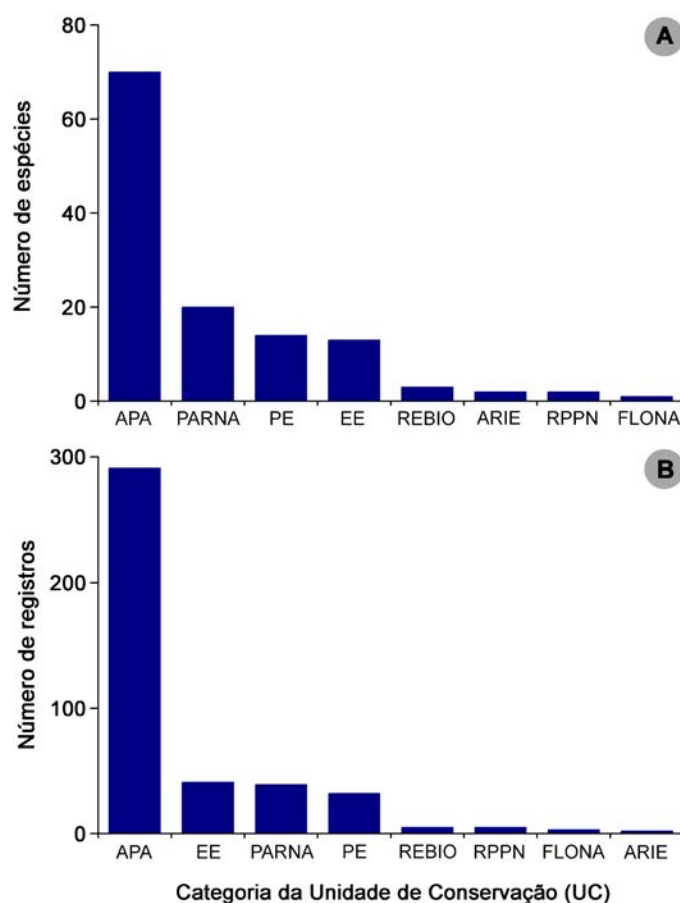
Dentre as 243 espécies com registro de impacto em território brasileiro, 138 (57%) são nativas da América do Sul, indicando que o maior fluxo de introduções se dá por proximidade geográfica, provavelmente pela maior similaridade de condições ambientais entre regiões próximas, que facilita o estabelecimento de invasoras. Espécies com origem no continente asiático (50 espécies) e africano (37 espécies) também foram responsáveis por considerável parcela de introduções; as contribuições de espécies originárias da América do Norte, Europa e Oceania (respectivamente 26, 15 e 15 espécies) foram menores (Figura 5B). Este mesmo padrão de origem se mantém nas regiões geopolíticas brasileiras. Por exemplo, na região Sul, a maior parte das EEl com registro de impacto vieram da América do Sul, Ásia e África (respectivamente 87, 26 e 17 espécies); no Sudeste, observamos 38 EEl da América do Sul, 30 da Ásia e 28 da África (Figura 5B). A exceção é a Região Centro-Oeste, onde a maior parte das EEl com registros de impacto vieram da África (47%).



**Figura 4.5** - A: Relação entre os grupos taxonômicos de EEl (metade superior do círculo) e as regiões geopolíticas brasileiras (metade inferior do círculo) onde os impactos foram observados. Cada par táxon-região é representado por uma cor diferente e os números externos ao círculo representam a quantidade de espécies em cada par. B: Relação entre as regiões geopolíticas brasileiras doadoras (metade superior do círculo) e as receptoras de EEl (metade inferior do círculo). Cada par "região doadora-receptora" é representado por uma cor diferente e os números externos ao círculo representam a quantidade de espécies em cada par. Na categoria invertebrados foram excluídos os artrópodes e na categoria vertebrados foram excluídos os peixes.

Há também uma distribuição heterogênea de registros de impactos causados por EEl em unidades de conservação (UCs) (Figura 6), sendo mais reportados nas Regiões Sul (293 registros, 71 espécies) e Sudeste (63 registros, 21 espécies). Dentre as categorias de UC, uma proporção muito maior de registros (291) e de espécies

(70) causadoras de impacto ocorrem em Áreas de Proteção Ambiental (APA). Esse padrão pode estar relacionado à grande extensão e menor grau de proteção das APAs. Os impactos causados por EEIs nas categorias Estação Ecológica (41 registros, 13 espécies), Parque Nacional (39 registros, 20 espécies) e Parque Estadual (32 registros, 14 espécies) foram semelhantes e expressivos, o que é muito preocupante, pois essas categorias de UC pressupõem proteção integral à biodiversidade que abrigam. Para as plantas terrestres, 56% de todos os registros de impactos causados por EEIs foram em UCs, especialmente em Parques Nacionais e Estaduais (45%) e em Estações Ecológicas (35%). Mesmo que os registros encontrados em UCs sejam devidos ao maior número de estudos nesses territórios, os valores encontrados permanecem alarmantes em relação à susceptibilidade dessas áreas à invasão biológica e seus impactos. Por outro lado, apesar da presença de muitas espécies exóticas de invertebrados terrestres em UCs brasileiras (ex. minhocas, Brown & James 2007), apenas o caracol-gigante-africano (*Lissachatina fulica*) foi relatado como tendo possível impacto negativo. Essa mesma situação também deve ocorrer para outros grupos/táxons, que têm presença relatada (observações, registros) em UCs, mas nenhum estudo para constatar e mensurar o impacto.



**Figura 4.6** - Número de espécies exóticas invasoras (A) e de registros de evidências de impacto negativo (B) detectados em UCs brasileiras de diferentes categorias (APA - Área de Proteção Ambiental, ARIE - Área de Relevante Interesse Ecológico, EE - Estação Ecológica, FLONA - Floresta Nacional, PARNA - Parque Nacional, PE - Parque Estadual, REBIO - Reserva Biológica, RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural).

A via de introdução associada ao maior número de registros de impactos foi o escape (693 registros), sendo a maior causa a construção de reservatórios e escadas para peixes (279 registros, com 54 espécies de peixes introduzidos na bacia do rio Paraná pela construção da usina de Itaipu) (Figura 7A), seguida do escape de sistemas de cultivo e produção (217 registros), onde as plantas dominaram (123 registros), com destaque para o capim-gordura (*Melinis minutiflora*, 31 registros) e a braquiária-comum (*Urochloa eminii* [= *Urochloa decumbens*], 15 registros). O escape de peixes cultivados em reservatórios (69 registros) também foi muito expressivo, com destaque para a tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*, 17 registros) (Figura 7B). Outras vias importantes de escape são as atividades de aquarismo, terrário e criação de animais domesticados (112 registros), destacando-se os impactos das plantas braquiária-do-brejo (*Urochloa arrecta*, prancha 1) e hidrila (*Hydrilla verticillata*), pelos peixes barrigudinho ou guppy (*Poecilia reticulata*, prancha 2) e tetra ou mato-grosso (*Hyphessobrycon eques*), além do javali (*Sus scrofa*). EElS introduzidas para caça e pesca na natureza já causaram 74 evidências de impacto, com destaque para o tucunaré-amarelo (*Cichla kelberi*), tucunaré-azul (*Cichla piquiti*) e tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*). Outras espécies introduzidas intencionalmente que merecem destaque são a minhoca-mansa (*Pontosclex corethrurus*), a minhoca-bailarina (*Amyntas gracilis*) e o pacu-prata (*Metynnis lippincottianus*) (Figura 7). EElS introduzidas de maneira não intencional já originaram 224 evidências de impacto (Figura 7), especialmente na forma de contaminantes (associadas a animais, plantas, sementes, solo ou material natural de embalagens) ou transportadas por água de lastro. A maioria desses contaminantes são plantas (40 registros), destacando-se o braquiarão (*Urochloa brizantha*) e a braquiária-comum (*U. eminii*), além de artrópodes (46 registros), com destaque para a formiga-fantasma *Tapinoma melanocephalum* e o inseto psílideo *Diaphorina citri* (psílideo-asiático-dos-citros). Já a água de lastro foi responsável pela introdução de 12 espécies, principalmente plantas (salientando a braquiária-do-brejo e hidrila) e invertebrados não artrópodes, destacando-se o mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*).

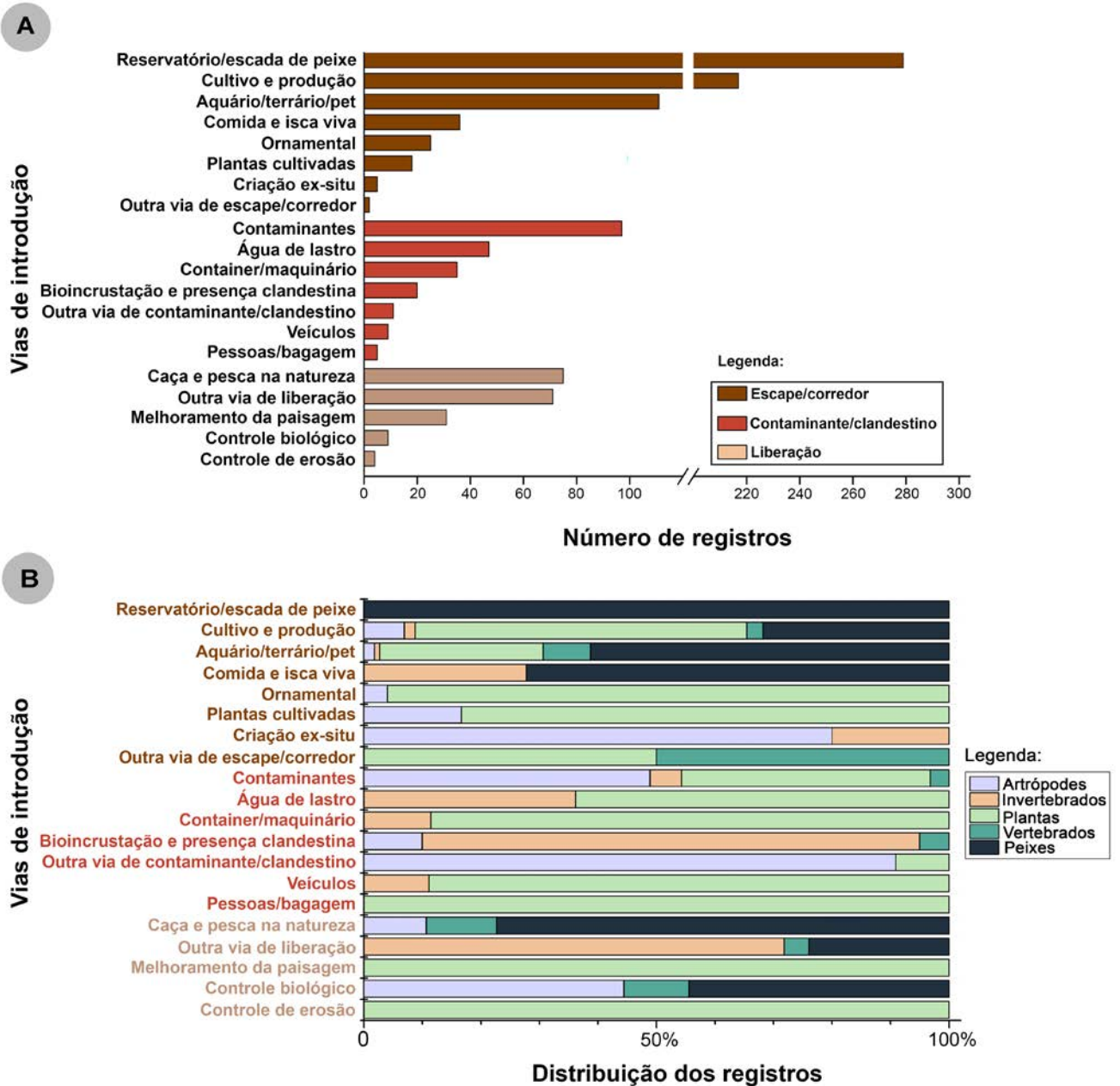
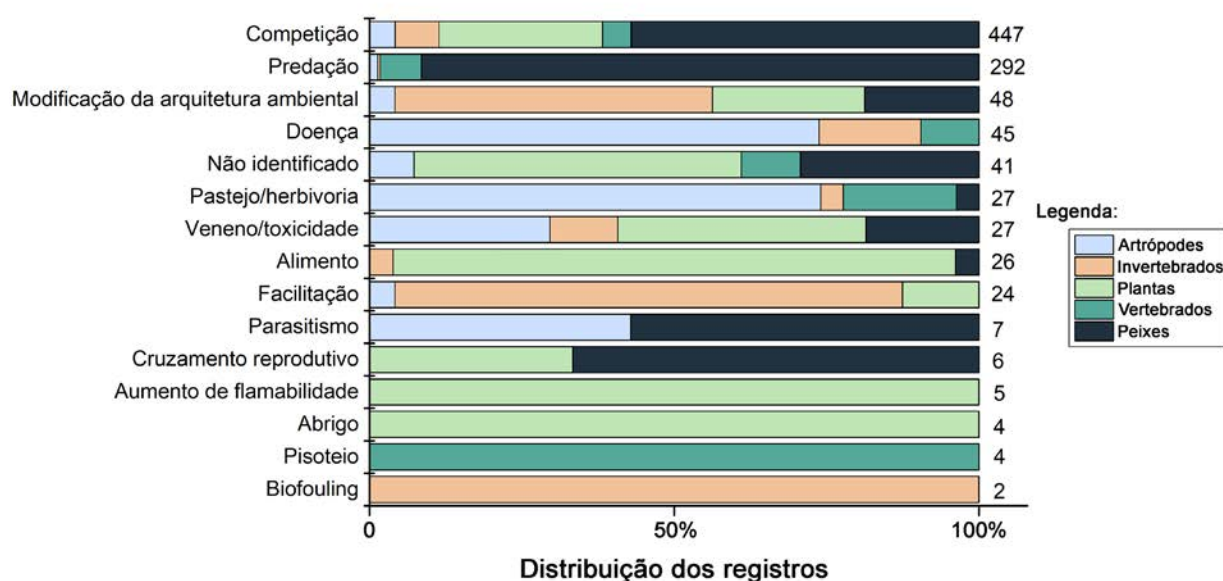


Figura 4.7 - (A) Principais vias de introdução das EEl geradoras de impacto no território brasileiro dentro de categorias da Convenção de Diversidade Biológica, reunidas em três grandes grupos (Escape/Corredor, Contaminante/Clandestino; Liberação), e (B) os grupos taxonômicos associados a essas vias. As cores dos títulos das barras horizontais da figura B referem-se à classificação da figura A. Na categoria invertebrados, foram excluídos os artrópodes e, na categoria vertebrados, foram excluídos os peixes.

Em relação aos mecanismos ecológicos pelos quais EEl podem causar impacto, foram identificados 14 tipos, destacando-se as interações biológicas diretas entre as espécies, como competição (447 registros) e predação (292). Para outros tipos de mecanismos de impacto, os números de registros passam a ser inferiores em uma ordem de grandeza. Com exceção da modificação da arquitetura ambiental, os demais mecanismos implicam em interação direta entre a EEl e espécies nativas das comunidades invadidas (Figura 8). Os tipos de mecanismos de impacto são associados ao modo de vida e comportamento próprios de cada grupo taxonômico.

Por exemplo, impactos causados por artrópodes estão relacionados à transmissão de doenças, herbivoria (pragas agrícolas) e presença de veneno/toxicidade; os impactos dos peixes relacionam-se principalmente à predação, competição e reprodução com espécies nativas; os impactos dos demais vertebrados são associados ao pastejo, pisoteio, transmissão de doenças e predação. As plantas foram o segundo grupo com mais registros de interações competitivas com espécies nativas, mas também causaram impactos devido à hibridização com espécies nativas, modificação da arquitetura ambiental e presença de toxicidade; foram também as principais responsáveis pelo fornecimento de alimento às demais espécies nos locais de introdução e as únicas responsáveis por aumento de incêndios e fornecimento de abrigo (Figura 8).



**Figura 4.8** - Mecanismos ecológicos mediadores de impactos causados por EEs e sua associação com os grupos taxonômicos. À direita de cada barra, consta o número de registros observados para cada mecanismo até 2021. Na categoria invertebrados foram excluídos os artrópodes e na categoria vertebrados foram excluídos os peixes.

#### 4.3.2. Padrões por ambiente

Comparando os três grandes ambientes considerados (águas continentais, terrestre e marinho), as águas continentais apresentaram mais registros de impactos causados por EEs, alcançando 64% do total compilado para este relatório (Figura 9A). Isto se deve principalmente ao investimento em estudos sobre impactos de peixes invasores, além de macrófitas aquáticas e invertebrados (Figura 9B). Em ambientes terrestres, a maior parte dos impactos reportados relacionou-se às plantas, seguido por invertebrados e os vertebrados que não os peixes. Sistemas marinhos foram os menos estudados, onde predominaram os impactos causados por invertebrados não-artrópodes, com destaque para o coral-sol (*Tubastraea* spp.), além de artrópodes, algas e vertebrados, na parte terrestre de ilhas oceânicas.

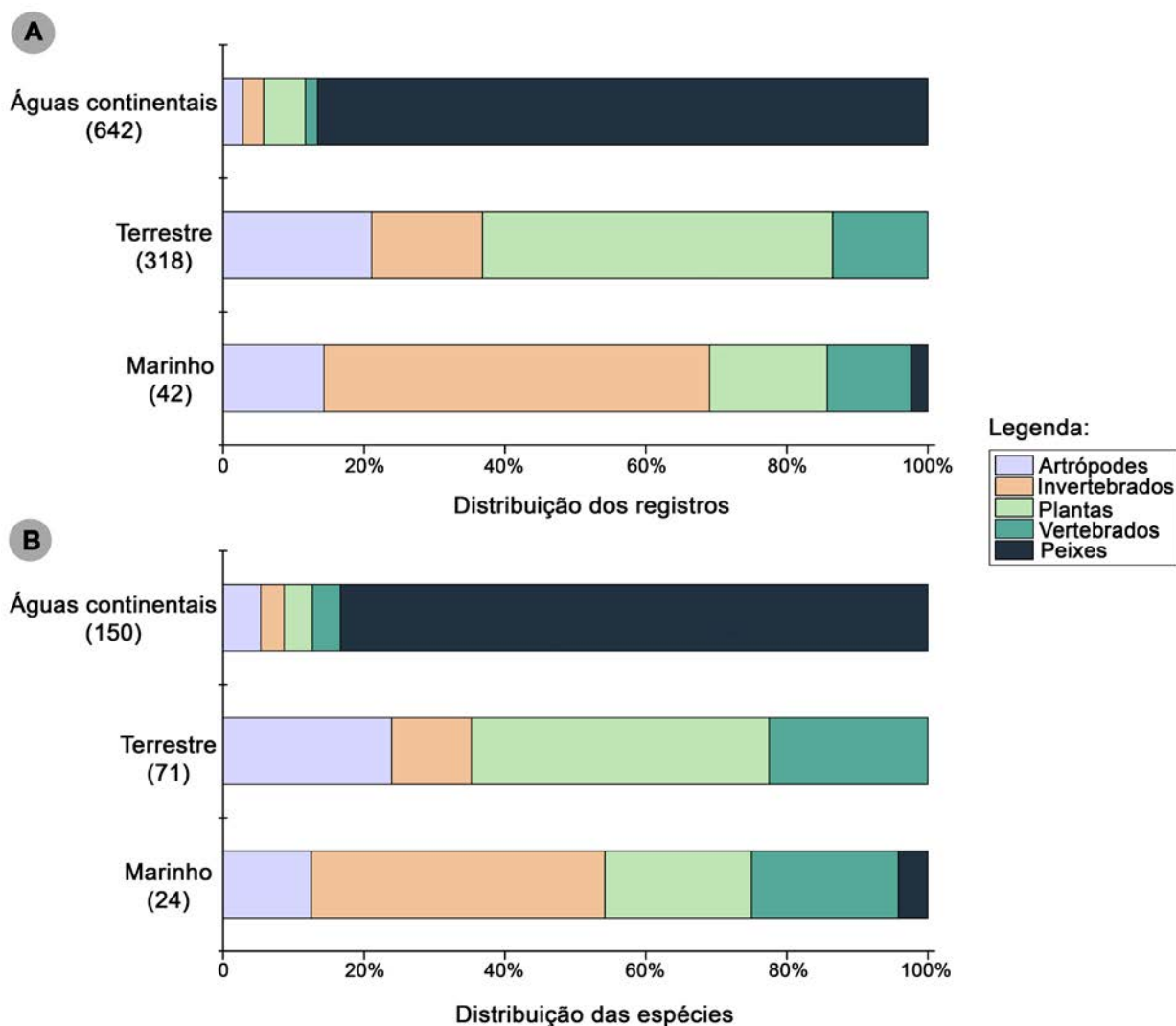


Figura 4.9 - Contribuição relativa [%] de número de registros (A) e número de espécies (B) causadoras de impacto por grupo taxonômico (artrópodes, invertebrados não artrópodes, plantas, vertebrados exceto peixes e peixes) e tipo de ambiente. Números entre parênteses representam o total de registros (A) e de espécies (B).

#### 4.3.2.1. Ambiente Terrestre

##### 4.3.2.1.1. Plantas

Dentre as plantas exóticas invasoras causadoras de impacto em ambientes terrestres, destacam-se as gramíneas, sendo o capim-gordura (*Melinis minutiflora*) o mais reportado, seguido pela braquiária-comum (*Urochloa eminii*) e braquiarião (*U. brizantha*) (Quadros 1 e 2). Dentre as arbóreas, destacam-se o pinheiro-americano *Pinus elliottii* (prancha 1), as acácias (*Acacia mangium* e *A. auriculiformis*), a jaqueira (*Artocarpus heterophyllus*) e a algaroba (*Prosopis juliflora*), que são amplamente utilizadas em atividades econômicas, como forragem para gado e silvicultura. Como o uso econômico de plantas aumenta sua probabilidade de estabelecimento (van Kleunen et al. 2020), é provável que essa seja a maior causa de seu alto registro de impactos.

Os ambientes com mais registros de impactos por plantas terrestres foram cerrado, florestas e campos, mas a maioria das EEl impactou mais de um tipo de



ambiente. A maior parte dessas EEl invadem ambientes abertos (campestres ou savânicos), ou que sofreram intensos distúrbios antrópicos (Pivello et al. 1999, Heringer et al. 2019, Cazetta & Zenni 2019). Os estudos envolvendo impactos de plantas terrestres invasoras predominam nas Regiões Sudeste, Nordeste e Sul do Brasil, que são as mais antropizadas.

A maior parte dos impactos gerados por plantas ocorrem no meio biótico, decorrentes da competição ou alteração da fonte alimentar para aves, resultando em alterações na riqueza e tamanho das populações de espécies nativas e na estrutura da comunidade (Figura 3). Poucos foram os impactos registrados no meio abiótico e sobre CNP+QV. Os impactos diretos no meio abiótico resultaram em mudança no regime do fogo e propriedades do solo devidos à invasão por braquiária-comum, braquiarão, capim-gordura e jaqueira (Figura 3). Esses impactos no meio abiótico podem afetar indiretamente a diversidade biológica e, adicionalmente, promover alterações no funcionamento do ecossistema e sobre CNP+QV (Fridley et al. 2007).

#### QUADRO 4.2

##### As braquiárias (*Urochloa* spp.)

Braquiária-comum, braquiarão e braquiária-do-brejo (respectivamente, *U. eminii*, *U. brizantha* e *U. arrecta*) são gramíneas africanas, intencionalmente introduzidas no Brasil a partir de 1950-1960 para a formação de pastos (Instituto Horus 2022). A braquiária-do-brejo também teve, anteriormente, uma introdução não intencional, pelo seu uso como colchão em navios negreiros e, décadas mais tarde, foi intencionalmente introduzida para formar pastagens em ambientes alagados (Sato et al. 2021). A maioria dos impactos causados pela braquiária-comum e braquiarão foram registrados no Cerrado: alteração na estrutura do solo e da vegetação, competição com herbáceas nativas e aumento da inflamabilidade do ambiente (Gorgone-Barbosa et al. 2015). Parte da capacidade competitiva de *U. eminii* pode estar relacionada

à produção de compostos alelopáticos, que afetam a germinação de sementes, crescimento e metabolismo de outras espécies (Gorgone-Barbosa et al. 2008, da Silva et al. 2017). A braquiária-do-brejo forma densas coberturas em áreas alagadas invadidas, às margens de córregos e reservatórios, alterando o ambiente e trazendo prejuízos à biodiversidade de macrófitas e abundância de peixes (Carniatto et al. 2013, Amorim et al. 2015, prancha 1).



Braquiária-comum (Crédito: Alessandra Fidelis).

#### 4.3.2.1.2. Vertebrados

Na literatura analisada, somente foram observados registros de impactos negativos causados por vertebrados terrestres, tendo os mamíferos apresentado o maior número de estudos e de espécies (22 registros, 11 espécies). Javali, javaporco

[Quadro 3], rato-comum e ratazana e cão-doméstico destacam-se como causadores de impactos e pela proximidade com os seres humanos. Seguindo os mamíferos vêm anfíbios, répteis e aves (7, 5 e 3 registros, respectivamente). A grande maioria desses impactos foi registrada em áreas naturais (ambientes florestais, áreas de Cerrado, restingas e ilhas oceânicas), mas também em ambientes urbanos, periurbanos e ecossistemas construídos, e em escala local. Geralmente constituem interferências na cadeia alimentar, principalmente devido à predação ou competição com espécies nativas por alimentos e outros recursos (Figura 9). Estes impactos são principalmente ocasionados por espécies associadas à presença humana, como ratos-comuns e ratazanas (*Rattus rattus* e *R. norvegicus*, respectivamente), cães-domésticos (*Canis lupus familiaris*), gatos-domésticos (*Felis catus*) e lagartixas-domésticas (*Hemidactylus mabouia*), mas também por outras espécies, como rã-touro (*Lithobates catesbeianus*), teiú (*Salvator merianae*), saguis-de-tufos-pretos (*Callithrix penicillata*) e saguis-de-tufos-brancos (*C. jacchus*) (Oliveira et al. 2008, Silva et al. 2009, Alexandrino et al. 2012, Oliveira et al. 2016, Drüke & Rödder 2017, Gaiotto et al. 2020) (Figura 4A).

Relatos de espécies invasoras predando nativas foram frequentes na literatura, liderados pelo cão-doméstico (Galetti & Sazima 2006, Oliveira et al. 2008), seguido pelo rato-comum (Sarmiento et al. 2014, Oliveira et al. 2016, Gaiotto et al. 2020), a rã-touro (Silva et al. 2009, 2011, 2016) e saguis (Ballarini et al. 2021). Cães-domésticos asselvajados podem exercer pressão de predação significativa em áreas protegidas, ao invadi-las em busca de alimento (Galetti & Sazima 2006, Lessa et al. 2016, Guedes et al. 2021); ratos-comuns e ratazanas, rã-touro e saguis, além de predarem espécies nativas, constituem reservatórios de doenças que podem ser transmitidas para pessoas e animais nativos (Schloegel et al. 2010, Aguiar et al. 2011, Babolin et al. 2016). Estudos também mostraram a competição existente entre saguis-de-tufos-pretos e saguis-de-tufos-brancos e o mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*), espécie ameaçada de extinção, bem como mudanças no comportamento do mico-leão-dourado devido à presença dos saguis invasores, e possibilidades de hibridização entre as espécies, o que pode ameaçar os esforços de conservação do mico-leão-dourado (Ruiz-Miranda et al. 2006; Quadro 4). Observou-se que em ambientes naturais invadidos pelo javali, cães-domésticos e lebre-europeia (*Lepus europaeus*), espécies nativas, como o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) evitam os locais com maior probabilidade de encontro com as invasoras (Lacerda et al. 2009; Hegel et al. 2019).

Outro tipo de impacto causado por mamíferos invasores que merece destaque é a alteração da paisagem natural. Na Estação Ecológica de Maracá-Jipiôca (Amapá), o pisoteio constante e pastejo excessivo por búfalos asselvajados (*Bubalus bubalis*) promoveu a compactação do solo e mudanças na vegetação herbáceo-arbustiva (Monteiro 2009, prancha 2). Em restingas no Rio Grande do Sul, danos severos na vegetação foram registrados pela escavação e pastejo por porcos ferais, javalis e javaporcos (Quintela et al. 2010, Hegel & Marini 2013), que também podem atacar humanos (Oliveira et al. 2018) e causar prejuízos em áreas cultivadas (Pereira et al. 2019).

## QUADRO 4.3

**Javali (*Sus scrofa*)**

Javali, porco feral e javaporco correspondem à mesma espécie (*Sus scrofa*), natural da Eurásia), mas possuem algumas diferenças. Javali é o porco selvagem que, trazido ao cativeiro, escapou e passou a viver na natureza; porco feral é o porco doméstico, que também se tornou livre e asselvajado (feral); o javaporco é um híbrido entre o javali e o porco feral. Todos são capazes de se adaptar e se reproduzir em diversos tipos de clima, possuem poucos predadores naturais no Brasil e se tornaram invasores em diferentes regiões (Desbiez et al. 2011, Pedrosa et al. 2015). Um exemplo bem conhecido de porcos ferais no país é o do porco-monteiro do Pantanal, originado a partir de varas de porcos domésticos que escaparam há mais de 200 anos e hoje integram as paisagens pantaneiras (Pedrosa et al. 2021).

Seu papel nesses ambientes é complexo e envolve impactos ecológicos e socioeconômicos positivos e negativos, pois servem de alimento para pessoas e predadores (como a onça-pintada) e dispersam sementes, mas também destroem lavouras, predam plantas e animais nativos, competem por recursos e atuam como reservatório de doenças para humanos e outros animais (Pedrosa et al. 2021).



Javali [Crédito: Arthur Chapman [CC BY-NC-SA 2.0]]

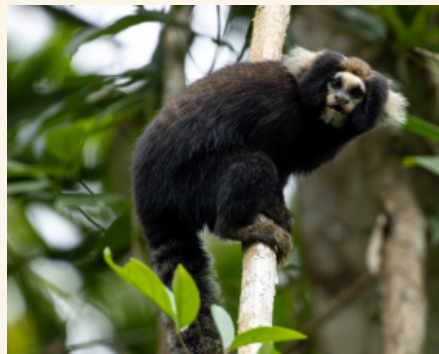
## QUADRO 4.4

**Os saguis (*Callithrix* spp.)**

Saguis-de-tufos-pretos (*Callithrix penicillata*) ocorrem naturalmente no Cerrado, enquanto saguis-de-tufos-brancos (*C. jacchus*) vivem principalmente na Caatinga. Entretanto, por meio do tráfico ilegal de animais, ambos foram soltos na Mata Atlântica, onde vivem os saguis-da-serra-escuros (*C. aurita*), um dos primatas mais ameaçados do mundo (Schwitzer et al. 2019). Ambas as espécies introduzidas tornaram-se invasoras, causando diversos problemas à fauna nativa, como transmitindo doenças (raiva, herpes, febre amarela), competindo e predando ovos e filhotes de aves (Ruiz-Miranda et al. 2006; Ballarini et al. 2021). Mas o que mais tem preocupado os pesquisadores é a hibridização entre as espécies invasoras e a nativa sagui-da-serra-escuro (*C. aurita*), gerando filhotes híbridos e férteis (Carvalho et al. 2013; Malukiewicz 2019; Nogueira et al. 2022) que, com o passar do tempo, levam a espécie original a ser geneticamente substituída por indivíduos híbridos.



Espécie exótica *Callithrix penicillata* (crédito: Lina Louvem [CC-BY-SA-4.0]).



Espécie nativa *Callithrix aurita* (crédito: Tomas Nascimento de Mello).

#### 4.3.2.1.3. Invertebrados

Grande parte dos invertebrados terrestres, principalmente artrópodes, chegou ao Brasil por via não intencional, principalmente como contaminantes em plantas, sementes, solo e substratos orgânicos (Figura 7B). No caso dos insetos, seu tamanho reduzido, ciclo de vida curto, tamanho das posturas, ovos resistentes e, principalmente, o desenvolvimento indireto, facilitam o transporte e o sucesso no estabelecimento e sobrevivência nas localidades de introdução. Entretanto, alguns como o besouro-rola-bosta (*Digitonthophagus gazella*) foram introduzidos intencionalmente, neste caso, para diminuir o esterco de gado acumulado em pastagens. Embora eficiente nessa função, verificou-se que alguns besouros nativos com o mesmo comportamento do besouro-rola-bosta foram tornando-se menos abundantes e cinco espécies foram localmente eliminadas (Mesquita-Filho et al. 2018).

Os estudos de impactos causados por invertebrados em ambientes terrestres concentram-se nos efeitos negativos de insetos que atuam como pragas agrícolas e florestais, assim como nos causadores de problemas de saúde pública, gerando prejuízos econômicos e sociais (Figura 3), em áreas cultivadas e ambientes urbanos ou periurbanos e, portanto, tiveram como alvo as CNP+QV. Na agricultura, essas EEl causam redução na produtividade primária e competição com espécies nativas. Alguns exemplos importantes são a joaninha-asiática (*Harmonia axyridis*), que compete com joaninhas nativas (Martins et al. 2009, Castro-Guedes et al. 2020), além de muitos insetos pertencentes às ordens Hymenoptera (ex.: broca-do-café, *Hypothenemus hampei*), Diptera (ex.: mosca-do-mediterrâneo, *Ceratitis capitata*), Hemiptera (ex.: mosca-branca, *Bemisia tabaci*, psilídeo-asiático-dos-citros) e Lepidoptera (mariposa *Hyblaea puera*). As minhocas invasoras destacam-se por apresentar um padrão inverso, trazendo, em curto prazo, impactos positivos à agricultura, mas que podem se converter em negativos no longo prazo (Quadro 5).

Os insetos sociais estão entre os organismos invasores que mais causam prejuízos em sistemas naturais e antrópicos (Ribeiro & Campos-Farinha 2005), destacando-se cupins (Quadro 6) e formigas. Três espécies de formigas carreadoras de patógenos em ambientes hospitalares foram reportadas na literatura, podendo trazer problemas à saúde humana (Moreira et al. 2005; Fontana et al. 2010): formiga-fantasma (*Tapinoma melanocephalum*), formiga-louca (*Paratrechina longicornis*) e formiga-cabeçuda (*Pheidole megacephala*). Outros invertebrados terrestres que se destacam por impactar a saúde humana são o mosquito-da-dengue *Aedes aegypti*, a abelha *Apis mellifera* (e híbridos) e o caracol-gigante-africano (*Lissachatina fulica*). O caracol-gigante-africano foi introduzido no Brasil para uso na alimentação, mas não foi bem aceito e os criadores soltaram os indivíduos (Colley & Fischer 2009), que colonizaram diversos ambientes, especialmente os alterados. Além de ser potencial praga agrícola e de plantas ornamentais (Fisher & Colley 2005), é hospedeiro intermediário de parasitos humanos e de animais domésticos (Caldeira et al. 2007), podendo também ameaçar espécies nativas por competição, porém, avaliações quantitativas

destes impactos são escassas. Sua presença em áreas de preservação já foi detectada (Fischer & Colley 2004), onde a herbivoria é o impacto direto mais comum, mas também causa impactos indiretos, como mudanças na estrutura da comunidade de plantas e mudanças na rede de interações inseto-planta (Santangelo et al. 2019). Também a mariposa *Hyblaea puera* é uma herbívora voraz de plantas de manguezais, especialmente *Avicennia* sp. (Ruthes et al. 2021). Surtos deste inseto em curtos períodos de tempo podem danificar seriamente manguezais e estuários. Além disso, pescadores locais que dependem de caranguejos e ostras dos manguezais como fonte de renda e alimentação podem ser afetados (Faraco et al. 2019).

#### QUADRO 4.5

##### Minhocas invasoras

As minhocas exóticas *Pontosclex corethrurus*, *Amyntas gracilis* e *Amyntas corticis* podem afetar profundamente as características físicas do solo (porosidade, agregação, infiltração da água), ativar microrganismos (particularmente as bactérias), acelerar a ciclagem de nutrientes e sua disponibilização para as plantas, promovendo o crescimento vegetal (Brown et al. 2000; 2006). Esses impactos são positivos, especialmente em lavouras anuais ou pastagens (Brown et al. 1999). Contudo, poucos estudos sobre seus impactos foram realizados em campo (ex.: Peixoto & Marochi 1996), sendo que a maioria das informações provêm de ensaios em casa de vegetação, com relevância ecológica limitada.



*Amyntas corticis* (crédito: Yong Hong).



*Amyntas gracilis* (crédito: George Brown).

## QUADRO 4.6

**Insetos madeireiros invasores (por Gregório Ceccantini)**

São os insetos exóticos comedores de madeiras (xilófagos) e árvores, sendo 57 espécies listadas como pragas de interesse florestal (Schüli et al. 2016) e mais alguns cupins importantes para estruturas e árvores urbanas. Dentre os mais temíveis estão o cupim-de-solo-asiático (*Coptotermes gestroi*) e o cupim-de-madeira-seca-doméstico (*Cryptotermes brevis*) (Fontes & Milano 2002; Constantino 2002). O primeiro ataca árvores urbanas, exóticas ou nativas, bem como estruturas (telhados, portas, assoalhos) e objetos (livros, roupas, mobiliário) (Amaral 2002). Com a intensificação do comércio exterior, nos anos 1990, chegaram insetos invasores por meio de embalagens de madeira (que deveriam ter sido incineradas, segundo as leis, mas foram reaproveitadas). Vários tornaram-se pragas de plantios para silvicultura e árvores nativas. Diversos brocadores (adultos ou larvas de besouros) atacam madeiras serradas ou árvores vivas, sendo os mais importantes: *Sinoxylon unidentatum*, em plantios de teca (*Tectona grandis*) e espécies nativas, principalmente aroeira (*Astronium fraxinifolium*), cabreúva (*Myroxylon balsamum*) e mogno (*Swietenia macrophylla*); os gorgulhos *Gonipterus* spp. e os ceram-bicídeos *Phoracantha* spp. atacam plantações de eucaliptos diversos (*Eucalyptus* spp., *Corymbia* spp.). Outros insetos que atacam eucaliptos são os pulgões *Ctenarytaina* spp. e *Blastosyella occidentalis*. Pinheiros-americanos (*Pinus* spp.) podem ser atacados pela vespa *Sirex noctilio*, por lagartas de mariposas do gênero *Dendrolimus* e pelos pulgões gigantes *Cinara* spp. Para todas essas EELs são necessários mais estudos, monitoramento e medidas específicas de controle, de forma a não depauperar ainda mais a fauna de insetos nativos, já muito afetada por inseticidas agrícolas.



Cupim *Cryptotermes brevis* [crédito: Davi Moral el Pozo [CC-BY-SA-3.0]].

### 4.3.2.2. Ambiente de Águas Continentais

#### 4.3.2.2.1. Plantas

As macrófitas aquáticas têm grande importância na produção primária e estruturação de habitat, principalmente na zona litorânea de lagos e reservatórios. Porém, macrófitas aquáticas invasoras podem produzir grandes quantidades de biomassa e alterar as características químicas da água e a estrutura da comunidade, reduzindo a diversidade e simplificando a complexidade das relações ecológicas (Gallardo et al. 2015, Kuehne et al. 2016). A perda de diversidade, tanto em ambientes lóticos como lênticos (incluindo reservatórios artificiais) causa potenciais danos econômicos para a pesca e usinas hidrelétricas (Rørslett 1988). As alterações químicas na água decorrem da alta produção de biomassa, que acarreta em alta decomposição, elevando o consumo de oxigênio, alterando o pH e a condutividade da água, podendo resultar na eutrofização do sistema. As alterações na complexidade biológica podem também favorecer o estabelecimento de determinadas espécies de peixes e invertebrados (Schultz & Dibble 2012, Saulino & Trivinho-S-trixino 2017), atuando como um filtro ambiental na seleção de táxons específicos e resultando numa baixa diversidade de táxons associados.

Braquiária-do-brejo (*Urochloa arrecta*), hidrila (*Hydrilla verticillata*) e lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*, Quadro 7) foram responsáveis pela maioria dos impactos já registrados por macrófitas aquáticas (respectivamente 19, 11 e 2 registros), alterando a estrutura da comunidade, com redução tanto da diversidade de macrófitas nativas como da diversidade de insetos aquáticos e peixes (Kovalenko & Dibble 2011, Saulino & Trivinho-Strixino 2017, Costa et al. 2019, 2021). Braquiária (prancha 1) e hidrila se mostraram altamente competitivas, pois produzem grande biomassa e dominam a comunidade, em relação às espécies nativas. A elevada biomassa de braquiária pode excluir outras espécies de macrófitas e de peixes (Carniatto et al. 2020), bem como afetar o forrageamento destes últimos (Carniatto et al. 2013). Hidrila, quando comparada com egéria (*Elodea najas*), uma espécie nativa de hábito similar, apresentou vantagens competitivas no uso de nutrientes e luz, tornando o ambiente mais homogêneo (Gentilli-Avanci et al. 2021). Alterações na estrutura do habitat causadas por hidrila também resultaram na seleção de organismos menores, como microcrustáceos, reduzindo a diversidade aquática e mudando a composição das comunidades de macroinvertebrados associados a essas plantas (Mormul et al. 2010).

#### QUADRO 4.7

##### Lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*)

Esta macrófita, também conhecida como mariazinha-do-brejo ou jasmim-do-brejo, é nativa do Himalaia (Ásia tropical) e foi introduzida no Brasil de forma não intencional. Estudos relatam que a elevada biomassa que produz causa assoreamento e alterações na morfometria das margens de ambientes lênticos, resultando na perda da zona litoral (Saulino & Trivinho-Strixino 2017). Esta espécie também diminui a diversidade funcional das comunidades de insetos aquáticos, por selecionar táxons específicos de baixa biomassa e consumidores de detritos finos, resultando na perda de biodiversidade e implicações para a ciclagem de nutrientes (Saulino & Trivinho-Strixino 2017). A grande quantidade de compostos secundários e altas concentrações de fibras em suas folhas afeta principalmente os herbívoros aquáticos (Saulino et al. 2018, Costa et al. 2021) e a microbiota responsável pela fase inicial da ciclagem de nutrientes, retardando o processo de decomposição (Leite-Rossi et al. 2015, Castro et al. 2019). Ainda, seus rizomas contêm compostos químicos que inibem a germinação de sementes de árvores nativas ribeirinhas (Costa et al. 2019), com alta letalidade para organismos aquáticos, como certas algas, larvas de insetos quironomídeos e microcrustáceos (Costa et al. 2021).



Lírio-do-brejo (Crédito: modificado de Mokkie CC-BY-SA-3.0).

Os estudos sobre essas macrófitas exóticas invasoras se concentram nos estados do Paraná e São Paulo, além de alguns poucos no Mato Grosso. Considerando que boa parte dessas espécies e de outras (ex.: ambulia-anã, *Limnophila sessiliflora*) são cultivadas para fins ornamentais, incluindo aquariorfilia, é possível que a

distribuição de seus impactos no Brasil seja mais ampla do que a registrada neste levantamento. É preciso que se ampliem os estudos para outras regiões do Brasil e que se definam estratégias para evitar sua proliferação.

#### 4.3.2.2.2. Vertebrados

Os peixes de águas continentais receberam destaque nas pesquisas brasileiras em razão do grande número de EEIs, do seu valor social e econômico, e por estarem no topo das cadeias tróficas aquáticas. Este grupo representa 98% dos registros encontrados para os vertebrados aquáticos continentais e inclui 125 espécies (Figura 9). No entanto, apesar do alto número de espécies de peixes registradas em estudos de impactos por invasões biológicas, principalmente em ecossistemas lênticos, consideramos que o conhecimento a respeito do real cenário para o grupo ainda é deficiente. Os impactos bióticos na natureza detectados para peixes continentais invasores foram todos negativos, afetando principalmente a riqueza de espécies (59%) e a estrutura das comunidades (30%). Um grande número de espécies de peixes invade novos ambientes após a eliminação de barreiras naturais, pela construção de barragens e reservatórios, sendo esse fator responsável por 52% dos registros de seus impactos. Há também um amplo interesse em introduzir essas espécies intencionalmente para a produção de pescado, aquarofilia e pesca, como é o caso da tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*), tucunaré-amarelo (*Cichla kelberi*) e barrigudinho, guppy ou lebiste (*Poecilia reticulata*) (Quadros 8 e 9).

A tilápia-do-Nilo (Quadro 8) foi a espécie com maior número de registros de impactos no Brasil, que incluem alterações na dieta de peixes nativos, declínio e extinção local de algumas espécies nativas e modificações no ecossistema como um todo, levando lagos a se tornarem eutrofizados (Bezerra et al. 2019). A atenção que a tilápia tem atraído se deve a diversos fatores: foi introduzida em todas as regiões geopolíticas do País, tem grande importância econômica; inúmeros impactos foram detectados pela espécie (não só no Brasil, mas em diversos outros países onde foi introduzida), e também pelas recentes tentativas de afrouxamento na legislação para seu cultivo em tanques-rede (Lima-Junior et al. 2018), em desacordo com tratados internacionais de proteção à biodiversidade.

A introdução de espécies exóticas do gênero *Cichla* (Quadro 8), o mesmo do tucunaré-amarelo, é especialmente preocupante pelo fato de haver espécies nativas do mesmo gênero em várias bacias hidrográficas brasileiras, tornando mais difícil a implementação de medidas de controle e mitigação de impactos. Esses impactos são majoritariamente decorrentes do seu comportamento alimentar e posição como predadores de topo de cadeia, causando declínios na riqueza e abundância de espécies nativas, especialmente as de pequeno porte (Pelicice & Agostinho 2009, Menezes et al. 2012).

Os demais registros de impactos de vertebrados invasores em águas continentais e ambientes alagados (2%) foram associados a seis espécies de anfíbios, que provocam um tipo de impacto relevante, mas pouco conhecido: a competição por interferência acústica entre anfíbios nativos e invasores. O canto representa uma característica fundamental da biologia dos anfíbios anuros (sapos, rãs e pererecas),



pois é através dele que machos e fêmeas se encontram para reproduzir (Wells 2007). Foi detectada sobreposição de nicho acústico entre cantos de *Phyllodytes luteolus* (perereca-das-bromélias, espécie invasora) e *Ischnocnema* sp. (espécie nativa) (Forti et al. 2016), bem como alterações no canto da perereca-araponga (*Boana albomarginata*, nativa), que passou a ter frequências mais altas e de menor duração após simulação de invasão do espaço acústico pela rã-touro (*Lithobates catesbeianus*) (Both & Grant 2012).

#### QUADRO 4.8

##### Os ciclídeos

O grupo dos peixes ciclídeos abriga representantes que são hoje os invasores mais comuns em ambientes aquáticos continentais, tilápias e tucunarés, além do oscar (*Astronotus* sp.) em menor extensão. As tilápias abrangem principalmente os gêneros *Oreochromis*, *Sarotherodon*, *Coptodon* e seus híbridos. São nativas do continente africano e foram introduzidas no Brasil para serem utilizadas na aquicultura (Vitule et al. 2009). Sua rusticidade, capacidade de adaptação e fácil manejo motivou a criação de diversos sistemas de aquicultura baseados nessas espécies em território nacional. Devido à legislação insuficiente, fragilidade e baixa manutenção de sistemas de cultivo, indivíduos cultivados de tilápias comumente escapam para ambientes naturais adjacentes (córregos, rios e reservatórios), onde se estabelecem e sustentam populações em elevadas abundâncias. Diversos estudos associam a presença desses indivíduos a processos de eutrofização, presença de patógenos e redução de espécies nativas (Occhi et al. 2021). Os tucunarés (gênero *Cichla*) também vêm causando uma série de impactos sobre as comunidades e ecossistemas aquáticos. Esse grupo é composto por nove espécies nativas da região Amazônica, Orinoco, Essequibo e Tocantins-Araguaia (Winemiller et al. 2021). Por conta de seu apelo para a pesca esportiva, foram introduzidos em diversas bacias brasileiras e do mundo (Franco et al. 2022a), onde vêm reduzindo a diversidade de espécies nativas, em especial peixes de pequeno porte, além de interromper serviços ecossistêmicos e causarem o surgimento de doenças (Zaret & Paine 1973, Menezes et al. 2012, Pelicice et al. 2015, Franco et al. 2022b). Mesmo com os inúmeros registros de impactos causados pelos tucunarés (Franco et al. 2022c), eles continuam sendo introduzidos no Brasil e protegidos por legislações que, equivocadamente, visam manter essas populações não-nativas para fomento de pesca esportiva (Franco et al. 2022d).



Oscar (crédito: Jón Helgi Jónsson [CC BY-SA 3.0]).



Tucunaré (crédito: Ekenitr [CC BY-NC 2.0]).



Tilápia (crédito: Germano Roberto Schüür [CC BY-SA 4.0]).

## QUADRO 4.9

**Lebiste (*Poecilia reticulata* e poecilídeos ornamentais)**

Lebiste ou barrigudinho (*Poecilia reticulata*) é um peixe ornamental tido como uma das três espécies mais populares no aquarismo brasileiro. O lebiste foi introduzido intencionalmente no Brasil, a partir de 1920, para controle de mosquitos e transmissores de malária, mas sua eficácia não foi comprovada (Azevedo-Santos et al. 2016). Posteriormente, atingiu várias regiões do país devido a escapes de pisciculturas ornamentais e descartes de aquaristas (Magalhães & Jacobi 2017). A maior parte dos impactos registrados pela espécie foi em Minas Gerais, São Paulo e Paraná (prancha 2), com alterações na estrutura das comunidades de peixes nativos de córregos, onde se tornou a espécie dominante (Magalhães & Jacobi 2017, Magalhães et al. 2021). Além do lebiste, essas regiões também estão invadidas por outros poecilídeos ornamentais, como o plati



Lebiste [crédito: Amy Deacon et al [CC-BY-4.0]].

(*Xiphophorus maculatus*) e o espadinha (*Xiphophorus hellerii*), cuja grande capacidade de proliferação se deve ao seu modo reprodutivo: as fêmeas são capazes de armazenar espermatozóides em seus ovários por até dois anos e produzir várias ninhadas de filhotes. Quando poecilídeos exóticos dos gêneros *Poecilia* e *Xiphophorus* co-ocorrem, impactos ecológicos são observados nas comunidades nativas e essa situação já está ocorrendo em pequenos córregos de cabeceira no Sudeste do Brasil (Magalhães et al. 2021).

#### 4.3.2.2.3. Invertebrados

Os invertebrados aquáticos compõem uma rica comunidade e desempenham papel importante na ciclagem de nutrientes, sendo componentes intermediários das cadeias tróficas dos ecossistemas aquáticos continentais. Espécies invasoras, como os moluscos bivalves amêijoa-asiática (*Corbicula fluminea*) e mexilhão-dourado (Quadro 10), o caramujo-trombeta (*Melanoides tuberculata*) e o artrópode camarão-da-Malásia (*Macrobrachium rosenbergii*) (Quadro 11) causam rupturas nessas cadeias e nas CNP. Por exemplo, o caramujo-trombeta reduz as espécies nativas de gastrópodes, principalmente por competição e herbivoria (Guimarães et al. 2001, Giovanelli et al. 2005), simplificando as comunidades. Assim como o mexilhão-dourado, o caramujo-trombeta se beneficia de locais alterados pela atividade antrópica e sua invasão pode ser facilitada pela presença de outras EEIs (Paula et al. 2017, Oliveira et al. 2020). A introdução dessas espécies está diretamente relacionada a atividades antrópicas de interesse econômico, mas o mexilhão-dourado e a amêijoa-asiática foram introduzidos não intencionalmente, por atividades de navegação e hidrovias, e o camarão-da-Malásia, intencionalmente, para aquicultura e produção de pescado (Oliveira & Santos 2021).

## QUADRO 4.10

**Mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*)**

O mexilhão-dourado possui rápida dispersão (240 km/ano em média) em ecossistemas de águas continentais (Darrigan & Pastorino 1993), que se dá principalmente pela incrustação em embarcações e também em cascos de tartarugas (Cardoso et al 2014). A bioincrustação em empreendimentos hidrelétricos e em tanques-rede de fazendas aquícolas - podendo atingir densidades populacionais de 150.000 indiv./m<sup>2</sup> (prancha 2) - é seu principal impacto nas atividades humanas, gerando grandes prejuízos econômicos (Besen 2019, Liu et al. 2020). Estima-se que a limpeza dessas bioincrustações pode chegar a R\$ 40.000/dia para uma usina de pequeno porte e, para grandes usinas, como a de Itaipu, esses valores atingem US\$1 milhão/dia, pela paralisação das turbinas (Leitte 2019). Impactos em nível biótico foram observados, porém, pou-



Mexilhão-dourado (crédito: Boltovski [CC-BY-SA -4.0])

co quantificados, e tratam principalmente das modificações diretas nas estruturas das comunidades de espécies nativas. Por exemplo, sua presença causou a exclusão dos demais macroinvertebrados aquáticos associados à raiz do aguapé (*Pontederia crassipes*) numa baía no Pantanal (Callil et al. 2016) e modificou a complexidade do habitat, favorecendo a colonização por organismos tolerantes à poluição orgânica em condição de baixa concentração de oxigênio, como o caramujo-trombeta (*Melanooides tuberculata*), outra espécie invasora (Linares et al. 2017). Tentativas de controle do mexilhão-dourado com produtos químicos resultaram na mortalidade de suas larvas, mas também das larvas de espécies não-alvo (Pereira 2014).

## QUADRO 4.11

**Camarão-da-Malásia (*Macrobrachium rosenbergii*)**

O camarão-da-Malásia foi introduzido no Brasil em 1977 para estudos de aquicultura, na Universidade Federal de Pernambuco (Cavalcanti 1998). A Região Nordeste tem a maior suscetibilidade de invasão por essa espécie (Silva-Oliveira et al. 2011), pois dispõe de habitat adequado para sua reprodução (principalmente estuários) e possui muitos viveiros de criação, de onde ocorrem os escapes dos indivíduos. Os impactos relacionados a essa espécie se devem principalmente à eutrofização da água causada pelo uso de ração para alimentação dos animais em viveiros de criação (Biudes et al. 2011). Essa espécie muitas vezes é confundida com o camarão-amazônico (*Macrobrachium amazonicum*), nativo da bacia Amazônica e com ampla distribuição no território brasileiro, também explorado pela aquicultura (Magalhães et al. 2005).



Camarão-da-Malásia (Crédito: KKPCW, CC BY-SA 4.0).

### 4.3.2.3. Ambiente Marinho

#### 4.3.2.3.1. Plantas e Algas

Poucos estudos apontam para impactos causados por invasão por plantas em ambiente marinho: há somente um para aguapé (*Pontederia crassipes*) e outro para *Acrosticum* sp. e alguns para algas. As espécies invasoras do fitoplâncton são conhecidas pelos eventos de floração, quando há uma reprodução rápida e explosiva da população e a redução dos níveis de oxigênio da água, causando mortalidade do plâncton e de peixes, e/ou a eliminação de substâncias tóxicas responsáveis pela contaminação de organismos filtradores, neste caso, colocando em risco a saúde de pessoas que se alimentam de organismos contaminados. Esses impactos já foram observados para os dinoflagelados *Alexandrium catenella* (= *A. tamarense*) e *Gymnodinium catenatum* (Proença et al. 2001) e a diatomácea *Coscinodiscus wailesii* (Proença & Fernandes 2004), na Região Sul do país. No estuário do rio Potengi, em Natal, a floração da cianobactéria *Nodularia* sp. (provavelmente uma linhagem de *N. spumigena*, originária da Europa) causou mortalidade em massa da tainha (*Mugil curema*), recurso alimentar importante para a população ribeirinha (Chellappa et al. 2005), podendo levar a perdas econômicas significativas. Para macroalgas exóticas invasoras, um impacto comum é a competição por espaço com outras espécies sésseis, alterando a estrutura da comunidade local. Isso foi observado em Angra dos Reis, onde a invasora *Caulerpa scalpelliformis* substituiu a espécie nativa *Sargassum vulgare*, anteriormente dominante no local (Falcão & Széchi 2005).

#### 4.3.2.3.2. Vertebrados

O único registro de impacto causado por vertebrados encontrados em áreas costeiras foi para o peixe-leão (*Pterois volitans*). O peixe-leão foi detectado pela primeira vez em território brasileiro em maio de 2014, na região de Arraial do Cabo (Ferreira et al. 2015). Desde então, vários indivíduos foram detectados na região da foz do rio Amazonas (Cintra et al. 2022), em Fernando de Noronha (Luiz et al. 2021), no litoral do Ceará e Piauí, em ambientes como bancos de gramas marinhas, estuários e recifes artificiais e naturais (Soares et al. 2022). Isso sugere uma rota de migração de adultos da população invasora a partir do Caribe, em direção à costa brasileira, por baixo da pluma do rio Amazonas, embora não se descarte o aquarismo como via de introdução dos indivíduos encontrados no Rio de Janeiro (Luiz et al. 2021). Modelos de simulação sugerem impactos negativos do peixe-leão, diretamente na redução das populações de presas e, indiretamente, sobre seus competidores, como pargos e garoupas (Bumbeer et al. 2017). Além desses efeitos no ambiente marinho, existem relatos de envenenamento e feridas em aquaristas que criam a espécie (Haddad et al. 2015), além de um recente acidente com pescador no Ceará (em abril/2022), reportado na mídia.

Em ilhas oceânicas, foram registrados quatro vertebrados causando impacto em comunidades terrestres em Fernando de Noronha. O teiú (*Salvator merianae*), animal de grande porte e onívoro, foi lá introduzido nos anos 1950 para controlar populações de roedores e anfíbios, porém, vem atuando como um predador voraz de ovos e filhotes de aves nativas e tartarugas-marinhas (Bellini & Sanches 1996). O sapo-cururu (*Rhinella diptycha*) foi introduzido no arquipélago entre 1888 e 1973 e, dada sua dieta generalista, alimenta-se de espécies nativas, como o gastrópode *Hyperaulax ridleyi*, o lagarto endêmico *Trachylepis atlântica* (mabuia-de-Noronha),

além de crustáceos localmente ameaçados de extinção, como *Ocypode quadrata* (maria-farinha) e *Johngarthia lagostoma* (caranguejo-amarelo) (Micheletti et al. 2020). A garça-vaqueira (*Bubulcus ibis*), detectada na região desde os anos 1980, preda espécies nativas, como o lagarto *Euprepis atlanticus*, e compete com outras aves por dormitórios e ninhais (Barbosa-Filho et al. 2009, Micheletti et al. 2020). Ainda, outro vertebrado introduzido no arquipélago, por volta de 1960, para ser usado como alimento, é o roedor mocó (*Kerodon rupestris*) (Schulz-Neto 1995), que vem danificando a vegetação nativa e endêmica, dispersando sementes de espécies exóticas, sendo também responsável pela transmissão de doenças (Nunes et al. 2010).

#### 4.3.2.3.3 Invertebrados

Muitos invertebrados marinhos invasores foram detectados no litoral brasileiro, porém, poucos tiveram seus impactos efetivamente estudados. As comunidades marinhas de sistemas recifais foram as mais impactadas por invertebrados invasores, particularmente cnidários (Quadro 12), moluscos, crustáceos, uma ascídia e um briozoário. Os impactos na natureza ocorreram sobre a saúde e o comportamento dos indivíduos nativos, bem como sobre sua distribuição e riqueza de espécies, com alteração na estrutura de comunidades e cadeias alimentares. Também foram registrados impactos sobre sistemas produtivos, causando prejuízos econômicos, que serão detalhados no item 4.3.3.

### QUADRO 4.12

#### **Coral-sol (*Tubastraea coccinea* e *T. tagusensis*)**

As espécies do coral-sol estão entre os invasores marinhos mais bem estudados, com impactos reconhecidos e descritos. Mais de 30 anos após o primeiro registro da sua ocorrência na costa brasileira, o coral-sol já se expandiu por mais de 3000 km (Creed et al. 2017), impactando principalmente cnidários zoantídeos (Luz & Kitahara 2017), peixes e corais nativos (Creed 2006, Santos et al. 2013, Miranda et al. 2016). Características biológicas, como rápido crescimento, distintas estratégias de reprodução, alta capacidade de competição, resistência e regeneração, aliadas à intensa atividade dos vetores associados à indústria do óleo e gás ajudam a explicar o sucesso de seu estabelecimento e os impactos causados. A alta cobertura que o coral-sol atinge no substrato de alguns recifes de corais e costões rochosos, proporcionada por suas eficientes estratégias químicas e físicas para competir por espaço, já causou redução do tecido vivo de vários corais nativos (prancha 2). Ainda, o processo de recrutamento dos corais nativos também sofreu modificação (Miranda et al. 2018b) devido ao rápido crescimento do invasor e diferentes estratégias de dispersão e colonização do substrato (Mizrahi et al. 2014, Luz et al. 2020). Predadores como o peixe-budião (*Scarus zelindae*) também sofreram efeitos negativos associados ao coral-sol, como a redução da taxa de forrageio e abundância (Miranda et al. 2018a), provavelmente por evitar áreas dominadas pelo invasor e pela redução na disponibilidade de microinvertebrados (Silva et al. 2019), fonte de alimento para muitos desses peixes.



Coral-sol (Crédito: LASZLO ILYES [CC BY 2.0])

Corais moles (Alcyonacea) do mercado da aquariofilia, como *Chromonephtea braziliensis*, *Sansibia* sp., *Clavularia* cf. *viridis*, *Sarcothelia* sp. e *Briareum hamrum* (coral-marrom) merecem atenção como proeminentes invasores nos ambientes marinhos brasileiros, modificando a estrutura da comunidade (Mantelatto et al. 2018) e causando extinção local de outros corais nativos, como *Phyllogorgia dilatata* (orelha-de-elefante), *Zoanthus sociatus* (tapete-do-mar-verde) e *Palythoa caribaeorum* (baba-de-boi), como registrado em costões e recifes rochosos no Rio de Janeiro e Bahia (Lages et al. 2006; Menezes et al. 2021).

Invertebrados sésseis exóticos invasores são responsáveis por impactos importantes em sistemas de cultivo marinhos, tanto à saúde dos maricultores como à produtividade, resultando em perdas econômicas. A maioria das comunidades incrustantes (*fouling*) que colonizam as estruturas dos cultivos (cordas, bóias, poitas) e as conchas dos bivalves cultivados são EEIs (ex: briozoário *Schizoporella errata*, cirripédio *Megabalanus coccopoma*, ascídia *Didemnum perlucidum*, mexilhão-do-Mediterrâneo *Mytilus galloprovincialis*). Em Santa Catarina, responsável por 90% da produção de bivalves no Brasil, os maricultores relatam cortes na pele causados pelo cirripédio invasor *Megabalanus coccopoma* e dores nas costas e ombros pelo excesso de peso dos cultivos, intensificado por esses organismos incrustantes (Suplicy 2017). Ao colonizar os cultivos, estas EEIs competem com a espécie comercial, reduzindo seu crescimento e aumentando o tempo de cultivo necessário para atingirem tamanho comercial (Alves 2020; Lins & Rocha 2021), além de colonizar as cordas de recrutamento, reduzindo o espaço para os juvenis dos mexilhões-alvo do cultivo (Cavaleiro et al. 2019, Santos et al. 2019, Lins et al. 2021). Os impactos econômicos associados aos cultivos de bivalves no litoral de Santa Catarina não foram dimensionados, mas se pode inferir que existam custos associados à limpeza das conchas para a comercialização e à necessidade de maior quantidade de bóias devido ao peso causado pela incrustação.

Dentre os invertebrados vágéis, dois crustáceos se destacam: o camarão-branco-do-Pacífico (*Penaeus vannamei*) e o siri-bidu (*Charybdis hellerii*). O primeiro foi introduzido no Brasil por volta de 1980, em sistemas de cultivo, e vem causando impactos indiretos pela perda de áreas de manguezal e apicum com a instalação dos sistemas de cultivo (Tenório et al. 2015, Rocha et al. 2020). No sul do país, verificou-se contaminação de indivíduos pelo vírus-da-mancha-branca (WSSV, sigla em inglês, gênero *Whispovirus*), comumente encontrado em populações cultivadas, mas também no camarão nativo *Penaeus paulensis*, nas proximidades dos sistemas de cultivo do invasor (Cavalli et al. 2010, 2011). O siri-bidu, nativo da região Indo-Pacífica, foi introduzido em território brasileiro via água de lastro, nos anos 1990. Na baía de Santos (São Paulo), apresentou nível trófico muito similar ao do siri-azul (*Callinectes sapidus*), crustáceo nativo, indicando sobreposição de nicho e competição por recursos entre as espécies (Vinagre et al. 2018). Experimentos manipulativos realizados na Baía de Todos os Santos (Bahia) mostraram que o siri-bidu pode afetar negativamente a abundância e riqueza de invertebrados bentônicos de fundos inconsolidados (Silva 2016; Barros et al. 2018).

### 4.3.3. Impactos econômicos e na qualidade de vida

Um esforço recente para compilar os custos econômicos causados por espécies exóticas invasoras encontrou que pelo menos 16 espécies foram responsáveis por um custo acumulado entre 77 e 105 bilhões de dólares no Brasil (Adelino et al. 2021, Heringer et al. 2021). Dentre elas, chama atenção o grande número de insetos que são pragas agrícolas e silviculturais, tais como a mosca-branca (*Bemisia tabaci*), a traça-da-maçã (*Cydia pomonella*) e a vespa *Sirex noctilio*, que causaram custos acumulados de até 28 bilhões de dólares para o setor da agricultura (Adelino et al. 2021); os custos ao sistema de saúde pública devido à transmissão de doenças causadas pelos mosquitos do gênero *Aedes* transmissores da dengue, febre amarela, chikungunya e zika vírus já somaram ~11 bilhões de dólares (Adelino et al. 2021). Registros recentes mostram que uma rã terrestre, *Eleutherodactylus johnstonei*, conhecida como perereca-assobiadora, vem causando impactos na saúde das pessoas em alguns bairros da cidade de São Paulo (Melo et al. 2014). Originária das Antilhas, essa rã foi introduzida de forma não intencional por meio do comércio de plantas ornamentais e seu canto agudo e de alta intensidade já levou pessoas à hospitalização por stress crônico. Ainda, a perturbação devida ao ruído da rã vem causando desvalorização imobiliária nos bairros onde ocorre. O javali e seus híbridos (*Sus scrofa*) também têm gerado grande preocupação devido aos danos causados a áreas agrícolas e, até o momento, são responsáveis pelo custo acumulado de pelo menos 1 milhão de dólares (Adelino et al. 2021). Porém, podemos esperar que estes valores estejam subestimados, pois baseiam-se em poucos estudos e impactos locais, sendo que a espécie apresenta ampla distribuição no Brasil, em praticamente todos os estados do Sul, Sudeste e Centro-Oeste (Pedrosa et al. 2015).

Em ambiente aquático, o mexilhão-dourado é uma das poucas espécies cujos impactos têm custo econômico investigado, totalizando cerca de 10 milhões de dólares ao setor gerador de energia (Adelino et al. 2021) devido às ações para manutenção e controle dos danos em estruturas e equipamentos (prancha 3), com perdas na geração de energia elétrica (Faria et al. 2006, Campos et al. 2014). Impactos da aquicultura ornamental devido a escapes também devem ser considerados. Um estudo recente mostrou que, no Polo de Piscicultura ornamental de Muriaé, os escapes de mais de 10.500 indivíduos de 44 espécies de peixes exóticos provocaram um prejuízo financeiro de mais de 30 mil reais para os piscicultores (Magalhães et al., 2021). A invasão por arraias de água doce (*Potamotrygon amandae* e *P. falkneri*) na bacia do Alto rio Paraná, em Mato Grosso do Sul, Paraná e São Paulo, está provocando sucessivos acidentes por envenenamento em turistas e pescadores (prancha 3), incapacitando-os para o trabalho e causando internações hospitalares, com grande prejuízo social e econômico para as regiões (Garrone-Neto & Haddad Jr 2010; Santos et al. 2019).

Dentre as espécies vegetais, três gramíneas foram reportadas como geradoras de impactos econômicos: capim-annoni (*Eragrostis plana*), capim-colonião (*Megathyrsus*

*maximus*, anteriormente *Panicum maximum*) e braquiária-comum (*Urochloa emini*). Embora custos relativamente baixos tenham sido reportados para capim-colonião e braquiária, o capim-annoni é responsável por um custo acumulado de aproximadamente 110 milhões de dólares (Adelino et al. 2021). Essa espécie ocupa mais de um milhão de hectares no Brasil, compete com espécies nativas e reduz a biodiversidade e a qualidade das pastagens nativas (Medeiros et al. 2009).

## 4.4 Lacunas de conhecimento

### 4.4.1 Espécies de grande impacto não ou pouco estudadas

Para todos os grupos taxonômicos analisados, constatamos uma grande diferença entre o número de espécies reconhecidas como EEIs e o número de espécies para as quais foram relatados e/ou quantificados impactos, mesmo quando estes são bastante evidentes e prejudiciais aos sistemas produtivos. Indicamos aqui espécies que deveriam ser mais estudadas, dadas suas características biológicas que sugerem alta capacidade de interferência nas comunidades, ecossistemas e na qualidade de vida.

Entre as plantas, podemos destacar acácia-negra (*Acacia mearnsii*), cana-do-reino (*Arundo donax*), gengibre-de-kahili (*Hedychium gardnerianum*) e espatódea (*Spathodea campanulata*). Todas essas espécies estão listadas entre as 100 piores das invasoras do mundo (GISD 2021) e causam alguma categoria de impacto segundo a Classificação de Impacto Ambiental de Táxon Exótico (EICAT) (Base de Dados Nacional de Espécies Exóticas Invasoras, 2021). Outras espécies que também sugerem grande impacto, mas precisam ser melhor estudadas são: girassol-mexicano (*Tithonia diversifolia*), capim-napiê (*Cenchrus purpureus*), capim-colonião (*Megathyrsus maximus*), lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), braquiária-do-brejo (*Urochloa arrecta*), o dendezeiro (*Elaeis guineensis*) especialmente no bioma Amazônico, o açaí (*Euterpe oleracea*) na Floresta Atlântica, e a algaroba (*Prosopis juliflora*) e o nim (*Azadirachta indica*) na Caatinga.

Para os vertebrados, há poucas pesquisas sobre impactos ocasionados por aves invasoras, mesmo este sendo um dos grupos de vertebrados mais estudados e possuir um número expressivo de EEIs no Brasil (Fontoura et al. 2013). Exemplos de espécies a serem estudadas seriam: estorninho (*Sturnus vulgaris*), pombo-doméstico (*Columba livia*), papagaio-verdadeiro (*Amazona aestiva*), periquito-de-encontro-amarelo (*Brotogeris chiriri*). Também para cães ferais, porcos ferais e a rã-touro, que causam danos relativamente bem conhecidos em outras partes do mundo onde são invasoras (por exemplo Young et al. 2011, Groffen et al. 2019, Risch et al. 2021), ainda há escassez de estudos no Brasil direcionados a avaliar e quantificar impactos sobre o ambiente natural ou áreas cultivadas.

Apesar dos peixes de águas continentais se sobressaírem na quantidade de estudos encontrados, destaca-se a escassez de dados para o *black-bass* (*Micropterus*



*salmoides*), espécie também listada entre as 100 piores invasoras do mundo (GISD 2021) e introduzida no Brasil há cerca de um século. É uma espécie de topo de cadeia alimentar que exerce forte pressão de predação sobre as populações nativas e já existe um amplo corpo de evidências de seus impactos em outros países (Pereira & Vitule 2019). Também chama a atenção o baixo número de registros de impactos da carpa-comum (*Cyprinus carpio*), com evidentes impactos em outros países, como alterações na disponibilidade de nutrientes e redução na turbidez da água devido ao comportamento de forrageio sobre invertebrados bentônicos (Weber & Brown 2009). O impacto de introduções entre bacias hidrográficas brasileiras também merece mais estudos, como, por exemplo, os exercidos por predadores de topo, como o dourado (*Salminus brasiliensis*), pirarucu (*Arapaima gigas* - prancha 3), pirarara (*Phractocephalus hemiliopterus*), os bagres híbridos (*Pseudoplatystoma fasciatum* x *Pseudoplatystoma corruscans*, *Pseudoplatystoma punctifer* x *Leiarius marmoratus*) e o recém introduzido paulistinha-transgênico (*Danio rerio*). Constituem outro alvo importante de estudo as diversas EEl de peixes introduzidas para o aquarismo. Dentre aquelas com maior potencial de impacto, destacam-se o peixe-coral-galhardete (*Heniochus acuminatus*), detectado em sistemas costeiros desde 1999 (Moura et al. 2000), e a castanheta (*Chromis limbata*), inicialmente registrada no Brasil em 2008 (Leite et al. 2009), ambos atualmente em expansão (Adelir-Alves et al. 2018).

Entre os vertebrados marinhos, merece destaque o peixe-sapo (*Opsanus beta*) devido à sua rápida expansão desde o ingresso, em 2005 (Carvalho et al. 2020, Andrade-Tubino et al. 2021), e o peixe-leão (*Pterois volitans*), que vem sendo frequentemente encontrado na costa brasileira (Soares et al. 2022). A alta capacidade reprodutiva destes dois predadores e a diversidade de presas que consomem sugerem que deveriam ser priorizadas em avaliações sobre impacto.

Entre os invertebrados terrestres, pouco se sabe acerca de impactos em espécies nativas e aos serviços ambientais da mosca-branca (*Bemisia tabaci*), praga global capaz de transmitir 111 espécies de vírus a plantas cultivadas (GISD 2021). Dentre as minhocas, foram apontadas 47 espécies exóticas presentes no Brasil (Brown et al. 2013), contudo, apenas cinco delas com impactos comprovados. A importância deste grupo para a biodiversidade dos solos e sua grande contribuição para a agricultura e silvicultura indicam a urgência de estudos de seus possíveis impactos.

Dentre os invertebrados de águas continentais, destacamos o lagostim-vermelho-da-Louisiana (*Procambarus clarkii*), cuja dominância e substituição da espécie nativa caranguejo-de-água-doce (*Trichodactylus fluviatilis*) foram observadas apenas 11 anos após sua detecção na bacia do rio Paraíba do Sul, em Minas Gerais (Magalhães, A.L.B, dados não publicados), além de possivelmente dispersar o fungo exótico *Aphanomyces astaci* (Peiró et al. 2015).

Uma das invasões mais recentes de invertebrados marinhos é a do mexilhão-do-Mediterrâneo (*Mytilus galloprovincialis*), espécie também listada entre as 100

das piores invasoras do mundo (GISD 2021). Como ainda não invadiu comunidades naturais, são necessários experimentos laboratoriais para compreender seus potenciais impactos na comunidade e possíveis efeitos em cascata. O siri-bidu (*Charybdis hellerii*) é outro invertebrado marinho que merece urgente atenção, pois, apesar de introduzido há aproximadamente 30 anos, de estar presente em 11 estados (Teixeira & Creed 2020) e ser encontrado em altas densidades, existem poucos estudos que avaliem seu papel nas interações tróficas e competitivas das comunidades invadidas. Também é sugerido seu potencial impacto sobre espécies nativas, devido à grande agressividade dos machos (Sant'anna et al. 2012).

#### 4.4.2 Ambientes e regiões geopolíticas brasileiras

Existe uma tendência de concentração dos estudos investigando impactos das EEIs nas Regiões Sul e Sudeste do Brasil. Para plantas terrestres, por exemplo, apenas 30% dos estudos foram realizados nas Regiões Norte, Centro-Oeste e Nordeste, sendo que elas concentram quatro importantes biomas: Floresta Amazônica, Cerrado, Caatinga e Pantanal. Destacamos também uma concentração das pesquisas sobre invasão biológica em poucos centros ou laboratórios, mesmo nas Regiões Sul e Sudeste.

Em relação às ilhas costeiras e oceânicas, tanto o ambiente terrestre como o marinho são ameaçados por EEIs, sendo que, nesses sistemas, as espécies nativas lidam com condições de dispersão limitada, altas taxas de endemismo e tamanho populacional reduzido, fatores que potencialmente acentuam os efeitos negativos das EEIs. Desta forma, é necessário um esforço maior de pesquisa embasando as ações de manejo e erradicação de EEIs nas ilhas oceânicas.

#### 4.4.3 Impactos socioeconômicos e nas CNP

Ainda que altos, os valores de impactos econômicos apresentados anteriormente são uma subestimativa dos custos reais causados por EEIs no Brasil, devido a diversas dificuldades metodológicas e práticas para se obter e reportar dados relativos a impactos econômicos. Estes estudos variam em seu rigor e utilidade para informar as decisões políticas, e a maioria daqueles que constam no banco de dados InvaCost (Diagne et al. 2020) baseiam-se em custos que já ocorreram. Embora essa informação seja importante, não é possível extrapolar seus resultados para um universo geográfico mais amplo, pois os estudos são realizados em escalas locais. Ainda, essa abordagem tem aplicação limitada para ações de manejo e gestão preventivas - que devem ocorrer, preferencialmente, antes da espécie invasora se estabelecer. Nesse sentido, modelos que permitam projetar custos associados aos impactos das EEIs com base na compreensão das pessoas sobre o risco de invasão, dos impactos potenciais e de como elas respondem a esse risco são uma boa alternativa (Warziniack et al. 2021).

Atualmente, apenas cinco espécies de plantas possuem impactos econômicos publicados e incluídos no banco de dados InvaCost (Diagne et al. 2020). Por outro lado, a braquiária-comum (*Urochloa eminii*) e o capim-gordura (*Melinis minutiflora*) estão entre as plantas terrestres invasoras mais reportadas como causadoras de impactos à biodiversidade (Quadro 1) e são alvos recorrentes de ações de manejo (Pivello et al. 1999, Hoffmann & Haridasan 2008, Damasceno et al. 2018, Zenni et al. 2020), porém seu impacto econômico não consta na base de dados do InvaCost e nem foram reportados os custos dessas ações de manejo.

Rato-comum, ratazana e camundongo (*Rattus rattus*, *Rattus norvegicus* e *Mus musculus*, respectivamente) (Quadro 1) estão entre as piores invasoras no mundo, são vetores de zoonoses (leptospirose e peste bubônica), destroem plantações, consomem e contaminam estoques de grãos (Instituto Hórus 2022, GISD 2021, Diagne et al. 2021a, Diagne et al. 2021b, Haubrock et al. 2021), porém avaliações do seu impacto econômico no Brasil não foram publicadas. Também listado entre as piores invasoras no mundo, o caramujo africano (*Lissachatina fulica*) ocorre em praticamente todos os estados brasileiros, causando danos importantes a espécies ornamentais e alimentícias (Thiengo et al. 2007, Instituto Hórus 2022). No ambiente aquático, espécies como o coral-sol (*Tubastraea* spp.), tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) e tucunaré (*Cichla* spp.), que causam impactos frequentes na cadeia alimentar, na estrutura e diversidade das comunidades dos ambientes invadidos, também chamam a atenção pela falta de estudos quantificando impactos econômicos e sociais.

#### 4.4.4. De quais tipos de estudos precisamos?

Os impactos são mudanças a partir de determinadas situações. Porém, os sistemas naturais nunca são estáticos, variando dentro de limites máximos e mínimos ao longo do tempo, e o reconhecimento destes limites só é possível por meio de monitoramento com longas séries temporais. O monitoramento também facilita a detecção precoce de uma EEI, permitindo reconhecer que eventuais mudanças no sistema, além dos limites esperados, podem ser atribuídas à invasão. Ainda, monitoramentos permitem a compreensão da evolução dos impactos ao longo do tempo e a percepção de efeitos em cascata, que levam algum tempo para se manifestar (Gaiser et al. 2020). Monitoramentos de longo prazo são fortemente incentivados pela comunidade científica e realizados em programas federais, como o PELD-Pesquisa Ecológica de Longa Duração (<http://memoria.cnpq.br/sitios-peld>) e o PROBIO-Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira – (<https://antigo.mma.gov.br/biomas/monitoramento-ambiental.html>), ou estaduais, como o BIOTA/FAPESP (<https://fapesp.br/biota/>). Esses programas devem ser replicados, aumentando sua representatividade nos estados e biomas, e necessitam ter garantida a continuidade de seu financiamento.

Os estudos de impacto das EEl que são introduzidas intencionalmente para a exploração econômica em diversos sistemas produtivos restringem-se à avaliação dos efeitos no próprio sistema produtivo, como é o caso de pragas agrícolas e silviculturais. Entretanto, esse estoque constante de propágulos aumenta o risco de escape de muitas dessas espécies para sistemas naturais (evidenciado na Figura 8A), sendo raras as análises de risco deste impacto potencial. Experimentos em mesocosmos ou casas de vegetação são importantes para acessar a potencial magnitude dos impactos na comunidade, ao simular uma possível invasão. A obrigatoriedade de análises de risco e planos de contingência para os ecossistemas ao redor de sistemas produtivos pode constituir uma importante política pública para o licenciamento ambiental envolvendo a introdução de espécies exóticas.

Se, por um lado, alguns estudos de impacto utilizaram informações e percepções da população local acerca de mudanças na biodiversidade ou na qualidade de vida causadas por EEl, como foi o caso dos estudos do caracol-gigante-africano no Paraná (Fischer & Colley 2004, 2005), esses estudos ainda são bastante raros. Investigações sobre EEl e os riscos associados pela perspectiva da percepção popular são considerados cada vez mais fundamentais para o manejo e a conservação da biodiversidade (White et al. 2008, Shackleton et al. 2019), sendo especialmente importantes no caso de povos e comunidades tradicionais (indígenas, quilombolas, ribeirinhas, caiçaras). As atividades cotidianas dessas populações relacionam-se diretamente à biodiversidade, portanto, estão fortemente sujeitas ao impacto das EEl, entretanto, são raras as publicações sobre esse tema (ex: Souza et al. 2018, Catelani et al. 2021). O trabalho conjunto de cientistas de invasões biológicas e cientistas sociais será fundamental para mapear e quantificar esses impactos.

#### 4.5. Tendências e cenários futuros

O alto grau de globalização do mundo atual e futuro favorecem a intensa troca de produtos, mercadorias e serviços, trazendo – intencional ou não intencionalmente – as EEl e seus impactos, em uma trajetória rumo à homogeneização biótica (simplificação e aumento de similaridade entre ecossistemas, devido à extinção de espécies locais e predominância de poucas espécies, muitas delas invasoras, McKinney & Lockwood 1999). O aumento exponencial dos registros de estudos demonstrando os impactos de EEl no Brasil (Figura 1) é a tendência esperada para as próximas décadas, não somente pelo aumento das pesquisas no assunto e melhorias nos diagnósticos, mas devido à intensificação das ações humanas e seus efeitos, notadamente a fragmentação de habitat, associada ao uso das terras e das águas, as mudanças climáticas e a urbanização. Esses fatores interagem sinergicamente, podendo causar um crescimento explosivo da população de determinadas espécies, trazendo graves impactos negativos.

A fragmentação dos ecossistemas naturais por atividades humanas e o uso econômico das terras (ex. agropecuária, silvicultura, exploração mineral) levam à for-

mação de bordas, que são locais alterados, onde espécies de maior tolerância às variações ambientais (luz, temperatura, umidade) são favorecidas, em detrimento das espécies locais. Dentre as plantas terrestres que se tornaram invasoras, a maioria possui estas características, adaptando-se a diversos ambientes (Willis et al. 2010, Instituto Horus 2022), especialmente os alterados pelas ações humanas. Nove espécies de plantas que mais causam impactos no Brasil (Quadro 1) enquadram-se nessa descrição.

Para os vertebrados, a pecuária também promoveu a invasão por algumas espécies (ex., javali, búfalo - prancha 2), mas especialmente a utilização dos rios, reservatórios e lagos para criação de peixes e de hidrovias para o escoamento de alimentos, promovendo uma maior interconexão entre os corpos d'água, vem causando grandes impactos de EEIs. Todas essas espécies afetam indiretamente as espécies nativas, por meio da competição por recursos, ou diretamente, através da modificação do ambiente ou da taxa de predação, comprometendo não somente a biodiversidade local, mas também o funcionamento dos ecossistemas atingidos e a sustentabilidade futura de outras atividades econômicas, como turismo, pesca recreativa ou de subsistência.

No ambiente marinho, a maior parte das EEIs utiliza sistemas recifais e a grande urbanização do litoral ou “endurecimento” da costa, com a construção de portos, quebra-mares, trapiches, muros de contenção, recifes artificiais, irá favorecer o estabelecimento e disseminação das EEIs e aumentar o potencial de invasão de ambientes naturais (Dafforn et al. 2015).

Cenários futuros de mudanças climáticas, que só têm se agravado ao longo das últimas décadas (IPCC 2021), devem intensificar as alterações ambientais e interferir nos padrões de distribuição, comportamento e reprodução das espécies, propiciando a instalação e disseminação daquelas mais tolerantes e, portanto, favorecendo direta e indiretamente os processos de invasão biológica e os impactos decorrentes. Ambientes aquáticos continentais provavelmente sofrerão com processos de aquecimento na temperatura da água, mudanças no regime de fluxo, além de processos de salinização. Um aumento na demanda por abastecimento hídrico e geração de energia também é esperado e, portanto, um crescimento no número de reservatórios e uma expansão em sistemas de aquicultura. Todos esses fatores sugerem a chegada de novas EEIs e seu espalhamento, aumentando o impacto (Hellmann et al. 2008, Rahel & Olden 2008).

Nos ambientes terrestres, também é prevista a facilitação ou aceleração das invasões biológicas, criando cenários ainda mais desafiadores para a conservação da biodiversidade (Hellmann et al. 2008, Bellard et al 2013). EEIs fisiologicamente tolerantes a altas temperaturas podem expandir sua distribuição, o que pode gerar impactos de magnitudes ainda maiores que os presentes (por exemplo, Tietze et al. 2019, Louppe et al. 2020, Castelblanco-Martínez et al. 2021). As gramíneas afri-

canas *Urochloa eminii* e *U. brizantha* mostram tolerância ao aumento de CO<sub>2</sub>, altas temperaturas e déficit hídrico (Faria et al. 2015), enquanto bambus e lianas respondem positivamente ao aumento de CO<sub>2</sub>, insolação e temperatura, produzindo grandes quantidades de biomassa (Grombone-Guaratini et al. 2013) e aumentando ainda mais sua dominância e impactos nos ambientes invadidos.

Mais de 80% da população brasileira vive em ambientes urbanos e a tendência futura é que esse número aumente nas próximas décadas. À medida em que centros urbanos se expandem e aumentam suas populações, áreas naturais são destruídas ou incorporadas às cidades, alterando drasticamente suas características originais. Neste cenário, espécies invasoras, especialmente as sinantrópicas, podem se beneficiar (Vitule et al. 2021), sendo um exemplo aquelas usadas em paisagismo. Insetos exóticos vetores de patógenos beneficiam-se pela concentração da população humana, facilitando a disseminação de surtos de doenças como dengue, zika e chikungunya, causadas pelo mosquito *Aedes aegypti*, originário do norte da África. Homogeneização biótica e impactos sobre espécies nativas também podem ser consequências de EEIs em ambientes urbanos (Riley et al. 2005).

#### 4.6. Conclusões

Apesar de um longo histórico de invasões biológicas no país, os estudos de impacto pelas EEIs iniciaram apenas na década de 1980, intensificados nos últimos 20 anos, com a busca de dados comprobatórios consistentes, incluindo séries temporais. Somente a partir de então iniciou uma sensibilização na sociedade acerca dos impactos das EEIs nos ambientes naturais, nas cadeias produtivas e na qualidade de vida humana.

Dado o grande número de espécies invasoras que sabidamente causam impactos em várias partes do mundo e que se encontram presentes no Brasil, uma proporção reduzida delas foi aqui discutida em termos de impactos. Isso não significa que não causem impactos no Brasil, mas sim, que seus impactos ainda não foram estudados ou formalmente documentados em território nacional. Por outro lado, impactos já conhecidos para várias EEIs já foram amplamente estudados e descritos no exterior. Essas informações, bem como os impactos inferidos por características biológicas da espécie devem nortear as ações para detecção precoce e resposta rápida.

Grande parte dos impactos aqui identificados foi causada por peixes em ambientes de águas continentais. Muitas dessas espécies foram introduzidas intencionalmente e estão associadas a sistemas produtivos, gerando custos econômicos, além dos impactos à biodiversidade. No outro extremo, verificamos uma quantidade pequena de registros de impacto em ambientes marinhos, o que poderia erroneamente levar à interpretação de que tais ambientes seriam menos sujeitos aos impactos das EEIs. Porém, alguns fatores devem ser aqui observados: a) sua

característica de sistema aberto e com poucas barreiras, dificultando a atribuição de impacto a espécies específicas; b) os invertebrados ocorrem como o principal grupo de EEIs causadoras de impacto, sendo, na maioria dos casos, espécies sem interesse econômico; c) são raras as séries temporais em ambientes costeiros marinhos, tanto relativas a variáveis ambientais como às comunidades biológicas.

Um outro padrão importante a ser mencionado foi a grande quantidade de registros de impacto nas Regiões Sul e Sudeste. Se por um lado é de se esperar que as regiões mais populosas do país tenham também o maior número de EEIs e, conseqüentemente, de impactos, por outro lado é nestas regiões que o maior número de grupos de pesquisa dedicados ao tema se encontram.

Apesar do grande esforço de conservação representado pelo Sistema Brasileiro de Unidades de Conservação, muitas das UCs estão sujeitas à invasão por EEIs e sofrem os impactos das mesmas. Assim, são necessárias ações diretamente voltadas às UCs, para que o desafio do combate e controle às EEIs e seus impactos tenha sucesso.

## REFERÊNCIAS

- ADELINO, J.R.P., HERINGER, G., DIAGNE, C., COURCHAMP, F., FARIA, L.D.B. & ZENNI, R.D. 2021. The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. *NeoBiota* 67:349-374.
- AGUIAR, T.D.F., COSTA, E.C., ROLIM, B.N., ROMJIN, O.C., MORAIS, N.B. & TEIXEIRA, M.F.S. 2011. Risco de transmissão do vírus da raiva oriundo de sagui (*Callithrix jacchus*), domiciliado e semidomiciliado, para o homem na região metropolitana de Fortaleza, Estado do Ceará. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical* 44(3):356-363.
- ADELIR-ALVES, J., SOETH, M., BRAGA, R.R. & SPACH, H.L. 2018. Non-native reef fishes in the Southwest Atlantic Ocean: a recent record of *Heniochus acuminatus* (Linnaeus, 1758) (Perciformes, Chaetodontidae) and biological aspects of *Chromis limbata* (Valenciennes, 1833) (Perciformes, Pomacentridae). *Check List* 14(2):379-385.
- ALEXANDRINO, E.R., LUZ, D. T. A., MAGGIORINI, E. V. & FERRAZ, K. M. P. B. 2012. Nest stolen: the first observation of nest predation by an invasive exotic marmoset (*Callithrix penicillata*) in an agricultural mosaic. *Biota Neotropica* 12(2):211-215.
- ALVES, L.P. 2020. Influência da resistência biótica sobre o mexilhão *Mytilus galloprovincialis*, invasor recente no litoral sul brasileiro. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- AMARAL, R.D.A.M. 2002. Diagnóstico da ocorrência de cupins xilófagos em árvores urbanas do bairro de Higienópolis, na cidade de São Paulo. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- AMORIM, S.R., UMETSU, C.A., TOLEDO, D. & CAMARGO, A.F.M. 2015. Effects of a non native species of Poaceae on aquatic macrophyte community composition: A comparison with a native species. *Journal of Aquatic Plant Management* 53:191-196.
- ANDRADE-TUBINO, M.F., SALGADO, F.L.K., UEHARA, W., UTSUNOMIA, R. & ARAÚJO, F.G. 2021. *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880) (Acanthopterygii: Batrachoididae), a non-indigenous toadfish in Sepetiba Bay, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 101:179-187.
- ARIAS-GONZÁLEZ, J.E., GONZÁLEZ-GÁNDARA, C., CABRARA, J.L. & CHRISTENSEN, V. 2011. Predicted impact of the invasive lionfish *Pterois volitans* on the food web of a Caribbean coral reef. *Environmental Research* 7:917-925.
- BABOLIN, L.S., ALMEIDA-SILVA, M.J.F., POTENZA, M.R., DELA FAVA, C., CASTRO, V., HARAKAVA, R., OKUDA, L.H., REBOUÇAS, M.M. & CAMPOS, A.E.C. 2016. Zoonosis associated to *Rattus rattus* and the impacts of the public actions to control the species. *Arquivos do Instituto Biológico* 83:e0832014
- BALLARINI, Y., CHAVES, F.G., VECCHI, M.B. & ALVES, M.A.S. 2021. High rates of predation of the nests of two endemic antbirds of the Brazilian Atlantic Forest by invasive marmosets (*Callithrix* spp.) *Annales Zoologici Fennici* 58(1-3):31-40.

- BARBOSA-FILHO, R.C., SOUSA, A.E.A.B., FREITAS, G.L., NUNES, M.F.C., SOUZA, E.A. & ZEPPELINI-FILHO, D. 2009. A garça-vaqueira (*Bulbucus ibis* Linnaeus, 1758) e o atobá-de-pé-vermelho (*Sula sula* Linnaeus, 1766) no arquipélago de Fernando de Noronha: uma abordagem ecológica comparativa. *Ornitologia* 3(2):101-114.
- BARROS, F.C.B.J., ALMEIDA, A.C.S., CAVALCANTI, F.F., MIRANDA, R.J., NUNES, J.A.C., REIS-FILO, Z.A. & SILVA, E.C. 2018. Espécies marinhas exóticas e invasoras na Baía de Todos os Santos. In Hatje V., Dantas L.M.V., Andrade J.B. (eds), *Baía de Todos os Santos: Avanços nos Estudos de Longo Prazo*. EDUFBA, Salvador.
- BELLARD, C., THUILLER, W., LEROY, B., GENOVESI, P., BAKKENES, M. & COURCHAMP, F. 2013. Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology* 19(12):3740-3748.
- BELLINI, C. & SANCHES, T.M. 1996. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha archipelago, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 74:12-13.
- BESEN, M.A. 2019. Avaliação e caracterização do mexilhão-dourado incrustado em diferentes telas de tanques-rede. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Paraná.
- BEZERRA, L.A.V., FREITAS, M.O., DAGA, V.S., OCCHI, T.V.T., FARIA, L., COSTA, A.P.L., PADIAL, A.A., PRODOCIMO, V. & VITULE, J.R.S. 2019. A network meta-analysis of threats to South American fish biodiversity. *Fish and Fisheries* 20(4):620-639.
- BIUDES, J.F.V., CAMARGO, A.F.M. & HENARES, M.N.P. 2011. Impact of maintenance of *Macrobrachium rosenbergii* De Man, 1879 (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) broodstock on the water used in culture ponds. *Brazilian Journal of Biology* 71(4):857-863.
- BOTH, C. & GRANT, T. 2012. Biological invasion and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. *Biology Letters* 8:714-716.
- BROWN, G.G., PASHANASI, B., VILLENAVE, C., PATRÓN, J.C., SENAPATI, B.K., GIRI, S., BAROIS, I., LAVELLE, P., BLANCHART, E., BLAKEMORE, R.J., SPAIN, A. & BOYER, J. 1999. Effects of earthworms on plant production in the tropics. In: LAVELLE, P., HENDRIX, P.F. & BRUSSAARD, L. (Eds.), *Earthworm management in tropical agroecosystems*. Wallingford: CABI, pp. 87-147.
- BROWN, G.G., BAROIS, I. & LAVELLE, P. 2000. Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. *European Journal of Soil Biology* 36:177-198.
- BROWN, G.G., JAMES, S.W., PASINI, A., NUNES, D.H., BENITO, N.P., MARTINS, P.T. & SAUTTER, K.D. 2006. Exotic, peregrine, and invasive earthworms in Brazil: Diversity, distribution, and effects on soils and plants. *Caribbean Journal of Science* 42:339-358.
- BROWN, G.G. & JAMES, S.W. 2007. Biodiversidade, biogeografia e ecologia das minhocas no Brasil. In: BROWN, G.G. & FRAGOSO, C. (Eds.), *Minhocas na América Latina: Biodiversidade e ecologia*. Londrina, Embrapa Soja, pp. 297-381.
- BROWN, G.G., CALLAHAM JR., M.A., NIVA, C.C., FEIJOO, A., SAUTTER, K.D., JAMES, S.W., FRAGOSO, C., PASINI, A. & SCHMELZ, R.M. 2013. Terrestrial oligochaete research in Latin America: The importance of the Latin American Meetings on Oligochaete Ecology and Taxonomy. *Applied Soil Ecology* 69:2-12.
- BUMBEER, J., ROCHA, R.M., BORNATOWSKI, H., ROBERT, M.C. & AINSWORTH, C. 2017. Predicting impacts of lionfish (*Pterois volitans*) invasion in a coastal ecosystem of southern Brazil. *Biological Invasions* 20:1257-1274.
- CALDEIRA, R.L., MENDONÇA, C.L.G.F., GOVEIA, C.O., LENZI, H.L., GRAEFF-TEIXEIRA, C., LIMA, W.S., MOTA, E.M., PECORA, I.L., MEDEIROS, A.M.Z. & CARVALHO, O.S. 2007. First record of molluscs naturally infected with *Angiostrongylus cantonensis* (Chen, 1935) (Nematoda: Metastrongylidae) in Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 102:887-889.
- CALLIL, C.T., MARÇAL, S.F., MASSOLI JR, E.D., SURUBIM, M. & UDHE, V. 2016 Influência do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei* Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) na biodiversidade aquática do Parque Nacional do Pantanal. In: LATINI, A.O., RESENDE, D.C.; POMBO, V.B. & CORADIN, L. (Org.) *Espécies exóticas invasoras de Águas continentais do Brasil*, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 176-201
- CAMPOS, M.C.S., DE ANDRADE, A.F.A., KUNZMANN, B., GALVÃO, D.D., SILVA, F.A., CARDOSO, A.V., CARVALHO, M.D. & MOTA, H.R. 2014. Modelling of the potential distribution of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on a global scale. *Aquatic Invasions* 9(3):253-265.
- CARDOSO, C.C. 2014. Predadores ou dispersores? A relação do mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) com quatro espécies de quelônios (Reptilia, Testudines) da da planície costeira do Brasil subtropical. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- CARNIATTO, N., THOMAZ, S.M., CUNHA, E.R., FUGI, R. & OTA, R.R. 2013. Effects of an invasive alien poaceae on aquatic macrophytes and fish communities in a neotropical reservoir. *Biotropica* 45(6):747-754.
- CARNIATTO, N., CUNHA, E.R., THOMAZ, S.M., QUIRINO, B.A. & FUGI, R. 2020. Feeding of fish inhabiting native and non-native macrophyte stands in a Neotropical reservoir. *Hydrobiologia* 847:1553-1563.



- CARVALHO, B.M., FERREIRA, A.L., FÁVARO, L.F., ARTONI, R.F. & VITULE, J.R.S. 2020. Human-facilitated dispersal of the Gulf toadfish *Opsanus beta* (Goode & Bean, 1880) in the Guaratuba Bay, south-eastern Brazil. *Journal of Fish Biology* 97:686-690.
- CARVALHO, R.S., SILVA, D.A., LIOLA, S., PEREIRA, D.G., CARVALHO, E.F. & BERGALLO, H.G. 2013. Molecular identification of a Buffy-tufted-ear marmoset (*Callithrix aurita*) incorporated in a group of invasive marmosets in the Serra dos Orgãos National Park, Rio de Janeiro - Brazil. *Forensic Science International: Genetics Supplement Series* 4(1):e230-e231.
- CASTELBLANCO-MARTÍNEZ, D. N., MORENO-ARIAS, R. A., VELASCO, J. A., MORENO-BERNAL, J. W., RESTREPO, S., NOGUERA-URBANO, E. A. & JIMÉNEZ, G. 2021. A hippo in the room: Predicting the persistence and dispersion of an invasive mega-vertebrate in Colombia, South America. *Biological Conservation* 253:108923.
- CASTRO, W.A.C., ALMEIDA, R.V., XAVIER, R.O., BIANCHINI JUNIOR, I., MOYA, H. & SILVA MATOS, D.M. 2019. Litter accumulation and biomass dynamics in riparian zones in tropical South America of the Asian invasive plant *J. König* (Zingiberaceae). *Plant Ecology and Diversity* 13:47-59.
- CASTRO-GUEDES, F.G., MASSUTTI, L.M. & MOURA, M.O. 2020. Asymmetric intraguild predation of *Harmonia axyridis* (Pallas, 1773) (Coleoptera: Coccinellidae) on a native Coccinellidae guild. *Revista brasileira de entomologia* 64(1):1-7.
- CATELANI, P.A., PETRY, A.C., PELICICE, F.M. & SILVANO, R.A.M. 2021. Fishers' knowledge on the ecology, impacts and benefits of the non-native peacock bass *Cichla kelberi* in a coastal river in southeastern Brazil. *Ethnobiology and Conservation* 10(4):1-17.
- CAVALCANTI, L.B. 1998. Histórico. In Valenti, W.C. (ed.), *Carcinicultura de água doce. Tecnologia para produção de camarões*. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília, p.17-20.
- CAVALEIRO, N.P., LAZOSKIB, C. TURECK, C.R., MELO, C.M.R., AMARAL, V.S., LOMOVASKY, B.J., ABSHER, T.M. & SOLÉ-CAVA, A.M. 2019. *Crassostrea talonata*, a new threat to native oyster (Bivalvia: Ostreidae) culture in the Southwest Atlantic. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 511:91-99.
- CAVALLI, L.S., NORNBORG, B.F.S., NETTO, S.A., POERSCH, L., ROMANO, L.A., MARINS, L.F. & ABREU, P.C. 2010. White spot syndrome virus in wild penaeid shrimp caught in coastal and offshore waters in the southern Atlantic Ocean. *Journal of Fish Diseases* 33:533-536.
- CAVALLI, L.S., ROMANO, L.A., MARINS, L.F. & ABREU, P.C. 2011. First report of white spot syndrome virus in farmed and wild penaeid shrimp from Lagoa dos Patos estuary, southern Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology* 42:1176-1179
- CAZETTA, A.L. & ZENNI, R.D. 2019. Pine invasion decreases density and changes native tree communities in woodland Cerrado. *Plant Ecology Divers.* 13(1):85-91.
- CHELLAPPA, N.T., LIMA, A.K.A & CHELLAPPA, T. 2005. Occurrence and dominance of an invasive toxin producing marine cyanobacteria into mangrove environment of the Potengi river estuary, in Natal, Rio Grande do Norte state, Brazil. *Arquivos de Ciências do Mar* 38:19-27.
- CINTRA, I.H.A., KLAUTAU, A.G.C.M., MARTINS, D.E.G., MARCENIUK, A.P., DOS SANTOS, W.C.R., & BARBOSA, J.M. 2022. First record of Red Lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) (SCORPAENIFORMES: SCORPAENIDAE) in the Great Amazon Reef System, State of Pará, Brazil. *Acta of Fisheries and Aquatic Resources* 10(1):74-77.
- COLLEY, E. & FISCHER, M. L. 2009. Avaliação dos problemas enfrentados no manejo do caramujo gigafricano *Achatina fulica* (Gastropoda: Pulmonata) no Brasil. *Zoologia* 26(4):674-683.
- CONSTANTINO, R. 2002. The pest termites of South America: taxonomy, distribution and status. *Journal of Applied Entomology* 126:355-365.
- COSTA, R.O., MARKOWITSCH, J. C., GROMBONE-GUARATINI, M.T. & SILVA MATOS, D.M. 2019. Chemical characterization and phytotoxicity of the essential oil from the invasive *Hedychium coronarium* on seeds of Brazilian riparian trees. *Flora* 257:151411.
- COSTA, R.O., VIEIRA B.H., ESPINDOLA, E.L.G., RIBEIRO A. I., FERRO, J. L.R., FERNANDES, J.B. & SILVA MATOS, D.M.. 2021. Toxicity of rhizomes of the invasive *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) on aquatic species. *Biological Invasions* 23:2221-2231.
- CREED, J.C., 2006. Two invasive alien azooxanthellate corals, *Tubastraea coccinea* and *Tubastraea tagusensis*, dominate the native zooxanthellate *Mussismilia hispida* in Brazil. *Coral Reefs* 25:350.
- CREED, J.C., FENNER, D., SAMMARCO, P., CAIRNS, S., CAPEL, K., JUNQUEIRA, A.O.R., CRUZ, I., MIRANDA, R.J., CARLOS-JUNIOR, L., MANTELATTO, M.C. & OIGMAN-PSZCZOL, S., 2017. The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions* 19:283-305.
- DAFFORN, K. A., GLASBY, T. M., AIROLDI, L., RIVERO, N. K, MAYER-PINTO, M. & JOHNSTON, E.L. 2015. Marine urbanization: An ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:82-90.

- DAMASCENO, G., SOUZA, L., PIVELLO, V.R., GORGONE-BARBOSA, E., GIROLDO, P.Z. & FIDELIS, A. 2018. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biological Invasions* 20(12):3621-3629.
- DARRIGRAN, G.A., & PASTORINO, G. 1993. Bivalvos invasores em el Rio de La Plata, Argentina. *Comunicaciones de la. Sociedad Malacologica del Uruguay* 7:309-313.
- DA SILVA, L.M.I., DA SILVA, M.J., ROCHA, J.S., BIANCHINI, E., PIMENTA, J.A., STOLF-MOREIRA, R. & OLIVEIRA, H.C. 2017. Potential allelopathic effect of *Brachiaria decumbens* root exudates on neotropical tree seedlings. *Theoretical and Experimental Plant Physiology* 29(4):177-186.
- DESBIEZ, A.L.J., KEUROGHLIAN, A., PIOVEZAN, U. & BODMER, R.E. 2011. Invasive species and bushmeat hunting contributing to wildlife conservation: the case of feral pigs in a Neotropical wetland. *Oryx* 45(1):78-83.
- DIAGNE, C., LEROY, B., GOZLAN, R.E., VAISSIERE, A.C., ASSAILLY, C., NUNINGER, L., ROIZ, D., JOURDAIN, F., JARIC, I. & COURCHAMP, F. 2020. InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Science Data* 7(277):1-12.
- DIAGNE, C., LEROY, B., VAISSIÈRE, A.-C., GOZLAN, R.E., ROIZ, D., JARIĆ, I., SALLES, J.-M., BRADSHAW, C.J.A. & COURCHAMP, F. 2021a. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* 592:571-576.
- DIAGNE, C., TURBELIN, A.J., MOODLEY, D., NOVOA, A., LEROY, B., ANGULO, E., ADAMJY, T., DIA, C.A.K.M., TAHERI, A., TAMBO, J., DOBIGNY, G. & COURCHAMP, F. 2021b. The economic costs of biological invasions in Africa: a growing but neglected threat? *NeoBiota* 6711-51.
- DRÜKE, Y. & RÖDDER, D. 2017. Feeding ecology of the invasive gecko species *Hemidactylus mabouia* (Moreau de Jonnés, 1818) (Sauria: Geckonidae) in São Sebastião (Brazil). *Bonn zoological Bulletin* 66(1):85-93.
- EISENHAEUER, N., PARTSCH, S., PARKINSON, D., SCHEU, S. 2007. Invasion of a deciduous forest by earthworms: changes in soil chemistry, microflora, microarthropods and vegetation. *Soil Biology & Biochemistry* 39:1099-1110.
- FALCÃO, C. & SZÉCHY, M.T.M. 2005. Changes in shallow phytobenthic assemblages in southeastern Brazil, following the replacement of *Sargassum vulgare* (Phaeophyta) by *Caulerpa scalpelliformis* (Chlorophyta). *Botanica Marina* 48:208-217.
- FARACO, L.F.D., ANDRIGUETTO-FILHO, J.M., DAW, T.M., LANA, P.C. & TEIXEIRA, C.F. 2016. Vulnerability among fishers in southern Brazil and its relation to Marine Protected Areas in a scenario of declining fisheries. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 38:51-76.
- FARACO, L.F.D., GHISI, C.L., MARINS, M., OTA, S. & SCHÜHLI, G.S. 2019. Infestation of Mangroves by the Invasive Moth *Hyblaea puer* (Cramer, 1777) (Lepidoptera:Hyblaeidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 62:1-7.
- FARIA, A.P., FERNANDES, G.W. & FRANÇA, M.G.C. 2015. Physiological approaches to determine the impact of climate changes on invasive African grasses in the savanna ecoregion of Brazil. *Environment and Earth Science* 74:30773088.
- FARIA, E.A. de, BRANCO, J.R.T., CAMPOS, M. de C.S., OLIVEIRA, M.D. & ROLLA, M.E. 2006. Estudo das características antiincrustantes de materiais. *Revista Escola de. Minas* 59(2):233-238.
- FERLIAN, O., EISENHAEUER, N., AGUIRREBENGOA, M., CAMARA, M., RAMIREZ-ROJAS, I., SANTOS, F., TANALGO, K. & THAKUR, M.P. 2018. Invasive earthworms erode soil biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Animal Ecology* 87:162-172.
- FERREIRA, C.E.L., LUIZ, O.J., FLOETER, S.R., LUCENA, M.B., BARBOSA, M.C., ROCHA, C.R. & ROCHA, L.A. 2015. First records of invasive lionfish (*Pterois volitans*) for the Brazilian coast. *PLoS One* 10:e0123002.
- FISCHER, M.L. & COLLEY, E. 2004. Diagnóstico da ocorrência do caramujo gigante africano *Achatina fulica* Bowdich, 1822 na APA de Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Revista Estudos de Biologia* 26(54):43-50.
- FISCHER, M.L. & COLLEY, E. 2005. Espécie invasora em reservas naturais: caracterização da população de *Achatina fulica* Bowdich, 1822 (Mollusca – Achatinidae) na Ilha Rasa, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. *Biota Neotropica* 5(1):1-18.
- FONTANA, R., WETLER, R.M.C., AQUINO, R.S.S., ANDRIOLI, J.L., QUEIROZ, G.R.G., FERREIRA, S.L., NASCIMENTO, I.C. & DELABIE, J.H.C. 2010. Disseminação de bactérias patogênicas por formigas (Hymenoptera: Formicidae) em dois hospitais do nordeste do Brasil. *Neotropical Entomology* 39(4):655-664.
- FONTES, L. & MILANO, S. 2002. Termites as an Urban Problem in South America. *Sociobiology* 40:103-151.
- FONTOURA, P. M., DYER, E., BLACKBURN, T. M. & ORSI, M. L. 2013. Non-native bird species in Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 8(3):165-175.
- FORTI, L.R., BECKER, C.G., TACIOLI, L., PEREIRA, V.R., SANTOS, A.C.F.A., OLIVEIRA, I., HADDAD, C.F.B. & TOLEDO, L.F. 2017. Perspectives on invasive amphibians in Brazil. *PLoS ONE* 12(9):e0184703.
- FRANCO, A.C.S., PETRY, A.C., TAVARES, M.R., GUIMARÃES, T.F.R. & SANTOS, L.N. 2022a. Global distribution of the South American peacock basses *Cichla* spp. follows human interference. *Fish and Fisheries* 23(2): 407-421.

FRANCO, A.C.S., PETRY, A.C., GARCÍA-BERTHO, E. & SANTOS, L.N. 2022b. Invasive peacock basses (*Cichla* spp.) and decreased abundance of small native fish in Brazilian reservoirs. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Research* 32(11): 1852-1866.

FRANCO, A.C.S., PELICICE, F. M., VITULE, J.R.S. 2022c. Peacock bass impacts reference list. figshare Dataset. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.21441255>.

FRANCO, A.C.S., PELICICE, F. M., PETRY, A.C., CARVALHO, F. R., VITULE, J.R.S., NOGUEIRA, M.A.M.P., CAMPANHA, P.M.G.C., SANTANA, W.M., SMITH, W.S., MAGALHÃES, A. L.B.; GUIMARAES, E.C. & SABINO, J. 2022d. Nota Técnica - Ameaças impostas pelo Projeto de Lei 614/2018, ao proteger populações de peixes invasores (tucunarés *Cichla* spp.) no Estado de São Paulo. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia* 140: 4-13.

FRIDLEY, J.D., STACHOWICZ, J.J., NAEEM, S., SAX, D.F., SEABLOOM, E.W., SMITH, M.D., STOHLGREN, T.J., TILMAN, D. & VON HOLLE, B. 2007. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88(1):3-17.

GAIOOTTO, J.V., ABRAHÃO, C.R., DIAS, R.A. & BUGONI, L. 2020. Diet of invasive cats, rats and tegu lizards reveals impact over threatened species in a tropical island. *Perspectives in Ecology and Conservation* 18:294-303.

GAISER, E.E., BELL, D.M., CASTORANI, M.C., CHILDERS, D.L., GROFFMAN, P.M., JACKSON, C.R., KOMINOSKI, J.S., PETERS, D.P.C., PICKETT, S.T.A., RIPPLINGER, J. & ZINNERT, J. C. 2020. Long-term ecological research and evolving frameworks of disturbance ecology. *BioScience* 70(2):141-156.

GALETTI, M. & SAZIMA, I. 2006. Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza & Conservação* 4(1):58-63.

GALLARDO, B., CLAVERO, M., SÁNCHEZ, M.I. & VILÀ, M. 2015. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Changes Biology* 22:151-163.

GARRONE NETO, D. & HADDAD, V.JR. 2010. Arraias em rios da região Sudeste do Brasil: locais de ocorrência e impactos sobre a população. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical* 43(1):82-88.

GENTILIN-AVANCI, C., PINHA, G.D., PETSCH, D.K., MORMUL, R.P & THOMAZ, S.M. 2021. The invasive macrophyte *Hydrilla verticillata* causes taxonomic and functional homogenization of associated Chironomidae community. *Limnology* 22:129-138.

GIOVANELLI, A., SILVA, C.L.P.A., LEAL, G.B.E & BAPTISTA, D.F. 2005. Habitat preference of freshwater snails in relation to environmental factors and the presence of the competitor snail *Melanoides tuberculatus* [Müller, 1774]. *Natural Competitor Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 100(2):169-176.

GISD - Global Invasive Species Database (2021). Downloaded from <[http://www.iucngisd.org/gisd/100\\_worst.php](http://www.iucngisd.org/gisd/100_worst.php)> Acesso em 29 Nov 2021

GORGONE-BARBOSA, E.G., PIVELLO, V.R. & MEIRELLES, S.T. 2008. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 51(4):825-831.

GORGONE-BARBOSA, E., PIVELLO, V.R., BAUTISTA, S., ZUPO, T., RISSI, M.N. & FIDELIS, A. 2015. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biological Invasions* 17(1):423-431.

GROFFEN, J., KON, S., JANG, Y. & BORZÉE, A. The invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in the Republic of Korea: history and recommendations for public control. *Management of Biological Invasions* 10(3):517-535.

GROMBONE-GUARATINI, M.T., GASPAR, M., OLIVEIRA, V.F., TORRES, M.A.M.G., NASCIMENTO, A. & AIDAR, M.P.M., 2013. Atmospheric CO2 enrichment markedly increases photosynthesis and growth in a woody tropical bamboo from the Brazilian Atlantic Forest. *New Zealand Journal of Botany* 51:275-285.

GUEDES, J.J.M., ASSIS, C.L., FEIO, R.N. & QUINTELA, F.M. 2021. The impacts of domestic dogs (*Canis familiaris*) on wildlife in two Brazilian hotspots and implications for conservation. *Animal Biodiversity and Conservation* 44(1):45-58.

GUIMARÃES, C.T, SOUZA, C.P. & SOARES, D.M. 2001. Possible competitive displacement of planorbids by *Melanoides tuberculata* in Minas Gerais, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* 96:173-176.

HADDAD, V., STOLF, H.O., RISK, J.Y., FRANÇA, F.O.S. & CARDOSO, J.L.C. 2015. Report of 15 injuries caused by lionfish (*Pterois volitans*) in aquarists in Brazil: a critical assessment of the severity of envenomations. *Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases* 21:1-6.

HAUBROCK, P.J., TURBELIN, A.J., CUTHBERT, R.N., NOVOA, A., TAYLOR, N.G., ANGULO, E., BALLESTEROS-MEJIA, L., BODEY, T.W., CAPINHA, C., DIAGNE, C., ESSL, F., GOLIVETS, M., KIRICHENKO, N., KOURANTIDOU, M., LEROY, B., RENAULT, D., VERBRUGGE, L. & COURCHAMP, F. 2021. Economic costs of invasive alien species across europe. *NeoBiota* 67153-190.

HELLMANN, J.J., BYERS, J.E., BIERWAGEN, B.G. & DUKES, J.S. 2008. Five potential consequences of climate change for invasive species. *Conservation Biology* 22:534-543.

- HEGEL, C.G.Z. & MARINI, M.A. 2013. Impact of the wild boar, *Sus scrofa*, on a fragment of Brazilian Atlantic Forest. *Neotropical Biology and Conservation* 8(1):17-24.
- HEGEL, C.G.Z., SANTOS, L.R., MARINHO, J.R. & MARINI, M.A. 2019. Is the wild pig the real "big bad wolf"? Negative effects of wild pig on Atlantic Forest mammals. *Biological Invasions* 21:3561-3574.
- HENDRIX, P.F., CALLAHAM JR., M.A., DRAKE, J.M., HUANG, C.Y., JAMES, S.W., SNYDER, B.A., & ZHANG, W. 2008. Pandora's box contained bait: the global problem of introduced earthworms. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39:593-613.
- HERINGER, G., THIELE, J., MEIRA-NETO, J.A.A. & NERI, A.V. 2019. Biological invasion threatens the sandy-savanna *Mussununga* ecosystem in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Invasions* 21(6):2045-2057.
- HERINGER, G., ANGULO, E., BALLESTEROS-MEJIA, L., CAPINHA, C., COURCHAMP, F., DIAGNE, C., DUBOSCQ-CARRA, V.G., NUÑEZ, M.A. & ZENNI, R.D. 2021. The economic costs of biological invasions in Central and South America: a first regional assessment. *NeoBiota* 67:401-426.
- HOFFMANN, W.A. & HARIDASAN, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* 33(1):29-36.
- INSTITUTO HÓRUS 2022. <http://bd.institutohorus.org.br> (acessado em 29/Julho/2022)
- IPCC. 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu & B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IUCN 2020. IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species. Prepared by the SSC Invasive Species Specialist Group. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland Switzerland.
- KUEHNE, L.M., OLDEN, D.J. & RUBENSON, E.S. 2016. Multi-trophic impacts of an invasive aquatic plant. *Freshwater Biology* 61:1846-1861.
- Kovalenko, K.E. & Dibble, D. Effects of invasive macrophyte on trophic diversity and position of secondary consumers. 2011. *Hydrobiologia* 663:167-173.
- LACERDA, A.C.R., TOMAS, W.M. & MARINHO-FILHO, J. 2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park, Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation* 12:477-487.
- LAGES, B.G., FLEURY, B.G., FERREIRA, C.E. & PEREIRA, R.C. 2006. Chemical defense of an exotic coral as invasion strategy. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 328:127-135.
- LEITE, J., BERTONCINI, A., BUENO, L., DAROS, F., ALVES, J. & HOSTIM-SILVA, M. 2009. The occurrence of Azores Chromis, *Chromis limbata* in the south-western Atlantic. *Marine Biodiversity Records* 2:E145.
- LEITTE, T. 2019. Proliferação de espécie invasora de mexilhão afeta hidrelétricas. disponível em: <https://site.fen.org.br/natureza/proliferaçao-de-especie-invasora-de-mexilhao-afeta-hidreletricas/> (acessado em 20/05/2022)
- LEITE-ROSSI, L.A., SATO, V.S., CUNHA-SANTINO, M.B. & TRIVINHO-STRIXINO. 2016. How does leaf litter chemistry influence its decomposition and colonization by shredder Chironomidae (Diptera) larvae in a tropical stream? *Hydrobiologia* 771:119-130.
- LESSA, I., SEABRA GUIMARAES, T.C., BERGALLO, H.G., CUNHA, A. & VIEIRA, E.M. 2016. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza e Conservação*. 14(2):46-56.
- LIMA-JUNIOR, D.P., MAGALHÃES, A., PELICICE, F.M., VITULE, J., AZEVEDO-SANTOS, V.M., ORSI, M. L., SIMBERLOFF, D. & AGOSTINHO, A.A. 2018. Aquaculture expansion in Brazilian freshwaters against the Aichi Biodiversity Targets. *Ambio* 47(4):427-440.
- LINARES, M.S., CALLISTO, M. & MARQUES, J.C. 2017. Invasive bivalves increase benthic macroinvertebrates complexity in neotropical reservoirs. 2017. *Ecological Indicators* 75:279/285
- LINS, D.M. & ROCHA, R.M. 2021. Cultivated brown mussel (*Perna perna*) size is reduced through the impact of three invasive fouling species in southern Brazil. *Aquatic Invasions* 15(1):114-126.
- LINS, D.M., ZBAWICK, M., WENNE, R., POCWIERZ-KOTUS, A., MOLINA, J.R., ALVES, L.P. & ROCHA, R.M. 2021. Ecology and genetics of *Mytilus galloprovincialis*: A threat to bivalve aquaculture in southern Brazil. *Aquaculture* 540:736753.
- LIU, W., XU, M., ZHANG, J., ZHANG, T. 2020. Survival and attachment of biofouling freshwater mussel (*Limnoperna fortunei*) to environmental conditions: potential implications in its invasion, infection and biofouling control. *Limnology* 21:245-255.
- LOPES, R.M. 2009. Informe sobre as espécies exóticas invasoras marinhas no Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Série Biodiversidade 33, Brasília.

- LOUPPE, V., LEROY, B., HERREL, A., & VERON, G. 2020. The globally invasive small Indian mongoose *Urva auro-punctata* is likely to spread with climate change. *Scientific Reports* 10:7461.
- LUIZ, O.J., SANTOS, W.C.R., MARCENIUK, A.P., ROCHA, L.A., FLOETER, S.R., BUCK, C.E., KLAUTAU, A.G.C.M., & FERREIRA, C.E.L. 2021. Multiple lionfish (*Pterois* spp.) new occurrences along the Brazilian coast confirm the invasion pathway into the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions* 23:3013-3019.
- LUZ, B.L.P. & KITAHARA, M.V. 2017. Could the invasive scleractinians *Tubastraea coccinea* and *T. tagusensis* replace the dominant zoantharian *Palythoa caribaeorum* in the Brazilian subtidal? *Coral Reefs* 36(3):875.
- LUZ, B.L.P., DI DOMENICO, M., MIGOTTO, A.E. & KITAHARA, M.V. 2020. Life history traits of *Tubastraea coccinea*: Reproduction, development, and larval competence. *Ecology and Evolution* 10(13):6223-6238.
- MAGALHÃES, C.; BUENO, S.L.S.; BOND-BUCKUP, G.; VALENTI, W.C.; SILVA, H.L.M.; KIYOHARA, F.; MOSSOLIN, E.C. & Rocha, S.S. 2005. Exotic species of freshwater decapod crustaceans in the state of São Paulo, Brazil: records and possible causes of their introduction. *Biodiversity and Conservation* 14(8):1929-1945.
- MAGALHÃES, A.L.B., BEZERRA, L.A.V., DAGA, V.S., PELICICE, F.M., VITULE, J.R.S. & BRITO, M.F.G. 2021. Biotic differentiation in headwater creeks after the massive introduction of non-native freshwater aquarium fish in the Paraíba do Sul River basin, Brazil Neotropical Ichthyology 19(3):e200147.
- MALUKIEWICZ, J. 2019. A review of experimental, natural, and anthropogenic hybridization in *Callithrix marmosets*. *International Journal of Primatology* 40:72-98.
- MANTELATTO, M.C., SILVA A.G., SANTOS LOUZADA, T., MCFADDEN, C.S. & CREED, J.C. 2018. Invasion of aquarium origin soft corals on a tropical rocky reef in the southwest Atlantic, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 130:84-94.
- MARTINS, C.B.C., ALMEIDA, L.M., ZONTA-DE-CARVALHO, R.C., CASTRO, C.F. & PEREIRA, R.A. 2009. *Harmonia axyridis*: a threat to Brazilian Coccinellidae? *Revista Brasileira de Entomologia* 53(4):663-671.
- MATOS, F.A.R., EDWARDS, D.P., MAGNAGO, L.F.S., HERINGER, G., NERI, A.V., BUTTSCHARDT, T., ZENNI, R.D., MENEZES, L.F.T. de, SAITER, F.Z., SCHAEFER, C.E.G.R., SAFAR, N.V.H., SILVA, M.P., SIMONELLI, M., MARTINS, S. V., BRANCALION, P.H.S. & MEIRA-NETO, J.A.A. 2022. Invasive alien Acacias rapidly stock carbon, but threaten biodiversity recovery in young second-growth forests. *Philosophical Transactions Royal Society B*, 378, 20210072.
- MCKINNEY, M.L. & LOCKWOOD, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14(11):450-453.
- MEDEIROS, R.B., SAIBRO, J.C. & FOCHT, T. 2009. Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma Pampa do Rio Grande do Sul. In *Campos Sulinos: Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade* (PILLAR, V.D.P., MÜLLER, S.C., CASTILHOS, Z.M. & JACQUES, A.V.Á., eds) Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.317-330.
- MELO, A.M., LYRA, M.L., BRISCHI, A.M., GERALDI, V.C. & HADDAD, C.F.B. 2014. First record of the invasive frog *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae) in São Paulo, Brazil. *Salamandra* 50(3):177-180.
- MENEZES, N., MCFADDEN, C.S., MIRANDA, R.J., NUNES, J.A.C.C., LOLIS, L., BARROS, F., SAMPAIO, C.L.S. & PINTO, T.K. 2021. New non-native ornamental octocorals threatening a South-west Atlantic reef. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 101(6) 911-917.
- MENEZES, R.F., ATTAYDE, J.L., LACEROT, G., KOSTEN, S., SOUZA, L.C., COSTA, L.S., VAN NES, E.H. & JEPPESEN, E. 2012. Lower biodiversity of native fish but only marginally altered plankton biomass in tropical lakes hosting introduced piscivorous *Cichla* cf. *ocellaris*. *Biological Invasions* 14:1353-1363.
- MESQUITA-FILHO, W., FLETCHMANN, C.A.H., GODOY, W.A.C. & BJORNSTAD, O.N. 2018. The impact of the introduced *Digitonthophagus gazella* on a native dung beetle community in Brazil during 26 years. *Biological Invasions* 20:963-979.
- MICHELETTI, T., FONSECA, F.S., MANGINI, P.R., SERAFINI, P.P., KRUL, R., MELLO, T.J., FREITAS, M.G., DIAS, R.A., SILVA, J.C.R., MARVULO, M.F.V., ARAUJO, R., GASPAROTTO, V.P.O., ABRAHÃO, C.R., REBOUÇAS, R., TOLEDO, L.F., SIQUEIRA, P.G.S.C., DUARTE, H.O., MOURA, M.J.C., FERNANDES-SANTOS, R.C. & RUSSELL, J.C. 2020. Terrestrial invasive species on Fernando de Noronha archipelago: what we know and the way forward. In *Invasive Species. Ecology, Impacts, and Potential Uses* (Londe, V., ed.). Nova Science Publishers.
- MIRANDA, R.J., CRUZ, I.C.S. & BARROS, F. 2016. Effects of the alien coral *Tubastraea tagusensis* on native coral assemblages in a southwestern Atlantic coral reef. *Marine Biology* 163:1-12.
- MIRANDA, R.J., NUNES, J.A.C.C., MARIANO-NETO, E., SIPPO, J.Z. & BARROS, F. 2018a. Do invasive corals alter coral reef processes? An empirical approach evaluating reef fish trophic interactions. *Marine Environmental Research* 138:19-27.
- MIRANDA, R.J., TAGLIAFICO, A., KELAHER, B.P., MARIANO-NETO, E. & BARROS, F. 2018b. Impacts of invasive corals *Tubastraea* spp. on native coral recruitment. *Marine Ecology Progress Series* 605:125-133.
- MIZRAHI, D., NAVARRETE, S.A. & FLORES, A.A.V. 2014. Groups travel further: pelagic metamorphosis and polydispersity allow higher dispersal potential in sun coral propagules. *Coral Reefs* 33:443-448.

- MONTEIRO, F.J.C. 2009. Impactos ambientais causados pelos búfalos asselvajados nos campos inundáveis da Estação Ecológica de Maracá-Jipioca (costa atlântica do Amapá). Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Amapá, Amapá.
- MOREIRA, D.D.O., MORAIS, V., VIEIRA-DA-MOTTA, O., CAMPOS-FARINHA, A.E.C. & TONHASCA J.R.A. 2005. Ants as carriers of antibiotic-resistant bacteria in hospitals. *Neotropical Entomology* 34(6):999-1006.
- MORMUL, R.P., THOMAZ, S.M., HIGUTI, J. & MARTENS, K. 2010. Ostracod (Crustacea) colonization of a native and a non-native macrophyte species of Hydrocharitaceae in the Upper Paraná floodplain (Brazil): an experimental evaluation. *Hydrobiologia*, 644:185-193.
- MOURA, R.L. 2000. Non-indigenous reef fishes in the southwestern Atlantic. Abstracts of the 9th International Coral Reef Symposium, p.288.
- NOGUEIRA, D.M., DE CARVALHO, R.S., DE OLIVEIRA, A.M., DE PAULA, T.S., PEREIRA, D.G., PISSINATTI, A., LOIOLA, S.O., CARVALHO, E.F., SILVA, D.A., BERGALLO, H.G. & FERREIRA, A.M.R. 2022. Uniparental genetic markers to investigate hybridization in wild-born marmosets with a mixed phenotype among *Callithrix aurita* and invasive species. *Scientific Reports* 12:1487.
- NUNES, M.F.C., BARBOSA-FILHO, R.C., ROOS, A.L. & MESTRE, L.A.M. 2010. The Cattle Egret (*Bulbucus ibis*) on Fernando de Noronha Archipelago: history and population trends. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18(4):315-327.
- OCCHI, T.V., CARNEIRO, L., FARIA, L., MIILLER, N.O.R. & VITULE, J.R.S. 2021. Nile Tilapia impacts reference list LEC-UFPR. figshare. Dataset. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14551275.v9>
- OLIVEIRA, V.B., LINARES, A.M., CORRÊA, G.L.C. & CHIARELLO, A.G. 2008. Predação de macaco-prego *Cebus nigritus* (Primates: Cebidae) por cães domésticos *Canis lupus familiaris* (Carnivora: Canidae), no Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 25(2):376-378.
- OLIVEIRA, I.S., RIBEIRO, V.M., PEREIRA, E.R. & VITULE, J.R.S. 2016. Predation on native anurans by invasive vertebrates in the Atlantic Rain Forest, Brazil. *Oecologia Australis* 20(3):70-74.
- OLIVEIRA, S.V., VARGAS, A., ROCHA, S.M., PEREIRA, L.R.M., OLIVEIRA, C.G. & SILVA, V.S. 2018. The nature of attacks by wild boar (*Sus scrofa*) and wild boar/domestic pig hybrids ('javaporcos') and the conduct of anti-rabies care in Brazil. *International Journal of Medicine and Health* 1(1):e201801001
- OLIVEIRA, J.L., MIYAHIRA, I.C., GONÇALVES, I.C.B., XIMENES, R.F., LACERDA, L.E.M., PATRÍCIA, S.C., FONSECA, F.C., BARBOSA, A.B., NUNES, G.K.M. & SANTOS, S.B. 2020. Non-marine invasive gastropods on Ilha Grande (Angra dos Reis, Rio de Janeiro, Brazil): distribution and implications for conservation. *Biota Neotropica* 20(3):e20201060
- OLIVEIRA, C.D.L. & SANTOS, L.V.R. 2021. Distribution of the giant river prawn *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879) in Brazil: 43 years after its introduction. *Naupilus – Short Communication* 29:e20221007.
- PAULA, C.M.D., VAZ, A.A., Vaz, A.A., PELIZARI, G.P., ROBAYO, H.M.S., GARCIA, T.D., AVELINO, D., ZACARIN, G.G. & SMITH, W.S. 2017. Ocorrência de um molusco invasor (*Melanooides tuberculata*, Müller, 1774), em diferentes sistemas aquáticos da bacia hidrográfica do Rio Sorocaba, SP, Brasil. *Revista Ambiente & Água* 12:829-841.
- PEDROSA, F., SALERNO, R., PADILHA, F.V.B. & GALETTI, M. 2015. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Natureza & Conservação* 13:84-87.
- PEDROSA, F., KEUROGHLIAN, A., OLIVEIRA-SANTOS, L.G.R. & DESBIEZ, A.L.J. 2021. O porco-monteiro do Pantanal. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi – Ciências Naturais* 16(3):335-349.
- PEIRÓ, D.F., ALMERÃO, M.P., DELAUNAY, C., JUSSILA J., MAKKONEN, J., BOUCHON, D., ARAUJO, P.B. & SOUTY-GROSSET, C. 2016. First detection of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in South America: a high potential risk to native crayfish. *Hydrobiologia* 781:181-190.
- PEIXOTO, R.T. & MAROCHI, A.I. 1996. A influência da minhoca *Pheretima* sp. nas propriedades de um latossolo vermelho escuro álico e no desenvolvimento de culturas em sistema de plantio direto, em Arapoti-PR. *Revista Plantio Direto* 35:23-25.
- PELICICE, F.M. & AGOSTINHO, A.A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11:1789-1801.
- PELICICE, F.M., LATINI, J. D. & AGOSTINHO, A. A. 2015. Fish fauna disassembly after the introduction of a voracious predator: Main drivers and the role of the invader's demography. *Hydrobiologia* 746(1): 271-283.
- PEREIRA, S.M. 2014. Estudos ecológicos do Mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857): Experimentos de laboratório e observações de campo. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.
- PEREIRA, F.W. & VITULE, J.R.S. 2019. The largemouth bass *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802): impacts of a powerful freshwater fish predator outside of its native range. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 29:639-652

- PEREIRA, C.Z., ROSA, C. & ZANZINI, A.C.S. 2019. Perception of presence, impact and control of the invasive species *Sus scrofa* in the local community living near the Itatiaia National Park, Brazil. *Ethnobiology and Conservation* 8(6):10.15451/ec2019-06-8.06-1-11
- PROENÇA, L.A.O. & FERNANDES, L.F. 2004. Introdução de Microalgas no Ambiente Marinho: Impactos negativos e fatores controladores. In SILVA, J.S.V. & SOUZA, R.C.C.L, org. Água de Lastro e Bioinvasão. Ed. Interciência, Rio de Janeiro, p. 77-97.
- PROENÇA, L.A.O., TAMANAHA, M.S. & SOUZA, N.P. 2001. The toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* Graham in souwaters: occurrence, pigments and toxins. *Atlântica* 23:59-65.
- PIVELLO, V.R., SHIDA, C.N. & MEIRELLES, S.T. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity & Conservation* 8(9):1281-1294.
- QUINTELA, F.M., SANTOS, M.B., OLIVEIRA, S.V., COSTA, R.C. & CHRISTOFF, A.U. 2010. Javalis e porcos ferais (Suidae, *Sus scrofa*) na Restinga de Rio Grande, RS, Brasil: ecossistemas de ocorrência e dados preliminares sobre impactos ambientais. *Neotropical Biology and Conservation* 5(3):172-178.
- RAHEL, F.J. & OLDEN, J.D. 2008. Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology* 22:521-533.
- RIBEIRO, F.M. & CAMPOS-FARINHA, A.E.C. 2005. Invasões Biológicas e Insetos Sociais Invasores. *Biológico* 67(1-2):11-17.
- RICCIARDI, A. 2013. Invasive species. In *Ecological Systems: Selected Entries from the Encyclopedia of Sustainability Science and Technology* (Leemans, R. ed.), Springer, New York. pp. 161-178.
- RILEY, S.P.D., BUSTEED, G.T., KATS, L.B., VANDERGON, T.L., LEE, L.F.S., DAGIT, R.G. & SAUVAJOT, R.M. 2005. Effects of urbanization on the distribution and abundance of amphibians and invasive species in southern California streams. *Conservation Biology* 19(6):1894-1907.
- RISCH, D.R., RINGMA, J. & PRICE, M.R. 2021. The global impact of wild pigs (*Sus scrofa*) on terrestrial biodiversity. *Scientific Reports* 11:13256.
- ROCHA, I.R.C.B., GASTÃO, F.G.C., GOMES, I.G.R.F., SOUSA, R.R., FACUNDO, G.M., ALBUQUERQUE, L.F.G., SILVA, J.W.A., CÉSAR, J.R.O., OLIVEIRA, E.G. & COSTA, F.H.F. 2020. Mapping, technical and environmental aspects of shrimp farms in the Acaraú River Estuary, Ceará State, Brazil. *Brazilian Journal of Development* 6(4):20262-20281.
- RØRSLETT, B. 1988. Aquatic weed problems in a hydroelectric river: The R. Otra, Norway. *River Research and Applications* 2:25-37.
- RUIZ-MIRANDA, C.R., AFFONSE, A.G., MORAIS, M.M., VERONA, C.E., MARTINS, A. & BECK, B. 2006. Behavioral and ecological interactions between reintroduced Golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia* Linnaeus, 1766) and introduced marmosets (*Callithrix* spp, Linnaeus, 1758) in Brazil's Atlantic coast forest fragments. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49(1):99-109.
- RUTHES, A.M., SILVA, M.M. & JÚNIOR, J.C.F.M. 2021. Leaf changes in *Avicennia schaueriana* following a massive herbivory event by *Hyblaea puera* (Lepidoptera) in South Brazil. *Brazilian Journal of Development* 7(5):47275-47286.
- SANTANGELO, J.S., THOMPSON, K.A. & JOHNSON, M.T.J. 2019. Herbivores and plant defences affect selection on plant reproductive traits more strongly than pollinators. *Journal of Evolutionary Biology* 32:4-18.
- SANT'ANNA, B.S., WATANABE, T.T., TURRA, A. & ZARA, F.J. 2012. Relative abundance and population biology of the non-indigenous crab *Charybdis hellerii* (Crustacea: Brachyura: Portunidae) in a southwestern Atlantic estuary-bay complex. *Aquatic Invasions* 7(3):347-356.
- SANTOS, A.A., MONDARDO, M. & MARCHIORI, N.C. 2019. Presença de *Mytilus cf. edulis* platensis em fazendas marinhas de Bombinhas, Santa Catarina, Brasil. *Agropecuária Catarinense* 32(3):53-55.
- SANTOS, D.A., PAIVA-AFFONSO, I., MESSAGE, H.J., OKADA, E.K., GOMES, L.C., BORNATOWSKI, H. & VITULE, J.R.S. 2019. Societal perception, impacts and judgment values about invasive freshwater stingrays. *Biological Invasions* 21:3593-3606.
- SANTOS, L.A.H., RIBEIRO, F.V., CREED, J.C. 2013. Antagonism between invasive pest corals *Tubastraea* spp. and the native reef-builder *Mussismilia hispida* in the southwest Atlantic. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 449:69-76.
- SARMENTO, R., BRITO, D., LADLE, R.J., LEAL, G.R. & AMORIM, M. 2014. Invasive house (*Rattus rattus*) and brown rats (*Rattus norvegicus*) threaten the viability of red-billed tropicbird (*Phaethon aethereus*) in Abrothos National Park, Brazil. *Tropical Conservation Science* 7(4):614-627.
- SAMPAIO FRANCO, A. C., ROCHA, R., PIVELLO, V.R., MAGALHÃES, A., CASTRO, C., CRUZ, C., SILVA-MATOS, D., BROWN, G., HERINGER, G., SAULINO, H., OLIVEIRA, I., BRAGA, R., MIRANDA, R., MORMUL, R., VITULE, J. (submt.) Dataset of the impacts of invasive alien species (IAS) in Brazil. *Ecological Research*.

- SATO, R.Y., COSTA, A.P.L. & PADIAL, A.A. 2021. The invasive tropical tanner grass decreases diversity of the native aquatic macrophyte community at two scales in a subtropical tidal river. *Acta Botanica Brasilica* 35(1):140-150.
- SAULINO, H.H.L. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2017. Forecasting the impact of an invasive macrophyte species in the littoral zone through aquatic insect species composition. *Iheringia Série Zoológica*, 107:e2017043.
- SAULINO, H.H.L., THOMPSON, R.M. & TRIVINHO-STRIXINO, S. 2018. Herbivore functional traits and macroinvertebrate food webs have different responses to leaf chemical compounds of two macrophyte species in a tropical lake's littoral zone. *Aquatic Ecology* 52:165-179
- SCHLOEGEL, L.M., FERREIRA, C.M., JAMES, T.Y., HIPOLITO, M., LONGCORE, J.E., HYATT, A.D., YABSLEY, M., MARTINS, A.M.C.R.P.F., MAZZONI, R., DAVIES, A.J. & DASZAK, P. 2010. The North American bullfrog as a reservoir for the spread of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Brazil. *Animal Conservation* 13:53-61.
- SCHÜLI G.S., PENTEADO, S.C., BARBOSA, L.R., REIS FILHO, W. & IEDE, E.T. 2016. A review of the introduced forest pests in Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 51(5):397-406.
- SCHULZ-NETO, A. 1995. Observando aves no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha: Guia de Campo. Brasília: IBAMA.
- SCHULTZ, R. & DIBBLE, E. 2012. Effects of invasive macrophytes on freshwater fish and macroinvertebrate communities: the role of invasive plant traits. *Hydrobiologia* 684:1-14
- SCHWITZER, C., MITTERMEIER, R.A., RYLANDS, A.B., CHIOZZA, F., WILLIAMSON, E.A., BYLER, D., WICH, S., HUMLE, T., JOHNSON, C., MYNOTT, H. & MCCABE, G. 2019. Primates in Peril: The World's 25 Most Endangered Primates 2018-2020. *Global Wildlife Conservation*, Washington.
- SHACKLETON, R., RICHARDSON, D.M., SHACKLETON, C.H.L., BENNETT, B., CROWLEY, S.L., DEHNEN-SCHMUTZ, K., ESTEVEZ, R., FISCHER, A., KUEFFER, C., KULL, C.A., MARCHANTE, E., NOVOA, A., POTGIETER, L.J., VAAS, J., VAS, A.S. & LARSON, B.M.H. 2019. Explaining people's perceptions of invasive alien species: A conceptual framework. *Journal of Environmental Management* 229:10-26.
- SILVA, E.T., REIS, E.P., FEIO, R.N. & RIBEIRO-FILHO, O.P. 2009. Diet of the invasive frog *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae) in Viçosa, Minas Gerais State, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 4(3):286-294.
- SILVA, E.T., RIBEIRO FILHO, O.P. & FEIO, R.N. 2011. Predation on native anurans by invasive bullfrogs in Southeastern Brazil: spatial variation and effect of microhabitat use by prey. *South American Journal of Herpetology* 6(1):1-10.
- SILVA, E.C. 2016. Efeito das espécies invasoras *Charybdis hellerii* (Crustacea; Portunidae) e *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda; Thiaridae) sobre a estrutura das assembleias macrobentônicas em dois ambientes aquático, Bahia, Brasil. 2016. 121 p. Tese de Doutorado, Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- SILVA, E.T., BOTH, C. & RIBEIRO FILHO, O.P. 2016. Food habits of invasive bullfrogs and native thin-toed frogs occurring in sympatry in Southeastern Brazil. *South American Journal of Herpetology* 11(1):25-33.
- SILVA, R., VINAGRE, C., KITAHARA, M.V., ACORSI, I.V., MIZRAHI, D. & FLORES, A.A.V. 2019. Sun coral invasion of shallow rocky reefs: Effects on mobile invertebrate assemblages in Southeastern Brazil. *Biological Invasions* 21:1339-1350.
- SILVA-OLIVEIRA, G.C., READY, J.S., IKETANI, G., BASTOS, S., GOMES, G., SAMPAIO, I. & MACIEL, C. 2011. The invasive status of *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879) in Northern Brazil, with an estimation of areas at risk globally. *Aquatic Invasions* 3:319-328.
- SOARES, M.O., FEITOSA, C.V., GARCIA, T.M., COTTENS, K.F., VINICIUS, B., PAIVA, S.V., DUARTE, O.D.S., GURJÃO, L.M., SILVA, G.D.V., MAIA, R.C., PREVIATTO, D.M., CARNEIRO, P.B.M., CUNHA, E., AMANCIO, A.C., SAMPAIO, C.L.S., FERREIRA, C.E.L., PEREIRA, P.H.C., ROCHA L.A., TAVARES, T.C.L. & GIARRIZZO, T. 2022. Lionfish on the loose: *Pterois* invade doreshallow habitats in the tropical southwestern Atlantic. *Frontiers in Marine Science* 9:956848.
- SOLIMAN T., MOURITS M.C.M., OUDE LANSINK A.G.J.M. & VAN DER WERF, W. 2010. Economic impact assessment in pest risk analysis. *Crop Protection* 29:517-524.
- SOUZA, A.O., CHAVES, M.P.S.R., BARBOSA, R.I. & CLEMENT, C.R. 2018. Local ecological knowledge concerning the invasion of Amerindian lands in the northern Brazilian Amazon by *Acacia mangium* (Willd.). *Journal of Ethnobiology Ethnomedicine* 14(1):33.
- SUPLICY, F M. 2017 Cultivo de mexilhões. Sistema contínuo e mecanizado. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, Florianópolis.
- TEIXEIRA, L. & CREED, J.C. 2020. A decade on: an updated assessment of the status of marine non-indigenous species in Brazil. *Aquatic Invasions* 15:30-43.
- TENÓRIO, G.S., SOUZA-FILHO, P.W., RAMOS, E.M.L.S. & ALVES, P.J.O. 2015. Mangrove shrimp farm mapping and productivity on the Brazilian Amazon coast: Environmental and economic reasons for coastal conservation. *Ocean & Coastal Management* 104:65-77.



- THIENGO, S.C., FARACO, F.A., SALGADO, N.C., COWIE, R.H. & FERNANDEZ, M.A. 2007. Rapid spread of an invasive snail in South America: the giant African snail, *Achatina fulica*, in Brasil. *Biological Invasions* 9(6):693-702.
- SUNAGA, T. & VERANI, J.R. 1991. The fish communities of the lakes in Rio Doce Valley, Northeast Brazil, *SIL Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 1922-2010 24(4):2563-2566.
- TIETZE, H.S.E., JOSHI, J., PUGNAIRE, F.I., & DE SÁ DECHOUM, M. 2019. Seed germination and seedling establishment of an invasive tropical tree species under different climate change scenarios. *Austral Ecology* 44(8):1351-1358.
- VAN KLEUNEN, M., XU, X., YANG, Q., MAUREL, N., ZHANG, Z., DAWSON, W., ESSL, F., KREFT, H., PERGL, J., PYŠEK, P., WEIGELT, P., MOSER, D., LENZNER, B. & FRISTOE, T.S. 2020. Economic use of plants is key to their naturalization success. *Nature communications* 11(1):1-12.
- VINAGRE, C., MENDONÇA, V., FLORES, A.A.V., BAETA, A. & MARQUES, J.C. 2018. Complex food webs of tropical intertidal rocky shores (SE Brazil) – An isotopic perspective. *Ecological Indicators* 98(1):485-491.
- VITULE, J. R. S. (2009). Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. *Neotrop. Biol. Conserv.* 4, 111-122. <https://doi.org/10.4013/nbc.2009.42.07>.
- VITULE J.R.S, OCCHI T.V.T., CARNEIRO L., DAGA, V.S., FREHSE F.A., BEZERRA L.A.V., FORNECK S., PEREIRA H.S., FREITAS M.O., HEGEL C.G.Z., ABILHOA V.I., GROMBONE-GUARATINI M.T., QUEIROZ-SOUSA J., PIVELLO V.R., SILVA-MATOS D.M., OLIVEIRA I., TOLEDO L.F., VALLEJOS M.A.V., ZENNI R.D., FORD A.G.P. & BRAGA R.R. 2021. Non-native species introductions, invasions, and biotic homogenization in the Atlantic Forest. In: *The Atlantic Forest - History, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse forest* (MARQUES, M.C.M. & GRELE, C.E.V., eds.). Springer Nature, Switzerland, pp. 269-295.
- WARZINIACK T. HAIGHT, R.G., YEMSHANOV, D., APRIESNIG, J.L., HOLMES, T.P., COUNTRYMAN, A.M., ROTHLIBERGER, J.D. & HABERLAND, C. 2021 Economics of Invasive Species. In *Invasive Species in Forests and Rangelands of the United States* (Poland T.M., Patel-Weyand T., Finch D.M., Miniat C.F., Hayes D.C., Lopez V.M., eds) Springer, Cham, p. 305-320.
- WEBER, M.J. & BROWN, M.L. 2009. Effects of common carp on aquatic ecosystems 80 years after “carp as a dominant”: ecological insights for fisheries management. *Reviews in Fisheries Science* 17(4):524-537.
- WELLS, K.D. 2007. *The ecology and behavior of amphibians*. The University of Chicago Press, Chicago and London.
- WHITE, P.C.L., FORD, A.E.S., CLOUT, M.N., ENGEMAN, R.M., ROY, S. & SAUNDERS, G. 2008. Alien invasive vertebrates in ecosystems: pattern, process and the social dimension. *Wildlife Research* 35(3):171-179.
- WILLIS, C.G., RUHFEL, B.R., PRIMACK, R.B., MILLER-RUSHING, A.J., LOSOS, J.B. & DAVIS C.C. 2010. Favorable climate change response explains non-native species' success in Thoreau's Woods. *PLoS One* 5(1):e8878.
- WINEMILLER, K. O.; WINEMILLER, L. C. K. & MONTAÑA, C. G. (2021). *Peacock bass: Diversity, ecology and conservation*. Academic Press.
- YOUNG, J.K., KIRK, O.A., READING, R.P., AMGALANBAATAR, S. & BERGER, J. 2011. Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *BioScience* 61(2):125-132.
- ZARET, T. M. & PAINE, R.T. 1973. Species introduction in a tropical lake. *Science* 182: 449-455. <https://doi.org/10.1126/science.182.4111.449>.
- ZENNI, R.D., DA CUNHA, W.L., MUSSO, C., DE SOUZA, J. V., NARDOTO, G.B. & MIRANDA, H.S. 2020. Synergistic impacts of co-occurring invasive grasses cause persistent effects in the soil-plant system after selective removal. *Functional Ecology* 34(5):1102-1112.



**Prancha 4.1** - Impactos ambientais de plantas exóticas invasoras. A e B. Braquiária *Urochloa arrecta* dominando a margem e parte do canal principal do rio Guaraguaçu, no Paraná, e tomando completamente alguns braços do reservatório de Itaipú, na bacia do rio Paraná. Além de substituir a vegetação ripária nativa, a invasora impede o acesso dos peixes e dificulta a navegação (crédito: Roger P. Mormul); C. Lírio-do-brejo *Hedychium coronarium* impactando uma área de floresta Atlântica (crédito: Dalva M. da Silva Matos); D. Invasão pelo pinheiro *Pinus elliottii* sobre dunas costeiras em ambiente de restinga, no Parque Natural Municipal das Dunas da Lagoa da Conceição, em Florianópolis (crédito: Michele Dechoum).



**Prancha 4.2** - Impactos ambientais de animais exóticos invasores. A e B. Incrustação do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) nas raízes de plantas aquáticas e no substrato rochoso de represas (crédito: Carlos Beltz); C e D. Coral-sol *Tubastraea* sp. causando necrose por aproximação nos corais nativos *Mussismilia hispida* e *Siderastrea stellata* (crédito: Ricardo Miranda); E. Coleta de peixes em córrego da bacia do rio Paraíba do Sul, Minas Gerais, mostrando a dominância de poecilídeos ornamentais exóticos dos gêneros *Poecilia* e *Xiphophorus* na comunidade residente (crédito: André L. B. Magalhães); F. Búfalos na Área de Proteção Ambiental do Arquipélago do Marajó, Pará (crédito: Fábio Quintela de Medeiros Oliveira, CC-BY-SA-4.0)



**Prancha 4.3** - Impactos sócio-econômicos de espécies exóticas invasoras. A e B. A invasão da arraia de água doce *Potamotrygon falkneri* na bacia do Alto rio Paraná, provocando sucessivos acidentes em turistas e pescadores, devido à injeção de peçonha pelo ferrão (detalhe) (crédito: Domingos Garro-ne Neto); C. Pesca de pirarucu em Rondônia, peixe predador que se alimenta do tucunaré, espécie nativa que é o verdadeiro alvo da pesca esportiva na região (crédito: Anderson Carvalho Guedes); D. Mexilhão-dourado impactando estruturas de usinas hidrelétricas e aumentando os custos de manutenção (crédito: Carlos Eduardo Bels).